

Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*)

Francis Turcotte, Réhaume Courtois, Richard Couture et Jean Ferron

Résumé : Le suivi télémétrique de 35 tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*) 1 an avant coupe forestière et de 22 autres l'année de la coupe montrent que cette espèce est négativement affectée par la coupe à blanc. Après coupe, les tétras se sont réfugiés dans les habitats résiduels, à proximité du domaine vital printanier. Ils furent rencontrés plus souvent dans des peuplements en régénération, à densité arbustive élevée, et dans des milieux improductifs, sélectionnant parmi les habitats disponibles ceux ayant les plus grandes densités arborescentes et les plus faibles densités arbustives. Les déplacements totaux des tétras ont augmenté pendant et après coupe. Les domaines vitaux d'été étaient de 23–41 ha l'année de la coupe contre 13–33 ha l'année précédente ($p = 0,07$). La superficie des domaines vitaux ne différait pas statistiquement avant (4–21 ha) et après coupe (19–23 ha). La proportion d'individus au repos a diminué après coupe et les comportements d'alerte ont augmenté ($p > 0,01$). Le taux de survie des tétras a été plus faible l'année de la coupe ($S = 0,44 \pm 0,02$) que l'année précédente ($S = 0,75 \pm 0,01$). Il fut également plus faible après coupe ($S = 0,50 \pm 0,02$) qu'avant les opérations forestières ($S = 0,89 \pm 0,09$), la prédation étant la principale cause de mortalité. La densité des tétras a diminué de 60% après la coupe.

Abstract: Thirty-five and 22 spruce grouse (*Falcapennis canadensis*) were followed by telemetry, respectively 1 year before and the year of forest logging. Results indicate that the spruce grouse is negatively affected by clearcutting. After logging, spruce grouse moved to residual stands, near their spring home range. They were more often found in regenerating stands with higher shrub densities and in unproductive forests, selecting among available habitats, those supporting the highest tree densities and the lowest shrub densities. Movements of grouse increased during and after cutting. Summer home ranges averaged 23–41 ha during logging and 13–33 ha the year before cutting ($p = 0.07$). Home range areas were not statistically different before (4–21 ha) and after cutting (19–23 ha). Resting behaviour decreased and alert behaviour increased after logging ($p > 0.01$). Survival rate of grouse was lower the year of logging ($S = 0.44 \pm 0.02$), than in the preceding year ($S = 0.75 \pm 0.01$). It was also lower after logging ($S = 0.50 \pm 0.02$) than before forest operations ($S = 0.89 \pm 0.09$), with predation being the main cause of mortality. Grouse density decreased by 60% after logging.

Introduction

Le tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*) se rencontre dans les forêts résineuses de l'ouest et de l'est de l'Amérique du Nord (Boag et Schroeder 1992). Sa vaste distribution est cependant trompeuse, cette espèce étant très inféodée à la forêt résineuse (McCourt 1969; McLachlin 1970; Hedberg 1980; Ratti et al. 1984; Allan 1985) qui lui fournit

les éléments essentiels à ses besoins vitaux. La diminution des forêts de conifères, suite à leur exploitation et leur remplacement par des forêts feuillues, a entraîné la quasi-disparition de cette espèce dans la partie méridionale de son aire de répartition, obligeant certaines juridictions à interdire toute chasse (Johnsgard 1973).

Paradoxalement, aucune mesure importante n'a été prise pour protéger l'habitat de cette espèce. De plus, les impacts du déboisement sur le tétras demeurent mal connus (Boag et Rolstad 1991). Une revue de la littérature scientifique n'a permis de retracer aucune étude décrivant les réactions de cette espèce aux opérations forestières. En outre, aucune recherche ne traite des aménagements forestiers susceptibles de protéger son habitat. La carence d'information est encore plus évidente au Québec où le tétras ne fut étudié que lors de son introduction à Anticosti (Ferron et Lemay 1987; Lemay et Ferron 1987; Lemay 1989; Lemay et al. 1998).

Pour combler cette lacune, nous avons effectué des travaux en deux phases. La première, de mai à octobre 1991, avait pour objectif de caractériser les habitats utilisés dans un environnement naturel (Turcotte et al. 1993). Cette étude englobait les périodes de parade, de nidification et d'élevage, ainsi que la dispersion automnale. La seconde phase s'est déroulée de mai à août 1992. Elle avait pour objectif de déterminer l'impact à court terme du déboisement sur l'utilisation de l'espace (déplacements, domaine vital), la

Reçu le 24 août 1998. Accepté le 4 mai 1999.

F. Turcotte. Collège de La Pocatière, Département des sciences et techniques biologiques, 140, 4^e Avenue, La Pocatière, QC G0R 1Z0, Canada.

R. Courtois¹. Faune et Parcs, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, B. P. 92, 675, boulevard René-Lévesque est, 11^e étage, Québec, QC G1R 5V7, Canada.

R. Couture². Université du Québec à Trois-Rivières, Département de chimie et de biologie, C. P. 500, Trois-Rivières, QC G9A 5H7, Canada.

Jean Ferron. Département de biologie, de chimie et des sciences de la santé, Université du Québec à Rimouski, C. P. 3300, Rimouski, QC G5L 3A1, Canada.

1. Auteur correspondant.

Courriel : rehaume.courtois@mef.gouv.qc.ca

2. Adresse actuelle : 555, 6^e rang, Saint-Wenceslas, QC G0Z 1J0, Canada.

sélection d'habitat et la dynamique de population avant, pendant et après coupe forestière. Dans le présent article, nous comparons les réactions du tétras dans un habitat non perturbé à celles affichées durant la coupe forestière.

Site d'étude

Notre étude s'insère dans un projet plus vaste visant à décrire l'impact des coupes forestières sur sept groupes d'espèces dans le nord-ouest du Québec (Courtois et Potvin 1994). La végétation du site d'étude est dominée par les peuplements résineux (50%) et mélangés (20%), les principales essences résineuses étant l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et le sapin baumier (*Abies balsamea* L.) alors que le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) sont les principaux feuillus. Des détails supplémentaires sur le site d'étude sont donnés dans Turcotte et al. (1993).

L'exploitation forestière s'est déroulée principalement entre le 6 et le 26 juin 1992, bien que certaines opérations se soient prolongées jusqu'à la fin de juillet. La superficie déboisée totalise environ 16 km² dans un secteur d'intervention de 28 km². Les peuplements résineux ont été exploités par coupes avec protection de la régénération (CPR). Les arbres marchands (diamètre à hauteur de poitrine (dhp) ≥ 9 cm) ont été récoltés à l'aide d'abatteuses-groupeuses circulant dans des sentiers équidistants d'environ 15 m. Les arbres abattus étaient placés le long des sentiers. Des débusqueuses, empruntant exclusivement les sentiers d'abattage, les ont par la suite halés près des chemins gravelés où ils étaient ébranchés. Cette technique permet de protéger la majeure partie des arbustes et des arbres non commerciaux.

En vertu des normes en vigueur au moment de l'étude, la superficie maximale des assiettes de coupe était de 250 ha, et des lisières boisées de 60–100 m séparaient les assiettes de coupe. Une bande riveraine d'au moins 20 m de forêt était laissée de chaque côté des cours d'eau. À l'intérieur des assiettes de coupe, 4% de la superficie devait être conservée intacte comme îlots de confinement pour l'original, sous forme de blocs variant de 3 à 10 ha (ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec 1989).

Matériel et méthodes

Les travaux de capture et de marquage ont été effectués entre les 7 et 21 mai 1991 et entre les 7 et 9 mai 1992. Une vérification de la présence du tétras dans les secteurs coupés, 1 an après intervention, a été faite du 4 au 7 mai 1993. Les tétras ont été localisés en inventariant de façon systématique tous les peuplements résineux des blocs d'études accessibles par les chemins. Les peuplements ont été couverts en parcourant des virées équidistantes de 150 m, le long desquelles étaient réparties les stations de recensement espacées de 150 m également. À chaque station, des cris de tétras femelles ont été émis pendant 15 min à l'aide d'enregistreuses portatives (Lemay et Ferron 1987) afin d'attirer les oiseaux et de les dénombrer (Schroeder et Boag 1989).

Les tétras ont été capturés à l'aide d'une perche extensible en fibre de verre d'une longueur maximale de 5 m, munie à son extrémité d'un collet de nylon (Zwickel et Bendell 1967). Les oiseaux capturés étaient pourvus d'une bague à la patte gauche et d'un radio-émetteur d'environ 14 g (ART-5B, Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ont.) fixé au moyen d'un harnais de type sac à dos. Vingt-huit tétras adultes furent marqués en 1991 (17 mâles et 11 femelles), soit 23 en mai et 5 durant la période estivale. En mai 1992, 19 tétras adultes (11 mâles et 8 femelles) ont été marqués dans des peuplements résineux qui devaient faire l'objet de coupes forestières. À ceux-ci se sont ajoutés deux mâles, le 24 juin, et une femelle, le 7 juillet, afin de remplacer les oiseaux morts ou ceux

qui avaient perdu leur harnais pour un total de 22 oiseaux marqués durant l'année de la coupe.

Les oiseaux marqués en 1991 ont été repérés à pied et localisés visuellement, à tous les quatre ou cinq jours (\pm erreur type (n) : $4,7 \pm 0,1$ (604)), du 15 mai au 27 octobre, mais seules les localisations antérieures au 16 août ont été retenues pour fin de comparaison avec l'année 1992. Cette année-là, les tétras furent localisés quotidiennement ($1,3 \pm 0,05$ jour (230)) du 10 au 31 mai, principalement (95% des localisations) par triangulation (White et Garrot 1990) à partir des chemins forestiers. Du 1^{er} juin au 15 août, ils furent repérés majoritairement (75%) à pied, aux trois à quatre jours ($3,6 \pm 0,2$ (286)). Ils étaient approchés discrètement et repérés visuellement pour identifier et inventorier les sites utilisés. Un effort plus grand a été fait en mai afin d'obtenir un minimum de 10 localisations de chaque tétras avant le début des opérations forestières et ainsi préciser les limites de leur domaine vital avant coupe. Les données recueillies en 1992 ont été séparées en deux périodes, soit avant et après la coupe forestière. La deuxième période comprend toutes les localisations effectuées à partir du moment où la coupe forestière touchait le peuplement fréquenté par un tétras au moment de la capture. Compte tenu de la rapidité des opérations, l'exploitation d'un peuplement se faisait en deux jours environ.

La localisation spatiale de chaque tétras sur le terrain a été déterminée à l'aide de boussoles et d'appareils de mesure de distance de type topofil. Les coordonnées de chaque localisation ont ensuite été reportées sur carte forestière. La distance linéaire séparant deux localisations successives (distance totale) a été utilisée comme indice des déplacements des tétras. Seules les localisations espacées de moins de cinq jours ont été retenues. Ainsi, le temps écoulé entre deux localisations n'influçait pas de façon significative la distance totale, ni en 1991 ni en 1992 ($p > 0,10$).

La superficie des domaines vitaux a été calculée à l'aide du logiciel McPaal V1.2 (Stüwe et Blohowiak 1985) en utilisant la méthode du polygone convexe (Eddy 1977). Seuls les domaines vitaux comportant 10 repérages ou plus ont été retenus. Il n'y avait pas de corrélation significative entre le nombre de localisations et la superficie du domaine vital en 1991 ($r = 0,23$; $p = 0,29$). Les corrélations étaient toutefois significatives pour l'ensemble de la période d'échantillonnage de 1992 ($r = 0,66$; $p < 0,01$), mais pas avant coupe ($r = 0,48$; $p = 0,07$), ni après coupe ($r = 0,19$; $p = 0,49$), et le nombre moyen de localisations avant ($12,2 \pm 1,4$) et après ($12,1 \pm 1,7$) coupe ne différait pas. Nous croyons, par conséquent, que les comparaisons sont valides malgré le nombre réduit de localisations par individu.

Les taux de survie ont été calculés pour 1991 et 1992 (avant et après coupe) à l'aide du logiciel MICROMORT (Heisey et Fuller 1985).

Les caractéristiques de l'habitat utilisé par les tétras ont été mesurées sur une parcelle de 10 m \times 10 m centrée sur chaque site où un tétras fut localisé par télémétrie. Un total de 626 et 202 parcelles échantillons furent recensées en 1991 et 1992, respectivement. La parcelle était orientée de façon à ce que ses coins correspondent aux points cardinaux. Les arbres de dhp ≥ 7 cm ont été dénombrés sur la totalité de la parcelle, tandis que les caractéristiques de la strate arbustive (dhp < 7 cm) ont été relevées sur une bande de 1 m \times 10 m passant par le centre de la parcelle. La densité et le diamètre moyen des arbres ont servi à évaluer la surface terrière de la strate arborescente (Avery 1967).

Un indice de la fermeture de la couronne des arbres a été établi à l'aide d'un posemètre (Devos et Mosby 1969), lu aux quatre coins et au centre de la parcelle, à 1,5 m du sol. Le rapport de la moyenne de ces cinq lectures sur une lecture prise en milieu ouvert donnait une mesure de la lumière incidente relative. Le couvert latéral de la végétation (pourcentage d'obstruction de la vision par le feuillage) a été évalué à l'aide d'une planche à profil de végétation de 2 m de hauteur (Devos et Mosby 1969), placée à l'endroit où le tétras avait été localisé, et lue à 15 m de part et d'autre suivant la

Tableau 1. Caractéristiques du milieu avant et après coupe forestière.

Variable	Témoins (n = 50) A	Secteur coupé (n = 50) B	Habitats résiduels (n = 44) C	Différences entre les habitats ^a
Densité des arbres (tiges/ha)				
Épinette noire	780±71	76±23	593±65	A>C>B
Pin gris	74±21	0±0	20±9	A>C>B
Sapin baumier	146±29	6±3	18±10	A>B=C
Mélèze laricin	28±17	0±0	14±8	NS
Autres essences	212±39	10±5	36±12	A>B>C
Total	1240±83	92±25	682±65	A>C>B
Surface terrière (m²/ha)				
Épinette noire	10,2±1,0	0,5±0,2	8,1±1,1	A=C>B
Pin gris	2,6±0,7	0,0±0,0	0,6±0,3	A>C>B
Sapin baumier	5,2±3,2	0,0±0,0	0,1±0,1	NS
Mélèze laricin	0,3±0,2	0,0±0,0	0,2±0,1	NS
Autres essences	3,6±0,9	1,1±0,9	0,4±0,1	A>B=C
Total	21,9±3,4	1,7±0,9	9,4±1,1	A>C>B
Densité des arbustes (tiges/ha)				
Aulne rugueux	1860±572	500±222	455±170	A>B=C
Épinette noire	5480±744	3560±469	8500±849	C>A=B
Sapin baumier	2420±486	1000±392	1409±415	A>C=B
Viorne cassinoïde	1660±487	100±65	614±193	NS
Lédon du Groenland	5460±1217	2680±691	11000±1674	C>A=B
Kalmia à feuilles étroites	5520±871	2160±636	8841±1915	A=C>B
Total	28140±1891	13080±1703	36182±3668	A=C>B
DHP total (cm)	13,5±0,4	3,9±0,9	12,8±0,5	A=C>B
Fermeture de la couronne	14,4±1,2	1,8±0,2	10,1±0,7	A>C>B
Profil latéral	3,4±0,1	1,9±0,2	3,5±0,1	A=C>B
Hauteur des arbustes (m)	2,1±0,1	1,5±0,1	1,7±0,1	A>C>B

Nota : Les données sont présentées sous la forme moyenne ± erreur typ. NS, non significatif.

^a < ou > : p < 0,05.

diagonale nord-sud de la parcelle d'échantillonnage. La hauteur moyenne des arbustes a été estimée de façon visuelle à l'intérieur de la parcelle de 100 m². Les espèces herbacées étaient identifiées par ordre d'importance à l'intérieur d'un cercle de 2 m de rayon dont le point central correspondait à l'endroit de la localisation du tétras. La pente (nulle : 0–15°; faible : 15–30°; moyenne : 30–45° ou forte : >45°) et le drainage (très humide, humide, sec ou dénudé) furent estimés visuellement.

La situation spatiale de l'oiseau (au sol ou perché (essence)) fut notée à chaque repérage de même que son comportement (repos, alimentation et type d'aliment ingéré, fuite, parade, etc.).

En plus des mesures effectuées lors des repérages télémétriques, 50 parcelles témoins ont été échantillonnées en 1991. Ces parcelles échantillons ont été réparties aléatoirement dans les peuplements résineux situés à moins de 1 km des chemins à l'aide d'une table de nombres au hasard (Scherrer 1984). En 1992, 44 parcelles ont été inventoriées dans les sites conservés pour la protection des cours d'eau ou le confinement de l'original et 50 autres furent réparties systématiquement dans les aires coupées.

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide des logiciels SAS (SAS Institute Inc. 1987) et Systat (Wilkinson 1992). L'effet de la coupe forestière sur l'habitat et sur les déplacements du tétras a été évalué par analyse de variance. Un plan aléatoire a été retenu pour comparer les caractéristiques de la végétation dans les milieux présents avant et après coupe (Zar 1984). Les repérages télémétriques de 1991 ont été utilisés pour comparer les déplacements entre les catégories d'oiseaux (mâles, femelles avec et sans couvée). L'impact de la coupe sur les déplacements a été évalué à partir des données de 1992, sans égard à la catégorie de tétras,

mais en incluant comme covariables, l'identification de l'oiseau et le temps séparant deux localisations ainsi que l'interaction entre ces deux variables. Il a été impossible de tester simultanément les autres sources de variation (année, catégorie de tétras) à cause des répétitions manquantes dues à des facteurs incontrôlables (pas de coupe en 1991 alors qu'elles étaient prévues pour 1991 et 1992; mortalité de certains tétras avant la fin du suivi). Les distances entre deux repérages ont été transformées (log 10) pour rencontrer les conditions d'application de l'analyse de variance (normalité des résidus et homogénéité de leur variance). La superficie des domaines vitaux avant et après coupe a été comparée avec un test de *t* pour données paires. La situation spatiale des tétras repérés ainsi que la pente et le drainage des sites utilisés ont été analysés en utilisant le test de *G* (Scherrer 1984). Un seuil de probabilité 0,05 a été retenu. Les taux de survie ont été comparés entre les deux années ainsi qu'entre les deux périodes de 1992 à l'aide de l'approximation normale (test de *z*).

Résultats

Transformation du milieu par la coupe

L'habitat a été modifié radicalement par la coupe, la strate arborescente ayant pratiquement disparu des sites coupés (tableau 1). La surface terrière ainsi que la densité de l'ensemble des essences arborescentes étaient d'environ 92% inférieures à celles des peuplements témoins. Seules la densité et la surface terrière du mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) ainsi que la surface terrière du sapin

baumier étaient similaires dans les sites témoins et coupés. La densité totale d'arbustes était également 54% plus faible dans les sites coupés. Le dhp moyen des arbres, la fermeture de la couronne, le profil latéral et la hauteur moyenne des arbustes étaient tous inférieurs dans les sites coupés.

Les habitats résiduels après coupe (aires de confinement de l'original, bandes riveraines, zones improductives, etc.) différaient également des témoins sur plusieurs points. Au niveau arborescent, la surface terrière et la densité du pin gris, des autres essences et de l'ensemble des arbres, la densité de l'épinette noire et du sapin baumier ainsi que la fermeture de la couronne étaient plus faibles dans les habitats résiduels. Par contre, la strate arbustive des habitats résiduels présentait une plus grande densité en épinette noire et en lédon (*Ledum groenlandicum* Retzius) alors que la densité en aulne rugueux (*Alnus rugosa* (Du Roi) Spreng.) et en sapin baumier, de même que la hauteur moyenne des arbustes, y étaient plus faibles.

Caractéristiques des habitats utilisés

Après coupe, les tétras se sont réfugiés dans les habitats résiduels du site d'étude. L'été de la coupe, ils furent rencontrés plus souvent dans des peuplements en régénération et des milieux improductifs (21 et 27%, respectivement) que durant l'été précédent (6 et 5%, respectivement). La densité (1058 ± 55 (140) contre 1434 ± 48 (228) tiges/ha) ($F = 24,00$; $p < 0,01$) et la surface terrière ($11,0 \pm 0,6$ contre $18,6 \pm 0,7$ m²/ha) ($F = 53,73$; $p < 0,01$) des arbres étaient plus faibles dans les sites fréquentés l'été de la coupe que l'été précédent. La densité d'arbustes ($25\ 714 \pm 1291$ contre $21\ 491 \pm 770$ tiges/ha) montrait une tendance inverse ($F = 9,25$; $p < 0,01$).

Dans les habitats disponibles, les tétras ont sélectionné les endroits qui présentaient de plus fortes densités d'arbres (épinette noire ($F = 12,04$; $p < 0,01$), sapin baumier ($F = 6,32$; $p = 0,01$), mélèze laricin ($F = 9,23$; $p < 0,01$) et total ($F = 14,99$; $p < 0,01$); fig. 1A). Par contre, les surfaces terrières étaient équivalentes dans les sites utilisés et le reste des habitats résiduels sauf pour le mélèze laricin ($F = 9,07$; $p < 0,01$) qui avait une surface terrière plus grande dans les sites utilisés (fig. 1B). Les arbres étaient de plus faible diamètre ($F = 13,08$; $p < 0,01$) dans les sites utilisés (dhp moyen \pm erreur type = $11,0 \pm 0,2$ cm) que dans l'ensemble des habitats résiduels (dhp = $12,8 \pm 0,5$ cm).

Les tétras préféraient les parties des habitats résiduels où les arbustes étaient moins denses ($F = 6,57$; $p = 0,01$), particulièrement en lédon ($F = 7,93$; $p < 0,01$) et kalmia (*Kalmia angustifolia* L.) ($F = 13,27$; $p < 0,01$) (fig. 1C). À l'opposé, l'aulne rugueux était plus abondant ($F = 4,52$; $p = 0,03$) et la hauteur moyenne de la strate arbustive était plus grande ($F = 6,73$; $p < 0,01$) dans les sites choisis par le tétras ($2,2 \pm 0,1$ m contre $1,7 \pm 0,1$ m).

Des terrains secs ont été notés dans 83% des localisations la première année contre 41% l'année de la coupe ($G = 73,92$; $p < 0,01$). À l'opposé, les sites humides et très humides représentaient respectivement 17 et 59% des localisations durant les mêmes années. Les tétras ont occupé des terrains généralement plats (pente nulle = 70–77% ou faible = 16–17%), que se soit dans un environnement naturel ou perturbé par la coupe forestière ($G = 4,26$; $p = 0,24$).

Tableau 2. Distance totale séparant deux localisations successives des tétras munis d'émetteurs dans le site d'étude en 1992, avant et après les coupes forestières.

Période	Distance totale (m)		
	Mâles	Femelles sans couvée	Femelles avec couvée
Avant coupe	201±18 (138)	204±32 (35)	158±28 (61)
Après coupe	230±19 (113)	273±34 (31)	228±35 (37)

Nota : Les valeurs ont été pondérées en fonction du nombre de repérages par tétras; elles sont présentées sous la forme moyenne \pm erreur type (nombre de localisations).

Déplacements et domaines vitaux

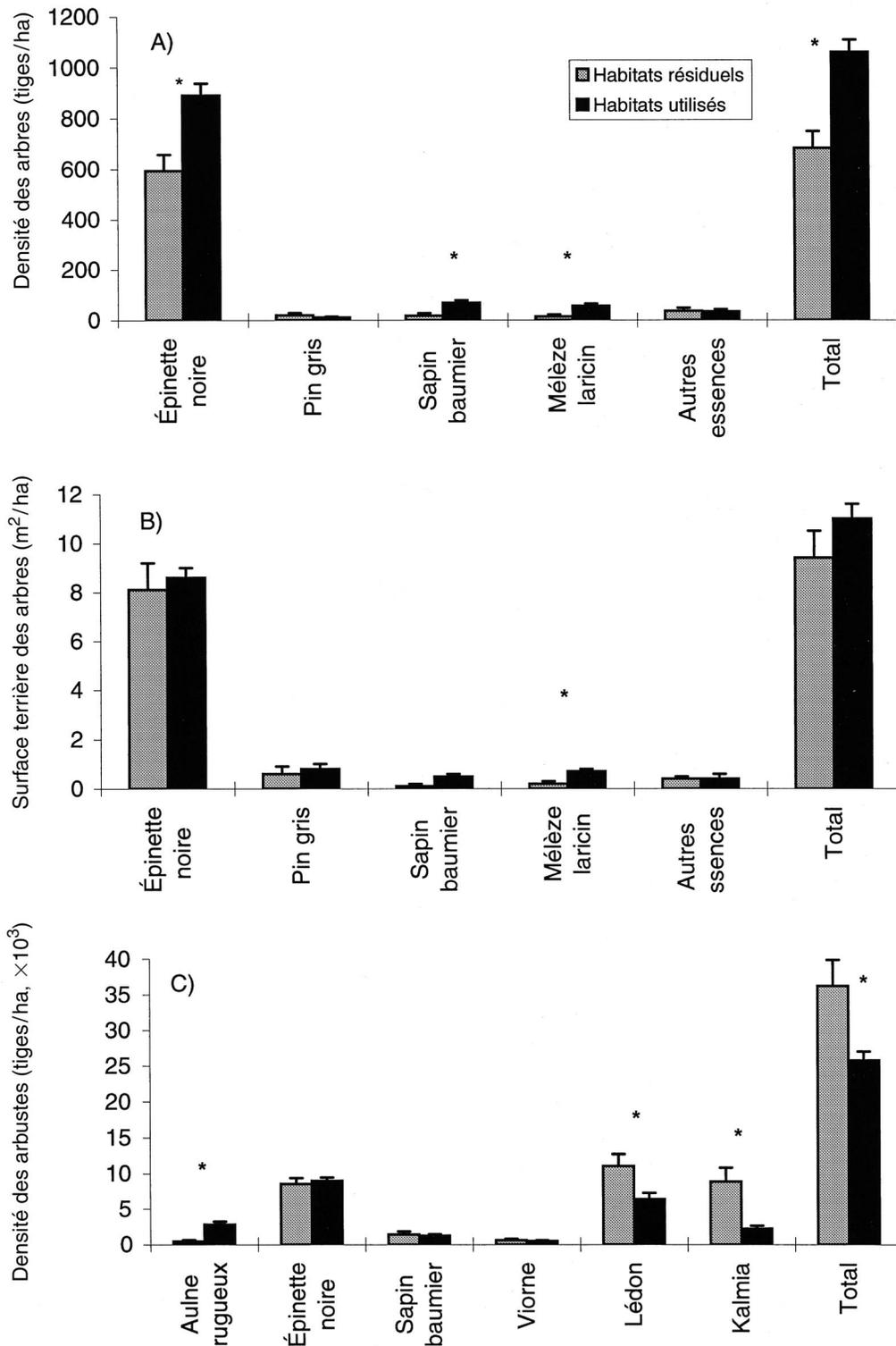
Dans un environnement sans coupe forestière, en 1991, les plus grandes distances entre deux localisations furent parcourues par les femelles avec couvée (311 ± 31 m (51)), les mâles (192 ± 13 m (136)) et les femelles sans couvée (178 ± 16 m (59)) montrant des déplacements similaires et inférieurs à ceux des femelles avec couvée ($F = 6,85$; $p < 0,01$). En 1992, les déplacements moyens ont été de 193 ± 16 m (98), 222 ± 12 m (251) et de 233 ± 23 m (66) pour les mêmes catégories d'oiseaux. Les déplacements étaient plus faibles avant la coupe forestière (192 ± 14 m (235)) qu'après (232 ± 16 m (180); $F = 4,16$; $p = 0,04$). L'augmentation des déplacements était notée chez les trois catégories d'oiseaux (tableau 2). Dans toutes les analyses, le temps entre deux localisations successives n'influait pas les distances parcourues ($F < 0,079$; $p > 0,78$).

L'année de la coupe, les domaines vitaux semblaient environ deux fois plus grands que l'année précédente (tableau 3). Les différences annuelles étaient faiblement significatives ($0,10 < p < 0,05$). Cependant, la superficie des domaines vitaux ne différait pas avant et après coupe ($t = 0,99$; $p = 0,35$). Des estimations du domaine vital à la fois avant et après coupe étaient disponibles pour 11 tétras. Pour 5 d'entre eux (4 mâles et 1 femelle avec couvée), les domaines vitaux avant et après coupe se chevauchaient sur 5 à 27%. Chez les 6 autres oiseaux (1 femelle avec couvée, 3 femelles sans couvée et 1 mâle), les domaines vitaux avant et après coupe étaient distincts. Trois s'étaient déplacés à proximité des secteurs utilisés avant la coupe alors que les trois derniers ont utilisé de nouveaux secteurs adjacents. De plus, les tétras n'utilisaient pas les parterres de coupe proprement dits; on les retrouvait dans les forêts résiduelles situées à proximité de leur domaine vital antérieur (fig. 2).

Densité, productivité, survie et comportement

Dans les peuplements résineux non coupés, la densité printanière du tétras a varié de 4,1 à 5,8 mâles/km² durant les trois années de l'étude (tableau 4). Après la coupe, au printemps 1993, aucun tétras n'a été recensé dans les parterres de coupe. Cependant, les îlots de forêt résiduelle et, particulièrement, les bandes riveraines étaient encore utilisés. On y a noté 4,2 mâles/km², ce qui ne différait pas significativement des valeurs notées durant les années antérieures ($t = 0,72$; $p > 0,05$). De plus, la présence de nombreuses fientes dans la plupart des îlots résiduels montre que des tétras y ont séjourné pendant au moins une partie de l'hiver. Au moins une partie des oiseaux recensés avaient fréquenté

Fig. 1. Habitats disponibles et utilisés par le tétras du Canada après coupe. Les astérisques identifient les différences significatives.



ce secteur durant les années précédentes, comme en témoigne la recapture d'un tétras marqué au printemps de 1992.

La coupe forestière semble avoir affecté la production d'oisillons et la survie des tétras femelles. La seule femelle marquée qui a niché dans un parterre de coupe fut victime de prédation. De même, trois des cinq femelles avec couvée ont subi la prédation l'été de la coupe contrairement à au-

cune l'année précédente. Ainsi, seulement 22% des femelles ont pu mener leur couvée à terme l'année de la coupe comparativement à 60% l'année précédente. Finalement, nous n'avons observé aucune ponte de remplacement l'été de la coupe par opposition à deux femelles sur quatre qui avaient perdu leur couvée la première année.

Le taux de survie des tétras suivis par télémétrie a été plus

Tableau 3. Superficie du domaine vital des tétras munis d'émetteurs dans le site d'étude en 1991, dans un environnement non perturbé, et en 1992, pendant des coupes forestières, selon leur statut reproducteur.

Statut reproducteur	Superficie (ha)			
	Mai-août 1991	Mai-août 1992	Avant coupe 1992	Après coupe 1992
Mâles	17±3 (11)	27±6 (12)	18±5 (8)	19±5 (9)
Femelles sans couvée	13±5 (4)	41±12 (4)	21±6 (4)	20±8 (4)
Femelles avec couvée	33±7 (6)	23±18 (4)	4±2 (3)	33±30 (2)

Nota : Les données sont présentées sous la forme moyenne ± erreur type (nombre de tétras).

Tableau 4. Abondance du tétras du Canada (mâles/km²) dans les sites inventoriés entre 1990 et 1992.

Année	Habitat	Nombre de stations	Tétras observés		Mâles/km ² ± erreur type
			Mâles	Femelles	
1990	Forêt résineuse	140	13	7	5,2±1,5
1991	Forêt résineuse	150	11	5	4,1±1,2
1992	Forêt résineuse	116	12	8	5,8±1,8
1993	Coupes forestières				
	Parterre de coupe	42	0	0	0,0±0,0
	Forêt résiduelle ^a	28	1	1	2,0±2,0
	Bande riveraine	26	2	0	4,2±3,0

^aÎlots de protection de l'original, lisières entre deux coupes, bordures de moins de 50 m de la forêt non perturbée.

faible l'année de la coupe ($z = 1,793$; $p = 0,04$) parce que la prédation a été plus importante. Pour l'ensemble des adultes, la survie fut de $0,75 \pm 0,01$ la première année contre seulement $0,44 \pm 0,02$ l'année de la coupe. Cette année-là, la survie des adultes fut aussi significativement plus faible ($z = 2,099$; $p = 0,02$) après coupe ($S = 0,50 \pm 0,02$) qu'avant le début des opérations forestières ($S = 0,89 \pm 0,01$).

L'utilisation de perchoirs différait quelque peu entre les deux périodes estivales, les tétras ayant tendance à se percher plus souvent la deuxième année (19% des localisations contre 11%; $n = 135-228$; $G = 3,96$; $p = 0,05$). L'épinette noire (32-44%; $n = 25$) et le mélèze laricin (56-68%; $n = 25$) étaient les seules essences utilisées pour se percher, et dans des proportions similaires pour les deux années. Les observations de tétras au repos ont diminué de 26% (1991 : 69%, $n = 222$; 1992 : 43%, $n = 134$; $G = 37,58$; $p < 0,01$) au profit d'une augmentation des comportements de marche (10% contre 8%), de fuite (9% contre 1%) et surtout d'alerte (37% contre 18%) l'année de la coupe. De même, la proportion des tétras vus en train de s'alimenter a diminué entre les deux années (4% contre 1%).

Discussion

Impact de la coupe sur l'utilisation de l'espace et de l'habitat

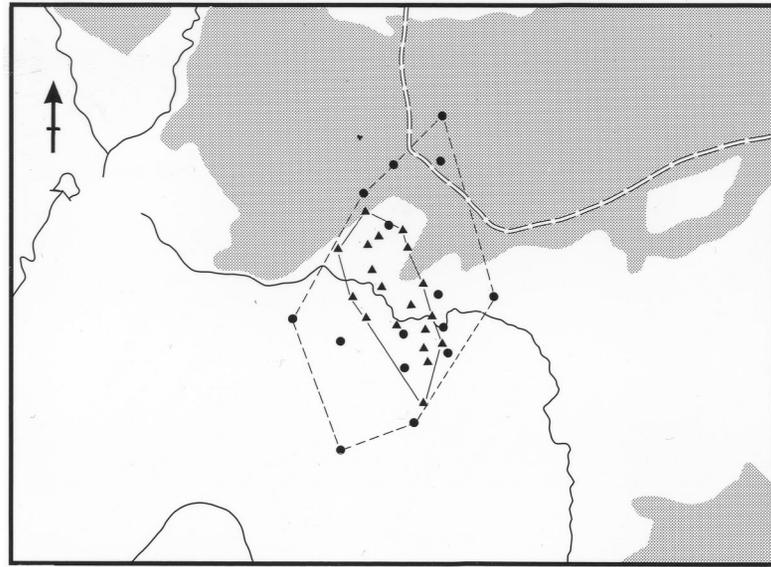
Les tétras marqués avaient tendance à se déplacer dans la forêt adjacente au fur et à mesure que la coupe forestière progressait. Certains s'y sont établis, mais la plupart sont revenus dans les îlots de forêt résiduelle lorsque les opérations forestières furent terminées ou que la coupe les éloignait trop du domaine vital adopté au début de l'été, affichant ainsi une grande fidélité à ce dernier, malgré une modifica-

tion importante de l'habitat. L'inventaire réalisé au printemps 1993, 1 an après la coupe forestière, a d'ailleurs montré que des tétras étaient toujours présents dans les habitats résiduels. La présence de fiantes indiquait que certains individus avaient passé l'hiver dans ces sites, dont un mâle marqué en 1992. Nous ne savons pas si les autres tétras étaient des immigrants. Les tétras étaient toujours absents des parterres de coupe proprement dits.

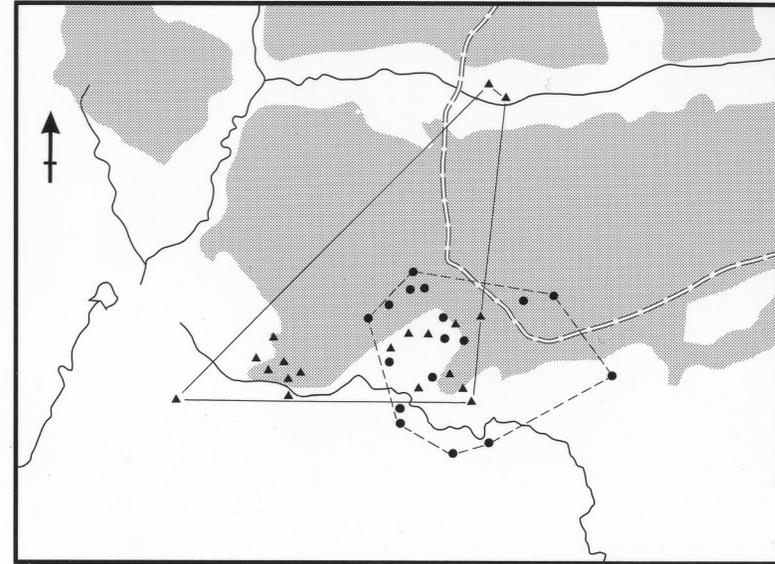
L'été de la coupe, les tétras ont utilisé des peuplements moins denses, présentant une surface terrière moins importante. Ce comportement n'est pas habituel. Durant l'été, les tétras recherchent normalement des sites où la densité arborescente est élevée (Lemay et al. 1998; Turcotte et al. 1993), peut-être pour se protéger des prédateurs, leur capacité de vol étant diminuée durant la mue (McCourt 1969; McLachlin 1970; Hedberg 1980; Allan 1985; Lemay 1989).

La strate arbustive des sites utilisés après coupe n'était pas optimale non plus. La densité totale des arbustes y était plus élevée que dans les habitats utilisés l'été précédent. Au lieu de rechercher des forêts d'excellente qualité, les tétras se sont plutôt sédentarisés dans la forêt résiduelle, près des assiettes de coupe. Toutefois, ces milieux non exploités par l'industrie forestière, souvent des milieux plus jeunes, improductifs ou en régénération, sont de moins bonne qualité en terme de composition résineuse, de densité ou de hauteur. De même, les bandes riveraines de notre site d'étude étaient caractérisées par une nappe phréatique superficielle, ce qui favorise des arbustes tels le lédon et l'aulne rugueux, deux essences bien adaptées aux milieux humides. La même explication vaut pour le mélèze laricin qui fut la seule essence arborescente plus abondante dans l'habitat utilisé par les tétras l'année de la coupe.

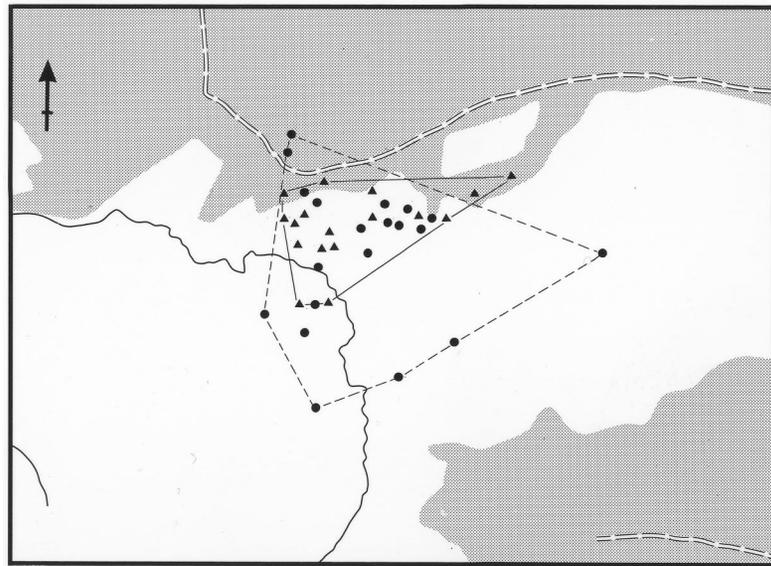
Fig. 2. Localisations et domaines vitaux de quelques tétras, avant et après la coupe forestière.



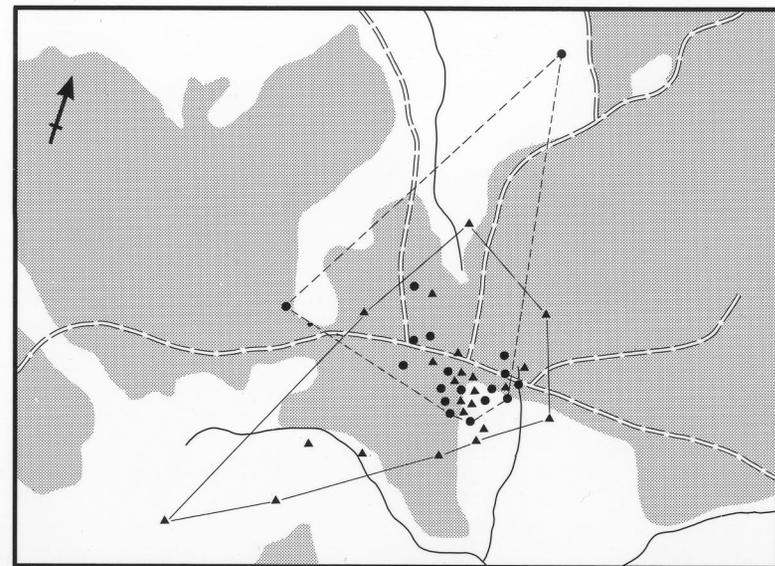
AVANT.....● APRÈS.....▲ COUPE FORESTIÈRE.....



AVANT.....● APRÈS.....▲ COUPE FORESTIÈRE.....



AVANT.....● APRÈS.....▲ COUPE FORESTIÈRE.....



AVANT.....● APRÈS.....▲ COUPE FORESTIÈRE.....

Malgré l'utilisation d'habitats plus marginaux après la coupe, les tétras ont su rechercher les meilleurs sites parmi ceux qui étaient disponibles. Ainsi, les habitats résiduels présentaient des densités arborescentes plus faibles que dans un habitat non perturbé, mais les tétras ont choisi les parties qui s'approchaient le plus d'un habitat normal. Par ailleurs, les tétras ont préféré des endroits où les densités arbustives étaient inférieures aux valeurs moyennes retrouvées dans les zones non coupées. Lorsque la densité d'arbustes dépasse une certaine limite, un milieu peut devenir moins propice pour le tétras (Ratti et al. 1984; Boag 1991; Schroeder et Boag 1991).

Impact de la coupe sur la dynamique des populations

La coupe semble avoir augmenté les déplacements des tétras, un changement probablement attribuable aux dérangements causés par les activités forestières. Les tétras étaient aussi plus agités l'année de la coupe alors que le bruit de la machinerie était audible jour et nuit. La proportion d'individus au repos a diminué au profit des comportements de fuite, de marche et d'alerte. Cette agitation du tétras et la réduction de l'habitat auraient-elles augmenté sa vulnérabilité à la prédation? Storch et Willebrand (1991) mentionnent que les gallinacés sont généralement défavorisés par les coupes forestières parce que les pratiques sylvicoles actuelles favorisent l'expansion des prédateurs généralistes, comme les renards, ce qui amène une diminution du succès de reproduction. La première année, la majorité des tétras tués par des prédateurs l'ont été au printemps (38%) ou à l'automne (50%), alors que les trois cas de prédation survinrent l'année de la coupe ou en lieu après la coupe forestière. Les plus grands déplacements des femelles avec couvée combinés à la fragmentation de l'habitat ont peut-être augmenté leur vulnérabilité. De même, une diminution du nombre d'oisillons a été notée à cause de la prédation des femelles avec couvée et de l'absence de couvée de remplacement.

Les tétras étaient toujours présents 1 an après coupe dans les îlots de forêt résiduelle et dans les bandes riveraines. Cependant, comme les superficies déboisées n'étaient pas fréquentées, on estime que la densité moyenne dans le site d'étude est passée de 5,0 mâles/km² avant les coupes forestières à moins de 1,8/km².

Lignes directrices pour l'aménagement forestier

Dans les forêts du domaine public, l'objectif devrait être d'assurer la présence permanente du tétras du Canada dans les secteurs d'intervention forestière pour ainsi contribuer à la diversité biologique de la forêt résineuse. Un tel objectif est moins contraignant que l'optimisation de la production faunique, par exemple, dans des boisés privés (Ferron et al. 1996). Les densités usuelles dans les forêts résineuses non perturbées sont d'environ 4 à 5 couples reproducteurs par kilomètre carré (Lemay et Ferron 1987; Keppie 1987; Schroeder et Boag 1989; Fritz 1979; présente étude). Comme le tétras déserte les sites coupés, on estime qu'une exploitation de 25% de la superficie des massifs de conifères résulterait en une densité de 3 à 4 mâles/km², ce qui pourrait constituer un objectif de densité acceptable pour les forêts publiques.

Quelques populations de tétras de l'ouest du continent comprennent des individus fidèles à des sites de reproduc-

tion et d'hivernage séparés (Schroeder 1985), mais le tétras est généralement plutôt sédentaire (Herzog et Boag 1978). Son domaine vital varie de 15 à 30 ha selon son statut reproducteur. Par ailleurs, le taux d'occupation des îlots de forêt diminue lorsque leur superficie est inférieure à 150 ha ou que la distance entre les îlots de forêt augmente (Fritz 1979). Il faudrait donc séparer les habitats résiduels d'au maximum quelques centaines de mètres pour faciliter la colonisation des secteurs vacants.

Par conséquent, nous croyons que les opérations en forêt résineuse devraient être planifiées par blocs d'environ 200 ha. On pourrait prélever simultanément deux unités non contiguës d'environ 25 ha, l'équivalent chacune de la superficie moyenne d'un domaine vital, pour laisser en place une superficie de 150 ha. Deux autres unités pourraient être exploitées 25 à 30 ans plus tard, lorsque les premiers blocs seraient assez bien établis pour supporter le tétras.

L'utilisation de la coupe avec protection de la régénération semble adéquate pour assurer une bonne régénération des conifères après coupe, mais une attention particulière devrait être apportée aux peuplements de pin gris, habituellement dépourvus de régénération préétablie. Le mélèze laricin est important pour l'alimentation du tétras, particulièrement en début d'automne (Turcotte et al. 1993). Il devrait être maintenu par des coupes de rajeunissement.

Les opérations forestières durant la nidification (fin mai – mi-juin) augmentent la mortalité des femelles et sont peu compatibles avec les objectifs fauniques. Pour diminuer la vulnérabilité des femelles à la prédation, il serait important de conserver des peuplements matures juxtaposés à des zones improductives ou en régénération. Les risques de prédation lors des déplacements entre ces types de boisés durant l'été seraient plus faibles, les femelles avec couvée n'ayant pas à traverser des zones offrant peu de couvert.

Remerciements

Nous aimerions souligner l'aide précieuse des personnes qui ont collaboré à ce projet. Aldée Beaumont, Claude Brassard, Laurier Breton et François Potvin (ministère de l'Environnement et de la faune (MEF)), de même que Yves Lemay, Jean-Luc Bugnon, Michel Pouliot, Sophie Beaulieu (Université du Québec à Rimouski (UQAR)) et Maryse Bélanger (Cegep de La Pocatière) ont participé aux travaux de terrain. Jean-Pierre Ouellet, André Dumont et Marco Rodríguez (UQAR) ainsi que François Potvin (MEF) et Hélène Crépeau (Université Laval) nous ont conseillé lors de l'élaboration du protocole expérimental ainsi que lors du traitement statistique et de la revue du manuscrit. Les commentaires de David Boag (University of Alberta) et d'un arbitre anonyme ont permis d'améliorer le contenu de l'article. Les supports financier et logistique ont été fournis par le MEF, la Fondation de la faune du Québec, le Département de chimie-biologie de l'Université du Québec à Trois-Rivières et le Département de biologie, de chimie et des sciences de la santé de l'UQAR.

Références

- Allan, T.A. 1985. Seasonal changes in habitat use by Maine spruce grouse. *Can. J. Zool.* **63** : 2738–2742.

- Avery, T.E. 1967. Forest measurements. McGraw-Hill Co., New York.
- Boag, D.A. 1991. Spring population density of spruce grouse and pine forest maturation. *Ornis Scand.* **22** : 181–185.
- Boag, D.A., et Rolstad, J. 1991. Aims and methods of managing forests for the conservation of tetranoids. *Ornis Scand.* **22** : 225–226.
- Boag, D.A., et Schroeder, M.A. 1992. Spruce grouse. *Dans* The birds of North America. N° 5. *Éditeurs* : A. Poole, P. Stettenheim et F. Gill. Academy of Natural Sciences of Philadelphia, Philadelphia, Penn.
- Courtois, R., et Potvin, F. 1994. Résultats préliminaires sur l'impact à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre et ses utilisateurs en forêt boréale. Service de la faune terrestre, Direction de la faune et des habitats, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, Qué., publication n° 2388.
- Devos, A., et Mosby, H.S. 1969. Habitat analysis and evaluation. *Dans* Wildlife management techniques. 3^e éd. *Éditeur* : R.H. Giles Jr. The Wildlife Society, Washington. pp. 135–231.
- Eddy, W.F. 1977. A new convex algorithm for planer sets from ACM. *ACM Trans. Math. Software*, **3** : 398–403.
- Ferron, J., Couture, R., et Lemay, Y. 1996. Guide d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la Faune du Québec, Québec, Qué.
- Ferron, J., et Lemay, Y. 1987. Prévisions démographiques pour la population de tétras des savanes (*Dendragapus canadensis*) introduite à l'Île d'Anticosti en 1985 et 1986. Service de la faune terrestre, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec, Qué., publication n° 1226.
- Fritz, R.S. 1979. Consequence of insular population structure: distribution and extinction of spruce grouse populations. *Oecologia*, **42** : 57–65.
- Hedberg, J. 1980. Habitat selection by spruce grouse in eastern Maine. Mémoire de maîtrise, University of Maine, Orono, Me.
- Heisey, D.M., et Fuller, T.K. 1985. Evaluation of survival and cause-specific mortality rates using telemetry data. *J. Wildl. Manage.* **49** : 668–674.
- Herzog, P.W., et Boag, D.A. 1978. Dispersion and mobility in a local population of spruce grouse. *J. Wildl. Manag.* **42** : 853–865.
- Johnsgard, P.A. 1973. Grouse and quails of North America. University of Nebraska Press, Lincoln, Neb.
- Keppie, D.M. 1987. Impact of demographic parameters upon a population of spruce grouse in New-Brunswick. *J. Wildl. Manage.* **51** : 771–777.
- Lemay, Y. 1989. Caractérisation de l'habitat de reproduction du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) sur l'Île d'Anticosti. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, Trois-Rivières, Qué., et Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Qué.
- Lemay, Y., et Ferron, J. 1987. Évaluation d'une technique de recensement pour le tétras des savanes (*Falci pennis canadensis*) et proposition d'une méthode de mesure de l'expansion de la population introduite sur l'Île d'Anticosti. Direction de la gestion des espèces et des habitats, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, Qué., publication n° 1515.
- Lemay, Y., Ferron, J., Ouellet, J.-P., et Couture, R. 1998. Habitat de reproduction et succès de nidification d'une population introduite de Tétras du Canada, *Falci pennis canadensis*, dans l'île d'Anticosti, Québec. *Can. Field-Nat.* **112** : 267–275.
- McCourt, K.H. 1969. Dispersion and dispersal of female and juvenile Franklin's grouse in southwestern Alberta. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton, Alta.
- McLachlin, R.A. 1970. The spring and summer dispersion of male Franklin's grouse in a lodgepole pine forest in southwestern Alberta. Mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton, Alta.
- Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec. 1989. Modalités d'intervention en milieu forestier. Direction générale des forêts, ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Québec, Qué., publication n° 3214.
- Ratti, J.T., Machey, D.L., et Alldredge, J.R. 1984. Analysis of spruce grouse habitat in North-Central Washington. *J. Wildl. Manage.* **48** : 1188–1196.
- SAS Institute Inc. 1987. SAS/Stat guide for personal computers, version 6 edition. SAS Institute Inc., Cary, N.C.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Gaëtan Morin Éditeur, Chicoutimi, Qué.
- Schroeder, M.A. 1985. Behavioral differences of female spruce grouse undertaking short and long migrations. *Condor*, **87** : 281–286.
- Schroeder, M.A., et Boag, D.A. 1989. Evaluation of a density index for terrestrial male spruce grouse. *J. Wildl. Manage.* **53** : 475–478.
- Schroeder, M.A., et Boag, D.A. 1991. Spruce grouse populations in successional logpole pine. *Ornis Scand.* **22** : 186–191.
- Storch, I., et Willebrand, T. 1991. Management implications of nest and brood predation in grouse. *Ornis Scand.* **22** : 271–272.
- Stüwe, M., et Blohowiak, C.E. 1985. McPAAL. Micro-computer programs for the analysis of animal locations. V.1.2. Smithsonian Institution, Front Royal, Va.
- Turcotte, F., Couture, R., Ferron, J., et Courtois, R. 1993. Caractérisation des habitats du Tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*) dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Service de la faune terrestre, ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Québec, Qué., publication n° 2373.
- White, G.C., et Garrot, R.A. 1990. Analysis of wildlife radio-tracking data. Academic Press Inc., San Diego, Calif.
- Wilkinson, L. 1992. Systat: Statistics, version 5.2 edition. Systat Inc., Evanston, Ill.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. 2nd ed. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, N.J.
- Zwicker, F.C., et Bendell, J.F. 1967. A snare for capturing blue grouse. *J. Wildl. Manage.* **31** : 201–204.