

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

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

par
Caroline Girard

Comparaison de l'utilisation de différents types de structures de forêt résiduelle
par le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*)

Novembre 1999



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

Au cours de l'été 1998 (mai-août), une étude a été réalisée dans la région du Lac Saint-Jean dans le but de caractériser et de comparer l'utilisation par le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*) de trois environnements disponibles après coupe forestière, soit des bandes d'une largeur moyenne de 70 m et des blocs de forêt résiduelle d'une trentaine d'hectares ainsi que de la forêt non perturbée utilisée comme témoin. Cette étude s'intègre à un projet plus global, le projet « Séparateurs de coupes », qui a été initié conjointement par le Ministère des Ressources Naturelles (MRN) et le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) du Québec, dans le cadre de la révision du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI). Au cours de cette étude, 27 tétras (13 mâles et 14 femelles) ont été munis de radio-émetteurs et suivis à une fréquence d'une localisation aux deux jours. Les données recueillies ont permis d'évaluer la taille des domaines vitaux, les distances minimales de déplacement entre deux localisations, le taux de survie et la reproduction des tétras sur une période de 4 mois. Les densités de ces derniers ont été calculées à partir des inventaires de population réalisés par le MEF au printemps 1998 dans les trois types d'environnement. Par ailleurs, l'habitat présent à l'intérieur des domaines vitaux des tétras a été décrit à l'aide d'inventaires de végétation réalisés sur le territoire d'étude. Les résultats obtenus à partir du suivi sur une courte période de ce petit échantillon de tétras semblent indiquer que les trois environnements étudiés (bandes, blocs et forêt) sont utilisés de façon comparable par ces oiseaux. En effet, aucune différence significative n'a pu être détectée entre les densités, les surfaces des domaines vitaux et les déplacements des tétras ayant utilisé en partie les bandes ou les blocs de forêt résiduelle ou uniquement la forêt témoin. Seuls les domaines vitaux des tétras ayant utilisé uniquement la forêt ont été plus morcelés que les domaines vitaux des tétras ayant utilisé les bandes. Les taux de survie et la reproduction ont également été semblables dans ces trois environnements. À la lumière de ces résultats, les structures de forêt résiduelle, telles qu'elles sont réglementées par le RNI, peuvent être adéquates pour satisfaire les besoins estivaux des tétras du Canada en autant qu'il y ait de la forêt non perturbée à proximité car peu de tétras sont demeurés uniquement dans les bandes et les blocs. Des études plus poussées (n plus grand, territoires exploités plus vastes, études à plus long terme) seront toutefois nécessaires afin de connaître l'efficacité de ces structures pour les saisons et années futures.

Remerciements

J'aimerais d'abord remercier mon directeur Hubert Morin pour son soutien moral, scientifique et financier. Il a été un excellent maître qui a su me faire confiance et me laisser la liberté dont j'avais besoin pour développer cette autonomie et cette confiance en moi si nécessaires à un bon chercheur. J'aimerais également dire un gros merci à mon co-directeur, Jean Ferron, qui a toujours été prompt à me soutenir par ses idées et ses suggestions et cela malgré les distances. Il m'a également donné l'opportunité d'aller à Rimouski, d'y rencontrer des gens et d'y acquérir une formation plus complète en gestion de la faune.

Je voudrais aussi remercier le Ministère des Ressources Naturelles, ainsi que Faune et Parc Québec pour leur soutien financier et leur aide technique et humaine. Merci à Normand Bertrand, François Potvin, Claude Paquet, Laurier Breton, Alain Schrebert, Martin Girard, Sylvain St-Onge et Serge Gravel. Vous m'avez donné votre amitié, accueilli dans ce projet et permis de réaliser une étude qui m'a passionnée. J'espère que vous apprécierez les résultats de la confiance que vous m'avez témoignée.

J'aimerais également dire merci à tous les gens du laboratoire qui m'ont soutenu de près ou de loin dans cette aventure. Merci à Germain Savard pour son

oreille attentive et ses conseils, merci à Damien Côté pour le dépannage sur MapInfo, merci à Pierre-Yves Plourde, Jacques Allaire et Denis Walsh pour leur soutien statistique.

Un énorme merci également à Marie-Claude Rancourt, mon aide de terrain. Marie-Claude tu es une fille géniale, une technicienne hors pair et j'en suis certaine, bientôt une biologiste qui fera avancer la science. Merci à mes colocataires de terrain, Marianne Cusson et Nicolas Gaborit, vous avez par votre présence et votre soutien fait de cet été de terrain un moment très agréable. Merci également à Sébastien Audet, Guillaume Dallaire, Andréanne Cyr, Jacynthe Bonneau et Patrice Desgagné pour avoir participé à la course aux tétras ou aux inventaires de végétation. Merci à M. André Desgagné pour m'avoir aidée lors de la majorité des pépins qui me sont arrivés.

Merci également à mon copain François Villemaire pour sa patience, son soutien et surtout son œil critique. Il m'a aidé à traverser l'étape la plus difficile de ma maîtrise, la rédaction. Merci à mes parents qui m'ont encouragée et aidée pendant toutes ces années de formation.

Je voudrais finalement remercier le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada (CRSNG) et le Consortium sur la Forêt Boréale Commerciale pour leur aide financière.

Table des matières

Résumé	ii
Remerciements.....	iii
Table des matières	v
Liste des tableaux.....	vii
Liste des figures.....	ix
 CHAPITRE I	
INTRODUCTION.....	1
1.1- Le projet « Séparateur de coupes »	2
1.2- Le tétras du Canada	3
1.3- L'objectif général :.....	6
1.4- Les objectifs spécifiques.....	6
 CHAPITRE II	
MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	8
2.1- Le secteur d'étude	9
2.2- La capture et le marquage.....	11
2.3- Le suivi	14
2.4- Les caractéristiques de l'habitat.....	14
2.5- Les analyses.....	16

CHAPITRE III

RÉSULTATS	20
3.1- Les densités	21
3.2- Les domaines vitaux	23
3.3- Le morcellement des domaines vitaux.....	30
3.4- Les distances de déplacement	34
3.5- Les taux de survie.....	39
3.6- Le succès de reproduction.....	40
3.7- La végétation présente dans les domaines vitaux	42
3.8- Les structures d'âge	49

CHAPITRE IV

DISCUSSION	54
4.1- Les densités des tétras	55
4.2- Les domaines vitaux	56
4.3- Les déplacements.....	60
4.4- La survie des tétras et leur reproduction.....	62
4.5- La végétation dans les domaines vitaux	65
4.6- Les conclusions	68
Références	72

Liste des tableaux

Tableau 1- Résultats de l'analyse de variance sur les densités moyennes de tétras du Canada pour les différents environnements inventoriés	22
Tableau 2- Densité moyenne de tétras du Canada présents dans les différents environnements inventoriés	22
Tableau 3- Résultats des analyses de variance effectuées sur les surfaces des domaines vitaux des tétras du Canada.....	25
Tableau 4- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon la méthode du polygone convexe).....	26
Tableau 5- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon la méthode de Kernel) des tétras du Canada pour les facteurs Sexe et Environnement..	27
Tableau 6- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon l'analyse de Cluster (95% des localisations)) des tétras du Canada pour les facteurs Sexes et Environnements	28
Tableau 7- Utilisation du territoire par les tétras du Canada selon le facteur Environnement.....	28
Tableau 8- Résultats de l'analyse de variance effectuée sur le nombre de noyaux présents dans les domaines vitaux (calculées selon l'analyse de Cluster et de Kernel) des tétras du Canada	31
Tableau 9- Nombre moyen de noyaux présents dans les domaines vitaux (calculées selon l'analyse de Cluster et la méthode de Kernel) des tétras du Canada selon les facteurs Sexe et Environnement	32
Tableau 10- Résultats de l'analyse de variance à mesures répétées effectuée sur les distances moyennes parcourues en deux jours pendant et après la nidification par les tétras du Canada.....	36
Tableau 11- Moyennes des distances moyennes parcourues en deux jours par les tétras du Canada pendant et après la nidification selon les facteurs Sexe et Environnement.....	37

Tableau 12- Taux de survie des tétras du Canada sous étude pour la période estivale (mai à août 1998).....	39
Tableau 13- Données relatives aux nids et couvées de tétras du Canada suivis .	41
Tableau 14- Caractérisation de la végétation présente dans les différents groupes de domaines vitaux à partir des inventaires de végétation effectués	48

Liste des figures

Figure 1- Localisation de l'aire d'étude.....	10
Figure 2- Domaines vitaux, calculés selon la méthode de Kernel, de six tétras du Canada présents sur l'aire d'étude	29
Figure 3- Domaines vitaux évalués selon la méthode de Cluster de trois tétras du Canada étudiés.....	33
Figure 4- Déplacements effectués par six tétras du Canada au cours de l'été de suivi.....	38
Figure 5- Structure d'âge de cinq peuplements représentatifs de l'aire d'étude....	53

CHAPITRE I

INTRODUCTION

1.1- Le projet « Séparateur de coupes »

En 1995, le Ministère des Ressources Naturelles et le Ministère de l'Environnement et de la Faune ont mis conjointement sur pied le projet de recherche « Séparateurs de coupes » dans le cadre de la révision du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI) (Walsh *et al.* 1997). Ce projet s'échelonne sur trois ans, soit de 1997 à 1999 et vise l'évaluation de l'utilisation des zones de forêt résiduelle¹ par la faune et l'étude de l'adaptation des espèces aux mosaïques forestières rencontrées suite à la réalisation d'interventions faites selon les prescriptions du RNI (Bertrand et Potvin 1999). Six groupes fauniques sont étudiés, soit celui des passereaux, des écureuils, des lièvres, des canards noirs, des orignaux et des tétras du Canada. La présente étude ne concerne que le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*). Elle traite plus particulièrement du suivi télémétrique effectué au printemps et à l'été 1998 et complète les données tirées des inventaires des populations de tétras effectués par le Ministère de l'Environnement et de la Faune au cours des trois années du projet (Courtois et Potvin 1999).

¹ Voir plus particulièrement les articles 75, 76, 77 et 79 de la section VIII du Règlement sur les Normes d'intervention dans les Forêts du Domaine Public qui a pour titre : Superficie et localisation des aires de coupe et application des traitements sylvicoles.

1.2- Le tétras du Canada

Le tétras du Canada (*Falcipennis canadensis*) se retrouve en permanence dans les forêts canadiennes de conifères. Il est présent dans presque tout le Canada. Bien qu'absent en Nouvelle-Écosse, on le retrouve à Terre-Neuve où il a été introduit en 1964 (Godfrey 1986) et à l'île d'Anticosti depuis 1985 (Ferron et Lemay 1987). Le tétras se rencontre également dans plusieurs forêts de conifères des États-Unis, soit en l'Alaska et dans la plupart des états du nord du pays (Godfrey 1986). Il est par contre disparu de la partie méridionale de son aire de répartition suite à l'exploitation des forêts de conifères qui s'y trouvaient et à leur remplacement par des forêts de feuillus (Turcotte *et al.* 1994).

L'étude du tétras du Canada s'est effectuée au cours des 40 dernières années et a été réalisée principalement en Alberta, en Alaska, au Minnesota, au Michigan, en Ontario, au Nouveau-Brunswick et assez récemment au Québec. Les connaissances acquises par ces recherches concernent entre autres l'alimentation de l'oiseau (Jonkel et Greer 1963 ; Ellison 1966 ; Pendergast et Boag 1970 ; Ellison 1976 ; Herzog 1978 ; Allan 1985 ; Hohf *et al.* 1987 ; Naylor et Bendell 1989 ; DeFranceschi et Boag 1991), ses déplacements et mouvements migratoires (Schroeder 1985 ; Boag et Schroeder 1992), ses comportements sociaux (Ellison 1973 ; Herzog et Boag 1978 ; Nugent et Boag 1982 ; Keppie 1987a), ainsi que sa reproduction et sa productivité (Pendergast et Boag 1971 ;

Keppie et Herzog 1978 ; Alway et Boag 1979 ; Keppie 1982 ; Remond *et al.* 1982)

Les besoins du tétras du Canada en terme d'habitat sont assez bien connus. Le tétras est dépendant des forêts de conifères pour satisfaire à ses besoins vitaux (Turcotte *et al.* 1993). On le retrouve donc dans des peuplements dominés par le pin tordu latifolié (*Pinus contorta* Doug.ex Loud. var. latifolia Engelm.) dans l'ouest de l'Amérique du Nord, par le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) dans le centre du continent et par l'épinette (*Picea sp.*) et le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) dans l'est (Allan 1985). Le tétras est toutefois sélectif, préférant des forêts assez jeunes, relativement denses (2 500 à 3 000 tiges/ha) et d'une hauteur de 7 à 14 m (Boag et Schroeder 1992). Selon le sexe de l'oiseau ou la période de l'année, il présente également des exigences en terme de structure forestière. Mâles et femelles recherchent des milieux plus ouverts au printemps pour la période de reproduction. Pendant la ponte, les femelles utilisent des forêts qui présentent une végétation arborescente et arbustive dense. Les mâles occupent un habitat comparable durant l'été puisqu'ils y trouvent une meilleure protection pour la période de la mue. À partir de la deuxième semaine d'élevage, les femelles avec des couvées se déplacent vers des milieux présentant des strates arborescentes et arbustives de plus faible densité afin de permettre l'alimentation adéquate des petits (Lemay *et al.* 1998). Durant l'hiver, les deux sexes utilisent

des sites denses (Allan 1985) comparables à ceux retrouvés pendant la période de nidification.

Cette dépendance pour les forêts de conifères rend le tétras du Canada vulnérable face à l'industrie forestière qui prise les essences résineuses. Au Québec, la plupart des forêts en milieu boréal sont du domaine public et leur exploitation par l'industrie forestière est permise. Les effets réels des activités de cette industrie sur l'oiseau sont encore peu connus.

Une étude réalisée en Abitibi-Témiscamingue par Turcotte et ses collaborateurs (1994) traite de l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada. Cette étude indique que la coupe en forêt boréale touche l'oiseau à plusieurs niveaux. Les tétras qui étaient présents sur les territoires exploités ont démontré plus fréquemment des attitudes d'alerte indiquant un niveau de stress plus important. Ils ont effectué également de plus grands déplacements pendant et après la réalisation des interventions forestières. Pour ne pas utiliser les parterres de coupes, les tétras ont déplacé leurs domaines vitaux dans les forêts résiduelles avoisinantes qui répondaient le plus possible à leurs besoins. D'après ces auteurs, l'exploitation forestière a de plus un impact sur la dynamique des populations de tétras. Elle provoque la diminution de la productivité des oiseaux, de leur taux de survie et de leurs densités. Les tétras étaient toujours présents en faible densité dans le secteur d'intervention un an après la coupe et ils se

rencontraient dans les forêts résiduelles, soit dans les bandes riveraines ou dans les îlots de confinement de l'orignal (Turcotte *et al.* 1994). Les auteurs stipulent que le maintien de forêts résiduelles et de bandes riveraines est essentiel pour minimiser l'impact de l'exploitation forestière. Ils doutent par contre que leurs superficie et qualité soient suffisantes pour assurer la survie de l'espèce à court, moyen et long terme. C'est à cette dernière question qu'il faudra tenter de répondre.

1.3- L'objectif général :

L'objectif du présent travail est d'évaluer et de comparer l'utilisation estivale par le tétras du Canada de trois environnements forestiers présents après une coupe forestière exécutée selon le RNI: les bandes de forêt résiduelle de 60 m, les blocs de forêt résiduelle d'une superficie équivalente à la plus grande aire de coupe adjacente et les forêts non perturbées (témoin).

1.4- Les objectifs spécifiques

- Déterminer la densité de tétras présents dans le secteur d'étude;
- Caractériser l'utilisation (occasionnelle ou permanente) des bandes et blocs de forêt résiduelle en été;

- Déterminer et comparer la taille des domaines vitaux estivaux (mai-août) des tétras pour les différents environnements forestiers étudiés (bandes, blocs et témoins);
- Évaluer et comparer les déplacements des tétras pour les trois environnements forestiers étudiés (bandes, blocs et témoins);
- Évaluer et comparer le taux de survie des individus présents dans les types d'environnements forestiers étudiés (bandes, blocs et témoins);
- Évaluer et comparer la productivité (nids, oisillons) des tétras dans les trois types d'environnements forestiers étudiés (bandes, blocs et témoins);
- Caractériser l'habitat présent dans les environnements utilisés par le tétras.

CHAPITRE II

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1- Le secteur d'étude

Le secteur d'étude est situé à une trentaine de kilomètres au nord-ouest de St-Thomas-Didyme dans la région du Lac Saint-Jean (figure 1). Il couvre une superficie d'environ 70 km² et est entouré par les lacs Montréal (49°04'25"N, -72°54'29"O), Gronick (49°06'26"N, -72°59'16"O), du Loup (49°08'21"N, -72°55'07"O) et des Roches (49°12'50"N, -72°58'07"O).

Les observations effectuées sur le terrain et sur les cartes écoforestières permettent de dire que la végétation retrouvée sur l'aire d'étude est généralement dominée par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.) et ce, surtout dans le secteur nord. D'autres espèces sont également présentes sur ce territoire. Le pin gris (*Pinus banksiana* Lamp.) se retrouve dans la partie centrale de l'aire d'étude, particulièrement dans la portion ouest. Il y est généralement accompagné d'épinettes noires, les deux espèces s'interchangeant la dominance. Quelques peuplements purs de pin gris sont également observables à cet endroit. Le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) domine, quant à lui, dans la partie sud de l'aire d'étude. Il forme dans plusieurs cas des peuplements mixtes avec des espèces telles que le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes* Michx.).

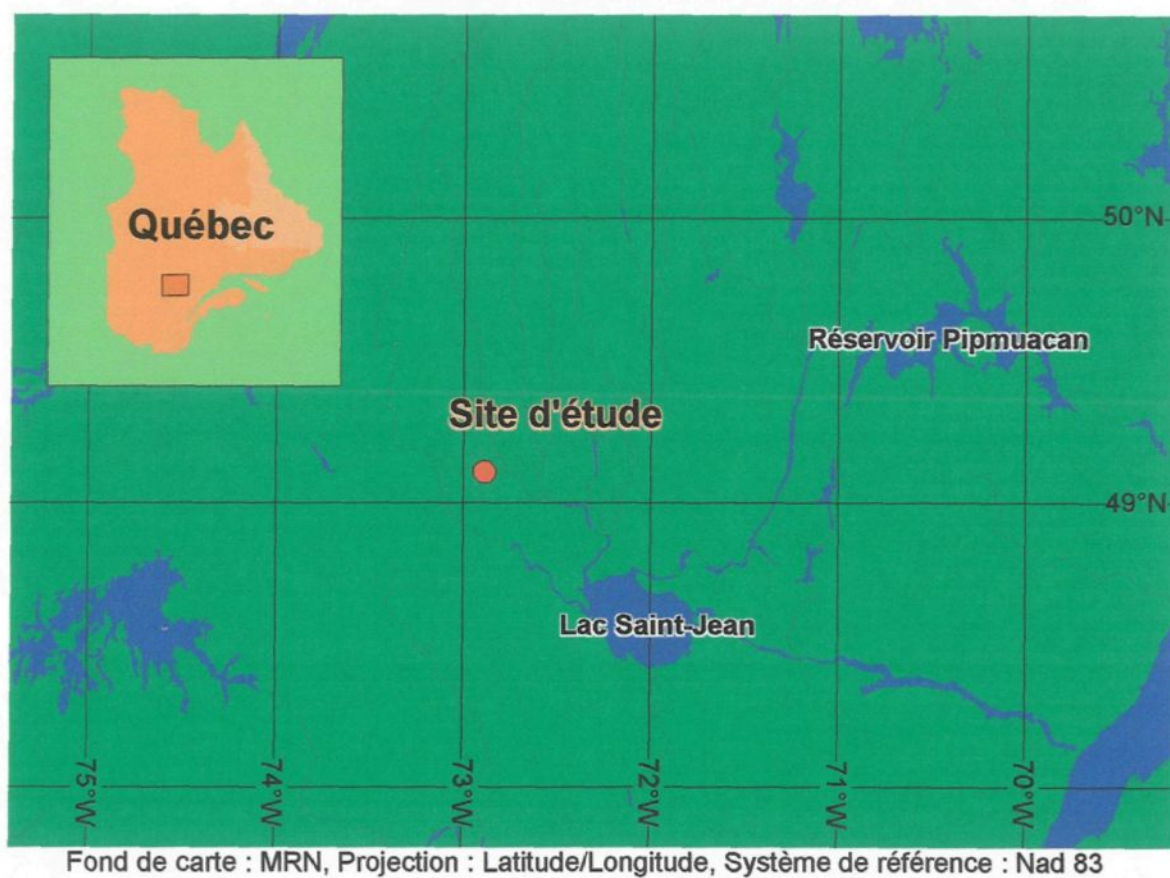


Figure 1- Localisation de l'aire d'étude

Le secteur d'étude est situé dans l'aire commune attribuée à la compagnie forestière Produits forestiers Donohue et fait l'objet depuis quelques années (1992-1997) d'exploitation forestière. L'observation des cartes forestières permet d'évaluer à 30% la portion du territoire qui a été coupée. La superficie des coupes effectuées varie d'une dizaine d'hectares à environ 60 à 70 ha (Bertrand *et al.* 1996). Ces coupes ont été réalisées en conformité avec le RNI ; deux types de séparateurs de coupes ont été aménagés, soit des bandes (riveraines et sèches) et des blocs résiduels. Les bandes, plus présentes sur le territoire que les blocs, ont toutes une forme rectangulaire allongée. Leur largeur moyenne est estimée à 70 m alors que leur longueur varie de 300 à 1 600 m. Les cinq blocs résiduels présents sont de formes variables. D'une largeur variant de 200 m à 600m, ils présentent une surface moyenne d'une trentaine d'hectares.

La présence de vieilles souches dans certaines forêts du sud et du centre du secteur d'étude indique, par ailleurs, la présence de forêt dites de seconde venue. Quelques forêts du secteur ne seraient donc pas des forêts vierges.

2.2- La capture et le marquage

Une première séance de capture de tétras du Canada a été effectuée du 4 au 8 mai 1998, simultanément à un inventaire des populations de cette même espèce.

Cet inventaire était réalisé par le Ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) dans le cadre du projet « Séparateurs de coupes ». Il avait pour but d'évaluer la densité des tétras dans les environnements étudiés (bandes, blocs résiduels et forêt témoin) mais également de permettre la capture et le marquage des oiseaux pour le présent projet ainsi que la pose d'émetteurs télémétriques sur ces derniers.

La technique utilisée pour réaliser l'inventaire a été celle suggérée par Ferron et Lemay (1987), soit une méthode d'inventaire systématique de la population reproductrice. Comme il est décrit dans cette méthode, le repérage des oiseaux a été réalisé à l'aide de stations d'écoutes réparties systématiquement à tous les 150 m. Une seule virée centrale a été effectuée dans les bandes alors qu'il y en a eu plusieurs, équidistantes de 150 m, qui ont été réalisées dans les blocs pour les couvrir entièrement. À chacune des stations, un enregistrement de cris agressifs de tétras femelles a été émis pendant 15 minutes pour stimuler les oiseaux reproducteurs et ainsi permettre leur dénombrement, leur capture et leur marquage. Les mâles ont répondu à ces appels en se dirigeant vers la source émettrice pour y faire leur parade alors que les femelles ont émis une réponse vocale agressive pour défendre leur territoire. Comme prévu, cette méthode de stimulation n'a été efficace que pour une courte période de temps, soit celle de la reproduction des tétras.

La capture des tétras s'est faite au moyen d'une perche extensible de fibre de verre munie d'un collet de nylon à son extrémité (Zwickel et Bendell 1967). Cet instrument a permis de saisir les oiseaux se situant au sol ou perchés par la base du cou en minimisant le risque de blessures. Chaque animal capturé a été muni de bagues de plastique aux deux pattes. Une attention particulière a été apportée au maintien d'un équilibre dans les proportions des sexes.

Sur la totalité des tétras inventoriés, 15 tétras (9 mâles et 6 femelles) ont été capturés, bagués et munis de radio-émetteur. Ces émetteurs (Holohil Systems Ltd. RI-2BM (12)) ont été fixés au dos des oiseaux par des harnais de type sac à dos (Turcotte *et al.* 1994) constitués de Kevlar gainé. Des captures supplémentaires (12 tétras : 4 mâles et 8 femelles) ont également été réalisées au cours de l'été au hasard des rencontres (3 tétras ont été capturés entre le 14 et le 31 mai, 6 entre le 11 et le 26 juin et 3 entre le 1^{er} et le 18 juillet). La même technique de capture a alors été utilisée et le même système installé sur les oiseaux. Ces captures ont permis d'augmenter le nombre d'oiseaux étudiés et également de remplacer les individus morts (trois morts par prédateurs et une mort causée par une défaillance du harnais) ou perdus (2 cas de perte d'émetteurs) au cours du suivi.

2.3- Le suivi

Les tétras radio-marqués ont été localisés du 15 mai au 28 août à tous les deux jours lorsque cela était possible. Ces localisations ont été réalisées à l'aide de récepteurs portatifs (Suretrack STR 1000 et SRX 400, Lotek Engineering Inc.) puis de façon visuelle à courte distance dans la majorité des cas. La triangulation a été utilisée à certaines occasions lorsqu'un obstacle, tel une rivière, empêchait l'atteinte de l'oiseau. Le repérage des femelles au nid a été effectué à distance et cela, pour ne pas laisser d'indices olfactifs et visuels susceptibles de diriger des prédateurs près du nid. La position géographique de chacune des localisations a été établie au moyen d'un GPS (GeoExplorer II, Trimble Navigation Limited). La précision de cet appareil était de l'ordre de 2 à 3 m après correction différentielle.

2.4- Les caractéristiques de l'habitat

Afin de décrire l'habitat utilisé par les tétras du Canada sur le territoire d'étude, les inventaires de végétation exécutés dans les structures de forêt résiduelle par le MRN au cours des étés 1997 et 1998 ont été utilisés. La réalisation d'inventaires supplémentaires dans des secteurs de forêt non perturbée a toutefois été nécessaire au cours de l'été 1998 afin de compléter le portrait qui avait été dressé

par le MRN. De nouvelles parcelles d'inventaire ont donc été distribuées dans les peuplements utilisés par les tétras, qui n'avaient pas encore été caractérisés. Un transect, comprenant de trois à cinq points d'échantillonnage distancés de 50 m, a été réalisé dans chacun de ces peuplements.

La description de l'habitat effectuée lors des inventaires complémentaires était la même que celle réalisée par le MRN. La densité et la surface terrière des différentes espèces d'arbres ($DHP > 9 \text{ cm}$) et gaulis ($2 \text{ cm} < DHP < 9 \text{ cm}$) ont d'abord été mesurées à l'aide d'un prisme de facteur 2 et d'un ruban circonférenciel. La fermeture du couvert (strate arborescente et arbustive haute) a ensuite été estimée à l'œil nu. L'obstruction latérale de la végétation a par la suite été évaluée avec une planche à profil vertical (Turcotte *et al.* 1994). La strate arbustive ($DHP < 2 \text{ cm}$) a également été caractérisée en terme de densité selon deux classes de hauteur ($< 50 \text{ cm}$ et $> 50 \text{ cm}$). L'évaluation de cette densité s'est faite dans une parcelle circulaire de 25 m^2 par le dénombrement des tiges ou par une estimation visuelle du pourcentage de recouvrement dans le cas des éricacés. La hauteur des arbustes présents dans la parcelle a été estimée également de façon visuelle. Le pourcentage de recouvrement des différentes espèces herbacées et muscinales a de plus été évalué à l'œil nu dans cette même parcelle de 25 m^2 . Finalement, une estimation de la hauteur et de l'âge des arbres a été réalisée par des mesures effectuées sur l'arbre dominant le plus proche du centre

de la parcelle. La mesure de la hauteur a été prise avec un clinomètre et une chaîne de 50 m alors que celle de l'âge a été calculée à partir d'échantillons prélevés à l'aide d'une sonde de Pressler (au DHP).

Afin de mieux caractériser le site d'étude, l'âge et l'origine de cinq peuplements jugés représentatifs des habitats dans lesquels les tétras ont été observés au cours de l'étude (pessière noire fermée, pessière noire ouverte, pessière à pins gris, tourbière, pessière noire avec anciennes coupes) ont été évalués. Pour ce faire, des structures d'âge ont été réalisées pour ces peuplements types. Des quadrats, de dimensions variables (100 à 450 m²) selon la densité des peuplements, ont été réalisés dans chacun des peuplements choisis afin de permettre l'échantillonnage d'une cinquantaine d'arbres à l'aide de sondes de Pressler (DHS). L'âge des arbres a été calculé par le dénombrement des cernes de croissance présents sur les échantillons récoltés. Un binoculaire a été utilisé pour effectuer cette tâche.

2.5- Les analyses

Le logiciel « MapInfo professional (version 5.0) » a été utilisé dans la majorité des étapes d'analyse nécessitant un support cartographique. Les fonds de cartes utilisés (numérisés au 1 : 20 000) provenaient, pour la plupart, du MRN et les différents travaux ont été réalisés avec la projection MTM et le système de

référence Nad 83. L'utilisation de ce logiciel a permis la mesure des distances minimales de déplacements des oiseaux entre deux repérages (2 jours) et également, la réalisation de plusieurs cartes thématiques.

La superficie des domaines vitaux (D.V.) de chacun des tétras a été évaluée selon trois méthodes non paramétriques différentes et complémentaires. La méthode du polygone convexe (PC) a d'abord été choisie parce qu'elle est utilisée comme standard depuis plusieurs années et qu'elle permet la comparaison des résultats avec d'autres études (Lawson et Rodgers 1997); elle est toutefois imparfaite car ses calculs sont influencés par le nombre de repérages. Pour sa part, la méthode de Kernel, plus récente, a été sélectionnée parce qu'elle est peu biaisée et qu'elle représente de façon réaliste les D.V. (Lawson et Rodgers 1997). Finalement, l'analyse de Cluster est intéressante parce qu'elle permet de cibler plus particulièrement les noyaux d'utilisation des tétras (Kenward 1993). Les calculs selon la méthode de Kernel ont été réalisés à l'aide de l'extension « Spatial Movement Analysis » de « ArcView » alors que ceux des PC et des analyses de Cluster ont été effectués à partir du logiciel « Range V ». Les D.V. ont tous été évalués en utilisant 95% des localisations mais également 75 et 50% des localisations dans le cas des méthodes de Kernel et du PC afin de mieux déterminer l'importance spatiale des sites plus fréquemment utilisés (White et Garrott 1990). Lors des analyses, seul les D.V. avec plus de 20 positionnements ont été conservés (le nombre maximum de positionnement servant au calcul d'un

D.V. a été de 42). Le choix du nombre minimal de positionnements a été déterminé à partir du plafonnement de la courbe de l'aire des D.V. en fonction du nombre de localisations observées sur les graphiques réalisés avec l'extension « Spatial Movement Analysis » de « Arcview ».

Afin de savoir si le sexe et l'environnement utilisé par les tétras influencent ces derniers, des comparaisons de moyennes ont été réalisées sur les données relatives aux densités, aux déplacements moyens ainsi qu'aux superficies et aux morcellements des D.V. des tétras. Pour ce faire, des analyses de variance à deux critères de classification (ANOVA) ont été réalisées selon la procédure GLM du logiciel de statistique SAS. Une analyse à mesures répétées (ANOVAR) a toutefois été nécessaire dans le cas des déplacements moyens pour considérer également l'influence du temps. Les deux facteurs utilisés pour réaliser la plupart de ces analyses ont été le sexe et l'environnement utilisé par les tétras. Le facteur Sexe a été défini selon deux niveaux, soit mâle ou femelle alors que le facteur Environnement en présentait trois. Le premier niveau de ce dernier facteur regroupait les tétras qui avaient utilisé à la fois des bandes de forêt résiduelle séparatrices et de la forêt continue (BaF), le deuxième intégrait les tétras ayant utilisé des blocs de forêt résiduelle et de la forêt continue (BIF) alors que le troisième niveau incluait les tétras ayant utilisé uniquement de la forêt continue (For). Cette classification complexe a été nécessaire parce qu'aucun tétras n'est resté confiné dans une même structure résiduelle. Seuls quelques tétras capturés

dans des blocs ont utilisé à une ou deux occasions des bandes de forêt résiduelle. Parce que ces escapades ont été très rares, ces tétras ont tout de même été classés dans le deuxième niveau, le BIF. Dans le cas des analyses effectuées sur les densités des tétras, les facteurs utilisés pour réaliser les ANOVA ont été le sexe des oiseaux et l'environnement inventorié. Ce dernier facteur possédait trois niveaux, soit la bande, le bloc ou la forêt. Lorsqu'une différence significative était obtenue lors des comparaisons de moyenne, le test HDS de Tukey a été utilisé pour situer cette différence. L'échantillon analysé étant très petit, la normalité et l'homogénéité des variances ont été assumées.

Le taux de survie des tétras suivis au cours de l'étude a été évalué à l'aide du logiciel « Micromort » (Heisse et Fuller 1985). Le calcul a été réalisé selon trois classes, la première réunissait tous les tétras alors que les deux autres considéraient respectivement le sexe et l'environnement utilisé par les tétras. Un seul intervalle de temps de 115 jours correspondant à la période de suivi des oiseaux a été utilisé lors des analyses.

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1-Les densités

Les résultats de l'inventaire des populations de tétras du Canada effectué en 1998 par le MEF (tableaux 1 et 2) montrent la présence de tétras dans les trois environnements étudiés sur le territoire. Toutefois, l'analyse de variance effectuée est peu puissante et ne permet pas de distinguer de différence significative ($p > 0,05$) entre les densités moyennes calculées pour ces trois environnements. La densité moyenne totale des tétras sur le territoire est de $4,2 \pm 1,5$ tétras/km² alors que celle des mâles uniquement est de $2,4 \pm 1,2$ mâles/km².

Tableau 1- Résultats de l'analyse de variance sur les densités moyennes de tétras du Canada pour les différents environnements inventoriés

Source	Tétras				
	d.l.	CM	F	P	1- β $\alpha=0,05$
Environnement inventorié	2	89,91	1,39	0,27	0,27
Erreur	26	64,45			
	Tétras mâles				
	d.l.	CM	F	P	1- β $\alpha=0,05$
Environnement inventorié	2	94,11	2,28	0,12	0,42
Erreur	26	41,29			

(Courtois, R. et F. Potvin, données non publiées)

Tableau 2- Densité moyenne de tétras du Canada présents dans les différents environnements inventoriés

Environnement inventorié	n	Tétras		Tétras mâles	
		\bar{x} (tétras/km ²)	$s_{\bar{x}}$	\bar{x} (mâles/km ²)	$s_{\bar{x}}$
Bande	19	2,889	1,512	1,3	1,3
Bloc	5	9,618	1,825	8,0	4,9
Forêt	5	3,923	4,506	1,3	1,3
Total	29	4,227	1,512	2,4	1,2

(Courtois, R. et F. Potvin, données non publiées)

3.2- Les domaines vitaux

Les analyses de variance à deux critères de classification (tableau 3) effectuées sur les surfaces calculées des domaines vitaux (D.V.) ne permettent pas de distinguer de différence significative ($p > 0,05$) entre les superficies des D.V. des mâles et des femelles, ni entre celles des tétras BaF, BIF et For et cela, pour les trois méthodes d'évaluation des D.V., soit les méthodes de Kernel, du polygone convexe et de Cluster, en considérant 95%, 75% et 50% des localisations. La puissance des ANOVA effectuées est toutefois faible, variant de 0,05 à 0,28.

Les surfaces moyennes des D.V. calculées selon la méthode du polygone convexe, de Kernel et de l'analyse de Cluster sont respectivement présentées au tableau 4, 5 et 6. Selon la méthode du P.C., on évalue à $60,6 \pm 23,3$ ha la surface moyenne des D.V. (calculée avec 95% des localisations) des mâles et à $70,9 \pm 18,9$ ha celles des femelles alors que pour les différents niveaux du facteur Environnement ces surfaces moyennes sont de $56,2 \pm 15,0$ ha pour les BaF, de $83,5 \pm 28,6$ ha pour les BIF et de $50,9 \pm 33,0$ ha pour les For. La taille des D.V. calculés avec la méthode de Kernel (95% des localisations) est de $59,3 \pm 25,0$ ha pour les mâles, de $41,0 \pm 9,5$ ha pour les femelles, de $36,7 \pm 10,5$ ha pour les BaF, de $75,4 \pm 28,7$ ha pour les BIF et de $28,5 \pm 18,0$ ha pour les For. Lorsque calculée à l'aide de l'analyse de Cluster, la surface des D.V. est de $28,3 \pm 11,6$ ha pour les

mâles, de $31,1 \pm 7,6$ ha pour les femelles, de $27,7 \pm 6,0$ ha pour les BaF, de $42,7 \pm 14,8$ ha pour les BIF et de $11,7 \pm 5,3$ ha pour les For.

La figure 2 montre les D.V. calculés selon la méthode de Kernel de six tétras du Canada étudiés. Ces domaines ne représentent en fait qu'une partie de la gamme des surfaces observées mais ils démontrent néanmoins la variabilité des superficies retrouvées dans l'ensemble des D.V. présents sur le territoire. Cette variabilité est aussi présente à l'intérieur de chacun des niveaux du facteur Environnement. En effet, des domaines petits, moyens et grands sont retrouvés à la fois chez les tétras BaF, BIF et For.

Une description de l'utilisation du territoire par les différents groupes de tétras (tableau 7) a été réalisée à partir de l'ensemble des localisations formant les D.V. des tétras. L'examen de ce portrait permet de constater l'utilisation non exclusive par les tétras des structures résiduelles laissées sur le territoire après coupe forestière. En effet, plusieurs des tétras étudiés ont quitté les structures résiduelles au cours de l'été pour aller dans des secteurs de forêt non perturbée et continue (21% des localisations pour les tétras BaF et 45% pour les BIF) ou quelques fois dans les coupes forestières (12% des localisations pour les BaF et 5% pour les BIF).

Tableau 3- Résultats des analyses de variance effectuées sur les surfaces des domaines vitaux des tétras du Canada (n=20)

		Kernel 95%				Kernel 75%				Kernel 50%			
Sources	d.l.	CM	F	P	1-β α=0,05	CM	F	P	1-β α=0,05	CM	F	P	1-β α=0,05
Sexe	1	1566,27	0,32	0,58	0,08	1172,82	1,22	0,29	0,15	85,98	0,48	0,50	0,10
Environnement	2	2449,58	0,50	0,62	0,12	483,5 2	0,50	0,62	0,09	164,16	0,93	0,42	0,18
Sexe*	2	3903,45	0,79	0,47	0,16	44,50	0,05	0,96	0,07	28,83	0,16	0,85	0,07
environnement													
Erreur	14	4913,25				964,40				177,45			
		PC 95%				PC 75%				PC 50%			
Sources	d.l.	CM	F	P	1-β α=0,05	CM	F	P	1-β α=0,05	CM	F	P	1-β α=0,05
Sexe	1	459,75	0,14	0,72	0,06	0,47	0,00	0,98	0,05	9,82	0,05	0,82	0,06
Environnement	2	4658,39	1,39	0,28	0,25	552,46	0,59	0,57	0,13	82,19	0,45	0,65	0,11
Sexe*	2	4348,08	1,30	0,30	0,24	1058,04	1,12	0,35	0,21	92,80	0,51	0,61	0,12
environnement													
Erreur	14	3352,90				941,18				182,41			
		Cluster 95%											
Sources	d.l.	CM	F	P	1-β α=0,05								
Sexe	1	160,59	0,17	0,69	0,07								
Environnement	2	1530,29	1,59	0,24	0,28								
Sexe*	2	404,81	0,42	0,67	0,11								
environnement													
Erreur	14	962,23											

Tableau 4- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon la méthode du polygone convexe)
des tétras du Canada pour les facteurs Sexes et Environnements

		Sexes								
		Mâles			Femelles			Total		
Environnements	Méthodes	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$
BaF	PC 95%	4	35.61	19.46	3	38.25	3.42	7	36.74	10.49
	PC 75%	4	15.76	9.32	3	21.01	2.70	7	18.01	5.19
	PC 50%	4	4.04	2.59	3	5.40	1.67	7	4.62	1.55
BIF	PC 95%	4	108.63	53.47	4	42.15	15.62	8	75.39	28.68
	PC 75%	4	47.09	28.05	4	18.97	10.18	8	33.03	14.80
	PC 50%	4	14.50	11.72	4	8.20	5.04	8	11.35	6.03
For	PC 95%	2	7.97	2.92	3	42.12	29.08	5	28.46	18.02
	PC 75%	2	6.02	1.70	3	27.94	15.29	5	19.17	9.96
	PC 50%	2	2.88	0.74	3	12.16	9.14	5	8.45	5.50
Total	PC 95%	10	59.29	24.97	10	40.97	9.49			
	PC 75%	10	26.35	12.24	10	22.28	5.61			
	PC 50%	10	7.99	4.73	10	8.55	3.15			

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt

BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt

For : Forêt uniquement

Tableau 5- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon la méthode de Kernel) des téttras du Canada pour les facteurs Sexe et Environnement

		Sexes								
		Mâles			Femelles			Total		
Environnements	Méthodes	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$
BaF	Kernel 95%	4	42,16	21,68	3	74,84	18,41	7	56,16	15,04
	Kernel 75%	4	13,64	7,77	3	27,40	10,33	7	19,53	6,34
	Kernel 50%	4	4,59	2,08	3	12,20	4,03	7	7,85	2,43
BIF	Kernel 95%	4	101,31	50,88	4	65,58	32,01	8	83,45	28,63
	Kernel 75%	4	28,23	14,50	4	32,51	22,13	8	30,37	12,27
	Kernel 50%	4	14,91	7,86	4	14,83	10,85	8	14,87	6,20
For	Kernel 95%	2	16,23	3,38	3	74,08	54,35	5	50,94	32,99
	Kernel 75%	2	6,45	0,85	3	29,16	24,08	5	20,08	14,32
	Kernel 50%	2	2,32	0,76	3	7,62	5,48	5	5,50	3,28
Total	Kernel 95%	10	60,64	23,25	10	70,91	18,93			
	Kernel 75%	10	18,04	6,68	10	29,97	10,56			
	Kernel 50%	10	8,26	3,49	10	11,88	4,45			

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt

BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt

For : Forêt uniquement

Tableau 6- Surfaces moyennes des domaines vitaux (calculées selon l'analyse de Cluster (95% des localisations)) des tétras du Canada pour les facteurs Sexes et Environnements

Environnements	Sexes						Total		
	Mâles			Femelles					
	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (ha)	$s_{\bar{x}}$
BaF	4	19.77	8.56	3	38.25	3.42	7	27.69	6.05
BIF	4	47.86	26.53	4	37.45	17.40	8	42.66	14.82
For	2	6.05	4.84	3	15.52	8.1268	5	11.73	5.25
Total	10	28.26	11.64	10	31.11	7.56			

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt

BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt

For : Forêt uniquement

Tableau 7- Utilisation du territoire par les tétras du Canada selon le facteur Environnement

	Niveaux du facteur Environnement		
	BaF (%)	BIF (%)	For (%)
Forêt	21	45	96
Bande	67	2	0
Bloc	0	44	0
Coupe	12	5	0
Autres	0	4	4
Total	100	100	100

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt

BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt

For : Forêt uniquement

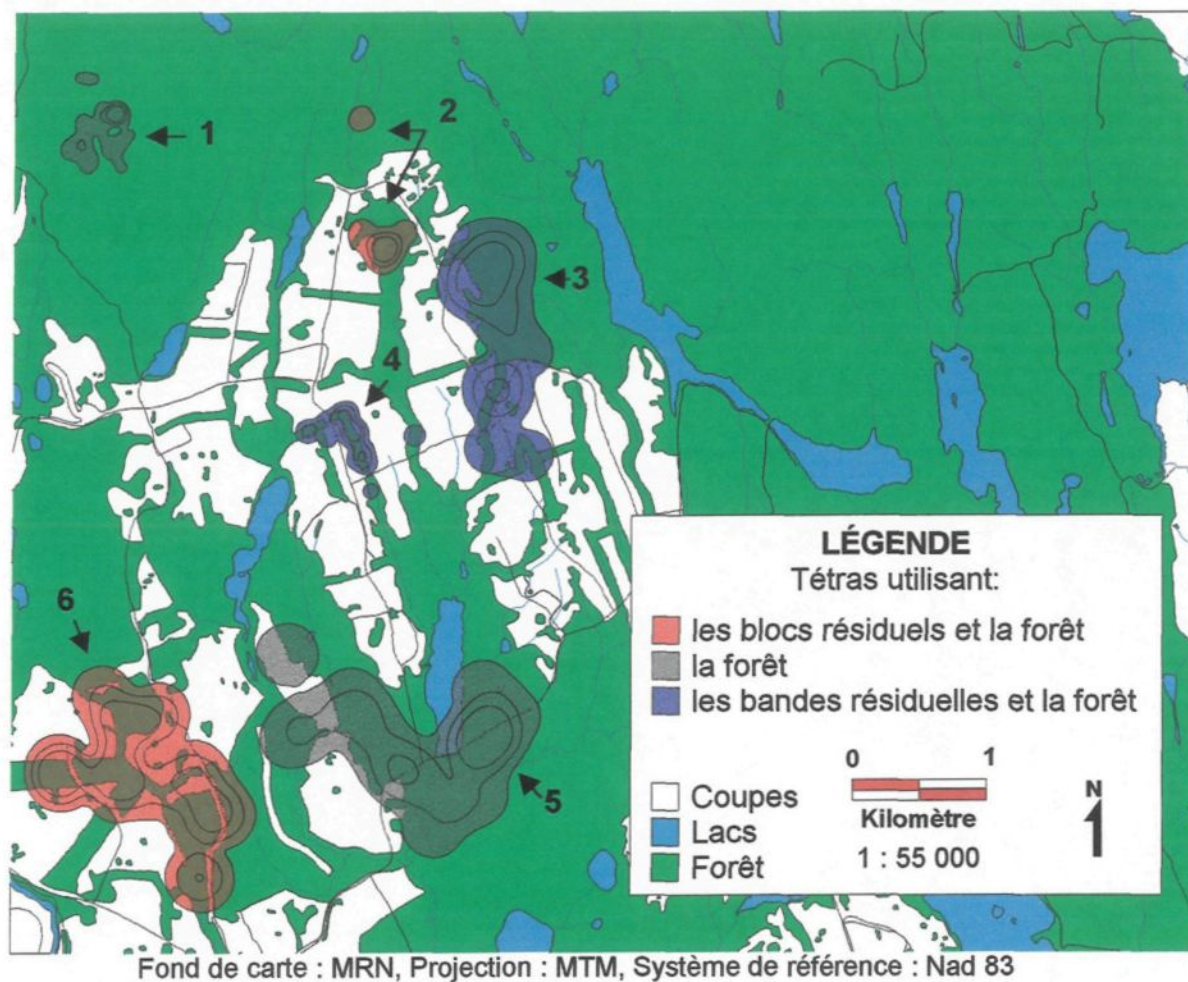


Figure 2- Domaines vitaux, calculés selon la méthode de Kernel, de six tétras du Canada présents sur l'aire d'étude

3.3- Le morcellement des domaines vitaux

Afin de déterminer si les domaines vitaux (D.V.) sont plus morcellés dans certaines conditions, le nombre de noyaux d'utilisation formant les D.V. a été analysé. Une analyse de variance à deux critères de classification a été utilisée pour effectuer la comparaison ; les D.V. calculés avec la méthode de Kernel (95%, 75% et 50% des localisations) et celle de Cluster (95% des localisations) ont été utilisés pour cette analyse à cause de la propriété de ces méthodes à diviser les D.V. des tétras selon leurs centres d'utilisation. Les résultats de cette analyse (tableau 8) montrent une différence significative seulement au niveau de la méthode de Cluster pour le facteur Environnement. Le test HSD de Tukey et les moyennes du nombre de noyaux calculées pour cette méthode (tableau 9) démontrent que les domaines des tétras BaF sont moins morcelés que ceux des tétras For. En effet, le nombre moyen de noyaux formant les D.V. des tétras For est de $2,8 \pm 0,7$ alors que celui des tétras BaF est de $1,3 \pm 0,2$. Le nombre moyen de noyaux pour les tétras BIF est de $2,3 \pm 0,5$ et est donc intermédiaire entre les deux précédents.

La figure 3 montre, à titre d'exemple, trois D.V. évalués selon la méthode de Cluster, chacun représentant un des trois niveaux étudiés à l'intérieur du facteur Environnement. On y observe bien le morcellement plus important du D.V. du tétras For par rapport au tétras BaF.

Tableau 8- Résultats de l'analyse de variance effectuée sur le nombre de noyaux présents dans les domaines vitaux (calculés selon l'analyse de Cluster et de Kernel) des tétras du Canada (n=20)

Méthode de Cluster					
Sources	d.l.	CM	F	P	1-β $\alpha=0,05$
Sexe	1	4,19	4,45	0,053	0,50
Environnement	2	3,83	4,07	0,041	
Sexe*environnement	2	1,47	1,56	0,244	0,28
Erreur	14	0,94			
Méthode de Kernel					
95% des localisations					
Sexe	1	1,05	0,79	0,390	0,13
Environnement	2	2,67	2,01	0,170	0,35
Sexe*environnement	2	2,18	1,64	0,229	0,29
Erreur	14	1,33			
75% des localisations					
Sexe	1	0,13	0,34	0,568	0,09
Environnement	2	0,04	0,11	0,895	0,06
Sexe*environnement	2	1,28	3,37	0,064	0,54
Erreur	14	0,38			
50% des localisations					
Sexe	1	0,18	0,41	0,533	0,09
Environnement	2	0,08	0,19	0,833	0,07
Sexe*environnement	2	0,16	0,37	0,700	0,10
Erreur	14	0,43			

Tableau 9- Nombre moyen de noyaux présents dans les domaines vitaux (calculés selon l'analyse de Cluster et la méthode de Kernel) des tétras du Canada selon les facteurs Sexe et Environnement

		Sexes								
		Mâles			Femelles			Total		
Environnements	Méthodes	n	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x}	$s_{\bar{x}}$
BaF	Cluster 95%	4	1,5	0,29	3	1,0	0,00	7	1,3	0,18
	Kernel 95%	4	4,0	0,71	3	2,7	0,88	7	3,4	0,57
	Kernel 75%	4	2,0	0,41	3	1,3	0,33	7	1,7	0,29
	Kernel 50%	4	1,8	0,25	3	1,7	0,33	7	1,7	0,18
BIF	Cluster 95%	4	3,3	0,48	4	1,3	0,25	8	2,3	0,45
	Kernel 95%	4	2,0	0,41	4	2,8	0,63	8	2,4	0,38
	Kernel 75%	4	1,3	0,25	4	2,3	0,25	8	1,8	0,25
	Kernel 50%	4	1,3	0,25	4	1,8	0,48	8	1,5	0,27
For	Cluster 95%	2	3,0	2,00	3	2,7	0,33	5	2,8	0,66
	Kernel 95%	2	2,5	0,50	3	1,7	0,33	5	2,0	0,32
	Kernel 75%	2	1,5	0,50	3	1,7	0,33	5	1,6	0,24
	Kernel 50%	2	1,5	0,50	3	1,7	0,33	5	1,6	0,24
Total	Cluster 95%	10	2,5	0,45	10	1,6	0,27			
	Kernel 95%	10	2,9	0,43	10	2,4	0,37			
	Kernel 75%	10	1,6	0,22	10	1,8	0,20			
	Kernel 50%	10	1,5	0,17	10	1,7	0,21			

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt

BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt

For : Forêt uniquement

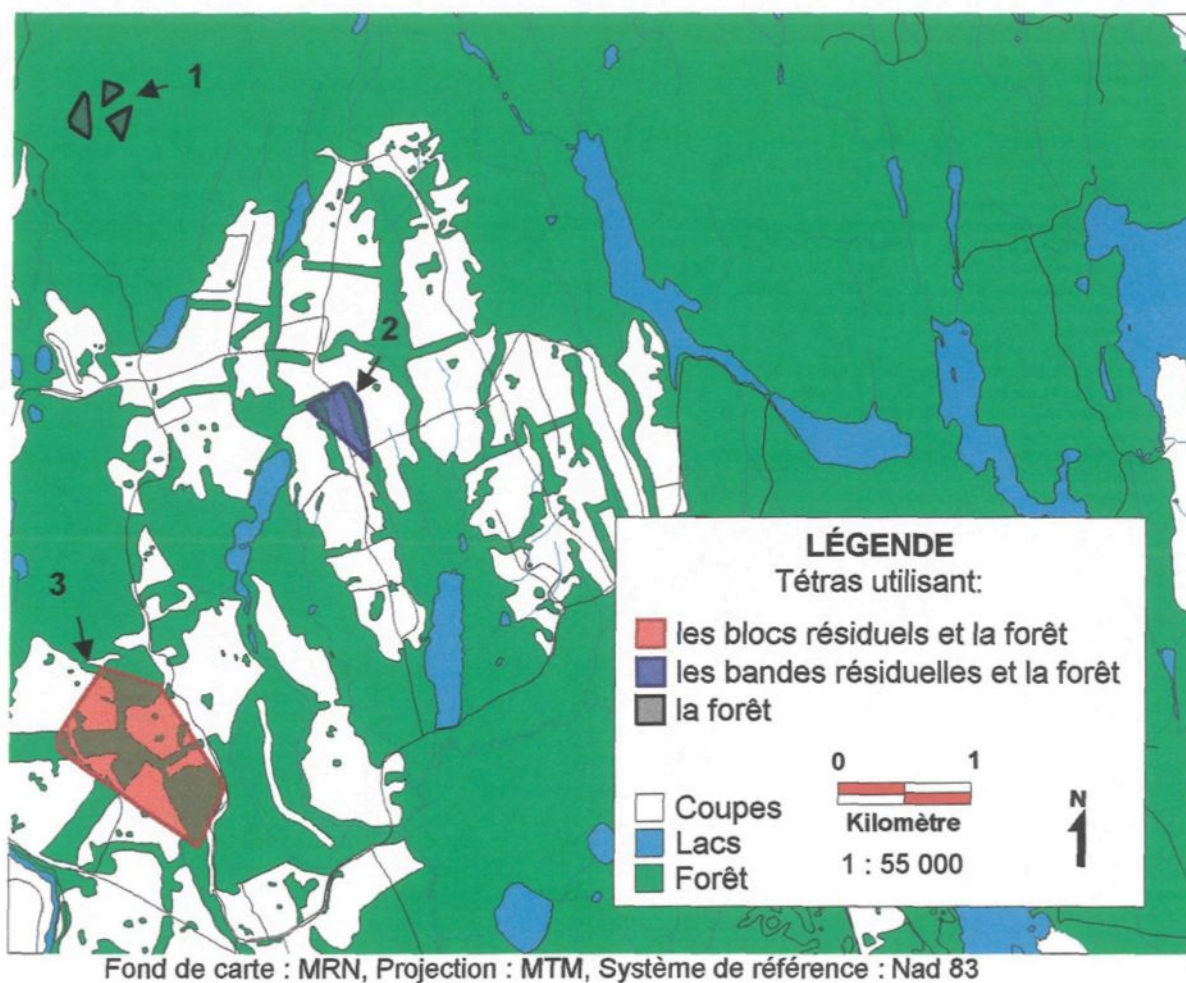


Figure 3- Domaines vitaux évalués selon la méthode de Cluster de trois tétras du Canada étudiés

3.4- Les distances de déplacement

Les distances minimales moyennes de déplacement effectuées en deux jours (entre deux repérages consécutifs) par les tétras ont été comparées selon deux périodes de temps au moyen d'une analyse de variance à mesures répétées (ANOVAR) utilisant à nouveau les facteurs Sexe et Environnement. Les deux périodes de temps considérées ont été respectivement celle pendant la nidification et celle après la nidification. Cette distinction était nécessaire à cause des comportements très différents des femelles à ces moments (Boag et Schroeder 1992).

Les résultats de l'ANOVAR effectuée (tableau 10) ne permettent pas de distinguer de différences significatives ($p > 0,05$) au niveau des sources de variation inter-facteurs et intra-facteurs. Par conséquent, aucune influence du sexe, de l'environnement, de l'interaction sexe-environnement ou du temps, sur les distances moyennes de déplacements effectués en deux jours, n'a pu être détectée par l'analyse.

Les moyennes (tableau 11), tous milieux confondus, des distances moyennes effectuées en deux jours pendant la nidification sont de $242,8 \pm 73,1$ m pour les mâles et de $121,3 \pm 27,8$ m pour les femelles alors qu'elles étaient respectivement de $190,4 \pm 23,4$ m et de $276,5 \pm 28,5$ m après la période de nidification. Pour les

tétras BaF, ces distances sont de $170,8 \pm 73,5$ m pendant la nidification et de $217,2 \pm 37,4$ m après nidification alors qu'elles sont respectivement de $259,2 \pm 117,1$ m et $262,4 \pm 31,5$ m pour les tétras BIF et de $166,0 \pm 49,7$ m et $211,0 \pm 36,0$ m pour les tétras For.

Les déplacements effectués au cours de l'été par six tétras sont illustrés à la figure 4. Les lignes dessinées sur cette figure représentent les déplacements effectués par les oiseaux entre chacun des repérages. Dans la majorité des cas, ces déplacements sont liés à un intervalle de deux jours. Toutefois, quelques lignes représentent exceptionnellement des intervalles de temps plus long (ces dernières n'ont pas été considérés dans l'analyse de la variance).

On constate dans cette même figure une très grande variabilité dans les déplacements effectués par les tétras. Les oiseaux d'un même environnement peuvent effectuer à la fois de grands ou de courts déplacements, en effectuer de nombreux ou encore démontrer une stabilité apparente. Aucune tendance n'est visiblement observable.

Tableau 10- Résultats de l'analyse de variance à mesures répétées effectuée sur les distances moyennes parcourues en deux jours pendant et après la nidification par les tétras du Canada (n=15)

Source	d.l.	CM	F	P
Inter-facteurs				
Sexe	1	8966,93	0,22	0,65
Environnement	2	2792,63	0,07	0,93
Sexe*environnement	2	2425,85	0,06	0,94
Erreur	9	40785,25		
Intra-facteurs				
Temps	1	1074,93	0,05	0,82
Temps*sexe	1	40939,50	1,99	0,19
Temps*environnement	2	7648,49	0,37	0,70
Temps*sexe*environnement	2	5486,27	0,27	0,77
Erreur	9	20592,01		

Tableau 11- Moyennes des distances moyennes parcourues en deux jours par les tétras du Canada pendant et après la nidification selon les facteurs Sexe et Environnement

		Sexes								
Environnements	Méthodes	Mâles			Femelles			Total		
		n	\bar{x} (m)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (m)	$s_{\bar{x}}$	n	\bar{x} (m)	$s_{\bar{x}}$
BaF	Dist. n.	5	208.920	100.345	2	75.589	13.446	7	170.826	73.539
	Dist. a.n.	6	166.023	38.5478	3	319.470	38.3826	9	217.172	37.3626
BIF	Dist. n.	4	277.383	149.352	1	186.330	----	5	259.172	117.112
	Dist. a.n.	4	222.901	43.5242	5	293.979	43.2054	9	262.389	31.4671
For	Dist. n.	1	273.926	----	3	130.058	48.546	4	166.025	49.719
	Dist. a.n.	3	195.734	41.8260	4	222.510	59.6261	7	211.035	35.9857
Total	Dist. n.	10	242.806	73.071	6	121.280	27.773			
	Dist. a.n.	13	190.380	23.4361	12	276.529	28.5460			

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt
 BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt
 For : Forêt uniquement
 Dist. n. : Distance pendant la nidification
 Dist. a.n. : Distance après la nidification

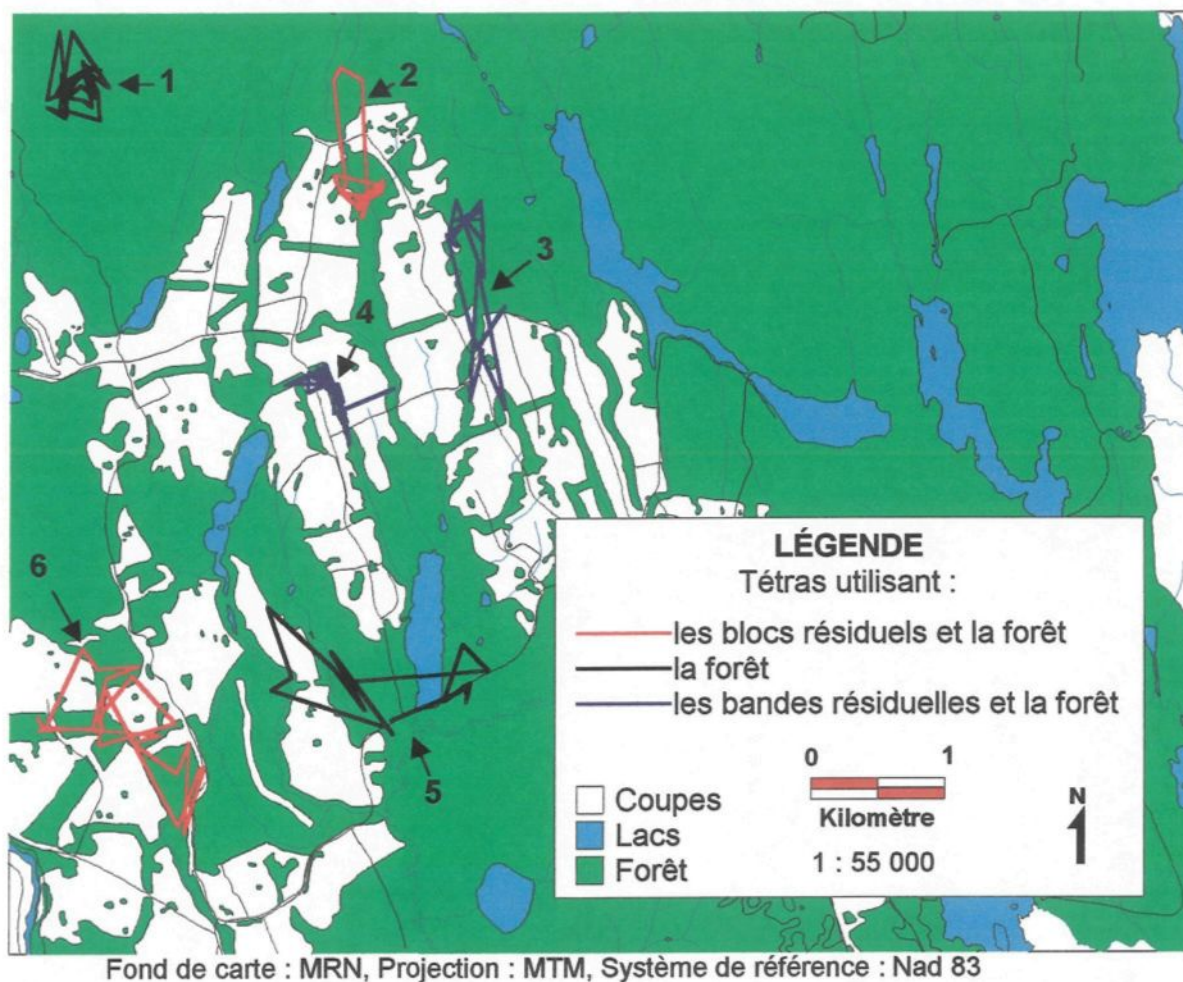


Figure 4- Déplacements effectués par six tétras du Canada au cours de l'été de suivi

3.5- Les taux de survie

Différents taux de survie des tétras étudiés ont été calculés pour la durée du suivi, soit du mois de mai au mois d'août 1998 (tableau 12). Le taux de survie de l'ensemble des tétras pour cette période est évalué à 85%. Ceux des mâles et des femelles sont respectivement de 91% et 78% alors que ceux des tétras BaF, BIF et For sont respectivement évalués à 75%, 100% et 83%. L'examen des intervalles de confiance (95%) associés à ces cinq derniers taux de survie permet de constater qu'il n'y a pas différence significative détectable à l'intérieur des facteurs comparés puisque leurs intervalles de confiance se chevauchent.

Tableau 12- Taux de survie des tétras du Canada sous étude pour la période estivale (5 mai au 28 août 1998)

	n	Taux de survie	Intervalle de confiance (95%)	
			Inférieure	Supérieure
Total	24	0.854	0.715	1.000
Mâles	13	0.913	0.764	1.000
Femelles	11	0.780	0.553	1.000
BaF	M :6 F :3	0.750	0.502	1.000
BIF	M :4 F :4	1.000	1.000	1.000
For	M :3 F :4	0.826	0.568	1.000

BaF : Bandes de forêt résiduelle et forêt
 BIF : Blocs de forêt résiduelle et forêt
 For : Forêt uniquement

3.6- Le succès de reproduction

Puisque seulement six femelles tétras en nidification ont été suivis au cours de la période printanière, seules des statistiques descriptives ont été réalisées dans cette section. Les cinq nids qui ont pu être observés au printemps étaient distribués dans les trois environnements étudiés (tableau 13). Un nid a été découvert dans une bande de forêt résiduelle, un autre dans un bloc de forêt résiduelle et les trois autres en forêt. Le dénombrement des œufs n'a pu être effectué que dans quatre des cinq nids ; le nombre moyen d'œufs présents dans ces nids était de $4,0 \pm 1,2$ œufs par nid (\pm écart-type).

Au cours du suivi, deux nids ont été perdus avant l'éclosion des œufs, l'un ayant été prédaté (dans le bloc de forêt résiduelle), l'autre abandonné intact par la mère (en forêt). Le succès d'éclosion dans les nids menés à terme a été de 92% et le nombre moyen d'œufs éclos dans ces nids a été de 4 œufs par nid. En moyenne l'incubation des œufs a duré 24 jours.

La capture après la période d'éclosion de six tétras femelles avec des petits a permis l'observation d'un total de neuf couvées au cours de l'été. Ces couvées étaient bien distribuées sur le territoire. Deux couvées ont utilisé l'environnement BaF, quatre le BIF et trois le For. Le nombre moyen de petits par couvée était de $3,8 \pm 1,0$ petits au début de l'été. L'évolution de ces couvées n'a par contre pas pu

être suivie de façon régulière puisqu'il était souvent difficile de dénombrer avec certitude tous les oisillons lors des repérages. La disparition de quelques petits a été remarquée mais non quantifiée.

Tableau 13- Données relatives aux nids et couvées de tétras du Canada suivis

Informations		S _x
Nombre total de femelles suivies durant la période de nidification	6	
Nombre total de nids observés	5	
Nombre de nids observés dans les bandes résiduelles	1	
Nombre de nids observés dans les blocs résiduels	1	
Nombre de nids observés en forêt	3	
Nombre de nids avec dénombrement des œufs	4	
Nombre moyen d'œufs par nid	4	1,2
Nombre de nids abandonnés ou détruits	2	
Succès de nidification	0,60	
Succès d'éclosion dans les nids menés à terme	0,92	
Nombre moyen d'œufs éclos dans les nids menés à terme	4	1,0
Durée moyenne d'incubation	24 jours	
Nombre total de couvées observés	9	
Nombre de couvées utilisant les bandes résiduelles et la forêt	2	
Nombre de couvées utilisant les blocs résiduels et la forêt	4	
Nombre de couvées utilisant la forêt	3	
Nombre moyen de petits par couvée	3,8	1,0

3.7- La végétation présente dans les domaines vitaux

L'examen de la carte écoforestière a permis de faire une première caractérisation de la végétation présente dans les domaines vitaux (D.V.) (méthode de Kernel avec 95% des points de localisation) des tétras du Canada étudiés. L'ensemble des inventaires de végétation (inventaires du MRN et inventaires complémentaires) effectués dans ces domaines a permis, par la suite, de valider cette caractérisation.

L'étude des polygones forestiers présents dans chacun des D.V. a permis de regrouper les D.V. selon les groupes d'essence qui les composent. Quatre groupes ont ainsi été formés (tableau 14). Le premier groupe présente une composition arborescente dominée conjointement par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP.) et le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.). Deux D.V. possèdent ces caractéristiques. Ceux-ci sont tous les deux situés dans le secteur sud de l'aire d'étude, dans une portion de forêt non perturbée si ce n'est de la présence d'une coupe en bordure de la route (qui représente 11% de la superficie du D.V. de l'un des tétras). Les peuplements présents démontrent des classes de densité B (une fermeture du couvert arborescent évaluée entre 60 et 80%) et C (une fermeture du couvert arborescent évaluée entre 40 et 60%). Les parcelles d'inventaire de la végétation réalisées dans ces domaines (n=23) confirment cette composition forestière, l'épinette noire représentant environ 60% des tiges

présentes et le sapin baumier environ 35%. Des espèces de feuillus comme le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloïdes* Michx.) sont également réparties dans les D.V. et forment, de façon générale, moins de 5% des tiges. La densité moyenne des tiges arborescentes calculée pour ce groupe est de 1255 ± 118 tiges/ha alors que la surface terrière est de 20 ± 2 m². La fermeture du couvert est, quant à elle, estimée en moyenne à $54 \pm 12\%$ et la hauteur moyenne des arbres mesurée à 14 ± 1 m. Des gaulis sont également présents sur le terrain. Grossièrement, les proportions des espèces correspondent à celles observées parmi les tiges adultes, c'est-à-dire que les épinettes noires et les sapins dominant en nombre les quelques gaulis de feuillus présents. Les densités moyennes des gaulis sont évaluées à 1965 ± 433 tiges/ha et la fermeture de leur couvert est estimée à $22 \pm 4\%$.

Le deuxième groupe (tableau 14) présente un couvert forestier composé principalement d'épinettes noires et de pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.). Ce groupe réunit neuf D.V. de tétras occupant la partie centrale de l'aire d'étude ; ce sont donc tous des domaines formés par des environnements discontinus, soit des blocs et des bandes de forêt résiduelle avec parfois un peu de forêt non perturbée. Les coupes sont importantes en superficie dans la plupart des D.V. retrouvés dans ce groupe ; elles représentent dans la majorité des cas plus de 40% du D.V. des tétras. Toutefois, elles ne couvrent que très partiellement les zones d'utilisation intensive de ces D.V. (D.V. avec 50% des localisations). Les peuplements formant

ces D.V. présentent une bonne variété de densité. Les quatre classes de densité A, B, C et D (une fermeture du couvert arborescent évaluée entre 80 et 100% pour la classe A, entre 60 et 80% pour la classe B, entre 40 et 60% pour la classe C et entre 25 et 40% pour la classe D) y sont observables mais c'est la classe de densité C qui est la plus importante. Les aulnaies et les dénudés humides, secs ou secs à cladonie (Ministère des Ressources naturelles 1995) sont généralement peu présents puisqu'ils forment moins de 10% de la superficie de chacun des D.V. Les parcelles d'inventaire de la végétation (n=133) effectuées dans les D.V. formant ce groupe montrent dans le cas de cinq D.V. sur neuf des proportions de pins gris plus importantes qu'ailleurs, soit 20% de tiges de pin gris pour 70% d'épinettes noires. Dans les quatre autres D.V., les proportions de pin gris sont de moins de 5% pour plus de 90% d'épinettes noires. Dans les deux cas les autres essences telles le sapin baumier, le bouleau blanc, le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du roi) K. Koch) et le peuplier faux-tremble sont présentes bien que composant moins de 10% des tiges. La densité moyenne des arbres pour ce groupe est évaluée à 1224 ± 77 tiges/ha et la surface terrière à 13 ± 1 m². La fermeture moyenne du couvert est évaluée à $51 \pm 2\%$ et la hauteur moyenne des arbres à 14 ± 1 m. Les gaulis présents dans les D.V. de ce groupe sont surtout des épinettes noires. Le sapin baumier, le mélèze laricin et le peuplier faux-tremble sont présents en proportion plus faible. Quelques sites présentent également des gaulis de pins gris. La densité moyenne des gaulis est évaluée à 1597 ± 170 tiges/ha et la fermeture de leur couvert estimée à $21 \pm 2\%$.

Le troisième groupe présente, selon la carte écoforestière, des D.V. composés presque exclusivement de pessières pures. Au nombre de sept, ces D.V. sont, pour la plupart (deux exceptions), situés dans le secteur nord du domaine d'étude. Certains se composent entièrement de forêt non-perturbée et par conséquent ne présentent aucune coupe. D'autres, englobent en partie des blocs ou des bandes de forêt résiduelle et se caractérisent par des superficies de coupe de l'ordre de 20% des surfaces totales des D.V. (ici encore, peu de coupes étaient situées dans les zones d'utilisation intensive de D.V.). Toutes les classes de densité sont présentes dans ce groupe mais c'est la classe D puis la classe C qui sont les plus importantes en terme de superficie. Les aulnaies et les dénudés humides, secs et secs à cladonie (Ministère des Ressources naturelles 1995) sont généralement peu représentés. Seuls les dénudés secs à cladonie sont parfois présents en proportions importantes (de 15 à 35% de la superficie du domaine). Les parcelles d'inventaires de la végétation effectuées pour ce groupe (n=61) (tableau 14) montrent, dans la majorité des cas, une forte proportion d'épinettes noires (de 80 à 90% des tiges du D.V.). Toutefois, les inventaires révèlent également la présence d'autres essences arborescentes. Ces essences, comme le sapin baumier, le pin gris ou le mélèze laricin montrent des proportions variant de 5 à 20% des tiges présentes dans les D.V. Le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble représentent moins de 5% des tiges. Les densités moyennes des tiges arborescentes retrouvées dans les D.V. formant ce groupe sont de 1193 ± 75 tiges/ha et la

surface terrière moyenne de $18 \pm 2 \text{ m}^2$. La fermeture moyenne du couvert forestier est estimée à $40 \pm 3\%$ alors que la hauteur moyenne des arbres est évaluée à $12 \pm 1 \text{ m}$. De nombreux gaulis sont également présents dans chacun des D.V. formant ce groupe. Ces gaulis sont principalement composés d'épinette noire mais aussi de sapin baumier en plus faible proportion. Quelques D.V. renferment même des gaulis de mélèze laricin et de peuplier faux-tremble. La densité moyenne de ces gaulis est évaluée à $2590 \pm 367 \text{ tiges/ha}$ et la fermeture moyenne de leur couvert estimée à $19 \pm 3\%$.

Le dernier groupe n'est formé que d'un domaine vital (D.V.) et est caractérisé non seulement par la présence d'épinettes noires et de pins gris mais également par une forte proportion de peuplements présentant divers feuillus intolérants. Ce D.V., situé dans la partie centrale de l'aire d'étude, est composé d'une forêt discontinue (présence d'un bloc de forêt résiduelle) et, par conséquent, présente d'importantes superficies de coupe (environ 30% de la surface totale du D.V.). Les forêts qui recouvrent ce domaine comportent deux classes de densité, soit les classes B et C (40 à 80% de fermeture). Les parcelles d'inventaires de la végétation ($n=8$) effectuées dans ce domaine (tableau 14) ne corroborent pas tout à fait les informations inscrites sur la carte écoforestière. En effet, les relevés dressent l'image d'une forêt dominée par l'épinette noire (95% des tiges) qui présente peu (moins de 5%) de feuillus intolérants, soit des bouleaux blancs et des peupliers faux-trembles. La densité moyenne d'arbres calculée à partir des

données d'inventaire est évaluée à 1505 ± 334 tiges/ha pour ce groupe et la surface terrière à 26 ± 6 m². La fermeture moyenne du couvert est estimée à $61 \pm 9\%$ et la hauteur moyenne des arbres est évaluée à 14 ± 2 m. Les gaulis présents dans ce domaine sont majoritairement des épinettes noires mais quelques tiges de bouleaux blancs sont aussi observables. La densité moyenne des gaulis calculée pour ce groupe est de 2500 ± 931 tiges/ha alors que la fermeture du couvert de ceux-ci est estimée à $18 \pm 5\%$.

Tableau 14- Caractérisation de la végétation présente dans les différents groupes de domaines vitaux à partir des inventaires de végétation effectués

		Groupes de domaines vitaux*			
		1	2	3	4
Nbre de domaines vitaux de tétras		2	9	7	1
Composition	EPN	60%	70-90%	80-90%	95%
	SAB	35%			
	PIG		5 à 20%		
	BOP,PET	≤5%		≤5%	≤5%
	SAB, PIG,MEL			5-20%	
	SAB, BOP,MEL, PET		≤10%		
Nbre de parcelles de végétation		23	133	61	8
Densité Arborescente	\bar{x} (tiges/ha)	1255,4	1223,7	1193,2	1505,1
	$s_{\bar{x}}$	177,8	77,3	75,3	334,1
	Min.	255	0	177	0
	Max.	2501	5306	3614	2861
	\bar{x} (m ² /ha)	20,5	23,1	17,8	26,3
Surface terrière	$s_{\bar{x}}$	1,6	1,4	1,6	6,1
	Min.	2	0	2	0
	Max.	34	80	62	48
	\bar{x} (%)	56,1	50,8	40,2	61,3
Fermeture du couvert (strate arborescente)	$s_{\bar{x}}$	5,5	2,1	2,7	9,3
	Min.	10	0	0	0
	Max.	90	100	100	90
	\bar{x} (m)	14,1	13,6	11,7	13,8
Hauteur des arbres	$s_{\bar{x}}$	0,8	0,4	0,5	1,8
	Min.	9	5	5	6
	Max.	22	25	23	21
	\bar{x} (tiges/ha)	1965,2	1597,0	2590,1	2500
Densité des gaulis	$s_{\bar{x}}$	432,6	169,7	367,0	931,2
	Min.	0	0	0	0
	Max.	6800	8800	10 400	7200
	\bar{x} (%)	22,6	21,0	19,0	17,5
Fermeture du couvert (strate arbustive)	$s_{\bar{x}}$	3,6	1,9	2,7	4,5
	Min.	0	0	0	0
	Max.	60	90	90	30

*Groupes réalisés selon les groupes d'essence indiqués sur la carte écoforestière

- 1 : Codominance d'épinettes noires et de sapins baumiers
- 2 : Codominance d'épinettes noires et de pins gris
- 3 : Dominance d'épinettes noires
- 4 : Épinettes noires, pins gris et feuillus intolérants

3.8- Les structures d'âge

Afin de compléter la caractérisation des environnements forestiers utilisés par les tétras du Canada étudiés, cinq structures d'âge ont été réalisées dans des peuplements jugés représentatifs des types de forêt utilisée par les tétras. Les peuplements choisis représentaient les pessières noires ouvertes utilisées dans le nord du secteur, les pessières noires fermées présentes dans plusieurs bandes de forêt résiduelle et dans certains peuplements non exploités du nord, les pessières à pins gris du secteur ouest, les quelques tourbières utilisées par certains tétras femelles et finalement les quelques pessières noires fermées issues, selon les indices observés, d'anciennes coupes.

Le premier site d'échantillonnage est localisé dans une pessière ouverte située dans le secteur nord de l'aire d'étude. L'examen de la structure d'âge, formée de 112 épinettes noires et d'un pin gris, de ce site (figure 5), montre une structure inéquienne. L'installation des arbres formant ce peuplement est en effet étalée dans le temps. Outre quelques vieilles épinettes et un pin gris, deux cohortes d'épinettes noires sont vraisemblablement présentes sur ce site. La date d'installation de la première cohorte tourne autour de l'années 1895 alors que celle de la deuxième est située dans les années 1930. L'origine de cette première cohorte est probablement attribuable au passage d'un feu. La présence du pin gris autour des années 1895 - 1900 corrobore cette hypothèse. Pour ce qui est de la

deuxième cohorte, deux hypothèses peuvent expliquer sa présence. L'une est que cette deuxième cohorte est composée de marcottes ayant été échantillonnées par erreur. L'autre attribue la présence de cette cohorte à un événement perturbateur ponctuel qui aurait partiellement ouvert le milieu et permis l'installation de semis. Cet agent perturbateur pourrait être un feu de forêt de faible intensité ayant eu de la difficulté à progresser à cause de la faible densité de la forêt (mauvaise régénération suite au premier feu). Aucune reprise de croissance sur les échantillons de la première cohorte, au moment de l'installation de la deuxième, n'a pu être observée. La présence de cette reprise aurait permis de confirmer l'ouverture du milieu dans les années 1930 et donc la véracité de la deuxième hypothèse.

Le deuxième site est composé d'une pessière fermée située au centre du secteur d'étude, dans une bande de forêt résiduelle. La structure d'âge réalisée dans ce site est composée d'un échantillon de 63 épinettes noires et présente une structure équiennne (figure 5). Une seule cohorte est donc présente et son installation semble avoir eu lieu dans les années 1895 comme pour la première cohorte du site 1. Aussi, cette cohorte a probablement pour origine un feu de forêt, peut-être le même que celui qui aurait frappé le site 1.

Le site 3 est localisé dans la partie centrale de l'aire d'étude. Établi dans une pessière à pin gris, ce site présente une structure d'âge équiennne (figure 5).

L'échantillon formant cette structure est composé de 52 épinettes noires et de 5 pins gris. L'origine de ces arbres est sans doute attribuable, encore une fois, à ce même feu de forêt qui a dévasté vraisemblablement la région dans les années 1890. À nouveau, l'installation du pin gris vers cette date renforce l'idée du passage de ce feu.

Le quatrième site est localisé dans une bande de forêt résiduelle située dans la partie centrale de l'aire d'étude. Il est formé par une tourbière composée d'épinettes noires de courtes tailles. La structure d'âge réalisée à partir des échantillons récoltés sur ce site (68 épinettes noires) montre une structure équiennne (figure 5) légèrement décalée par rapport aux autres structures (installation dans les années 1905). Ce décalage est probablement dû à la difficulté d'évaluer l'âge réel des épinettes rabougries composant l'échantillon de ce site. Les arbres présents ont probablement eux aussi comme origine le feu des années 1890. L'échantillon récolté ne présente qu'une épinette noire survivante de ce feu.

Le site 5 se démarque des autres sites par le caractère de seconde venue de la forêt qui le compose. Situé dans la partie sud de l'aire d'étude, ce site est établi dans une pessière à sapin et démontre des signes évidents d'anciennes coupes forestières (présence de vieilles souches et de vieux sentiers). La structure d'âge réalisée dans ce site à partir d'un échantillon de 49 épinettes noires et de 38

sapins baumiers démontre la structure équiennne de ce peuplement. L'installation de cette cohorte a débutée dans les années 1945 et est probablement attribuable aux ouvertures pratiquées lors des coupes forestières. Une reprise de croissance débutant dans les années 1950 et confirmant l'ouverture du milieu à cette date est d'ailleurs observable au niveau des cernes de croissance de quelques vieux sapins baumiers présents dans l'échantillon.

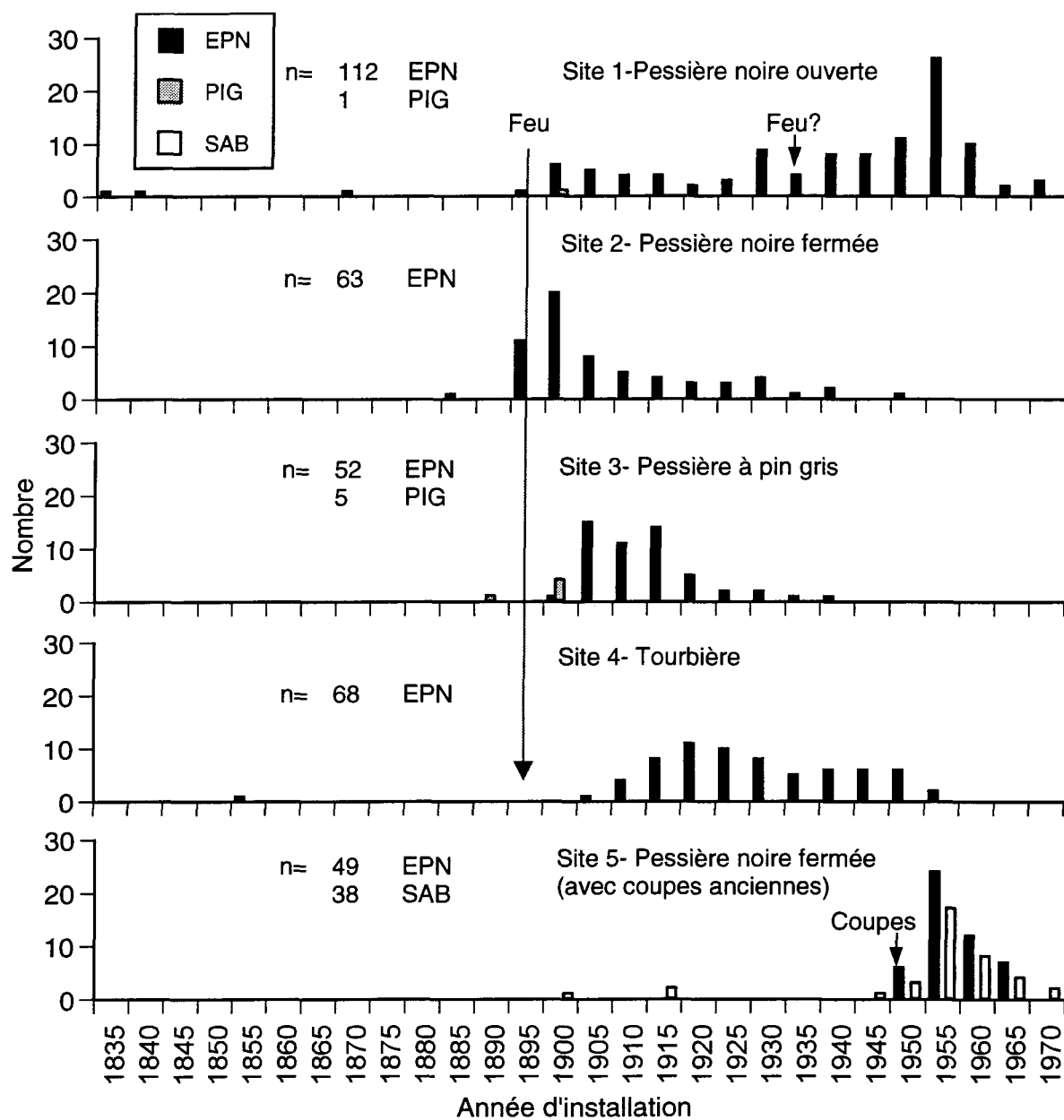


Figure 5- Structure d'âge de cinq peuplements représentatifs de l'aire d'étude

CHAPITRE IV

DISCUSSION

4.1- Les densités des tétras

L'inventaire des populations de tétras du Canada effectué par le Ministère de l'Environnement et de la Faune montre bien que ces oiseaux sont présents sur le territoire et qu'ils occupent les trois environnements étudiés, soit les bandes et blocs de forêt résiduelle ainsi que la forêt témoin. L'absence de différence significative (tableau 1) entre les densités de tétras dans ces divers sites est en grande partie attribuable à la grande variabilité des densités sur le territoire. En effet, les tétras ne sont pas distribués uniformément sur l'aire d'étude et les observations indiquent que certaines structures n'abritent aucun oiseau alors que d'autres en abritent plusieurs. Lorsque l'on compare les densités observées (tableau 2) à celles mentionnées dans d'autres études, on s'aperçoit que ces dernières sont légèrement plus faibles que celles retrouvées antérieurement au Québec et ailleurs. En effet, la densité moyenne de 2,4 mâles/km² ou 4,2 tétras/km² retrouvée dans la présente étude est inférieure à celle retrouvée en Abitibi-Témiscamingue en 1992 dans les forêts résineuses, soit 5,8 mâles/km² (Turcotte *et al.* 1994), à celle retrouvée dans la province de l'Alberta en 1985, 4,9 tétras/km² (Boag et Schroeder 1987), dans l'état de New York en 1976-77, 5,6 tétras/km² (Fritz 1979), ou encore en Alaska entre 1965 et 1969, 3,9 mâles/km² (Ellison 1974). Il faut toutefois être prudent quant à la signification de ces comparaisons puisque comme les populations de gélinottes huppées, les

populations de tétras subiraient des fluctuations naturelles (Gauthier et Aubry 1995).

La méthode d'inventaire systématique des populations reproductrices de tétras (Ferron et Lemay 1987) utilisée pour évaluer les densités présentes sur le territoire étudié serait plus efficace pour dénombrer les oiseaux mâles. En effet, il serait impossible d'enregistrer la totalité des femelles présentes, avec cette méthode (Schroeder et Boag 1989 ; Boag 1991). Pour cette raison, deux densités sont présentées dans cette étude, soit les densités totales des tétras et celle des mâles. Néanmoins, les résultats laissent croire que les densités de femelles obtenues peuvent être réalistes. En effet, dans l'hypothèse que le rapport des sexes dans la population étudiée soit de 1 : 1 comme dans plusieurs autres études (Zwickel 1970 ; Schroeder et Boag 1989) , les femelles présentes dans les structures inventoriées auraient presque toutes été aperçues puisque la densité des mâles correspond presque à la moitié de la densité totale.

4.2- Les domaines vitaux

Les dimensions des domaines vitaux (D.V.) calculés avec les trois méthodes choisies, soit le PC, Kernel et Cluster, ne sont bien sûr pas comparables entre elles, leurs méthodes d'estimation étant trop différentes (Lawson et Rodgers 1997), et doivent donc être comparées avec d'autres études mentionnées dans la

littérature. Peu d'études portant sur le tétras du Canada ont jusqu'à aujourd'hui utilisé les méthodes de Kernel et de l'analyse de Cluster. Par conséquent, seules les moyennes des surfaces évaluées à l'aide de la méthode du PC (tableau 4) sont ici comparées. La méthode du PC est une des méthodes les plus utilisées pour estimer la surface des D.V. (Lawson et Rodgers 1997) et cela, malgré le fait qu'elle présente certains biais. On reproche en effet au polygone convexe d'être une forme peu représentative de la réalité, surtout lorsque les D.V. correspondent à des environnements hétérogènes (Anderson 1982). De plus, la dépendance à la distribution des points les plus éloignés de la surface obtenue ainsi que le fait que la méthode ne permet pas d'identifier les parties du domaine utilisées de façon plus intensive (Lawson et Rodgers 1997) rendent cette méthode moins performante.

Les surfaces des D.V. estivaux évaluées sur le territoire d'étude avec la méthode du P.C. (tableau 4), soit 59 ± 25 ha pour les mâles, 41 ± 9 ha pour les femelles, 37 ± 10 ha pour les BaF, 75 ± 29 ha pour les BIF et 28 ± 18 ha pour les For, sont généralement plus grandes que celles calculées avec la même méthode pour la même période en Abitibi-Témiscamingue (Turcotte *et al.* 1994) et cela, malgré le fait que ces dernières aient été calculées avec 100% des points de localisation et non 95%, comme dans la présente étude. Ainsi, en Abitibi-Témiscamingue en 1991, soit un an avant l'exécution de coupes forestières sur le territoire, la surface moyenne (\pm SE) des D.V. des tétras mâles était de 17 ± 3 ha

alors que celle des femelles sans couvée était de 13 ± 5 ha et celle des femelles avec couvée de 33 ± 7 ha. En 1992, suite aux coupes forestières, ces surfaces moyennes étaient évaluées à 19 ± 5 ha pour les mâles, à 17 ± 7 ha pour les femelles sans couvée et à 63 ha pour la seule femelle avec couvée suivie à ce moment. Les surfaces mesurées lors de ces deux années de suivi n'étaient toutefois pas significativement différentes.

Les faibles valeurs obtenues pour les analyses de puissance des ANOVA effectuées sur les D.V. indiquent que la petite taille de l'échantillon limite peut-être la capacité de l'ANOVA à détecter les différences significatives qui pourraient être présentes au niveau des facteurs Sexe et Environnement. Également, la proximité des forêts non perturbées et leur utilisation par les tétras peuvent avoir réduit l'effet réel des différentes structures résiduelles sur la taille des D.V. de ces oiseaux. Toutefois, la grande variabilité dans les surfaces des D.V. présents sur le territoire peut aussi expliquer ces résultats non significatifs. Cette variabilité peut constituer un indice d'une bonne capacité d'adaptation du tétras du Canada. L'envergure du D.V. ne semble pas dépendre directement du sexe de l'oiseau ou de l'environnement qui entoure ce dernier (bloc, bande ou forêt) mais pourrait être plutôt le résultat d'un compromis entre plusieurs facteurs, tels la capacité de l'habitat à satisfaire les besoins vitaux de l'oiseau (nourriture, abri, etc), la proximité d'autres territoires de reproduction ou simplement l'expérience ou l'âge de l'animal.

La dimension du D.V. pourrait non seulement être la résultante de différentes contraintes mais également, celle d'une simple préférence de l'oiseau.

Lorsque l'on étudie les localisations formant les D.V. des oiseaux, il apparaît clairement que les tétras n'utilisent pas de façon exclusive les structures de forêt résiduelle qui ont été laissées par l'exploitation forestière. À différents moments, la majorité des tétras utilisent également la forêt continue non perturbée qui est à proximité. Cette constatation entraîne des incertitudes et un certain questionnement face à l'efficacité réelle des structures de forêt résiduelle pour le maintien des populations de tétras. Les tétras vont-ils dans les forêts non perturbées parce que les structures résiduelles ne peuvent combler entièrement leurs besoins? Si oui, arriveraient-ils à survivre dans un territoire où les proportions de coupes seraient plus importantes et où les forêts continues non perturbées seraient plus éloignées? Au printemps 1999, lors d'inventaires des populations de tétras réalisés à l'intérieur de cinq aires d'intervention importantes en terme de superficie (50-250 km²), Potvin (comm. pers.²) a observé dans des bandes de forêt résiduelle des densités de tétras du Canada plus importantes que celle retrouvées dans la présente étude. Ces observations laissent à penser que les tétras peuvent vivre dans un environnement très fragmenté et qu'ils s'accommodent en partie ou entièrement des forêts résiduelles lorsque les forêts continues non perturbées sont très éloignées. Bien sûr, une étude plus

² Dr. Francois Potvin, 1999. Faune et Parc Québec

approfondie de ces populations serait nécessaire afin de confirmer une telle hypothèse.

Les résultats obtenus lors des analyses sur le morcellement des D.V. (tableaux 8 et 9) n'ont, à notre connaissance, jamais été relatées dans la littérature. Le fait que les D.V. des tétras For soient significativement ($p > 0,05$) plus morcelés que ceux des tétras BAF peut potentiellement s'expliquer par la présence d'un meilleur couvert de déplacement en forêt. En effet, la présence d'une couverture arborescente continu sécuriserait les tétras dans leurs déplacements, leur permettant ainsi d'être plus sélectifs dans l'utilisation de leur habitat. Au contraire, les tétras utilisant en partie les bandes seraient plus réticents à effectuer des déplacements à découvert, dans les coupes forestières, et s'accommoderaient donc plus de ce qu'ils trouvent ici et là, sans exprimer leurs préférences pour des sites particuliers.

4.3- Les déplacements

Les résultats non significatifs de l'ANOVA effectuée sur les distances minimales moyennes de déplacement (tableau 10) sont probablement, comme pour les domaines vitaux (D.V.), une conséquence de la grande variance observée. Les tétras sont très inconstants dans leurs déplacements de sorte qu'il est très difficile de relier les déplacements à des événements biologiques, environnementaux ou autres. Les déplacements effectués (tableau 11), lorsque grossièrement

transformés en déplacements quotidiens (distances divisée par deux jours), semblent, à prime abord, plus importants que ceux observés en Abitibi-Témiscamingue (Turcotte *et al.* 1994) en 1991 en forêt non perturbée et moins importants que ceux de 1992, pendant l'exploitation forestière. En effet, lors de l'étude de 1991 en Abitibi-Témiscamingue, les déplacements quotidiens minimaux au mois de mai (ce mois correspond approximativement à la période de nidification retenue dans la présente étude) ont été en moyenne d'une distance de 67 m pour les mâles et les femelles sans couvée et de 37 m pour les femelles avec couvée alors qu'ils étaient, pour les mois de juillet et août (correspond environ à la période après nidification de la présente étude), respectivement de 68 et 65 m pour les mâles et femelles sans couvée et de 108 et 127 m pour les femelles avec couvée. Pendant les coupes, en 1992, ces valeurs ont été de 171 m pour les mâles et les femelles sans couvée et de 170 m pour les femelles avec couvée pour le mois de mai alors qu'elles atteignirent 142 m et 193 m pour les premiers et 204 m et 398 m pour les deuxièmes, pour les mois de juillet et août. En Alberta (Herzog 1979), les déplacements quotidiens moyens des femelles adultes à la fin du printemps (période de la nidification) ont été pour leur part plus grands (140 m) que ceux de la présente étude mais plus faibles (123 m) pour le reste de l'été.

Puisque peu d'oiseaux ($n=15$) ont été suivis à la fois pendant et après la nidification, la valeur de l'analyse de la variance effectuée sur les déplacements des oiseaux a considérablement été réduite. La réalisation d'une analyse de

variance sans mesure répétée, qui aurait considéré les déplacements des oiseaux effectués pour toute la période de suivi, aurait peut-être été préférable (n plus grand). Toutefois, le comportement distinct des femelles en nidification (Boag et Schroeder 1992) aurait vraisemblablement apporté un biais important. La réalisation d'une analyse détaillée dans le temps, avec des moyennes mensuelles par exemple, aurait sûrement été très pertinente si l'échantillon avait été plus important et si les oiseaux avaient été capturés simultanément. Des variations subtiles qui sont passées inaperçues dans la présente analyse auraient probablement alors pu être observées.

4.4- La survie des tétras et leur reproduction

Les taux de survie des tétras (tableau 12), calculés pour la période estivale (mai à août), sont de façon générale comparables et même parfois plus élevés que ceux obtenus dans d'autres études réalisées au Canada. Le taux de survie calculé en 1991 (avant exploitation forestière), pour la même période, en Abitibi-Témiscamingue (Turcotte *et al.* 1994) était légèrement inférieur (70%) chez les mâles adultes alors qu'il était comparable pour les femelles avec (80%) et sans couvée (79%). En 1992, pendant l'exploitation forestière, la situation en Abitibi-Témiscamingue était différente puisque les taux de survie des mâles adultes (50%) et des femelles sans couvée (27%) étaient alors très inférieurs à ceux obtenus dans la présente étude. Ceux des femelles avec couvée étaient par contre

supérieurs (100%). Au Nouveau-Brunswick (Keppie 1987b), entre les années 1976 et 1983, les taux de survie (évalués sur une base annuelle) étaient estimés à 49% pour l'ensemble des femelles et à 44% pour les mâles. En Alberta (Boag *et al.* 1979), les taux de survie annuels étaient évalués de 1965 à 1975, à 63% pour les femelles et à 72% pour les mâles. Le fait que les taux de survie obtenus dans un environnement aussi fragmenté et perturbé que celui de la présente étude soient comparables aux taux retrouvés dans des endroits non perturbés suggère que les structures de forêt résiduelle sont des environnements adéquats pour satisfaire les besoins des tétras durant l'été. Il faut toutefois être très prudent dans la comparaison de taux estivaux avec des taux annuels, la mortalité pouvant être plus importante à l'automne et à l'hiver (Ellison 1974). Les résultats préliminaires obtenus lors de la suite du présent projet, soit lors du suivi automnal et hivernal des mêmes tétras, montrent des taux de survie (automne et hiver) légèrement inférieurs à ceux obtenus au cours du printemps et de l'été (Strobel, données non publiées). Les tétras qui se trouvent dans les structures au printemps et à l'été sont vraisemblablement en bonne condition physique, bien nourris et bien abrités des prédateurs, du moins autant que ceux présents dans les forêts non perturbées. Il semble que contrairement à ce que Turcotte et ses collaborateurs (1994) craignaient, la coupe forestière n'a pas favorisé l'arrivée de prédateurs opportunistes comme le renard roux dans le secteur d'étude à l'été 1998.

Les données relatives à la reproduction des tétras du Canada étudiés (tableau 13) prouvent que cette dernière est possible dans les structures résiduelles, qu'elle peut être réalisée avec succès et qu'elle est en général assez comparable à ce qui est observé dans d'autres études. En effet, le nombre moyen d'œufs par nid observés dans la présente étude, soit 4 ± 1 œufs, est légèrement inférieur à ce qui a été observé au Québec (5,9 œufs) (Lemay *et al.* 1998), en Alaska (7,5 œufs) (Ellison 1974), en Alberta (4,9 œufs) et au Nouveau-Brunswick (5,6 œufs) (Keppie 1982). Le succès de nidification (60%) est, pour sa part, plus bas que ce qui a été enregistré au Québec (62,5%) (Lemay *et al.* 1998), au Nouveau-Brunswick (81%) (Keppie 1982) et en Alaska (81%) (Ellison 1974) ainsi que dans le Maine (79%), en Ontario (71%) et au Michigan (77%) (Whitcomb *et al.* 1996). Il est, par contre, plus élevée qu'au Minnesota (40%) (Whitcomb *et al.* 1996) et qu'en Alberta (29%) (Keppie 1982). Pour ce qui est du succès d'éclosion obtenu (92%), il est légèrement supérieur à celui noté en Alberta (88%) (Keppie 1982) et en Alaska (91%) (Ellison 1974) alors qu'il est inférieur à celui observé au Nouveau-Brunswick (97%) (Keppie 1982). Le nombre moyen d'œufs éclos par nid, soit 4 ± 1 est très proche du nombre moyen obtenu sur l'île d'Anticosti (4,4 œufs) (Lemay *et al.* 1998). La durée d'incubation (24 jours) est semblable à la période moyenne de 23,8 jours calculée à l'île d'Anticosti (Lemay *et al.* 1998) et celle de 22 à 25 jours mesurée en Alaska (Ellison 1974).

Un plus grand échantillonnage serait nécessaire pour pouvoir être plus critique sur la productivité réelle des oiseaux utilisant les structures de forêt résiduelle. Le suivi exhaustif des couvées au cours de l'été serait alors essentiel à l'évaluation de cette productivité. Pour que le dénombrement complet des oisillons soit possible, les périodes d'observation des couvées devraient être prolongées. De plus, un bilan de la natalité et de la mortalité devrait être réalisé afin d'avoir un portrait réaliste de la dynamique de la population présente dans les structures de forêt résiduelle.

4.5- La végétation dans les domaines vitaux

La description de la végétation effectuée à partir des cartes écoforestières et des inventaires de la végétation confirme l'association du tétras avec des habitats dominés par des conifères souvent mentionnée dans la littérature (Robinson 1969 ; Pietz et Tester 1982 ; Szuba et Bendell 1983 ; Allan 1985 ; Turcotte *et al.* 1993). La présence importante de l'épinette noire dans tous les domaines vitaux (D.V.) et particulièrement dans le troisième groupe de D.V., celui dans lequel la végétation est surtout dominée par des pessières noires, est peu surprenante. En effet, cette essence qui est souvent dominante dans les habitats utilisés par le tétras en été (Pietz et Tester 1982 ; Allan 1985 ; Turcotte et al. 1993) est généralement très présente sur le territoire d'étude. Les proportions élevées de sapin baumier (~35%) dans l'habitat du premier groupe et de pin gris (jusqu'à

20%) dans celui du deuxième sont également chose courante. Allan (1985) a observé dans le Maine des proportions de sapin baumier de 25% dans l'habitat des tétras qu'il étudiait. Pour sa part, Robinson (1969) a étudié au Michigan des tétras qui utilisaient des forêts composées de pins gris et d'épinettes noires comme Szuba et Bendell (1983) en Ontario et Pietz et Tester (1982) au Minnesota. La présence de mélèze laricin dans les groupes deux et trois est vraisemblablement un atout pour les tétras de ces D.V.. En effet, les aiguilles de mélèze sont très importantes au début de l'automne dans l'alimentation du tétras puisqu'elles favorisent la transition d'une alimentation estivale composée à la fois d'aiguilles, de bourgeons, de fruits, de fleurs et de champignons à une alimentation exclusivement composée d'aiguilles (Allan 1985).

Malgré le fait qu'ils ont une composition en essence différente, les quatre groupes de D.V. possèdent une structure forestière très semblable tant au niveau de la densité arborescente, de la surface terrière, de la fermeture du couvert, de la hauteur des arbres, de la densité des gaulis que de la fermeture de ces derniers (tableau 14). Cette structure forestière est également semblable à plusieurs niveaux à celle observée en Abitibi-Témiscamingue (Turcotte *et al.* 1993) qui présentait une surface terrière totale moyenne de 16,9 m²/ha et une densité arborescente totale moyenne de 1296,5 tiges/ha. La fermeture du couvert moyenne de 12,9% observée dans cette étude était, quant à elle, plus faible que celle de la présente étude. Cette différence serait partiellement attribuable aux

différences dans les techniques utilisées pour évaluer cette donnée (estimation visuelle vs mesure avec un posemètre à 1,5m du sol).

Les structures d'âge réalisées démontrent, pour leur part, que les peuplements utilisés par le tétras du Canada sur le territoire d'étude sont presque tous âgés d'une centaine d'années et qu'ils ont comme origine un feu de forêt qui aurait eu lieu vers les années 1885-1900. Seuls certains peuplements qui auraient subi des coupes forestières vers les années 1945 seraient plus jeunes.

Puisque l'objectif principal de cette étude n'était pas de caractériser de façon exhaustive l'habitat utilisé par le tétras, une simple description de la végétation présente dans les D.V. des tétras a été réalisée. Toutefois, la réalisation d'un échantillonnage plus systématique, qui permettrait l'étude en profondeur des sites choisis par les tétras, serait très pertinente. Il serait, par exemple, intéressant de savoir si des relations existent entre certaines caractéristiques de l'habitat des tétras et les dimensions de leurs D.V. L'exécution d'inventaire de la végétation à tous les points de localisation des tétras et dans des sites distribués de façon aléatoire apporterait vraisemblablement les données nécessaires à la réalisation d'analyses plus poussées.

4.6- Les conclusions

La présente étude a permis d'évaluer et de comparer l'utilisation estivale par le tétras du Canada de trois environnements forestiers présents après coupe forestière (bandes et blocs de forêt résiduelle et forêt témoin). Pour ce faire, les densités des tétras dans ces environnements ont été évaluées et comparées, de même que leurs domaines vitaux (D.V.), leurs déplacements, leur taux de survie et leur reproduction. L'habitat présent à l'intérieur des D.V. des oiseaux a également été décrit. Les résultats obtenus tendent à démontrer que les structures de forêt résiduelle présentes sur le territoire, soit les bandes et les blocs, sont des milieux aussi propices aux tétras du Canada au printemps et à l'été que les forêts continues non perturbées, surtout si des portions de ces forêts non exploitées sont à proximité des structures. En effet, les résultats de l'inventaire des populations démontrent que les tétras sont présents dans les deux types de structures de forêt résiduelle et dans la forêt témoin. Également, les résultats des analyses sur les D.V. et les déplacements montrent qu'on ne peut détecter de différence significative entre les surfaces des D.V. et entre les distances moyennes parcourues des tétras utilisant en partie les bandes ou blocs de forêt résiduelle ou uniquement la forêt continue non perturbée. La localisation des D.V. sur le territoire démontre par contre qu'ils ne demeurent pas confinés dans les structures résiduelles et qu'ils utilisent également la forêt non-perturbée qui est à proximité.

L'analyse du morcellement de ces D.V. établit de plus que les D.V. des tétras ayant utilisé uniquement la forêt ont été plus morcelés que les domaines vitaux des tétras ayant utilisé les bandes. Les résultats concernant la survie des oiseaux prouvent que pour la période de mai à août, cette dernière est aussi bonne dans les trois environnements utilisés par le tétras et qu'elle est comparable aux taux rapportés ailleurs dans d'autres études. Pour leur part, les données sur la reproduction révèlent que cette dernière est possible sur tout le territoire mais l'échantillon observé est trop petit pour permettre une comparaison de la productivité selon les environnements. Il semble donc que les structures de forêt résiduelle, telles qu'elles sont actuellement réalisées selon le RNI, réussissent, tout comme la forêt, à combler la plupart des besoins vitaux estivaux des tétras du Canada. Toutefois, la proximité de ces structures avec la forêt continue semble importante à l'atteinte de cette efficacité sur le territoire d'étude. En fait, ces structures de forêt résiduelle sont même vraisemblablement attrayantes pour les oiseaux qui ont à proximité l'abri de la forêt et les fruits, les plantes et les arbustes qui poussent dans les coupes forestières. Un tel intérêt a déjà été observé pour les bordures de feux de forêt (Ellison 1975).

L'efficacité des structures de forêt résiduelle à court, moyen et long terme est toutefois incertaine. Les données récoltées au cours de la présente étude ne couvrent en effet que deux saisons de la vie des tétras, soit un printemps et un été. Le suivi automnal et hivernal des tétras (Strobel , données non publiées)

permettra de mieux connaître l'utilisation annuelle des structures résiduelles. Les données préliminaires de cette étude montrent que les tétras sont présents dans ces structures pendant l'automne et l'hiver. Pour leur part, les résultats du MEF pour les deux premières années d'inventaire des populations de tétras montrent que le tétras s'est maintenu sur le territoire mais qu'il pourrait être en diminution de densité (Courtois et Potvin 1999). Des doutes subsistent donc quant à la pérennité de l'utilisation de ces structures. Celles-ci sont en effet propices à subir des chablis (Esseen 1994 ; Ruel 1995), une perturbation qui modifie considérablement la structure forestière et qui pourrait réduire l'attrait de ces environnements pour le tétras. La récolte partielle possible d'environ 30% du volume ligneux dans certaines bandes de forêt résiduelle (bande riveraines) dans les années futures (Walsh *et al.* 1997) pourrait également apporter des changements majeurs à ces environnements. L'évolution des structures de forêt résiduelle pendant la régénération des secteurs de coupes avoisinants qui présenteront éventuellement de nouveaux habitats propices au développement du tétras recèle de nombreux inconnus. Par conséquent, il serait prématuré d'affirmer, dans le cadre de cette étude, la pleine efficacité des structures de forêt résiduelle dans le maintien des populations de tétras.

Une étude présentant un plus grand échantillonnage et une période plus longue de suivi (plusieurs saisons et années) serait nécessaire pour valider les résultats et conclusions présentés dans cette étude. En effet, le suivi prolongé de plusieurs

tétras sur différents territoires permettrait la réalisation d'analyses temporelles et également l'augmentation de la puissance des tests statistiques effectués. La prise en compte de l'âge des oiseaux dans les analyses serait également judicieuse puisqu'il est prouvé que les oiseaux d'un an et les adultes (+ de un an) ont des comportements différents (Boag et Schroeder 1992).

Références

- Allan, T. A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. *Can. J. Zool.* **63** : 2738-2742.
- Anderson, D. J. 1982. The home range : a new nonparametric estimation technique. *Ecology* **63** : 103-112.
- Alway, J. H. et D. A. Boag. 1979. Behaviour of captive spruce grouse at the time broods break up and juveniles disperse. *Can. J. Zool.* **57** : 1311-1317.
- Bertrand, N., F. Potvin et R. Courtois. 1996. Projet RNI. devis général. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Québec. 11p.
- Bertrand, N et F. Potvin. 1999. Projet Séparateurs de coupes : Sommaire des résultats de 1998-1999 (2ieme année de mesure). Ministère des Ressources Naturelles, Faune et Parc Québec.
- Boag, D. A. 1991. Spring population density of Spruce Grouse and pine forest maturation. *Ornis Scand.* **22** : 181-185.
- Boag, D. A. et M. A. Schroeder. 1987. Population fluctuations in spruce grouse : what determines their numbers in spring? *Can. J. Zool.* **65** : 2430-2435.
- Boag, D. A. et M. A. Schroeder. 1992. Spruce grouse. *In* The Birds of North America, No 5 (A. Poole, P. Stettenheim and F. Gill, Eds.). Philadelphia : The Academy of Natural Sciences; Washington, DC. : The American Ornithologists' Union.
- Boag , D. A., K. H. McCourt, P. W. Herzog et J. H. Alway. 1979. Population regulation in spruce grouse : a working hypothesis. *Can. J. Zool.* **57** : 2275-2284.
- Courtois, R. et F. Potvin. 1999. Utilisation des séparateurs de coupe par le tétras du Canada, Rapport d'étape 1998-1999. *in* : Bertrand, N et F. Potvin. Projet Séparateurs de coupes : Sommaire des résultats de 1998-1999 (2ieme année de mesure). Ministère des Ressources Naturelles, Faune et Parc Québec.

- DeFranceschi, P. F. et D. A. Boag. 1991. Summer foraging by spruce grouse : implications for galliform food habits. *Can. J. Zool.* **69** : 1708-1711.
- Ellison, L. N. 1966. Seasonal foods and chemical analysis of winter diet of Alaskan spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **30** : 729-735.
- Ellison, L. N. 1973. Seasonal social organization and movements of spruce grouse. *Condor.* **75** : 375-385.
- Ellison, L. N. 1974. Population characteristics of Alaskan spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **38** : 383-395.
- Ellison, L. N. 1975. Density of Alaskan spruce grouse before and after fire. *J. Wildl. Manage.* **39** : 468-471.
- Ellison, L. N. 1976. Winter food selection by Alaskan spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **40** : 205-213.
- Esseen, P. 1994. Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest. *Biol. Conserv.* **68** : 19-28.
- Ferron, J. et Y. Lemay. 1987. Pr vision démographique pour la population de Tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) introduite à l' le d'Anticosti en 1985 et 1986. Rapport technique présenté au ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 31p.
- Fritz, R. S. 1979. Consequences of Insular Population Structure : Distribution and Extinction of Spruce Grouse Populations. *Oecologia.* **42** : 57-65.
- Gauthier, J. et Y. Aubry. 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada. Montréal. 1295 p.
- Godfrey, W. E. 1986. Les oiseaux du Canada. Musée national du Canada. 506p.
- Herzog, P. W. 1978. Food selection by female spruce grouse during incubation. *J. Wildl. Manage.* **42** : 632-636.
- Herzog, P. W. 1979. Effects of radio-marking on behavior, movements, and survival of spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **43** : 316-323.
- Herzog, P.W. et D. A. Boag. 1978. Dispersion and mobility in a local population of spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **42** : 853-865.

- Hohf, R. S., J. T. Ratti et R. Croteau. 1987. Experimental analysis of winter food selection by spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **51** : 159-167.
- Jonkel, C. J. et K. R. Greer. 1963. Fall food habits of spruce grouse in northwest Montana. *J. Wildl. Manage.* **27** : 593-596.
- Kenward, R. 1993. Wildlife radio tagging : equipment, field techniques and data analysis. Academic Press. London. 222 p.
- Keppie, D. M. 1982. A difference in population and associated events in two races of spruce grouse. *Can. J. Zool.* **60** : 2116-2123.
- Keppie, D. M. 1987a. Do some female spruce grouse not breed? *Can. J. Zool.* **65** : 211-213.
- Keppie, D. M. 1987b. Impact of demographic parameters upon a population of spruce grouse in New Brunswick. *J. Wildl. Manage.* **51** : 771-777.
- Keppie, D. M. et P. W. Herzog. 1978. Nest site characteristics and nest success of spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **42** : 628-632.
- Lawson, E. J. G. et A. R. Rodgers. 1997. Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildl. Soc. Bull.* **25** : 721-729.
- Lemay, Y., J. Ferron, J.-P. Ouellet et R. Couture. 1998. Habitat de reproduction et succès de nidification d'une population introduite de Tétrins du Canada, *Falci pennis canadensis*, dans l'île d'Anticosti, Québec. *The Canadian Field-Naturalist*. **112** : 267-275.
- Ministère des Ressources naturelles. 1995. Norme de stratification écoforestière, troisième programme de connaissance de la ressource forestière. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers. 116 p.
- Naylor, B. J. et J. F. Bendell. 1989. Clutch size and egg size of spruce grouse in relation to spring diet, food supply, and endogenous reserves. *Can. J. Zool.* **67** : 969-980.
- Nugent, D. P. et D. A. Boag. 1982. Communication among territorial female spruce grouse. *Can. J. Zool.* **60** : 2624-2632.

- Pendergast, B. A. et D. A. Boag. 1970. Seasonal changes in diet of spruce grouse in central Alberta. *J. Wildl. Manage.* **34** : 605-611.
- Pendergast, B. A. et D. A. Boag. 1971. Maintenance and breeding of spruce grouse in captivity. *J. Wildl. Manage.* **35** : 177-179.
- Pietz P. J. et J. R. Tester. 1982. Habitat selection by sympatric spruce and ruffed grouse in north central Minnesota. *J. Wildl. Manage.* **46** : 391-403.
- Remond, G. W., D. M. Keppie et P. W. Herzog. 1982. Vegetative structure, concealment, and success at nests of two races of spruce grouse. *Can. J. Zool.* **60** : 670-675.
- Robinson, W. L. 1969. Habitat selection by spruce grouse in northern Michigan. *J. Wildl. Manage.* **33** : 113-120.
- Ruel, J. 1995. Understanding windthrow : Silvicultural implication. *For. Chron.* **71** : 434-445.
- Schroeder, M. A. 1985. Behavioral differences of female spruce grouse undertaking short and long migrations. *Condor.* **87** : 281-286.
- Schroeder, M. A. et D. A. Boag. 1989. Evaluation of a density index for territorial male spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **53** : 475-478.
- Szuba K. J. et J. F. Bendell. 1983. Population densities and habitats of spruce grouse in Ontario *in*: Ressources and dynamics of the boreal zone, Proc. of a Conference, Thunder Bay, Ont. August 1982. Ass. Can, Univ. for Northern Studies. Ottawa.
- Turcotte, F., R. Couture, J. Ferron et R. Courtois. 1993. Caractérisation des habitats essentiels du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre. 57p.
- Turcotte, F., R. Couture, R. Courtois et J. Ferron. 1994. Réaction du Tétrás du Canada (*Dendragapus canadensis*) face à l'exploitation forestière en forêt boréale. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre. 77p.
- Walsh, R., G. Rhéaume et P-M Marotte. 1997. Cahier des objectifs de protection du règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI). Québec, Ministère des Ressources Naturelles. 99p.

- Whitcomb, S. D., A. F. O'Connell, Jr. et F. A. Servello. 1996. Productivity of the spruce grouse at the southeastern limit of its range. *J. Field Ornithol.* **67** : 422-427.
- White G. C. et R. A. Garrott. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press. San Diego. 383 p.
- Zwicker, F. C. et J. H. Brigham. 1970. Autumn sex and age ratios of spruce grouse in north-central Washington. *J. Wildl. Manage.* **34** : 218-219.
- Zwicker, F. C. et J. F. Bendell. 1967. A snare for capturing blue grouse. *J. Wildl. Manage.* **31** : 202-204.