

**FRÉQUENTATION HIVERNALE DE GRANDES AIRES DE COUPE RÉCENTES PAR
L'ORIGINAL EN FORÊT BORÉALE**

par

François Potvin, Réhaume Courtois
Direction de la recherche sur la faune

et

Claude Dussault
Direction régionale du Saguenay-Lac-Saint-Jean

Société de la faune et des parcs du Québec

Juin 2001

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec

ISBN: 2-550-37502-5

RÉSUMÉ

Afin d'évaluer le rôle de la forêt résiduelle comme habitat hivernal pour l'orignal (*Alces alces*), nous avons survolé 21 grandes aires d'intervention récentes (10 à 256 km²) dans l'aire commune 25-03, située au nord-ouest du lac Saint-Jean. Le territoire étudié chevauche deux domaines bioclimatiques, soit la pessière noire à mousse, au nord, et la sapinière à bouleau blanc, au sud. Les aires d'intervention sont issues de coupes avec protection de la régénération et des sols réalisées de 1991 à 1997 conformément au Règlement sur les normes d'intervention en milieu forestier (RNI). Les assiettes de coupe y étaient distribuées de façon regroupée et espacées de séparateurs de 60 à 100 m de largeur. La forêt résiduelle représentait 27 % de la superficie totale et 31 % de la superficie productive des aires d'intervention étudiées. La confection des cartes de vol et l'analyse des résultats ont fait appel à la géomatique (logiciel ArcView et module Spatial Analyst). La base de données spatiale contenait des informations provenant des cartes topographiques 1:20 000 (réseau hydrique, milieux humides, réseau routier, courbes de niveau), de l'industriel forestier (assiettes de coupe récentes) et des cartes forestières 1:20 000 du ministère des Ressources naturelles (peuplements forestiers sous forme de "tessels" couvrant environ 13 ha chacun).

Dans le domaine de la pessière, l'orignal était présent dans huit des 14 aires d'intervention (11 ravages au total), pour une densité de 0,20 orignal/10 km². Dans celui de la sapinière, un seul ravage a été localisé dans les sept aires d'intervention survolées, pour une densité de 0,07 orignal/10 km². Selon l'inventaire aérien le plus récent dans la zone 18 ouest, la densité moyenne pour l'unité de gestion 25 est de 0,4 orignal/10 km² dans le domaine de la pessière et de 1,3 dans celui de la sapinière. La taille de l'aire d'intervention et la proportion de forêt résiduelle (18 à 40 %) n'influençaient pas la densité de l'orignal dans le domaine de la pessière ($P = 0,14$). La position des ravages était indépendante de la distance du bord de l'aire d'intervention. Par rapport à l'ensemble de l'aire, les ravages ne contenaient pas davantage de forêt résiduelle ni moins de coupe.

La végétation des ravages dans les aires d'intervention différait grandement de celle de sites aléatoires. Les ravages se caractérisaient par un couvert arbustif plus dense (37 % de recouvrement vertical), un couvert latéral plus élevé (69 %) et une strate arbustive très abondante (2600 tiges/ha de 1 à 9 cm au DHP et 24 400 tiges/ha de brout disponible). Ce type

de végétation est normalement davantage associé à des sapinières et à des peuplements mélangés qu'à des pessières noires.

Lors de l'inventaire de la zone 18 ouest en 1998, neuf parcelles de 60 km² appartenant au domaine de la pessière ont été survolées dans l'aire commune 25-03. Nous avons utilisé ces données pour vérifier si la densité de l'orignal était influencée par la proportion de coupes récentes (1991-1997), qui s'étalait entre 0 et 56 % par parcelle. Aucune relation n'a été détectée entre la densité de l'orignal et la proportion de coupes ($P = 0,29$).

L'ouverture de chemins de pénétration, au moment où la coupe a débuté dans les diverses aires d'intervention, n'a pas entraîné de hausse de la récolte d'orignaux par les chasseurs. Durant les cinq premières années après coupe, la récolte a fluctué de façon comparable au reste du territoire.

Nous concluons que l'orignal a réussi à persister après coupe dans les grandes aires d'intervention récentes du domaine de la pessière. Au départ, ce milieu est peu propice (0,4 orignal/10 km² dans le territoire étudié) et l'exploitation forestière y a entraîné une réduction de 50 % de la densité. Le domaine de la sapinière est un milieu beaucoup plus productif au départ (1,3 orignal/10 km²). Cependant, l'orignal y a pratiquement délaissé les aires d'intervention même si celles-ci étaient de taille plus réduite que dans la pessière. Nous suggérons que la plus grande disponibilité d'habitats propices à l'orignal dans la sapinière expliquerait cette stratégie différente. Dans les grandes aires d'intervention récentes issues du RNI, le maintien de l'orignal était davantage lié aux caractéristiques de la végétation (strate arbustive dense, peuplements de sapin ou peuplements mélangés) qu'à la configuration spatiale de la mosaïque forestière. Par ailleurs, la transformation du milieu par la coupe apparaît comme la principale cause de la diminution de la densité de l'orignal car aucune hausse substantielle du prélèvement par la chasse, qui aurait pu entraîner une surexploitation, n'a été décelée après coupe. Nous suggérons deux stratégies pour conserver une plus grande population d'orignaux dans les aires d'intervention forestière: (1) identifier au départ les peuplements les plus propices et les aménager par des techniques sylvicoles susceptibles de conserver leurs caractéristiques favorables ou (2) laisser davantage de forêt résiduelle (50 à 66 %) en distribuant les coupes de façon dispersée.

F. Potvin, R. Courtois et C. Dussault. 2001. Fréquentation hivernale de grandes aires de coupe récentes par l'orignal en forêt boréale. Société de la faune et des parcs du Québec, Rapport. 35 p.

ABSTRACT

In order to evaluate how residual forest could be used by moose (*Alces alces*) in winter, we surveyed 21 large clear-cut landscapes (10-256 km²) in forest management unit 25-03, located north-west of lake St. Jean. The boreal forest in this area belongs to the black spruce - feather moss bioclimatic zone, in the northern part, and to the balsam fir - white birch zone, in the southern part. Logging was done from 1991 to 1997 by clear-cutting with the protective regeneration and soils technique, according to the current regulations. Cutover patches were distributed in a clustered pattern and were separated by 60-100 m buffer strips. The residual forest covered 27 % of the total area and 31 % of the productive area in the surveyed clear-cut landscapes. We used a GIS software (ArcView and Spatial Analyst extension) to build aerial survey maps and to analyse the data. Information for the spatial data base was obtained from 1:20 000 topographical maps (watercourses, wetlands, roads, contour lines), the forest company (recent clear-cuts) and 1:20 000 forest maps of Ministère des Ressources naturelles ("tessels" of forest stands having about 13 ha each).

In the black spruce zone, moose were present in eight of 14 clear-cut landscapes (11 yards) and had a density of 0.20 moose/10 km². In the balsam fir - white birch zone, only one yard was found in seven clear-cut landscapes, with a density of 0.07 moose/10 km². Based on the last survey conducted in hunting zone 18 west, the overall density in management unit 25 is 0.4 moose/10 km² in the black spruce zone and 1.3 in the balsam fir - white birch zone. In the black spruce zone, the size of the clear-cut landscape and the proportion of residual forest (18-40 %) had no effect on moose density ($P = 0.14$). The location of moose yards was not related to the distance from the uncut forest. Moose yards did not contain more residual forest or less cutovers than the overall clear-cut landscapes.

The vegetation in moose yards was different from that of random sites in the clear-cut landscapes. Moose yards had a closer vertical shrub cover (37 %), a greater lateral cover (69 %) and a more dense shrub layer (2600 stems/ha 1-9 cm DBH and 24 000 stems/ha of available browse). These characteristics are normally associated to balsam fir or mixed stands. During the aerial inventory of hunting zone 18 west in 1998, nine 60-km² plots were surveyed in the black spruce portion of management unit 25-03. No relation was found between the moose density and the proportion of recent clear-cuts (1991-1997) (0-56 %) ($P = 0.29$).

Moose harvest did not increase when logging was initiated in the clear-cut landscapes, concurrent with new roads building. During the first five years after cut, the harvest fluctuated in a similar way as in the uncut areas.

We conclude that moose did subsist after logging in large clear-cut landscapes of the black spruce zone. This zone initially represents a poor habitat for moose (0.4 moose/10 km²), and the effect of logging was a reduction by 50 % of moose density. The balsam fir - white birch zone is a more productive habitat (1.3 moose/10 km²). Although cutovers were smaller in this zone, we found almost no moose in the clear-cut landscapes. We suggest that moose can more easily find replacement habitats in this zone by relocating outside the cutovers. The persistence of moose in large clear-cut landscapes seems more related to the characteristics of the vegetation (dense shrub layer, presence of balsam fir or mixed stands) than to the spatial pattern of the forest mosaic. Because we found no increase in moose harvest after cut, that might have been related to overharvest, we conclude that habitat change was primarily responsible for the decrease in moose density. We propose two strategies in order to maintain a higher moose population after cut: (1) identifying the most suitable stands during the planning process and managing them in such a way to maintain their characteristics as moose habitat or (2) leave a greater proportion of residual forest (50-66 %) by applying a dispersed patch logging pattern.

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION	1
2. SECTEURS D'ÉTUDE	4
3. MÉTHODES	7
3.1 Exécution des inventaires aériens	7
3.2 Base de données spatiales et analyse des inventaires aériens.....	7
3.3 Inventaires de végétation	11
3.4 Données complémentaires.....	13
4. RÉSULTATS.....	15
4.1 Inventaire aérien des blocs.....	15
4.1.1 Conditions d'inventaire et influence de la période	15
4.1.2 Densité d'originaux.....	16
4.1.3 Caractéristiques de la végétation des ravages	20
4.2 Inventaire aérien de la zone 18 ouest en 1998.....	22
4.3 Récolte d'originaux.....	23
5. DISCUSSION	26
5.1 Densité hivernale et productivité de l'original dans de grandes aires de coupe.....	26
5.2 Facteurs affectant la densité de l'original	28
5.3 Caractéristiques des ravages d'originaux.....	28
5.4 Influence de la chasse sur l'original dans de grandes aires d'intervention.....	29
5.5 Implications pour l'aménagement.....	30

6. REMERCIEMENTS 32

LISTE DES RÉFÉRENCES 33

1. INTRODUCTION

L'orignal (*Alces alces*) est une espèce qui prospère bien dans les forêts jeunes issues de feux, d'épidémies d'insectes ou de coupes forestières. À moyen terme, c'est-à-dire après 10 à 15 ans, ces perturbations favorisent le développement d'une strate arbustive vigoureuse qui lui procure une nourriture abondante. Cela ne signifie pas que l'orignal ne soit aucunement affecté par l'exploitation forestière en forêt boréale. L'étude que nous avons réalisée en Abitibi-Témiscamingue montre que l'orignal fréquente peu les coupes récentes (Courtois *et al.* 1998a, Potvin et Courtois 1998, Courtois *et al.* 2001). Sur quelque 2100 localisations télémétriques, moins de 10 % étaient situées dans des coupes et une grande proportion de celles-ci provenaient de sites densément régénérés ou encore d'endroits où le mode d'exploitation s'apparentait davantage à de la coupe partielle. De plus, les inventaires aériens réalisés à l'hiver ont montré que les densités d'orignaux étaient beaucoup plus faibles dans les parterres de coupe que dans la forêt périphérique au même bloc d'étude. Finalement, lorsque les orignaux fréquentaient des aires coupées, ils recherchaient des sites où le brout feuillu abondait et où le couvert résiduel atteignait environ 2,5 m de hauteur en moyenne (Courtois *et al.* 1996b, 1998b).

Par ailleurs, et contrairement à ce que l'on pourrait croire, les chasseurs d'orignaux profitent peu de l'accès créé par l'exploitation forestière. Plusieurs moyens sont utilisés pour accéder au territoire en absence de réseau routier: véhicules tout-terrain, embarcations, aéronefs (Courtois et Beaumont 1999). À bien des égards, un accès difficile est même considéré plutôt positivement par nombre de chasseurs parce qu'il assure la quiétude du site. Comme les territoires de chasse sont relativement petits, de l'ordre de 1 ou 2 km², la coupe a souvent pour effet de les transformer en grande partie, sinon en totalité, en des milieux peu propices à la chasse pour plusieurs années (Bugnet *et al.* 1998). Dans un tel contexte, les chasseurs peuvent difficilement se relocaliser, la plupart des sites étant déjà occupés par d'autres groupes.

Les modifications au Règlement sur les normes d'intervention en milieu forestier (RNI), adoptées en 1996, proposent deux scénarios de distribution des coupes: (1) des coupes regroupées, séparées par des lisières boisées de 60 ou 100 m, et (2) des coupes dispersées s'intercalant entre des blocs de forêt de superficie équivalente ou supérieure à celle déboisée

(Québec 1996) (figure 1). Ce deuxième mode semblerait *a priori* beaucoup plus favorable à l'orignal (Eason 1989). Toutefois, une quantification objective du rôle de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe récentes fait défaut. Mis à part le projet conduit en Abitibi-Témiscamingue, les seuls travaux sur le sujet en forêt boréale au Québec remontent aux années 1980, soit avant la mise en place du RNI (Girard et Joyal 1984, Joyal 1987).

Afin d'évaluer le rôle de la forêt résiduelle comme habitat hivernal pour l'orignal dans de grandes aires d'intervention, nous avons survolé plus de 1300 km² de coupes récentes pour vérifier la présence de ravages d'originaux. Ce projet s'inscrit dans le cadre d'une étude plus globale où l'utilisation des séparateurs de coupe a été évaluée pour plusieurs espèces fauniques, dont les passereaux, le tétras du Canada (*Falci pennis canadensis*), les écureuils et le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) (Bertrand et Potvin 2001). Les objectifs spécifiques pour l'orignal étaient les suivants:

1. mesurer la densité hivernale de l'espèce dans de grandes aires d'intervention récentes;
2. évaluer l'effet de la taille de l'aire d'intervention et de la proportion de forêt résiduelle sur la densité de l'orignal;
3. décrire la mosaïque forestière des ravages situés à l'intérieur des aires d'intervention, en termes de configuration spatiale et de végétation, et identifier les variables favorisant la présence de l'orignal;
4. évaluer l'influence de la chasse sur le maintien de l'orignal dans de grandes aires d'intervention.



Figure 1. Vue aérienne de deux scénarios de distribution des assiettes de coupe: distribution regroupée (photo du haut) et distribution dispersée (photo du bas).

2. SECTEURS D'ÉTUDE

Les inventaires de l'original ont été réalisés dans 21 blocs situés au nord-ouest du lac Saint-Jean (figure 2). Ces secteurs appartiennent à l'aire commune 25-03 de Produits forestiers Donohue (actuellement Abitibi-Consolidated) et ont fait l'objet de coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) entre 1991 et 1997. Les blocs retenus comprennent la quasi totalité des superficies d'envergure récoltées dans l'aire commune 25-03, mis à part trois secteurs de coupe qui ont par la suite subi un feu en 1995. Les assiettes de coupe y sont réparties de façon regroupée, formant des aires d'intervention dont la superficie varie de 10 à 256 km² si l'on réunit l'ensemble des parcelles récoltées qui sont juxtaposées (tableau 1). En vertu du RNI, la taille maximale des assiettes de coupe est de 250 ha pour celles antérieures à 1996 et de 150 ha pour celles qui sont plus récentes. Dans l'ensemble, la superficie de forêt résiduelle à l'intérieur des aires d'intervention représente 27 % de la superficie totale et 31 % de la superficie productive. Cette proportion varie d'une aire à l'autre, entre 18 et 40 % de la superficie productive.

Les aires d'intervention de la portion nord de l'unité de gestion 25 appartiennent au domaine bioclimatique de la pessière noire à mousse et celles de la portion sud au domaine de la sapinière à bouleau blanc (Thibault 1985, Grondin *et al.* 1996). De type boréal, la forêt est dominée par l'épinette noire (*Picea mariana*), avec présence de sapin baumier (*Abies balsamea*), de bouleau à papier (*Betula papyrifera*), de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et de pin gris (*Pinus banksiana*). Globalement, le domaine de la pessière se distingue de celui de la sapinière par une dominance de peuplements d'épinette noire (38 vs 26 %) et une moins grande abondance de sapinières (9 vs 19 %) et de peuplements mélangés et feuillus (11 vs 18 %).

Pour la gestion de l'original, l'ensemble du territoire étudié est situé dans la zone de chasse 18 ouest et une portion fait partie de la réserve faunique Ashuapmushuan. La saison de chasse à l'arme à feu dans la zone s'étend sur 23 jours et celle à l'arc sur 16 jours. De 1994 à 1998, il s'agissait d'une chasse sélective où la récolte des femelles adultes a été limitée pour atteindre un prélèvement d'environ 10 %. En 1999, la chasse des femelles a été permise sans restriction (année permissive), à la suite de la mise en place de la modalité dite de l'alternance prévue au nouveau plan de gestion de l'original. Une chasse contingentée est appliquée dans la réserve

depuis 1978. La zone 18 ouest a fait l'objet d'inventaires aériens récents en 1994 et en 1998, alors que la réserve Ashuapmushuan a été survolée en 1993 (Jean et Hovington 1995, Tremblay et Dussault 1995, Dussault 1999). Dans la zone 18 ouest (à l'exclusion de la réserve), la densité moyenne était de 0,92 orignal/10 km² lors du premier inventaire et de 0,95 lors du second. En 1998, les 21 parcelles qui appartenaient à l'unité de gestion 25 avaient une densité moyenne de $0,79 \pm 0,12$ (erreur type) orignal/10 km². La sapinière supportait une densité quatre fois supérieure à la pessière (1,26 vs 0,37 orignal/10 km²). L'orignal est plus abondant dans la réserve Ashuapmushuan, avec une densité de 1,2 à 2,3 orignaux/10 km² selon le secteur. À noter que toutes ces densités sont des valeurs corrigées pour un taux de visibilité de 0,73.

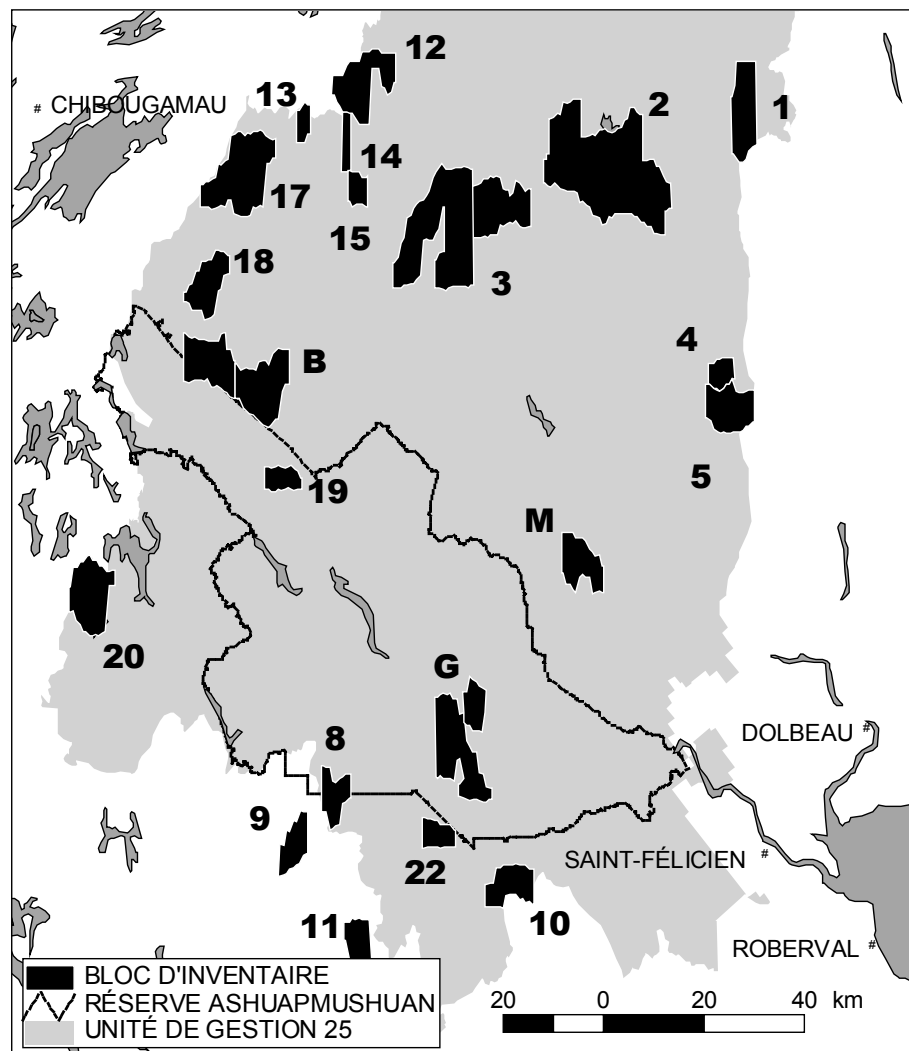


Figure 2. Localisation des 21 blocs inventoriés pour l'orignal dans l'aire commune 25-03.

Tableau 1. Superficie des 21 blocs inventoriés pour l'original dans l'aire commune 25-03 et proportion de forêt résiduelle dans l'aire d'intervention de chaque bloc.

Domaine	Bloc	Superficie du bloc (ha)	Aire d'intervention (ha)					Forêt résiduelle (% de la superficie)		
			Superficie totale	Eau	Improd. ^a	Coupes 1991-1997	Forêt résiduelle ^b	Totale	Terrestre ^c	Productive ^d
Pessièrre	1	7786	5771	98	56	3355	2262	39	40	40
	2	344773	25602	859	1625	17462	5656	22	23	24
	3	33003	24868	1300	1074	15274	7220	29	31	32
	4	2340	1027	53	44	730	200	19	21	21
	5	6953	4175	164	177	2551	1283	31	32	33
	12	9481	7018	300	785	4000	1933	28	29	33
	13	1570	1170	17	173	742	238	20	21	24
	14	1937	1414	37	29	1099	249	17	18	18
	15	2126	1345	30	71	770	474	35	36	38
	17	14014	10977	511	1006	6920	2540	23	24	27
	18	6085	3678	267	368	2111	932	25	27	31
	19	2862	1680	49	53	1047	531	32	33	34
	20	8972	6592	399	540	3944	1709	26	28	30
B	16878	13573	474	2571	7304	3224	24	25	31	
Sous total	148780	108890	4558	8572	67309	28451	26	27	30	
Sapinière	8	4211	2331	72	133	1304	822	35	36	39
	9	4219	2036	19	96	1368	553	27	27	29
	10	5498	2807	184	79	1790	754	27	29	30
	11	4486	2434	77	178	1586	593	24	25	27
	22	2890	1982	54	51	1444	433	28	29	33
	G	17940	12725	427	977	6921	4400	35	36	39
	M	6070	2327	37	81	1497	712	31	31	32
Sous total	45314	26641	871	1595	15910	8265	31	32	34	
Total	194094	135530	5429	10167	83219 ^e	36715	27	28	31	

^a Milieux humides et terrains improductifs.

^b Superficie forestière productive, quelle que soit la hauteur du peuplement, qui n'a pas été coupée de 1991 à 1997

^c Superficie terrestre = Superficie totale – eau.

^d Superficie productive = Superficie terrestre – improductif.

^e Répartition des coupes (CPR et CPRS) par année pour la période 1991-1997:

	ha	% du total	% cumulatif
1991	7 494	9,0	9,0
1992	9 643	11,6	20,6
1993	11 360	13,6	34,2
1994	13 509	16,2	50,4
1995	13 329	16,0	66,4
1996	12 421	14,9	81,3
1997	15 463	18,6	100,0

3. MÉTHODES

3.1 Exécution des inventaires aériens

Les blocs d'inventaire ont été délimités en ajoutant une bande d'environ 1 km à la marge extérieure des aires d'intervention. Ils ont été survolés avec un hélicoptère Bell 206 B, selon la méthode usuelle: un navigateur et deux observateurs, altitude de 110 m, vitesse de 160 km/h (Courtois *et al.* 1996c). Les lignes de vol nord-sud étaient distantes de 0,5 minute de longitude (600 m) et les observations ont été notées sur des cartes 1: 20 000 (1998) ou 1:50 000 (1999 et 2000) sur lesquelles apparaissaient les coupes récentes (figure 3A). Lors d'un inventaire préliminaire en février 1997, nous avons constaté que les réseaux de pistes étaient très visibles dans les aires d'intervention, si bien que des lignes plus rapprochées (l'espacement usuel est de 500 m) n'apparaissaient pas justifiées. Les inventaires ont eu lieu en janvier, sauf en 1998 où nous avons réalisé un second survol à la mi-mars pour vérifier si l'utilisation du milieu différait entre les deux périodes. En début d'hiver, l'original recherche avant tout des sites offrant une nourriture abondante et nous anticipions que certaines coupes pourraient alors être fréquentées. En fin d'hiver, il devrait plutôt fréquenter des milieux fermés adjacents à des sites d'alimentation, qui le protègent du stress thermique occasionné par l'accroissement des températures (Renecker et Hudson 1986).

3.2 Base de données spatiales et analyse des inventaires aériens

Afin de produire les cartes de vol, nous avons construit une base de données spatiales en rassemblant les informations suivantes pour la portion de l'unité de gestion 25 située au sud du 50°30' de latitude (16 950 km²):

- réseau hydrique, milieux humides, réseau routier et courbes de niveau (cartes topographiques numériques 1:20 000 du ministère des Ressources naturelles du Québec [BDTQ]);
- assiettes de coupe (CPR ou CPRS) de 1991 à 1997 des aires communes 25-01 et 25-03 (information obtenue de Produits forestiers Donohue).

Toutes les données ont été gérées à l'aide du logiciel ArcView. Une grille de longitudes distantes de 0,5 minute a été superposée aux cartes pour servir de lignes de vol.

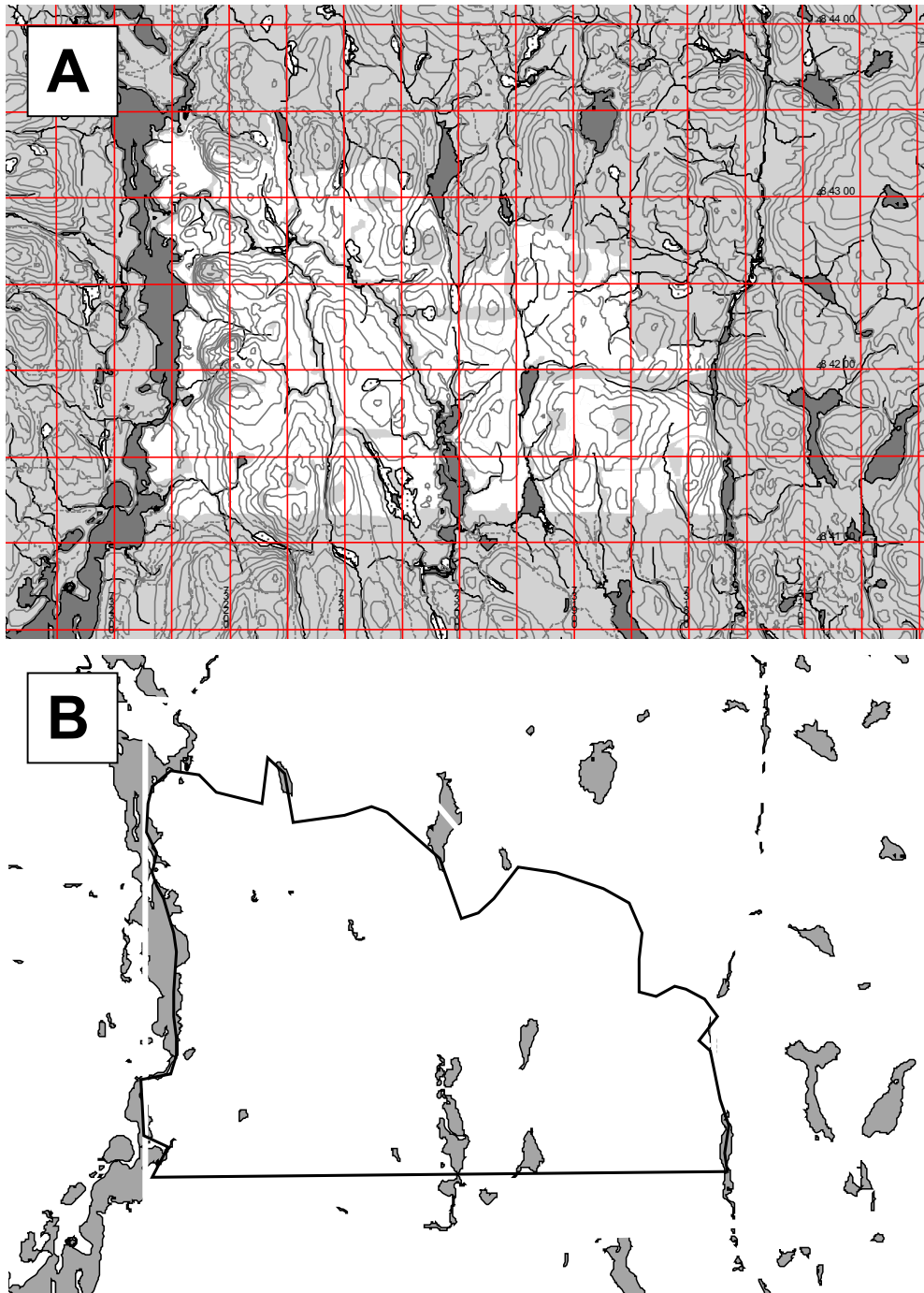


Figure 3. Exemple de carte utilisée pour l'inventaire aérien de l'original et pour l'analyse des résultats dans des aires d'intervention récentes. La figure A montre la carte de vol 1:50 000 avec les lignes de longitude distantes de 0,5 minute (600 m) qui ont servi de lignes de vol. La figure B précise le périmètre du bloc d'inventaire et le contour de l'aire d'intervention du même secteur.

Contrairement à l'usage courant, nous n'avons pas appliqué de facteur de correction aux densités d'originaux. À l'intérieur des aires d'intervention, le milieu étant très ouvert et les réseaux de pistes bien visibles. Dans la bande de forêt au pourtour des aires d'intervention, il est par contre possible que les densités aient été sous-évaluées par rapport à celles à l'intérieur de l'aire.

L'analyse a fait appel à la géomatique (logiciel ArcView et module Spatial Analyst pour l'analyse de données matricielles). Le périmètre des blocs d'inventaire a été tracé à l'écran en réunissant l'extrémité des lignes de vol parcourues (figure 3B). Pour délimiter les aires d'intervention, nous avons d'abord regroupé les assiettes de coupe distantes de moins de 500 m les unes des autres. Le contour de chaque aire d'intervention a été ensuite tracé en suivant le périmètre extérieur des coupes ainsi regroupées et en incluant à l'intérieur de ce périmètre toutes les portions de forêt résiduelle larges de moins de 500 m à la périphérie. Les portions qui avaient plus de 500 m étaient exclues et formaient des presqu'îles vers l'intérieur de l'aire, jusqu'à l'endroit où elles se ramifiaient en un ou plusieurs séparateurs de coupe. Les grands massifs de forêt résiduelle (> 500 m de largeur), formant des îles entourées de coupes et rattachées à d'autres massifs seulement par des séparateurs, ont été considérés comme faisant partie de l'aire d'intervention (ex. massif dans la partie ouest de la figure 3B). Chaque ravage d'original localisé a été entré sous forme d'un point (coordonnées x, y), correspondant au centre du réseau de pistes.

Une carte des types d'habitats a été construite en ajoutant à la base de données utilisée pour produire les cartes de vol l'information forestière provenant du système SIFORT (Pelletier *et al.* 1996). Cette couche est une généralisation de la carte forestière 1:20 000 du deuxième inventaire décennal, obtenue en superposant une grille (0,25' de latitude x 0,25' de longitude) et en retenant uniquement la description du polygone forestier situé à chaque intersection. Compte tenu de la résolution (environ 475 x 300 m), un "tessel" couvre approximativement 13 ha à cette latitude. Cela ne signifie pas que les peuplements de petite superficie sont éliminés puisque chaque tessel reçoit les attributs du polygone situé au point d'intersection de la grille, indépendamment de sa taille. Nous avons regroupé les tessels en sept types d'habitat (tableau 2). Pour intégrer l'ensemble des données, nous avons construit trois couches matricielles distinctes (cellules de 10 x 10 m) avec (1) les plans d'eau et les milieux humides, (2) les coupes et (3) les types d'habitat des tessels. Ces couches ont été combinées en une

seule en donnant priorité aux informations les plus précises, dans l'ordre suivant: plans d'eau et milieux humides, coupes, tessels.

Tableau 2. Description des types d'habitat utilisés pour analyser les inventaires aériens de l'original.

Source	Classe	Description
Carte topographique 1:20 000 (BDTQ)	EAU	Plans d'eau
	M_HUM	Milieux humides (marécages, tourbières)
Produits forestiers Donohue	CPR	Coupes de 1991 à 1997 (CPR et CPRS)
Système SIFORT (carte forestière 1:20 000)	IMP	Terrains improductifs (aulnaies, dénudés)
	REG	Régénération < 1,5 m de hauteur (origine = CT ou BR ou ES; hauteur absente)
	REG_6	Régénération 1,5-4 m de hauteur (origine = CT ou BR ou ES; hauteur = 6)
	R_5	Résineux 4-7 m de hauteur (couvert = R; hauteur = 5)
	MF_5	Mélangé et feuillu 4-7 m de hauteur (couvert = M ou F; hauteur = 5)
	R_1234	Résineux > 7 m de hauteur (couvert = R; hauteur = 1, 2, 3 ou 4)
	MF_1234	Mélangé et feuillu > 7 m de hauteur (couvert = M ou F; hauteur = 1, 2, 3 ou 4)

L'analyse des inventaires aériens a procédé à deux échelles, celle du bloc et celle du ravage. À l'échelle du bloc, nous avons compilé séparément la densité de l'original pour l'ensemble du bloc et pour l'aire d'intervention. Nous avons utilisé le coefficient de corrélation (r de Pearson) pour tester si la taille de l'aire d'intervention ou la proportion de forêt résiduelle à l'intérieur de celle-ci influençaient la densité. Nous avons aussi vérifié si les ravages étaient davantage situés en bordure des aires d'intervention qu'au centre. À cette fin, des bandes de 500 m de largeur ont été générées vers l'intérieur du périmètre des aires d'intervention (fonction *buffer* de ArcView). La superficie occupée par chaque classe de distance a été mesurée de même que la répartition des ravages selon ces classes. À l'aide d'un test de χ^2 , nous avons comparé la distribution observée et la distribution théorique des ravages, obtenue en appliquant au nombre total de ravages la proportion de la superficie occupée par chaque classe de distance. À l'échelle du ravage, nous avons généré un cercle de 1 km² autour du centre de chaque ravage. Un indice de sélection a été calculé pour chaque type d'habitat en faisant la différence entre la proportion d'habitat utilisé (% d'habitat dans les cercles) et la proportion d'habitat disponible (% dans l'ensemble de l'aire d'intervention) (Strauss 1979). Le test de Friedman (analyse de variance non paramétrique) a été appliqué à cet indice (ravage = sujet, type d'habitat = traitement). Seulement quatre types d'habitats ont été considérés (eau, terrains improductifs incluant les milieux humides, coupes 1991-1997, forêt résiduelle) car la résolution de SIFORT n'avait pas la précision suffisante pour pouvoir utiliser l'ensemble des classes.

3.3 Inventaires de végétation

Nous avons caractérisé l'habitat des ravages localisés dans les aires d'intervention du domaine de la pessière à l'aide d'inventaires de végétation réalisés en août 2000, selon une méthode inspirée de Bertrand et Paquet (1998) et Courtois *et al.* (1986b). Vingt variables qui décrivent les strates arborescente et arbustive, incluant le brout disponible et la hauteur de la régénération, ont été mesurées à six points de relevé par ravage (tableau 3). Afin de vérifier la sélection de l'habitat par l'original, chaque site de ravage a été apparié à un site aléatoire dans la même aire d'intervention. Dix sites aléatoires supplémentaires ont été ajoutés dans l'ensemble des aires du domaine de la pessière, qu'il y ait eu ou non présence d'un ravage. Les sites aléatoires ont fait l'objet de la même prise de données que les ravages. Les ravages et les deux groupes de sites aléatoires ont été comparés à l'aide d'une Anova à un facteur, suivie d'un test de Scheffé en cas de différence significative ($P < 0,05$).

Tableau 3. Mesures de végétation effectuées pour caractériser l'habitat hivernal de l'original dans de grandes aires d'intervention situées dans le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousse.

Mesure	Description et prise de données à chaque station
Couvert vertical	
Arborescent (%)	Présence ou absence d'une cime d'arbre (> 4 m de hauteur) évaluée sur 10 points équidistants de 3 m
Arbustif (%)	Présence ou absence d'une cime d'arbuste (1,5-4 m de hauteur) évaluée sur 10 points équidistants de 3 m
Total (%)	Présence ou absence d'une cime d'arbre ou d'arbuste (\geq 1,5 m de hauteur) évaluée sur 10 points équidistants de 3 m
Strate arborescente	
Surface terrière par essence (m ² /ha)	Évaluation de la surface terrière des tiges de DHP \geq 9 cm à l'aide du prisme 2x
EPN	Épinette noire
SAB	Sapin baumier
BOP	Bouleau à papier
PET	Peuplier faux-tremble
Total	Toutes essences
Nombre de tiges par essence (tiges/ha)	Même technique et mêmes essences que pour la surface terrière, en tenant compte du DHP de chaque tige
Strate arbustive	
Nombre de tiges par essence (tiges/ha)	Dénombrement des tiges de 1 à 9 cm au DHP dans une parcelle de 25 m ² ; mêmes essences que pour la surface terrière
Couvert latéral (%)	2 lectures du % d'obstruction à 15 m de part et d'autre d'une planche à profil de 2 m de hauteur, divisée en 4 sections de 50 cm (Nudds 1977); l'estimation a été effectuée séparément pour chaque section, puis compilée selon 2 regroupements de hauteur
0-200 cm	
100-200 cm	
Brout (tiges/ha disponibles)	Dénombrement des tiges ligneuses (avec au moins 1 ramille entre 50 et 300 cm) dans 3 parcelles de 3,14 m ²
Hauteur de la régénération (m)	Évaluation visuelle de la hauteur médiane de la régénération dans un cercle de 15 m de rayon

3.4 Données complémentaires

Afin de vérifier si la proportion de coupes récentes dans un territoire affectait la densité de l'original, nous avons utilisé des données provenant de l'inventaire aérien réalisé en 1998 dans la zone 18 ouest, soit les 16 parcelles appartenant à l'aire commune 25-03 (Dussault 1999). La proportion de coupes récentes (1991-1997) dans chaque parcelle a été mesurée et mise en relation avec la densité corrigée de l'original à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson.

Pour évaluer l'influence de la chasse sur le maintien de l'original dans de grandes aires de coupe, nous avons fait appel aux données du Système d'information sur la grande faune (Bouchard et Gauthier 1980, Sebbane et Courtois 2000). Ce système fournit la localisation ($\cong 1$ km) de chaque original récolté à la chasse. La période considérée est 1981 à 1999 et le territoire correspond à la portion de l'unité de gestion 25 située au sud de 50°30' de latitude. Les localisations ont été importées dans notre base de données sous forme de points. Pour l'analyse, nous avons d'abord compilé séparément par année la récolte (1) dans l'ensemble de l'unité de gestion et (2) à l'intérieur des 21 grandes aires d'intervention. Nous avons aussi vérifié si le début de la coupe influençait le niveau de récolte. Une hypothèse généralement admise est que la récolte augmente au début, quand la mise en place de nouveaux chemins favorise l'accès au territoire, puis qu'elle diminue ensuite en raison de la surexploitation (Eason *et al.* 1981, Eason 1989). Dans un premier temps, nous avons identifié l'année où la coupe a débuté dans chaque aire d'intervention. Dans 18 aires, les coupes ont commencé entre 1991 et 1994, de sorte que nos données couvrent un intervalle d'au moins 10 ans avant coupe et de cinq ans après coupe. Afin d'isoler l'effet de la coupe des autres sources de variation, nous avons ensuite calculé pour chaque bloc une récolte "attendue" à l'année 0 (début de la coupe) et pour les cinq années suivantes. Cette récolte attendue est basée sur l'évolution annuelle de la récolte observée dans l'ensemble de l'unité de gestion 25, à l'extérieur des aires d'intervention, de même que sur la contribution relative de l'aire d'intervention du bloc à la récolte globale pour la période 1981 à 1990. Pour une aire d'intervention donnée, la récolte à l'année i après coupe se calcule comme suit:

$$\text{Récolte attendue}_i = \text{RUG}_i \times (\text{RAI}_{1981-1990} / \text{RUG}_{1981-1990})$$

où,

RUG_i = Récolte dans l'unité de gestion 25 à l'extérieur des aires d'intervention

$RAI_{1981-1990}$ = Récolte dans l'aire d'intervention de 1981 à 1990

$RUG_{1981-1990}$ = Récolte dans l'unité de gestion 25 à l'extérieur des aires d'intervention de
1981 à 1990

Pour l'analyse, les aires d'intervention de tous les blocs ont été regroupées par année avec l'année 0 comme point de référence, permettant ainsi une comparaison directe entre la récolte attendue et la récolte réelle.

4. RÉSULTATS

4.1 Inventaire aérien des blocs

4.1.1 Conditions d'inventaire et influence de la période

À part l'inventaire de février 1997 qui a servi à mettre au point la technique, quatre survols ont eu lieu: janvier 1998, mars 1998, janvier 1999 et janvier 2000. Les conditions d'inventaire ont toujours été très propices (tableau 4). Il y avait entre 40 et 80 cm de neige au sol, dont 5 à 20 cm de neige poudreuse récemment tombée, et absence de croûte. Un vent nul ou faible et un ensoleillement quasi constant favorisaient la détection des pistes. Les quatre inventaires ont nécessité 70,5 h d'aéronef, dont 40 h pour le survol proprement dit et le dénombrement des originaux à l'intérieur des réseaux de pistes.

Les inventaires de janvier et de mars 1998 ont donné des résultats presque identiques. Quatre ravages ont été repérés à l'intérieur ou à la périphérie des aires d'intervention des blocs B et G en janvier et en mars, pratiquement au même endroit. Un cinquième ravage, situé dans la bande de forêt au pourtour de l'aire du bloc B, a aussi été localisé lors des deux inventaires. Deux ravages n'ont été repérés qu'en mars, loin de l'aire d'intervention et à la limite extérieure du bloc G. Ce résultat contredisait notre hypothèse de départ car nous anticipions une utilisation plus grande des coupes par l'original en début qu'en fin d'hiver. Pour les deux hivers subséquents, il fut donc décidé de suspendre les inventaires prévus en mars, de façon à survoler le maximum d'aires d'intervention récentes.

Tableau 4. Conditions d'inventaire aérien de l'original dans l'aire commune 25-03 pour les quatre survols.

Survols	Neige au sol (cm)	Dernière chute de neige		Croûte	Vent	Ensoleillement (%)
		Date	cm			
1998-01-14/17	40-50	1998-01-13	10	Absente	Nul à faible	80-100
1998-03-18/19	70-80	1998-03-14	5	Absente	Nul à faible	100
1999-01-18/19	70-80	1999-01-17	10	Absente	Nul à faible	100
2000-01-13/17	70	2000-01-11	20	Absente	Nul à faible	80-100

4.1.2 Densité d'orignaux

Dans les 21 blocs, nous avons localisé 25 ravages contenant 49 orignaux (16 mâles, 18 femelles, 14 jeunes et 1 indéterminé). La densité variait grandement d'un bloc à l'autre (figure 4). Six blocs avaient plus de 0,5 orignal/10 km² alors qu'à l'inverse cinq blocs n'en comptaient aucun. Les blocs appartenant à la réserve Ashuapmushuan (8, 19 et G) n'avaient pas des densités supérieures. Sur l'ensemble de la superficie survolée, la densité globale était deux fois plus grande dans le domaine de la sapinière que dans celui de la pessière (0,42 vs 0,20 orignal/10 km²). Au total, 12 ravages furent localisés à l'intérieur même des aires d'intervention récentes, dont 11 dans la pessière et un seul dans la sapinière. Sur 14 aires d'intervention survolées dans le domaine de la pessière, huit comptaient au moins un ravage. Globalement, la densité dans les aires d'intervention était de 0,20 orignal/10 km² en pessière et de 0,07 en sapinière.

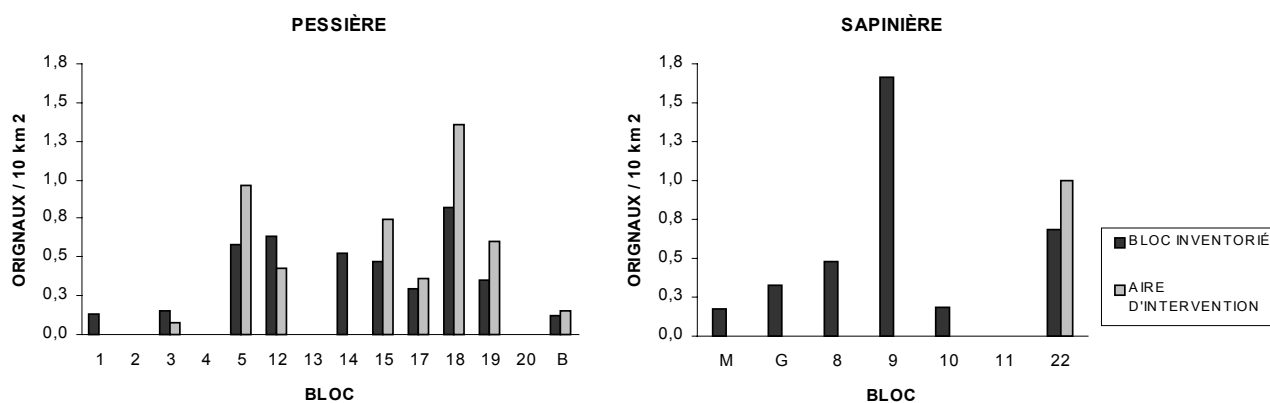


Figure 4. Densité d'orignaux par bloc inventorié dans l'aire commune 25-03, selon le domaine bioclimatique (pessière noire à mousses, sapinière à bouleau blanc).

Dans l'ensemble, la composition forestière différait selon le domaine bioclimatique (tableau 5). Les blocs de la sapinière contenaient moins de coupes récentes (36 vs 45 %) et presque deux fois plus d'habitat propice à l'original (milieux en régénération aux stades gaulis et perchis, soit de 1,5 à 7 m de hauteur, et peuplements mélangés et feuillus) (11 vs 7 %). Les aires d'intervention étaient davantage similaires, tant en terme de coupe (60 vs 62 %) que d'habitat propice (7 vs 4 %).

Tableau 5. Proportion de chaque type d'habitat dans les 21 blocs inventoriés dans l'aire commune 25-03 selon le domaine bioclimatique (pessière noire à mousse [$n = 14$], sapinière à bouleau blanc [$n = 7$]).

Type d'habitat ^a	% de l'ensemble des blocs		% de l'ensemble des aires d'intervention	
	Pessière	Sapinière	Pessière	Sapinière
EAU	6,3	5,1	4,2	3,3
M_HUM	4,2	2,1	3,8	2,2
IMP	5,8	5,5	4,0	3,8
CPR	45,3	35,6	61,8	59,7
REG	10,9	14,2	7,5	7,8
REG_6	0,7	3,4	0,3	1,8
R_5	0,8	1,9	0,4	1,0
MF_5	0,1	0,4	0,0	0,2
R_1234	20,8	26,2	14,7	16,6
MF_1234	5,1	5,5	3,2	3,7

^a Les types d'habitat sont définis au tableau 2.

L'influence de la superficie de l'aire d'intervention et de la proportion de forêt résiduelle sur la densité de l'orignal n'a été examinée que dans les blocs du domaine de la pessière, puisque la sapinière ne contenait qu'un seul ravage à l'intérieur des coupes (figure 5). Dans la pessière, la relation entre la densité et la taille de l'aire est négative ($r = -0,31$) mais non significative ($P = 0,14$). Une transformation logarithmique de la densité ne rend pas la relation plus significative ($P = 0,15$). D'autre part, la relation entre la densité et la proportion de forêt résiduelle est positive ($r = 0,32$) mais également non significative ($P = 0,14$). Parmi les 11 ravages en pessière, quatre étaient situés à moins de 500 m de la bordure extérieure de l'aire d'intervention, trois étaient distants de 500 à 1000 m, trois autres de 1000 à 1500 m et un de plus de 2 km (figure 6). La distance de la bordure extérieure n'influence pas la position des ravages puisque cette distribution correspond à la proportion de la superficie qu'occupent ces mêmes classes de distance dans l'ensemble de l'aire d'intervention ($\text{Chi}^2 = 0,02$, $P = 0,99$, test effectué avec 3 classes de distance: 0-500 m, 500-1000 m, 1000 m et plus).

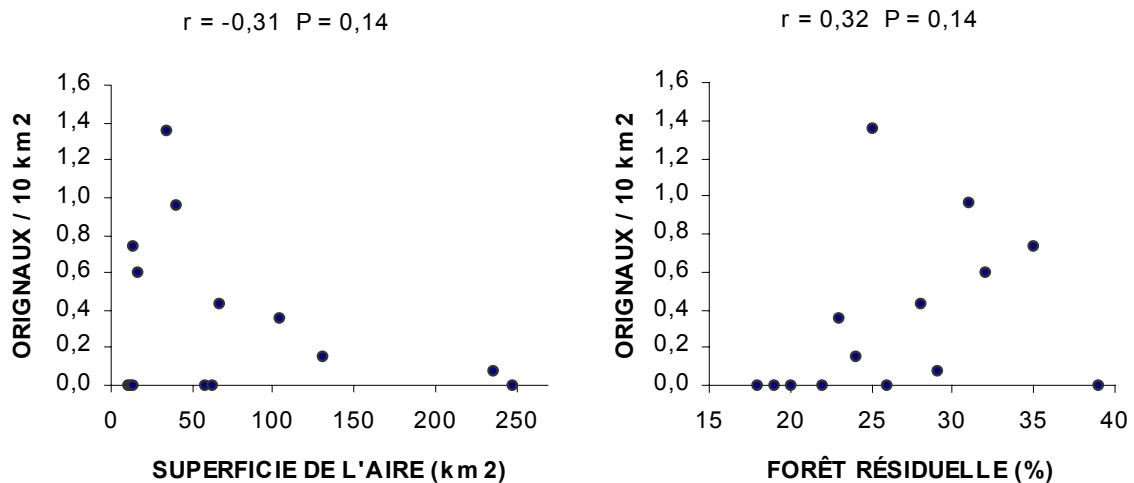


Figure 5. Influence de la superficie de l'aire d'intervention et de la proportion de forêt résiduelle sur la densité de l'orignal dans 14 blocs inventoriés dans le domaine bioclimatique de la pessière.

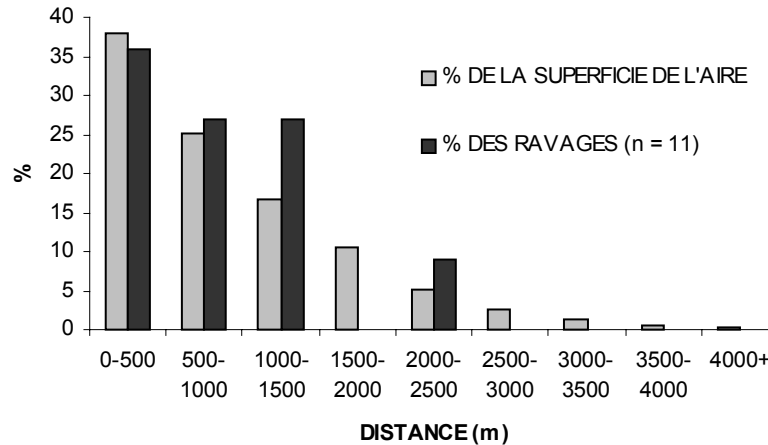


Figure 6. Répartition des ravages du domaine bioclimatique de la pessière en fonction de la distance à la bordure extérieure de l'aire d'intervention à laquelle ils appartenaient et proportion de la superficie de l'ensemble des aires occupée par les mêmes classes de distance.

Les ravages localisés à l'intérieur des aires d'intervention dans le domaine de la pessière se répartissaient ainsi en fonction de l'année de la coupe: 1 en 1991, 2 en 1992, 1 en 1993, 2 en 1994 et 5 en 1997. Près de la moitié des ravages étaient situés dans des coupes très récentes (1997), même si celles-ci n'occupaient que 20 % de la superficie récoltée de 1991 à 1997 (tableau 1).

À l'échelle du ravage, nous avons comparé la proportion occupée par quatre types d'habitat à l'intérieur de chacun des ravages (cercle de 1 km²) à celle présente dans l'ensemble de l'aire d'intervention où ils étaient situés (figure 7). Dans les 11 ravages de la pessière, aucun type d'habitat n'a été préféré ou évité selon l'indice de Strauss, qui représente la différence entre ces deux proportions (test de Friedman, $P = 0,49$). Le même résultat a été observé pour le seul ravage du domaine de la sapinière. Contrairement à notre hypothèse de départ, il y avait donc autant de coupes récentes et guère plus de forêt résiduelle dans les ravages que dans l'ensemble des aires d'intervention.

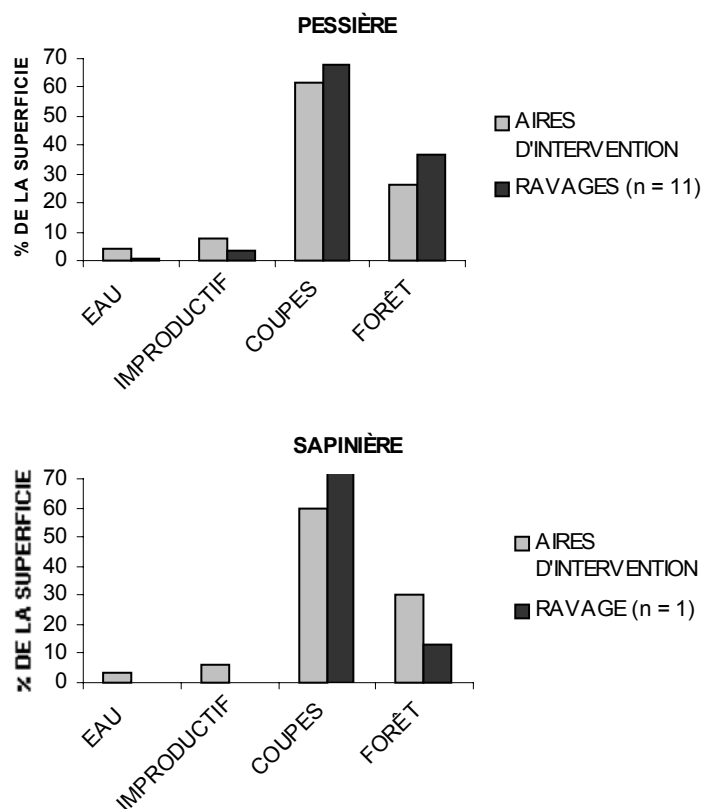


Figure 7. Composition de l'habitat dans des ravages d'originaux localisés à l'intérieur d'aires d'intervention récentes et dans l'ensemble des aires où ceux-ci étaient situés, selon le domaine bioclimatique (pessière noire à mousse, sapinière à bouleau blanc).

4.1.3 Caractéristiques de la végétation des ravages

Les 11 ravages localisés à l'intérieur des aires d'intervention du domaine de la pessière avaient une végétation différente de celle de l'aire d'intervention à laquelle ils appartenaient (tableau 6). Le couvert vertical arbustif (37 vs 18 % de recouvrement), le nombre de tiges de la strate arbustive (2 600 vs 1 300 tiges/ha de 1 à 9 cm, particulièrement de sapin) et le brout disponible (24 400 vs 10 200 tiges/ha) y étaient deux fois plus élevés que dans des sites aléatoires appariés ($P < 0,05$). Le couvert latéral y était aussi nettement plus dense (69 vs 53 %). La seule différence au niveau de la strate arborescente concernait les tiges résiduelles d'épinette noire, qui étaient moins abondantes ($P < 0,05$). La hauteur de la régénération, quant à elle, était la même (2,2 m). On retrouve sensiblement les mêmes différences significatives entre les ravages et les sites aléatoires répartis dans l'ensemble des aires d'intervention, avec en plus cette fois un écart important pour la hauteur de la régénération (2,2 vs 1,5 m).

Tableau 6. Végétation (moyenne, erreur type) de trois types de milieux à l'intérieur des aires d'intervention inventoriées dans le domaine de la pessière: (A) ravages d'originaux, (B) sites aléatoires appariés aux ravages par aire d'intervention et (C) sites aléatoires répartis dans l'ensemble des aires.

Variable ^a	Ravages (n = 11)		Sites aléatoires appariés (n = 11)		Autres sites aléatoires (n = 10)		Test statistique ^b		
	\bar{x} A	ET	\bar{x} B	ET	\bar{x} C	ET	A vs B	A vs C	B vs C
Couvert vertical (%)									
Arborescent	4	1	5	2	2	1			
Arbustif	37	3	18	3	6	1	*	*	*
Total	41	4	23	4	8	2	*	*	*
Strate arborescente									
Surface terrière (m2/ha)									
EPN	0,1	0,1	0,7	0,2	0,1	0,1	*		*
SAB	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,0			
BOP	0,5	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1			
Total	0,6	0,2	1,4	0,4	0,3	0,1			*
Tiges/ha									
EPN	10	6	71	25	11	7	*		*
SAB	8	5	8	7	0	0			
BOP	16	7	14	6	4	3			
Total	33	12	100	27	17	9	*		*
Strate arbustive									
Tiges/ha									
EPN	240	60	590	130	250	60	*		*
SAB	550	160	140	60	170	70	*	*	
BOP	410	120	150	70	90	60		*	
PET	850	280	250	110	20	20		*	
Total	2600	400	1300	200	590	130	*	*	
Couvert latéral (%)									
0-200 cm	69	3	53	2	43	2	*	*	*
100-200 cm	60	4	38	3	27	3	*	*	*
Brout (tiges/ha)	24 400	2 400	10 200	1 300	7 400	900	*	*	
Hauteur de la régénération (m)	2,2	0,1	2,2	0,1	1,5	0,1		*	*

^a Les variables sont définies au tableau 3.

^b Anova entre les trois milieux, suivie d'un test de Scheffé si $P < 0,05$.

* $P < 0,05$.

La comparaison entre les deux ensembles de sites aléatoires montre que les aires d'intervention abritant des ravages d'orignaux possédaient certaines caractéristiques propres. Le couvert vertical arbustif et le couvert latéral y étaient supérieurs et la régénération en moyenne plus haute.

4.2 Inventaire aérien de la zone 18 ouest en 1998

Le plan de sondage de l'inventaire de la zone 18 ouest en 1998 contenait neuf parcelles de 60 km² appartenant au domaine bioclimatique de la pessière et sept à celui de la sapinière, à l'intérieur de l'aire commune 25-03. La proportion occupée par les coupes récentes (1991-1997) s'étalait entre 0 et 56 % dans les parcelles de la pessière et entre 0 et 10 % dans celles de la sapinière. Dans la pessière, il n'y a pas de relation significative entre la proportion de coupes récentes et la densité de l'original par parcelle ($P = 0,29$) (figure 8). Dans la sapinière, la trop faible proportion de coupes récentes ne permet pas de tester cette relation. Dans les parcelles d'inventaire, la forêt résiduelle comprend (1) des séparateurs de coupe et autres structures résiduelles à l'intérieur d'aires d'intervention et (2) des massifs de forêt continue à l'extérieur des aires d'intervention. Dans les deux ensembles, les peuplements mélangés et feuillus représentent le type d'habitat le plus propice à l'original. La proportion de ces peuplements par parcelle est directement reliée à la densité de l'original ($P = 0,02$) (figure 8).

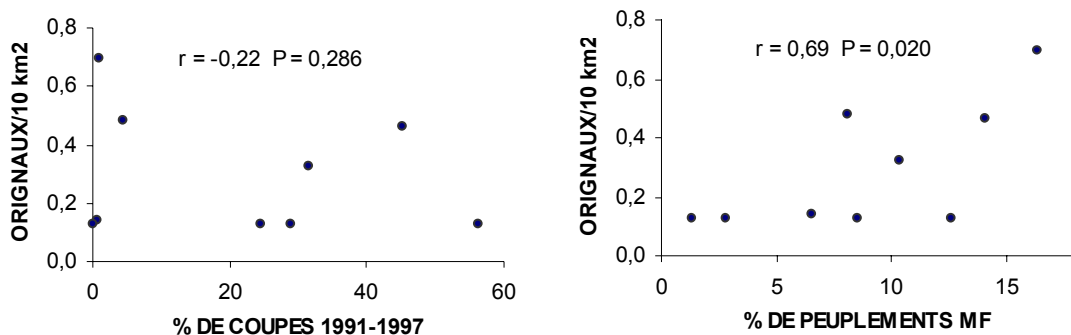


Figure 8. Relation entre la densité de l'original dans les parcelles d'inventaire de la zone 18 ouest en 1998, la proportion de coupes récentes (1991-1997) et la proportion de peuplements mélangés et feuillus, à l'intérieur du domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses.

4.3 Récolte d'orignaux

Dans l'unité de gestion 25, la récolte a été plutôt stable de 1981 à 1993, à près de 300 orignaux par an (figure 9). La mise en place de la chasse sélective s'est traduite par une baisse de 35 % de 1994 à 1999. Les fluctuations annuelles sont plus prononcées si l'on examine seulement la récolte prélevée à l'intérieur des 21 aires d'intervention. Comme il s'agit de petits effectifs ($\bar{x} = 15$ orignaux/an), il suffit de quelques animaux en plus ou en moins pour causer une différence marquée. Globalement, le portrait pour les aires d'intervention est néanmoins comparable au portrait d'ensemble, soit une relative stabilité de 1981 à 1993, suivie d'une baisse importante avec la mise en place de la chasse sélective. Dans les aires, la récolte moyenne pour 1994 à 1999 est de 31 % inférieure à celle avant la chasse sélective. À prime abord, la coupe forestière, réalisée de 1991 à 1997 dans les aires d'intervention, ne semble pas avoir eu d'influence puisque la récolte y a évolué de la même façon que dans l'ensemble du secteur.

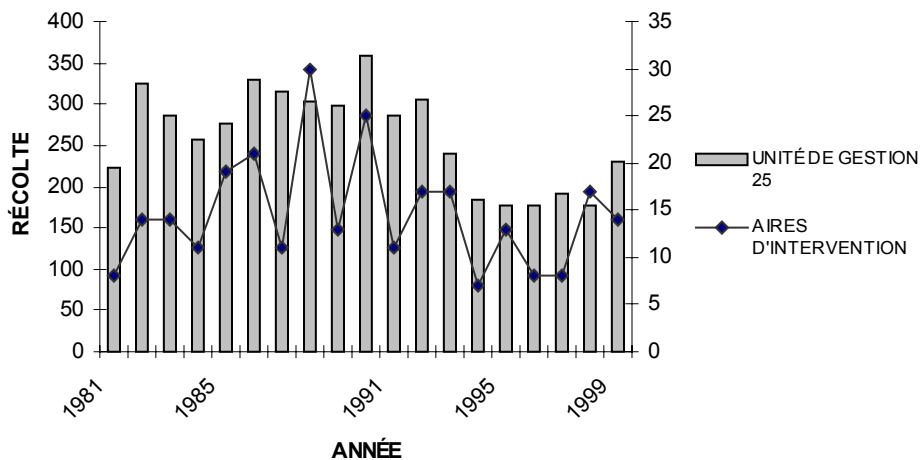


Figure 9. Récolte annuelle d'orignaux de 1981 à 1999 dans l'ensemble de l'unité de gestion 25 et dans 21 aires d'intervention récentes de cette unité où la coupe a été réalisée de 1991 à 1997.

Pour mieux cerner l'effet de la chasse en relation avec l'exploitation forestière, nous avons compilé la récolte annuelle en fonction de l'année du début des coupes dans les aires d'intervention (figure 10). Nous avons restreint l'analyse aux 18 aires où la coupe a débuté entre 1991 et 1994 pour avoir une série complète de cinq années après coupe. Ces aires ont procuré 97 % de la récolte prélevée à l'intérieur des aires d'intervention durant la période 1981-1999. En prenant pour base l'évolution de la récolte dans l'ensemble de l'unité de gestion à l'extérieur des aires d'intervention, nous avons aussi calculé une récolte attendue pour chaque année après coupe. Par rapport à la tendance générale qu'indique la récolte attendue, on ne décèle aucune hausse ou baisse de récolte dans les aires d'intervention à partir du début des coupes et pour les cinq années suivantes (figure 10). La récolte la plus basse est survenue trois ans après le début des coupes, mais on note un rétablissement dès l'année suivante. À l'année 5, la récolte réelle dépasse même la récolte attendue de façon marquée.

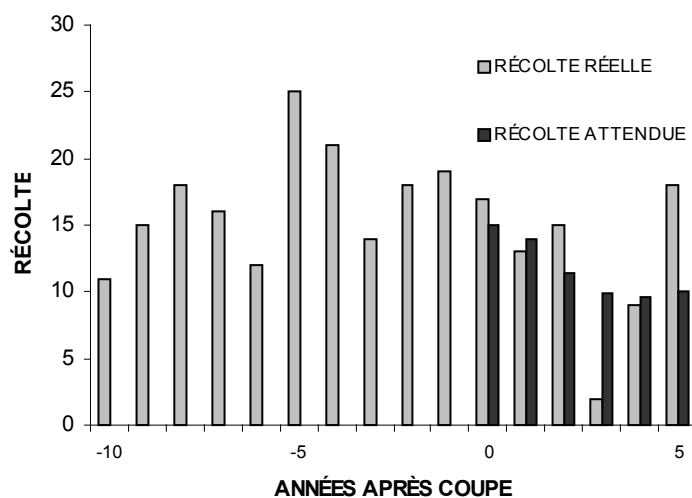


Figure 10. Récolte réelle et récolte attendue dans 18 aires d'intervention de l'unité de gestion 25 où la coupe a débuté entre 1991 et 1994, selon l'année du début de la coupe. La récolte attendue est basée sur l'évolution générale de la récolte dans l'unité de gestion 25, à l'extérieur des aires d'intervention, et sur la contribution relative de chaque aire d'intervention à la récolte globale pour la période 1981-1990.

Sur la base des densités mesurées dans les aires d'intervention (0,20 orignal/10 km² dans le domaine de la pessière et 0,07 dans celui de la sapinière), nous estimons à 24 orignaux la population présente après chasse dans ce territoire. La récolte annuelle moyenne après coupe (11,2 orignaux) représenterait donc 32 % du cheptel présent à l'automne ($11,2 / [24 + 11,2]$).

5. DISCUSSION

5.1 Densité hivernale et productivité de l'orignal dans de grandes aires de coupe

L'unité de gestion 25 chevauche deux domaines bioclimatiques, soit la pessière noire à mousse, au nord, et la sapinière à bouleau blanc, au sud. D'après l'inventaire le plus récent (1998) de la zone 18 ouest, la densité de l'orignal dans l'unité de gestion est de 0,4 orignal/10 km² au nord et de 1,3 au sud (Dussault 1999, compilation basée sur 21 parcelles). La portion occupée par le domaine de la sapinière contient davantage de peuplements mélangés et feuillus (18 vs 11 %) ainsi que de peuplements de sapin (19 vs 9 %). Au Québec, plusieurs auteurs ont observé que l'orignal préférait les peuplements mélangés et feuillus, particulièrement en forêt boréale (Girard et Joyal 1984, Joyal 1987, Courtois *et al.* 1996a, 1998a, 2001). Les peuplements de sapin pourraient aussi être un milieu propice, particulièrement après épidémie de tordeuse (*Choristoneura fumiferana*) (Courtois *et al.* 2001). À l'inverse, les peuplements d'épinette noire sont reconnus comme un habitat pauvre pour l'orignal.

La différence de densité entre domaines bioclimatiques s'est reflétée à l'échelle de nos blocs d'inventaire. Les sept blocs du domaine de la sapinière affichaient 0,40 orignal/10 km², contre 0,20 pour les 14 blocs du domaine de la pessière. Ces blocs englobaient de grandes aires d'intervention récentes (coupes de 1991 à 1997), qui occupaient respectivement 59 et 73 % de la superficie inventoriée dans chaque domaine. Les blocs du domaine de la sapinière comptaient davantage de peuplements mélangés et feuillus (11 vs 7 %). La plus grande densité de l'orignal dans les blocs de la sapinière s'explique donc en bonne partie par une plus grande proportion d'habitat propice et de forêt intacte.

Quand on examine nos résultats d'inventaire aérien uniquement à l'intérieur des aires d'intervention récentes, la densité baisse considérablement. Un seul ravage a été localisé dans les aires de la sapinière, pour une densité de seulement 0,07 orignal/10 km², soit environ 20 fois moins que dans l'ensemble de ce domaine bioclimatique. Dans la pessière par contre, nous avons mesuré 0,20 orignal/10 km², soit la moitié de la densité retrouvée dans ce domaine. En Abitibi-Témiscamingue, Courtois *et al.* (1988a, 2001) et Courtois et Beaumont (1999) ont noté une baisse de densité de 20 à 30 % immédiatement après coupe parce que

les animaux ont délaissé les sites coupés, suivie d'un rétablissement après un ou deux ans. Dans cette étude, les blocs survolés contenaient de 29 à 43 % de coupe et étaient donc dominés par la forêt. Dans les CPRS récentes cependant, l'orignal était presque deux fois moins abondant qu'en forêt et il préférait la partie boisée de son domaine vital. Au début des années 1980, Girard et Joyal (1984) ont réalisé des inventaires aériens dans un secteur de grandes coupes à blanc situé entre Lebel-sur-Quévillon et Matagami. Ils ont obtenu une densité de 0,36 orignal/10 km² dans des parcelles de 60 km² localisées dans des coupes ($n = 12$), comparativement à 0,50 dans des parcelles non coupées ($n = 10$). L'ensemble de ces résultats confirme que l'orignal demeure présent dans de grandes coupes récentes réalisées dans la pessière, mais que son abondance diminue de façon marquée.

La quasi absence de l'orignal dans les aires d'intervention de la sapinière semble étonnante, car celles-ci sont de superficie beaucoup plus restreinte que dans la pessière. La majorité des aires y occupent moins de 30 km², alors que plus de la moitié de celles de la pessière dépassent 50 km². Nous suggérons qu'une plus grande disponibilité d'habitats propices à l'orignal dans la sapinière pourrait conduire à une stratégie différente de la pessière. D'une part, le domaine de la sapinière contient davantage de peuplements mélangés et feuillus. D'autre part, ces habitats sont présents à plus faible distance en raison de la dimension réduite des aires de coupe. L'orignal a un grand domaine vital (20 à 40 km² quand il y a peu de coupes) et il en augmente la taille quand la proportion de coupes dépasse 20 % (Courtois *et al.* 2001). Il peut donc se relocaliser facilement. À l'inverse, dans la pessière, un milieu pauvre où les aires d'intervention sont souvent très grandes, l'orignal aurait pour stratégie de se satisfaire des conditions locales présentes à travers le milieu perturbé.

Dans leur étude, Girard et Joyal (1984) et Joyal (1987) ont noté une très faible proportion de jeunes orignaux de moins d'un an (8 %). Ils ont suggéré que les coupes pouvaient avoir un effet de piège, en maintenant captifs les orignaux et en les rendant plus vulnérables à la prédation, au braconnage et à la chasse. Dans nos aires d'intervention, nous avons dénombré 29 % de jeunes et 0,78 jeune/femelle adulte, ce qui traduit au contraire une bonne productivité. En Abitibi-Témiscamingue, Courtois *et al.* (2001) n'ont pas noté non plus d'influence des coupes sur la productivité.

5.2 Facteurs affectant la densité de l'orignal

Basé sur l'inventaire complet d'un grand nombre d'aires d'intervention, notre dispositif avait aussi pour objectif d'évaluer si la taille de l'aire et la proportion de forêt résiduelle influençaient la densité de l'orignal. Cette évaluation s'est avérée impossible à faire dans le domaine de la sapinière puisque l'orignal était à toutes fins pratiques absent des sept aires d'intervention (un seul ravage localisé). Dans le domaine de la pessière (14 aires d'intervention), aucune des deux variables n'était reliée significativement ($P = 0,14$) à la densité de l'orignal, même si elles affichaient une large étendue, soit 10 à 256 km² pour la superficie et 19 à 40 % pour la proportion de forêt résiduelle.

Nous ne pouvons comparer ces résultats à ceux d'autres auteurs car notre étude est la seule à avoir utilisé l'aire d'intervention comme unité d'analyse. En Abitibi-Témiscamingue, Courtois *et al.* (2001) ont mesuré la densité de l'orignal dans sept grands blocs (35 à 100 km²) où la proportion de coupes variait entre 4 et 69 %. La densité d'originaux par bloc était reliée à la proportion de peuplements de nourriture (peuplements mélangés et feuillus, épidémies de tordeuse) et à la quantité de bordure nourriture-couvert, mais non à la proportion de coupe. Nous avons obtenu un résultat similaire pour les neuf parcelles de 60 km² inventoriées au nord de l'unité de gestion 25 en 1998. Même si la proportion de coupe y variait de 0 à 56 %, il n'y avait aucune relation avec la densité de l'orignal. Tout comme en Abitibi-Témiscamingue, c'est la proportion de peuplements mélangés et feuillus qui expliquait le mieux les variations de densité d'une parcelle à l'autre. Comme l'orignal est moins abondant dans les coupes récentes qu'en forêt, cette absence de relation à l'échelle de grands blocs ou de parcelles de 60 km² indique qu'une partie des animaux se relocalise dans les portions de forêt intacte, à l'extérieur des aires d'intervention. La baisse de densité mesurée dans l'aire d'intervention se résorbe donc quand notre fenêtre d'analyse contient une bonne proportion de forêt non touchée par la coupe.

5.3 Caractéristiques des ravages d'originaux

Aucune caractéristique de configuration spatiale ne distinguait les ravages d'originaux du reste des aires d'intervention dans le domaine de la pessière. Les ravages n'étaient pas situés davantage à proximité du bord de l'aire d'intervention et ils ne contenaient pas moins de CPRS récentes ou de forêt que l'ensemble du territoire. Par contre, ils avaient une végétation très

différente au niveau de la strate arbustive. Les tiges de 1 à 9 cm au DHP étaient abondantes (2600 tiges/ha) et constituées en grande partie de sapin. Le couvert arbustif vertical (37 %) et le couvert latéral (69 %) étaient très denses. Le brout disponible dépassait 24 000 tiges/ha. Enfin, la hauteur moyenne de la régénération était de 2,2 m. Lors des inventaires terrestres, nous avons été étonnés de rencontrer ce genre de végétation, davantage caractéristique de la sapinière ou de la forêt mélangée, à pareille latitude et dans des coupes récentes. Dans la sapinière à bouleau jaune (réserve de Mastigouche), Vallée (1980) a mesuré plus de 20 000 tiges/ha de brout disponible dans des coupes de cinq ans. Dans le domaine de la pessière noire, il faut beaucoup plus de temps pour atteindre une telle production, probablement 10 à 15 ans. Dans nos sites aléatoires, le nombre de tiges/ha était de 10 000 ou moins. Nos résultats vont dans le sens de ceux de Crête (1977) et Courtois *et al.* (2001), qui ont identifié le nombre de tiges comestibles comme le principal facteur expliquant la fréquentation de l'orignal. En Abitibi-Témiscamingue, Courtois *et al.* (1996b, 1998b) ont noté que les sites fréquentés par l'orignal dans des CPRS récentes en forêt résineuse se distinguaient de sites non fréquentés par les mêmes variables. Pour maintenir l'orignal après coupe, ils ont suggéré de maintenir 10 000 à 15 000 tiges /ha de brout, un couvert latéral de 50 % environ et une régénération de 2,5 cm de hauteur.

5.4 Influence de la chasse sur l'orignal dans de grandes aires d'intervention

En Ontario, on considère que l'orignal est surexploité dans les coupes récentes à cause de l'accès extensif et de l'absence de couvert de protection (Eason *et al.* 1981, Eason 1989, Rempel *et al.* 1997). Ainsi, dans un secteur de 110 km² coupé à 30% par blocs dispersés de 1 km², la densité a baissé du tiers après coupe, avec une récolte maximale lors de l'ouverture du territoire suivie d'un déclin (Eason 1989). La baisse a été encore plus forte (75 %) dans un secteur voisin ayant subi la coupe à blanc.

Dans nos aires d'intervention, l'évolution de la récolte a été au contraire comparable au reste du territoire. Il n'y a pas eu de hausse au moment où ont débuté les coupes ni de déclin généralisé dans les cinq années qui ont suivi. En Abitibi-Témiscamingue, la proportion de coupes n'a pas influencé non plus la mortalité de l'orignal par la chasse (Courtois *et al.* 2001). Dans deux blocs suivis avant et après coupe, le taux d'exploitation n'a que légèrement augmenté (19,6 % avant, 23,5 % après) (Courtois et Beaumont 1999). Au Québec, les chasseurs semblent moins dépendants des routes pour accéder à leur territoire (Bugnet *et al.* 1998). La majorité de la récolte

provient de chasseurs en camp, alors que les chasseurs mobiles, c'est-à-dire ceux qui circulent sur les chemins, sont peu efficaces. Selon Courtois et Beaumont (1999), l'impact de la chasse pourrait être plus important au nord, dans des secteurs inaccessibles avant coupe. Ce n'est pas la situation que nous avons observée dans des aires d'intervention s'étendant jusqu'au 50°30' de latitude. Il serait intéressant de poursuivre ce genre d'analyse dans d'autres secteurs pour vérifier si c'est la tendance générale.

5.5 Implications pour l'aménagement

Après avoir décrit l'habitat de l'orignal dans le sud-ouest du Québec, Crête (1977) a suggéré de laisser après coupe 4 % du territoire sous forme d'îlots de 2 à 3 ha, pour assurer le maintien de l'espèce. Les besoins limités d'abri de l'orignal, sa grande mobilité et sa densité relativement faible justifiaient un tel seuil. Girard et Joyal (1984) et Joyal (1987) ont adapté cette recommandation au domaine de la pessière noire, suggérant de laisser 6 à 10 % d'îlots de protection (2 à 5 ha), soit 10 à 20 îlots par 10 km² de coupe. Ils ont aussi souligné l'importance des peuplements mélangés et indiqué la nécessité de leur apporter une attention particulière. La première version du RNI (MER 1989) a repris ce type d'approche, en obligeant les exploitants forestiers à conserver des îlots de protection (3 à 10 ha) représentant 4 % de l'aire d'intervention. Cette mesure a été abolie lors du renouvellement du RNI (Québec 1996).

Pour la forêt boréale, une approche différente, proposée par l'Ontario, consiste à disperser les blocs de coupe (80 à 130 ha) sur l'ensemble du territoire (OMNR 1988). Les séparateurs de coupe sont de bonne dimension (200 à 300 m) et les coupes ont au maximum 400 m de largeur. Rempel *et al.* (1997) ont évalué récemment cette approche et conclu qu'elle n'avait pas entraîné d'augmentation de densité de l'orignal par rapport à des coupes regroupées. Ils ont émis l'hypothèse que la hausse du prélèvement par la chasse avait annihilé l'impact potentiellement bénéfique de cette mesure. Les coupes dispersées ont par ailleurs comme avantage de mieux prendre en considération les préoccupations des chasseurs d'originaux. En effet, la majorité des chasseurs en camp occupent des territoires de 2 km² et moins (Courtois et Beaumont 1999). Une mosaïque de coupes dispersées laisse un milieu qui permet à chaque groupe de chasseur de poursuivre son activité. À la suite de notre étude globale en Abitibi-Témiscamingue mesurant les effets à court terme de la CPRS sur la faune terrestre, nous avons proposé cette approche, dans un contexte de gestion intégrée forêt-faune (Potvin et Courtois 1998, Potvin *et al.* 1999).

Courtois *et al.* (1996b, 1998b) pour leur part ont suggéré deux approches: protéger les sites propices lorsqu'ils existent ou disperser les coupes. Observant que l'orignal fréquentait certaines CPRS récentes, ces auteurs ont recommandé de protéger ces sites en laissant une strate arbustive dense et haute, contenant une abondante quantité de brout. En suggérant d'apporter une attention particulière aux peuplements mélangés, Girard et Joyal (1984) avaient le même genre de préoccupation. Nos résultats dans les aires d'intervention du domaine de la pessière confirment le bien fondé d'une telle approche. Les ravages d'originaux occupaient systématiquement des sites particuliers, caractérisés par une strate arbustive dense normalement associée à des sapinières et à des peuplements mélangés.

À l'instar de Courtois *et al.* (1996b, 1998b), nous suggérons deux stratégies pour conserver une plus grande population d'originaux dans les aires d'intervention forestière: (1) identifier au départ les peuplements plus propices et les aménager à l'aide de techniques sylvicoles mieux adaptées pour en conserver les caractéristiques favorables ou (2) laisser davantage de forêt résiduelle (50 à 66 %), en distribuant les coupes de façon dispersée. Comme les peuplements mélangés et feuillus sont peu nombreux dans le domaine de la pessière (environ 11 %), la première stratégie pourrait être utilisée de façon généralisée. Pour ce faire, il faudra adapter nos techniques sylvicoles aux besoins de l'orignal, en s'inspirant de la coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) (J. Bégin, comm. pers.) qui fournit déjà une bonne base opérationnelle. La seconde stratégie quant à elle convient davantage à un contexte de gestion intégrée, pour des territoires à vocation faunique comme les pourvoiries et les réserves fauniques.

6. REMERCIEMENTS

Nous sommes d'abord redevables envers Charles Faucher[†], qui a effectué la plupart des analyses géomatiques. Nous tenons aussi à remercier les techniciens de la faune de la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, qui ont participé à l'ensemble des inventaires aériens. Merci également à Normand Bertrand, Laurier Breton et Claude Paquet, qui ont réalisé les inventaires de végétation. Nous sommes reconnaissants envers le personnel du Centre de Plein Air du lac à Jim, pour son hospitalité. Les pilotes d'hélicoptère de la compagnie Les Hélicoptères canadiens ont fourni un service très professionnel. Enfin, la Société forestière Donohue (actuellement Abitibi-Consolidated) nous a aimablement transmis la mise à jour des coupes récentes dans l'aire commune 25-03. Les travaux ont été financés dans le cadre d'un projet conjoint de la Société de la faune et des parcs du Québec et du ministère des Ressources naturelles.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- BERTRAND, N., et C. PAQUET. 1998. Projet des séparateurs de coupes. Méthodes de relevé et base de données de végétation. Unité de gestion St-Félicien, aire commune 25-03 (Cie Donohue), secteur lac Montréal. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Rapport. 10 p.
- BERTRAND, N., et F. POTVIN. 2001. Utilisation par la faune de la forêt résiduelle après coupe: synthèse d'une étude de trois ans au Saguenay-Lac-Saint-Jean. Québec, Ministère des Ressources naturelles, Rapport en préparation.
- BOUCHARD, R., et C. GAUTHIER. 1980. Description et bilan du programme fiche du gros gibier. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la recherche faunique, Rapport RRF 69. 24 p.
- BUGNET, A., R. COURTOIS et J.P. OUELLET. 1998. Perception des chasseurs d'orignaux face à l'exploitation forestière en Abitibi-Témiscamingue. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport 3948-98-07. 38 p.
- COURTOIS, R., et A. BEAUMONT. 1999. The influence of accessibility on moose hunting in northwestern Québec. *Alces* 35:41-50.
- COURTOIS, R., A. BEAUMONT, L. BRETON et C. DUSSAULT. 1998a. Réactions de l'orignal et des chasseurs d'orignaux aux coupes forestières. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Raport 3875-98-04. 53 p.
- COURTOIS, R., C. DUSSAULT, A. BEAUMONT, F. POTVIN et L. BRETON. 2001. Moose reactions to recent clear-cuts in the boreal forest: a hierachical process? *Can. J. For. Res.* (soumis).
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET, M.C. DANSEREAU et A.M. FAUVEL. 1996a. Habitat de début d'hiver de l'orignal (*Alces alces*) dans quatre zones bioclimatiques du Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport 96-3476-10. 24 p.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET et B. GAGNÉ. 1996b. Habitat hivernal de l'orignal dans des coupes forestières d'Abitibi-Témiscamingue. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport 96-3484-12. 33 p.
- COURTOIS, R., J.P. OUELLET et B. GAGNÉ. 1998b. Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter. *Alces* 34:201-211.
- COURTOIS, R., F. POTVIN, S. COUTURIER et A. GINGRAS. 1996c. Révision des programmes d'inventaires aériens des grands cervidés. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune terrestre, Rapport 96-3425-10. 49 p.

- CRÊTE, M. 1977. Importance de la coupe forestière sur l'habitat hivernal de l'orignal dans le sud-ouest du Québec. *Can. J. For. Res.* 7:241-257.
- DUSSAULT, C. 1999. Inventaire de l'orignal (*Alces alces*) dans la zone de chasse 18 ouest à l'hiver 1998. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Rapport 8 p.
- EASON, G. 1989. Moose response to hunting and 1-km² block cutting. *Alces* 25:63-74.
- EASON, G., E. THOMAS, R. JERRARD et K. OSWALD. 1981. Moose hunting closure in a recently logged area. *Alces* 17:111-125.
- GIRARD, F., et R. JOYAL. 1984. L'impact des coupes à blanc mécanisées sur l'orignal dans le nord-ouest du Québec. *Alces* 20:3-25.
- GRONDIN, P., C. ANSSEAU, L. BÉLANGER, J. F. BERGERON, Y. BERGERON *et al.* 1996. Écologie forestière. Pages 133-279 *in* Manuel de foresterie. Presses de l'Université Laval, Québec.
- JEAN, D., et L. HOVINGTON. 1995. Inventaire aérien de l'orignal dans la réserve faunique Ashuapmushuan à l'hiver 1993. Pages 7-16 *in* S. St-Onge, R. Courtois et D. Banville, éd. Inventaires aériens de l'orignal dans les réserves fauniques du Québec. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport.
- JOYAL, R. 1987. Moose habitat investigations in Quebec and management implications. *Swedish Wildl. Res., Suppl.* 1:139-152.
- MER. 1989. Modalités d'intervention en milieu forestier. Québec, Ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction générale des forêts, Rapport 3214. 75 p.
- OMNR. 1988. Timber management guidelines for the provision of moose habitat. Ontario Ministry of Natural Resources. 33 p.
- PELLETIER, G., Y DUMONT, M. BÉDARD et J. BERGERON. 1996. SIFORT, un système hybride des modes vectoriel et matriciel pour une nouvelle approche de l'analyse forestière. *Arpenteur-Géomètre* 23(3):8-9.
- POTVIN, F., et R. COURTOIS. 1998. Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre: synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Rapport 4026-98-11. 91 p.
- QUÉBEC. 1996. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public [F-4.1, r.1.001.1]. Éditeur officiel du Québec. 35 p.
- REMPEL, R. S., P.C. ELKIE, A.R. RODGERS et M.J. GLUCK. 1997. Timber management and natural-disturbance effects on moose habitat: landscape evaluation. *J. Wildl. Manage.* 61:517-524.

- RENECKER, L.A., et R. HUDSON. 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Can. J. Zool.* 64:322-327.
- SEBBANE, A., et R. COURTOIS. 2000. Restructuration du système d'information de la grande faune. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Rapport. 34 p.
- STRAUSS, R.E. 1979. Reliability estimates for Ivlev's electivity index, the forage ratio, and a proposed linear index of food selection. *Trans. Am. Fish. Soc.* 108:344-352.
- THIBAUT, M. 1985. Les régions écologiques du Québec méridional (deuxième approximation). Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche, Carte 1:1 250 000.
- TREMBLAY, R., et C. DUSSAULT. 1995. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 18 ouest à l'hiver 1993-1994. Pages 27-34 *in* S. St-Onge, R. Courtois et D. Banville, éd. Rapport annuel des inventaires aériens de l'orignal à l'hiver 1994. Québec, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats.
- VALLÉE, J. 1980. Étude de la régénération forestière après exploitation en terme de nourriture disponible à l'orignal. Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la faune, Bulletin 22. 94 p.