



Évolution de l'habitat d'espèces fauniques
de la forêt boréale dans un secteur de coupe
intensive sur une période de 25 ans



Évolution de l'habitat d'espèces fauniques
de la forêt boréale dans un secteur de coupe
intensive sur une période de 25 ans

François Potvin, ingénieur forestier et Ph. D. en biologie
Normand Bertrand, biologiste
Ross Walsh, ingénieur forestier

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de la recherche sur la faune
Direction de l'environnement forestier

Québec, mai 2006

Remerciements

Nous tenons à remercier les personnes qui ont effectué la compilation des inventaires forestiers et des travaux de cartographie préliminaires, soit MM. Yves Dumont, géographe (MRNF), Georges Pelletier, ingénieur forestier (SOPFEU) et Jacquelin Martel, technicien en arts graphiques (MRNF) ainsi que M^{mes} Diane Côté, technicienne en arts graphiques (MRNF) et Marie-Ève Noël, technicienne en arts graphiques (MRNF).

Pour plus de renseignements

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction des communications
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau B-302
Charlesbourg (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8600 ou 1 866-CITOYEN
1 866-248-6936
Télécopieur : 418 643-0720
Courriel : services.clientele@mrnf.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrnf.gouv.qc.ca

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2006
Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2006
ISBN : 2-550-47329-9

Référence : Potvin, F., N. Bertrand et R. Walsh, 2006. *Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 28 p.

Mot-clés : coupe forestière, effet, faune terrestre, forêt boréale, habitat, Matagami, tesselle

Key words : boreal forest, cutting, habitat quality, impact, Matagami, terrestrial wildlife, tessell

Sommaire

La première partie de ce document est générale et plutôt didactique. Nous y expliquons, d'abord, certains concepts de foresterie et de biologie nécessaires à la bonne compréhension de l'habitat de la faune terrestre en forêt boréale : perturbation forestière, stade de développement, habitat, domaine vital, mosaïque forestière, échelle spatiale et échelle temporelle. Nous décrivons ensuite les besoins en habitat de l'orignal, du castor, du lièvre d'Amérique, de la martre d'Amérique et du tétras du Canada. Nous abordons également les effets appréhendés du feu et de la coupe sur la qualité de l'habitat de ces espèces. Dans la seconde partie, nous évaluons les changements de la qualité de l'habitat de quatre des cinq espèces fauniques (orignal, lièvre, martre et tétras) présentées en première partie sur une période de 25 ans. À cette fin, nous utilisons les données des trois inventaires forestiers décennaux réalisés par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune en 1970, 1985 et 1995. Le secteur d'étude est situé près de Matagami dans la région du Nord-du-Québec. Il est formé de trois terrains de piégeage cris qui couvrent au total 1 768 km². L'exploitation forestière y a été intensive, car 64 % de la superficie forestière productive a été coupée à partir de 1974. L'analyse des données a été réalisée au moyen du système d'information forestière par tesselle (SIFORT) dont l'information cartographique est représentée de façon simplifiée sous forme de tesselles (unités d'environ 14 ha). L'habitat des espèces étudiées a été évalué pour chaque tesselle à l'aide d'une grille de cotes correspondant à trois classes de qualité : BONNE, MOYENNE ou PAUVRE.

Pour l'orignal, la proportion du secteur d'étude correspondant à l'habitat de qualité MOYENNE a diminué de moitié entre 1970 et 1985, passant de 81 à 40 %. Durant cette période, l'habitat de qualité PAUVRE a augmenté de 1 à 47 % et est ainsi devenu la classe d'habitat la plus abondante. Dix ans plus tard, en 1995, la situation a commencé à se rétablir, alors que l'habitat de qualité PAUVRE occupait seulement 20 % du territoire par rapport à 55 % pour l'habitat de qualité MOYENNE. Quant à l'habitat de qualité BONNE, il représentait, 25 % de la superficie, une proportion plus grande qu'avant la coupe (17 %). Dans le cas du lièvre, l'évolution de la qualité de l'habitat est quasi semblable à celle observée pour l'orignal. Pour ces deux espèces, une amélioration de la situation est prévue à moyen terme, puisque le milieu s'achemine vers des conditions d'habitat plus propices qu'initialement en raison du rajeunissement de la forêt. Pour la martre, l'habitat de qualité BONNE, qui occupait 85 % du territoire avant la coupe, a chuté à 44 % en 1985 et a continué à baisser en 1995 (32 %). Pour ce qui est du tétras, le pourcentage d'habitat de qualité BONNE a également connu une diminution entre 1970 et 1995, passant de 70 à 23 %. Le rétablissement de ces deux espèces est lent et pourrait prendre encore 10 à 20 ans, le temps que les forêts issues de coupes acquièrent certaines caractéristiques de forêts mûres.

À l'échelle des terrains de piégeage étudiés, nous concluons que la coupe forestière a eu des effets importants à court terme sur la qualité de l'habitat de l'orignal, du lièvre, de la martre et du tétras et que le temps de rétablissement varie selon l'espèce. Par ailleurs, l'utilisation des inventaires forestiers décennaux structurés selon le système SIFORT s'est révélée adéquate pour comparer les variations temporelles de la qualité de l'habitat de la faune sur de grands territoires. De plus, cet outil pourrait être avantageusement mis à profit dans des contextes de gestion intégrée des ressources et de modélisation des impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat.

Table des matières

Introduction.....	1
1. Concepts de foresterie et de biologie.....	3
1.1 Notions générales	3
1.1.1 Perturbation naturelle, coupe forestière et stade de développement.....	3
1.1.2 Habitat faunique et domaine vital	5
1.1.3 Mosaïque forestière issue de coupes.....	5
1.1.4 Échelles spatiales	6
1.1.5 Échelles temporelles	7
1.2 Habitat des espèces étudiées.....	8
1.3 Effets du feu et de la coupe forestière	10
2. Évolution de l’habitat sur une période de 25 ans.....	13
2.1 Secteur d’étude.....	13
2.2 Matériel et méthodes	13
2.3 Résultats et discussion.....	16
Conclusion	21
Bibliographie	23

Liste des tableaux et des figures

Tableau 1	Variations, après la coupe, de la qualité de l'habitat de cinq espèces fauniques selon diverses échelles spatiales et temporelles	11
Tableau 2	Superficies forestières coupées dans le secteur d'étude	13
Tableau 3	Cotes de qualité de l'habitat de quatre espèces fauniques, selon le type de milieu forestier.....	16
Tableau 4	Proportion de la superficie forestière productive des trois terrains de piégeage selon la qualité de l'habitat de quatre espèces fauniques en 1970, 1985 et 1995	18
Figure 1	Stades de développement en forêt boréale après une perturbation majeure	4
Figure 2	Illustration des stades de développement en forêt boréale	4
Figure 3	Mosaïque forestière typique issue de coupes en forêt boréale.....	6
Figure 4	Qualité relative de l'habitat de cinq espèces fauniques, selon le stade de développement de la forêt boréale à l'échelle du peuplement	10
Figure 5	Exemple d'aires d'intervention chevauchant trois terrains de piégeage situés près de Matagami	12
Figure 6	Secteur d'étude et superficie occupée par les coupes d'après les trois inventaires forestiers décennaux	14
Figure 7	Illustration des milieux forestiers utilisés dans la classification de la qualité de l'habitat de la faune.....	15
Figure 8	Évolution de la qualité de l'habitat de l'original, du lièvre, de la martre et du tétras dans le secteur d'étude sur une période de 25 ans	19

Introduction

La forêt boréale, avec près de 14 millions de kilomètres carrés, est le biome terrestre le plus vaste de la planète (Burton et autres, 2003). Environ 40 % de cette superficie se trouve au Canada, dont 6 % au Québec. Le rôle de la forêt boréale dans les grands cycles planétaires, comme le réchauffement climatique, est de plus en plus reconnu. La population et les utilisateurs des ressources sont donc vivement intéressés par la forêt boréale et l'exploitation forestière dont elle fait l'objet.

Au Québec, la zone boréale compte cinq domaines bioclimatiques : la sapinière à bouleau jaune, la sapinière à bouleau blanc, la pessière noire à mousses, la pessière noire à lichens et la toundra forestière (Groncin, 1996). La pessière noire à mousses, le plus vaste domaine de la zone boréale, est le milieu de vie d'une faune variée et abondante. On y trouve, en effet, une part importante des quelques 653 espèces de vertébrés présentes au Québec (MRNF, 2006).

Il est difficile de cerner les effets de l'exploitation forestière sur la faune, non seulement parce que les espèces en cause sont nombreuses, mais aussi parce qu'elles ont des besoins fort variés et parfois opposés. Cette variété des besoins est à l'origine du concept de filtre brut, qui est prôné en aménagement forestier afin de conserver, à l'intérieur de limites écologiquement acceptables, une diversité d'écosystèmes aptes à satisfaire tous ces besoins. Par exemple, les exigences de l'orignal et de la martre d'Amérique sont bien différentes : l'orignal préfère les jeunes forêts où une strate arbustive abondante lui procure sa nourriture, alors que la martre est plutôt associée aux forêts d'âge intermédiaire, mûres et surannées. Par ailleurs, la forêt boréale est loin d'être un milieu statique. Les grandes perturbations naturelles, comme le feu, modèlent les paysages sur de vastes superficies, engendrent un milieu dynamique et amènent des changements importants dans le temps (Bergeron et autres, 2001; Gauthier et autres, 2001).

Ce rapport comporte deux parties distinctes. La première traite des concepts de base en foresterie et en biologie. Dans cette partie, nous décrivons plus particulièrement les besoins en habitat et les effets appréhendés des perturbations naturelles et anthropiques sur cinq espèces fauniques : l'orignal, le castor, le lièvre d'Amérique, la martre d'Amérique et le tétras du Canada. En seconde partie, nous examinons les changements qui ont affecté l'habitat de quatre de ces espèces (orignal, lièvre, martre et tétras) sur une période de 25 ans. Le secteur d'étude, de plus de 1 700 km², a fait l'objet d'une exploitation forestière importante à partir du milieu des années 1970. La qualité de l'habitat est évaluée à l'aide des cartes forestières produites à la suite des trois inventaires forestiers décennaux du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF). Notez que, jusqu'à présent, la majorité des études sur ce sujet se sont limitées aux effets à court terme des perturbations (moins de 10 ans).

Les objectifs que nous poursuivons en réalisant ce document sont de :

- fournir une base conceptuelle pour évaluer, à diverses échelles spatiales et temporelles, les effets de l'exploitation forestière sur cinq espèces fauniques de la forêt boréale qui sont importantes pour les Cris;
- décrire l'évolution de la forêt et de l'habitat de la faune terrestre dans un vaste secteur forestier sur une période de 25 ans;
- évaluer l'utilité des inventaires décennaux comme outil pour suivre l'évolution des habitats de la faune sur de grands territoires et sur plusieurs décennies.

1. Concepts de foresterie et de biologie

Ce chapitre aborde, de façon générale et plutôt didactique, des concepts de base en foresterie et en biologie. Il a pour contexte la forêt boréale et plus particulièrement la pessière noire à mousses.

1.1 Notions générales

1.1.1 Perturbation naturelle, coupe forestière et stade de développement

Le feu est le principal agent naturel de perturbation dans la pessière noire. Le cycle du feu est de l'ordre d'une centaine d'années dans la pessière noire à mousses de l'Ouest alors qu'il varie de 200 à 500 ans dans celle de l'Est (Gauthier et autres, 2001). Au Québec, la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est la technique de récolte la plus répandue en forêt boréale. Dans les peuplements de pins gris, cette méthode peut provoquer des conditions assez semblables au feu, car la remise en production du territoire implique le scarifiage et la plantation d'une essence adaptée (pin gris ou épinette noire), imitant en partie l'action du feu sur l'humus et la banque de graines. Dans la sapinière, par contre, elle simule davantage les effets d'une épidémie de tordeuse en protégeant une partie de la régénération préétablie qui profite alors de l'ouverture du couvert arborescent pour se développer (Pothier, 2001).

Après une perturbation majeure, comme le feu ou la coupe, la forêt se renouvelle progressivement en passant par divers stades de développement (figure 1). Immédiatement après la perturbation, le stade semis fait son apparition. Dans ce milieu ouvert et dominé par les plantes herbacées ou les éricacées, la régénération forestière a souvent moins d'un mètre de hauteur. À mesure que cette régénération se développe, le stade gaulis s'installe avec une végétation arbustive bien visible. Par la suite, les tiges d'arbres gagnent en hauteur et en diamètre et atteignent les stades perchis, intermédiaire et mûr. Dans les peuplements où la régénération était très dense à l'origine, un phénomène d'éclaircie naturelle, qui entraîne la mort d'une partie des tiges, peut apparaître lors du stade perchis ou intermédiaire. Passé le stade mûr, et en absence d'autres perturbations majeures, le peuplement devient suranné, c'est-à-dire que certaines tiges tombent au sol et sont graduellement remplacées par des plus jeunes. Le temps nécessaire pour passer d'un stade à un autre dépend de l'intensité de la perturbation, du type de forêt, de la régénération en place et de la nature du sol. Alors que moins de cinq ans suffiront en forêt mélangée ou feuillue pour atteindre le stade gaulis, il faudra parfois attendre 20 ans en forêt résineuse sur un site pauvre. La figure 2 illustre à l'aide de photographies les divers stades de développement qui sont typiques en forêt boréale.

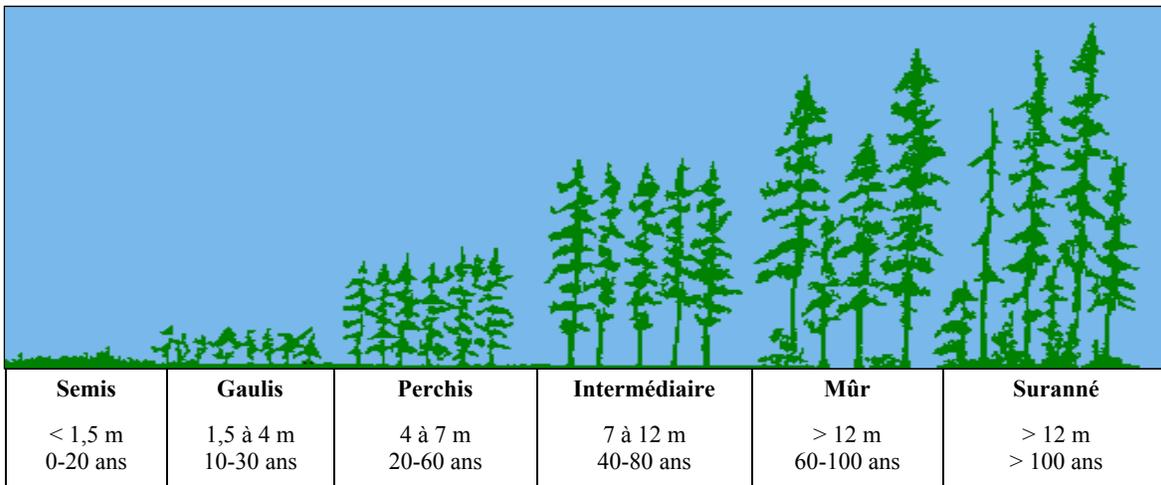


Figure 1 Stades de développement en forêt boréale après une perturbation majeure

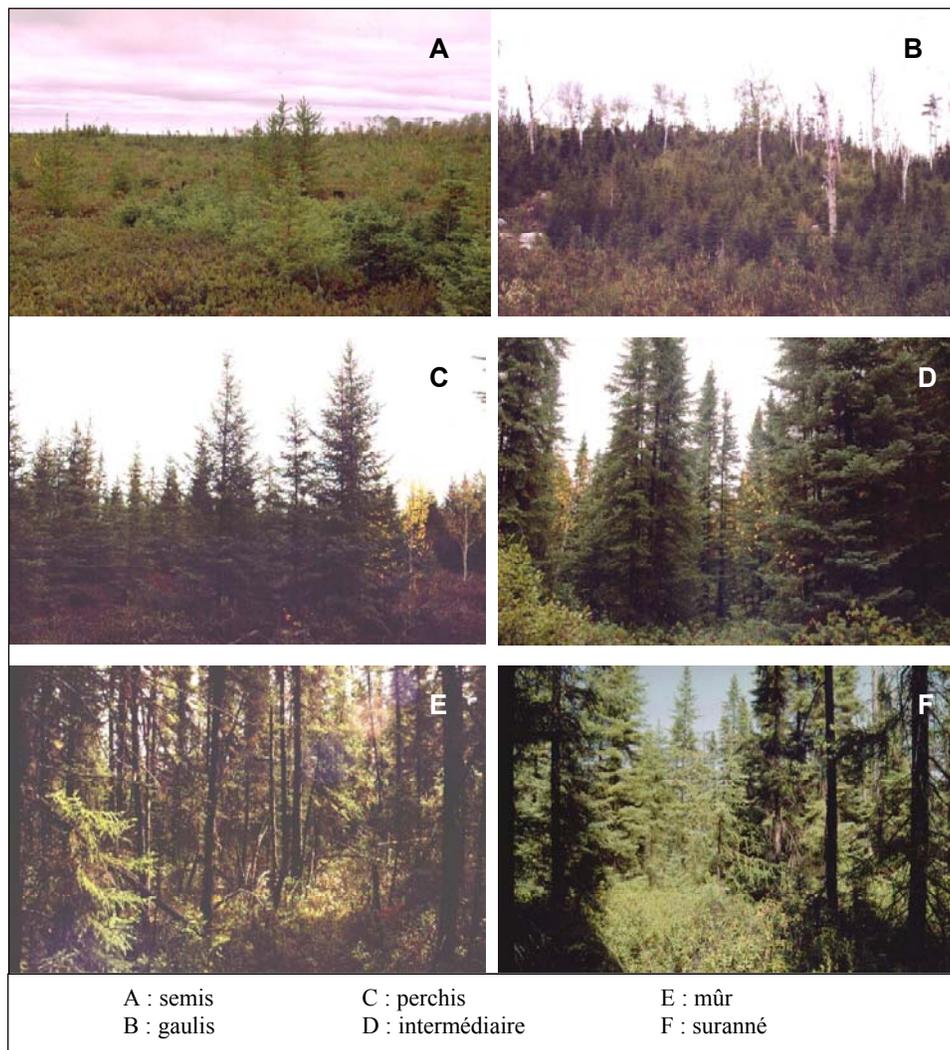


Figure 2 Illustration des stades de développement en forêt boréale

1.1.2 Habitat faunique et domaine vital

Pour prospérer, chaque espèce animale a besoin d'un milieu de vie qui lui est propre et que l'on appelle habitat faunique. L'habitat procure à l'animal abri, nourriture et sites de reproduction (Germain et autres, 1996). En forêt, l'habitat est intimement lié au type de végétation, à sa composition et à son stade de développement. Le domaine vital correspond à l'espace dans lequel se déplace l'animal pour ses activités courantes. La taille du domaine vital annuel varie énormément d'une espèce à l'autre. Par exemple, elle est d'environ un hectare pour l'écureuil roux, de 5 à 10 km² pour la martre d'Amérique et de plusieurs centaines de kilomètres carrés pour le loup.

1.1.3 Mosaïque forestière issue de coupes

En foresterie, les deux échelles spatiales de base sont celle du peuplement et celle de la mosaïque. Le peuplement forestier est une étendue de forêt assez homogène, que l'on caractérise par sa composition en essence, sa hauteur, sa densité et sa classe d'âge (MRN, 1995). Il s'agit de l'unité de territoire typique des cartes forestières et qui couvre en moyenne de 10 à 20 ha. Les décisions concernant le traitement sylvicole à appliquer (type de coupe, technique de reboisement, etc.) se prennent à l'échelle du peuplement. Pour sa part, la mosaïque forestière est l'assemblage des divers milieux d'un territoire beaucoup plus vaste. Elle peut couvrir des dizaines ou des centaines de kilomètres carrés. Les décisions en matière de planification forestière (répartition des coupes, déploiement du réseau routier, etc.) se prennent à cette échelle.

À l'état naturel, la mosaïque forestière de la forêt boréale est dominée par un ensemble de peuplements de divers âges dont la taille a été modelée par le feu, les épidémies d'insectes et les chablis. Ces peuplements sont entrecoupés de plans d'eau et de milieux considérés comme improductifs, comme les aulnaies, les tourbières et les autres milieux dénudés ou faiblement boisés. La coupe transforme la mosaïque forestière de telle sorte que, dans une zone d'exploitation récente, les parterres de coupe peuvent occuper la majorité de la superficie (figure 3). La taille et la dispersion des parterres de coupe sont régies par le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI). En vertu de ce règlement, la superficie maximale d'un parterre de coupe dans le domaine de la pessière noire est limitée à 250 ha, depuis 1988, et à 150 ha, depuis 1996 (MER, 1989; Gouvernement du Québec, 1996). Les parterres de coupe sont ceinturés de lisières boisées, ou « séparateurs de coupes », dont la largeur varie généralement de 60 à 100 m et qui ont pour rôle de limiter les superficies coupées d'un seul tenant. Les bandes de protection riveraines sont des lisières boisées (20 m) laissées autour des lacs et de chaque côté d'un cours d'eau permanent. Elles jouent souvent le rôle de séparateurs et, en pareil cas, leur largeur totale (les deux rives) est ramenée à 60 ou 100 m (Québec, 1996). Depuis 2003, les industriels sont tenus de réaliser une partie de leur coupes sous forme de coupes en mosaïque (CMO). Il s'agit d'une règle de répartition spatiale des coupes qui, lors de la première intervention sur un territoire, oblige les industriels à laisser sur place des blocs de forêt de même superficie et aux caractéristiques comparables à la forêt récoltée. L'ensemble des lisières boisées et des blocs résiduels de la CMO forme ce que l'on appelle la forêt résiduelle. Celle-ci peut aussi comprendre d'autres massifs de forêt, tels des superficies inaccessibles (pente trop forte) et des peuplements trop jeunes ou faiblement boisés.

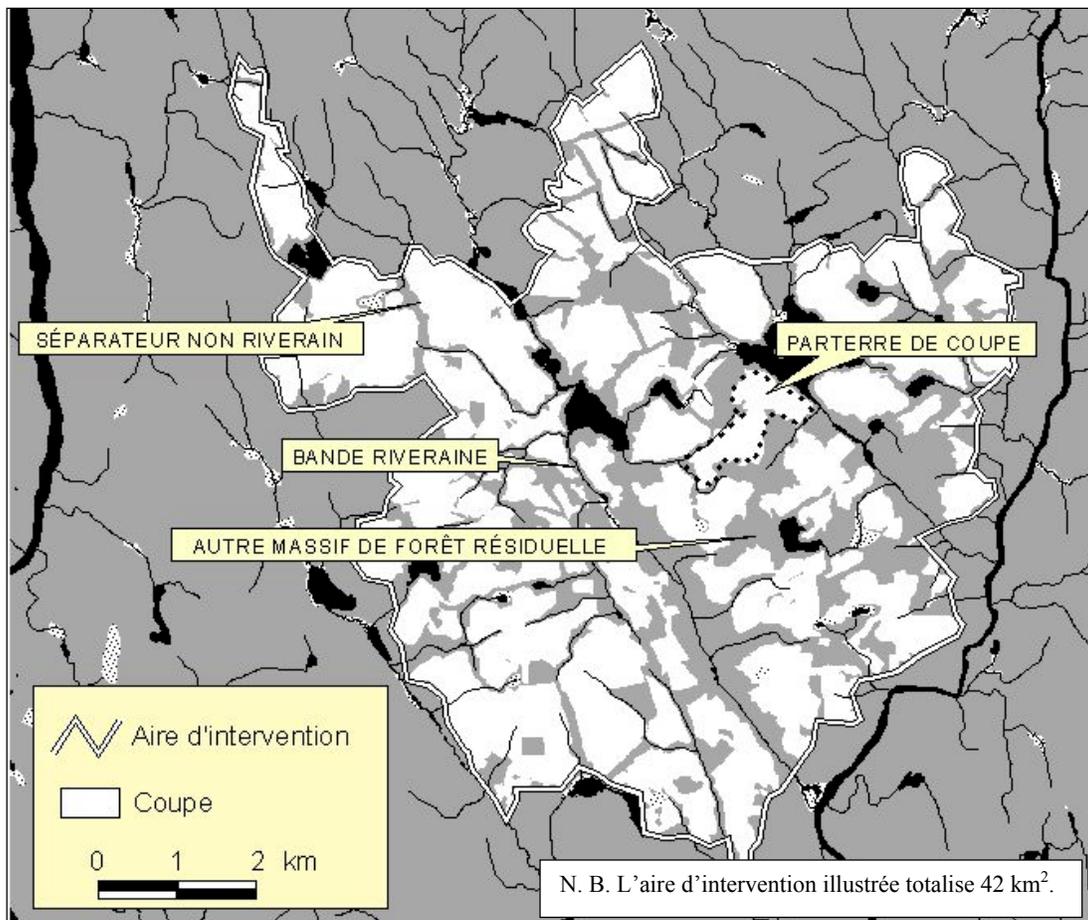


Figure 3 Mosaïque forestière typique issue de coupes en forêt boréale

En forêt boréale, les parterres de coupe sont généralement distribués de façon agglomérée, par suite de la juxtaposition des superficies récoltées au cours d'une même année ou sur quelques années. L'ensemble des parterres de coupe ainsi juxtaposés (figure 3) dans un secteur donné forme une aire d'intervention (Bertrand et Potvin, 2002). Pour évaluer les effets de la coupe sur la faune, on ne considère pas la taille de chaque parterre de coupe, au sens légal, mais plutôt celle de la mosaïque forestière globale issue des coupes (Potvin et autres, 1999 et 2001d). Pour appliquer cette notion, il faut savoir qu'une superficie déboisée est considérée comme un parterre de coupe tant que la régénération n'a pas atteint trois mètres de hauteur. Passé ce stade, elle constitue un habitat valable pour le lièvre. La forêt périphérique, soit celle qui entoure une aire d'intervention, comprend des forêts intactes (non coupées) et des forêts dont la hauteur de la régénération dépasse trois mètres. Dans le domaine de la pessière à mousses, la superficie des aires d'intervention varie d'une dizaine de kilomètres carrés à parfois plus de 200 km². Une étude réalisée au nord-ouest du lac Saint-Jean a révélé que la forêt résiduelle occupait de 18 à 40 % de la superficie productive à l'intérieur de différentes aires d'intervention (Bertrand et Potvin, 2002; Potvin et Bertrand, 2004).

1.1.4 Échelles spatiales

Les effets d'une perturbation majeure (feu, coupe, etc.) sur un animal doivent être évalués à l'échelle du domaine vital; voilà l'une des principales conclusions d'une étude réalisée en Abitibi-Témiscamingue de 1990 à 1995 (Potvin et Courtois, 1998; Potvin et autres, 1999, 2001d). Les animaux qui ont un grand domaine vital peuvent s'ajuster plus facilement si la perturbation ne touche qu'une partie de leur domaine.

Ainsi, on a observé que l'orignal n'augmentait pas la taille de son domaine vital lorsque moins de 20 % avait été déboisé et qu'il se contentait d'éviter les coupes récentes en voie de régénération (Courtois et autres, 1998b et 2002). Une perturbation plus importante peut néanmoins entraîner un accroissement de la taille du domaine vital et, passé un certain seuil, l'animal doit même changer de domaine vital. Une étude réalisée en Abitibi-Témiscamingue a démontré que la martre augmentait la taille de son domaine vital en fonction de la proportion de la coupe (Potvin et autres, 2000). Toutefois, passé un seuil de 30 à 40 % de coupes, elle était généralement absente. Pour les espèces animales ayant un plus petit domaine vital, comme le lièvre, le déboisement entraîne souvent la transformation complète de tout l'espace normalement utilisé en raison de la taille des parterres de coupe. Dans ce cas, le déboisement peut forcer ces espèces à changer de domaine vital si le nouveau milieu ne leur convient pas (Ferron et autres, 1998). Pour subsister dans une mosaïque de coupes récentes, elles doivent alors trouver un habitat de remplacement à même la forêt résiduelle. Une étude de trois ans (1997-2000), réalisée au nord-ouest du lac Saint-Jean dans de grandes aires d'intervention, a démontré que le tétras du Canada y parvenait facilement, mais que le lièvre d'Amérique ne se satisfaisait généralement pas des séparateurs de coupes, sauf quand ceux-ci étaient larges et avaient un couvert latéral élevé (Potvin et autres, 2001a et c). Les espèces à plus grand domaine vital (orignal, martre, etc.), pour leur part, ne peuvent pas occuper uniquement des séparateurs de coupes, car ce sont des parcelles de forêt trop réduites. Elles utiliseront les portions de l'aire d'intervention qui constituent un habitat convenable. L'orignal, par exemple, fréquente des secteurs offrant de 10 000 à 15 000 tiges/ha de nourriture et plus de 50 % de couvert latéral (Courtois et autres, 1998b; Potvin et autres, 2001b et 2004). Si de tels milieux sont absents, ces espèces qui sont très mobiles pourront se déplacer à l'extérieur de l'aire d'intervention, dans la forêt périphérique restée intacte.

Pour l'utilisateur de la faune (trappeur, chasseur et observateur), les effets de la coupe doivent être évalués à une échelle différente de celle de l'animal. L'aspect important, pour l'utilisateur, est que les populations animales déjà présentes avant la coupe se maintiennent à une densité satisfaisante sur le territoire où il pratique son activité. La superficie des terrains de piégeage est généralement de l'ordre de 50 km² à 100 km² et peut atteindre plusieurs centaines de kilomètres carrés dans les réserves à castor où les droits de piégeage sont alloués aux autochtones. La superficie des territoires de chasse à l'orignal est beaucoup plus faible et peut, par exemple, couvrir de 1 à 2 km² (Courtois et autres, 1998b).

L'effet de la coupe sur la faune varie en fonction de l'échelle d'évaluation : parterre de coupe, aire d'intervention ou terrain de piégeage. À titre d'exemple, le parterre de coupe est un milieu où le lièvre est rare ou absent immédiatement après la coupe, car il a été forcé de se déplacer. Dans l'aire d'intervention, cette espèce est toujours présente dans les portions de forêt résiduelle ayant une taille et une composition forestière propices (Cusson et autres, 2001; Potvin et autres, 2001a). À l'échelle du terrain de piégeage, l'effet de la coupe dépend de la proportion du territoire affectée. L'effet est moins perceptible à l'échelle régionale (50 000 km² et plus), car la superficie affectée par la coupe est proportionnellement plus faible.

1.1.5 Échelles temporelles

L'homme a tendance à considérer la forêt comme un milieu statique, alors que, en réalité, c'est un écosystème essentiellement dynamique, mais dont la vitesse d'évolution est difficilement perceptible à l'échelle humaine. La forêt boréale se renouvelle par un régime de perturbations naturelles (Pothier, 2001). Dans le domaine de la pessière noire à mousses, les changements qui surviennent à la suite d'un feu sont les plus marquants. Même si peu d'animaux sont tués par le feu (Eberhart et Woodward, 1987; Cimon et Maisonneuve, 1990), l'habitat de plusieurs espèces devient inhospitalier à la suite d'un feu. Cependant, après quelques années, l'orignal, le castor et le lièvre tireront avantage d'une plus grande quantité de nourriture présente dans la forêt en reconstruction. À mesure que la forêt se referme, l'abondance de ces espèces va décliner au profit d'autres mieux adaptées à des forêts mûres, comme la martre. Il est donc indispensable de considérer les échelles temporelles pour évaluer les effets de la coupe sur la faune. Les effets à court terme sont ceux qui se produisent immédiatement après la coupe :

généralement moins de deux à environ dix ans après la récolte. Pour mesurer les effets à moyen terme, il faut attendre le rétablissement des stades gaulis et perchis, qui surviennent de 10 à 30 ans après la coupe pour le premier stade et de 20 à 60 ans pour le second, selon la qualité du site. Enfin, les effets à long terme sont ceux qui se produisent dans la forêt de seconde venue, où le milieu et la faune qui l'habite peuvent être différents de ce qu'ils étaient à l'origine. Il s'agit là d'horizons temporels de plus de 60 ans. L'évolution de la forêt vers le stade suranné (Despôts et autres, 2002) ou son remplacement par d'autres stades de succession, par exemple une sapinière qui succède à une tremblaie (Harvey et autres, 2002), sont aussi des processus à long terme.

1.2 Habitat des espèces étudiées

Cette section du rapport prend la forme d'une revue de littérature sur l'habitat de cinq espèces de la faune terrestre : l'orignal (*Alces alces*), le castor (*Castor canadensis*), le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), la martre d'Amérique (*Martes americana*) et le tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*). Il s'agit d'espèces largement répandues en forêt boréale et qui ont, pour la plupart, une grande importance économique. Le castor et le lièvre ont aussi une importance écologique majeure. Nous avons volontairement choisi des espèces associées aux forêts jeunes (orignal, castor et lièvre) et d'autres qui préfèrent les forêts plus âgées (martre et tétras). De plus, ces espèces ont fait l'objet de travaux qui ont été réalisés au Québec au cours des 15 dernières années par les deux premiers auteurs de ce document au cours des 15 dernières années (Potvin et Courtois, 1998; Bertrand et Potvin, 2002).

▪ Orignal

Au Québec, l'orignal est davantage abondant dans les domaines de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc que dans celui de la pessière noire à mousses (Brassard et autres, 1974; Courtois et Lamontagne, 1997). L'orignal préfère les jeunes forêts aux forêts plus vieilles, ainsi que les forêts mixtes où l'on trouve le bouleau blanc, le tremble et le sapin (Courtois, 1993; Courtois et autres, 1996a, 1998a; Crête, 1977; Potvin et autres, 2001b). Il consomme quotidiennement de 18 à 25 kg de nourriture sous forme de ramilles (hiver et été), de feuilles (été) et de plantes aquatiques (été). Ses besoins en nourriture l'amènent à fréquenter les endroits où les arbustes sont abondants. Il évite les milieux ouverts, comme les coupes récentes, tant que la hauteur de la régénération ne dépasse pas 2,5 m (Courtois et autres, 1996b et 2002; Potvin et autres, 2001b et 2004). En été, les milieux productifs en nourriture lui assurent une bonne protection visuelle. En hiver, en raison de sa grande taille, l'orignal est peu incommodé par la neige épaisse de sorte que l'absence de couvert d'abris n'est généralement pas une contrainte majeure. Dans les endroits où l'enneigement dépasse un mètre, comme la Réserve faunique des Laurentides, il recherche des peuplements résineux qui facilitent ses déplacements à la fin de l'hiver (DesMeules, 1964). Son domaine vital a une superficie de 20 à 50 km².

▪ Castor

La présence du castor est générale au Québec, tant dans la zone tempérée que dans la zone boréale. Le castor est un mammifère semi-aquatique qui a la particularité de construire lui-même une bonne partie de son habitat (hutte et barrage). Comme il s'alimente à faible distance des plans d'eau, généralement à moins de 20 ou 30 m (Thompson, 1988; Barnes et Mallik, 2001), il est étroitement associé au milieu riverain. Les arbres et arbustes feuillus (tremble, saule, bouleau blanc, aulne, etc.) constituent sa nourriture préférée, mais il peut aussi utiliser l'épinette noire. Les perturbations naturelles et la coupe favorisent le castor à moyen terme, car elles font augmenter la proportion de jeunes tiges feuillues. Dans la région de Matagami, Brunelle et autres (1989) ont mesuré des densités de colonies de castors deux à trois fois plus grandes dans des parterres de coupe âgés de six ans et plus que dans des secteurs sans coupe forestière. Les bandes de protection riveraines n'étaient pas toujours présentes dans les coupes qui avaient été

réalisées entre 1975 et 1987, soit avant l'implantation du RNI. Plus au sud, en Abitibi-Témiscamingue, dans un secteur coupé plus récemment, les densités de castors sont restées comparables jusqu'à dix ans après la coupe, en raison du maintien systématique de lisières boisées le long des cours d'eau permanents (Potvin et autres, 2004).

- **Lièvre d'Amérique**

La présence du lièvre d'Amérique est générale en forêt boréale. C'est une espèce clé de ce milieu parce qu'elle constitue une proie pour plusieurs prédateurs (animaux à fourrure et oiseaux rapaces). En général, l'abondance du lièvre fluctue naturellement selon des cycles d'environ dix ans. Même s'il fréquente les grandes forêts à maturité, c'est dans les forêts jeunes que le lièvre atteint les plus fortes densités, soit environ 20 à 30 ans après une perturbation (Carreker, 1985; Guay, 1994). Pour se protéger des prédateurs, le lièvre a besoin d'un couvert près du sol et jusqu'à deux à quatre mètres de hauteur, ce qui explique son absence dans les milieux ouverts (Ferron et autres, 1998; Keith et Surrendi, 1971). Aux forêts pures d'épinettes noires, le lièvre préfère les forêts mixtes, où le bouleau blanc et le tremble sont présents, de même que les forêts contenant une certaine proportion de sapins (Potvin et autres, 2001a). La taille de son domaine vital est d'au moins 20 ha en forêt boréale.

- **Martre d'Amérique**

La martre d'Amérique est un mustélidé présent à la grandeur de la forêt boréale. Son habitat typique est la forêt mûre ou surannée (Allen, 1982; Potvin, 1998; Potvin et autres, 2000; Thompson, 1991). Toutefois, des travaux récents, effectués en Abitibi-Témiscamingue et dans le Maine, ont démontré que des peuplements résineux jeunes (> 30 ans) et des peuplements mélangés ou feuillus pouvaient aussi lui convenir, particulièrement après des perturbations partielles comme les épidémies de tordeuse (Potvin et autres, 2000; Payer et Harrison, 1999, 2000a et b). Ce prédateur évite les milieux ouverts parce qu'il risque d'y être la proie de prédateurs de plus grande taille ou de rapaces. Il s'alimente surtout de petits mammifères et de lièvres. La présence de gros débris ligneux (troncs d'arbres renversés) et d'arbustes résineux favorise ses activités de chasse. Son domaine vital atteint 5 à 10 km². Une étude réalisée en Abitibi-Témiscamingue a démontré que la martre évitait les coupes en voie de régénération et que son domaine vital ne contenait pas plus de 30 à 40 % de milieux ouverts (Potvin et autres, 2000).

- **Tétras du Canada**

Le tétras du Canada est un gallinacé spécialiste des forêts résineuses (Boag et Schroeder, 1992; Turcotte et autres, 1994). Il est répandu dans les forêts boréales de toute l'Amérique du Nord, mais a pratiquement disparu plus au sud (Storch, 2000). Selon Turcotte et autres, (1994), le tétras n'est pas strictement une espèce climacique, inféodée à la forêt mûre; il fréquente souvent les portions plus jeunes de la pessière. Même s'il utilise très peu les coupes récentes (Turcotte et autres, 2000), il est abondant dans les séparateurs de coupes laissés dans les aires d'intervention en forêt boréale (Potvin et autres, 2001c).

1.3 Effets du feu et de la coupe forestière

L'orignal, le lièvre et le castor, qui broutent les pousses ou l'écorce d'arbres et d'arbustes, préfèrent les milieux qui ont été perturbés car la nourriture y est plus abondante. La martre d'Amérique et le tétras du Canada, au contraire, sont bien adaptés aux forêts mûres ou surannées. La figure 4 présente la qualité relative de l'habitat de ces cinq espèces fauniques selon le stade de développement de la forêt après une perturbation majeure, comme le feu ou la coupe.

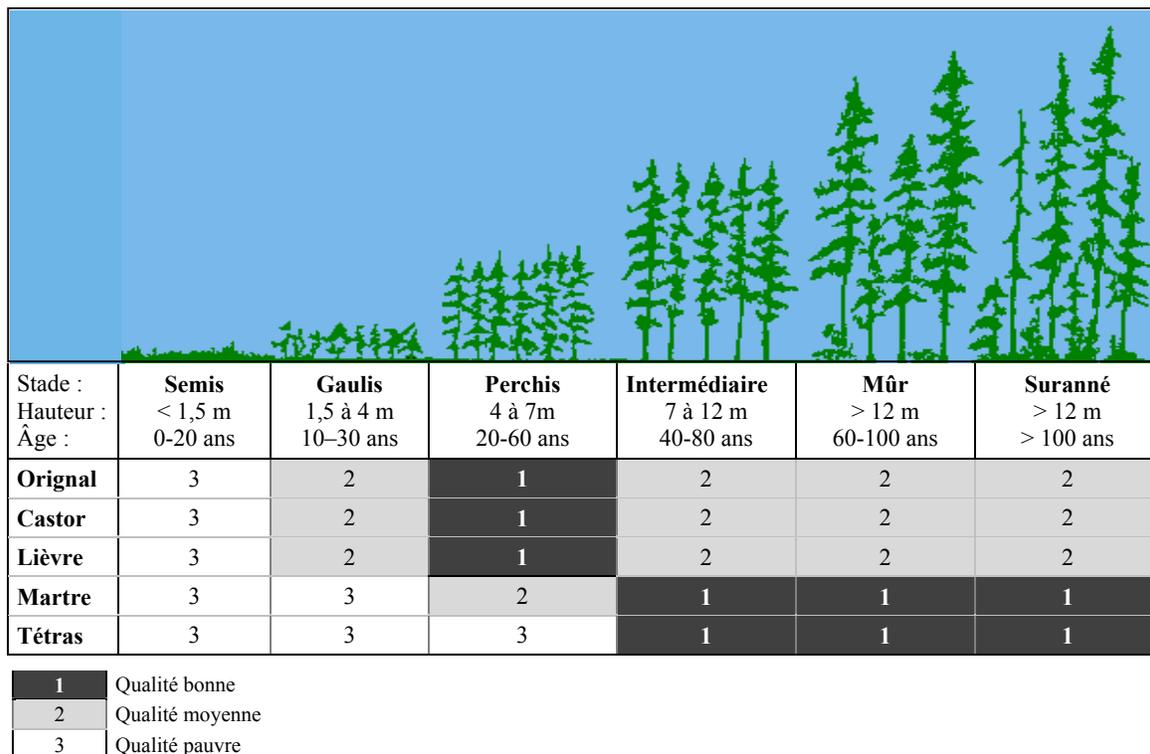


Figure 4 Qualité relative de l'habitat de cinq espèces fauniques, selon le stade de développement de la forêt boréale à l'échelle du peuplement

Les effets appréhendés de la coupe forestière, à diverses échelles, sur la qualité de l'habitat de l'orignal, du castor, du lièvre, de la martre et du tétras sont résumés dans le tableau 1. Rappelons qu'en réalité, les changements dans la qualité de l'habitat se font de façon progressive, à mesure que la forêt se réinstalle après la coupe et évolue vers la maturité. Seul l'habitat du castor ne subit pas d'effet négatif à court terme immédiatement après la coupe. À l'inverse, la qualité de l'habitat de l'orignal, du lièvre, de la martre et du tétras est négativement affectée. Les effets les plus importants, à court terme, surviennent à l'échelle du parterre de coupe. Même si certaines espèces peuvent alors profiter de la forêt résiduelle, les effets négatifs se répercutent jusqu'à l'échelle de l'aire d'intervention. Dans les années qui suivent, la situation se renverse et la coupe favorise l'orignal et le lièvre à court et moyen terme, tant à l'échelle du parterre de coupe qu'à celle de l'aire d'intervention. Pour la martre et le tétras, il faut attendre environ 30 ans avant que les effets négatifs s'atténuent et, finalement, s'estompent, à plus long terme, lorsque la forêt aura retrouvé sa structure d'origine. À l'échelle du terrain de piégeage, les effets dépendent de la proportion du territoire affectée par la coupe. L'impact sera peu perceptible si cette proportion est faible. À l'inverse, si des aires d'intervention occupent la majeure partie du terrain de piégeage, les effets sur les espèces fauniques seront les mêmes à l'échelle du terrain de piégeage qu'à celle de l'aire d'intervention (figure 5).

Tableau 1 Variations, après la coupe, de la qualité de l'habitat^a de cinq espèces fauniques selon diverses échelles spatiales et temporelles

Espèce	Échelle spatiale	Échelle temporelle			Sources ^b
		Court terme 0 – 20 ans	Moyen terme 10 – 60 ans	Long terme > 60 ans	
Orignal	Parterre de coupe	--	+	-	1
	Forêt résiduelle	o	o	o	
	Aire d'intervention	-	+	-	
	Terrain de piégeage	-/o	+	-	
Castor	Parterre de coupe	o	+	-	2
	Forêt résiduelle	o	o	o	
	Aire d'intervention	o	+	-	
	Terrain de piégeage	o	+	-	
Lièvre	Parterre de coupe	--	+	-	3
	Forêt résiduelle	+	o	o	
	Aire d'intervention	-	+	-	
	Terrain de piégeage	-/o	+	-	
Martre	Parterre de coupe	--	o/+	+	4
	Forêt résiduelle	+	o	o	
	Aire d'intervention	--	o/+	+	
	Terrain de piégeage	-/o	o/+	+	
Tétras	Parterre de coupe	--	o/+	+	5
	Forêt résiduelle	+	o	o	
	Aire d'intervention	--	o/+	+	
	Terrain de piégeage	-/o	o/+	+	

a. La variation de la qualité d'habitat est évaluée par rapport à la situation lors de la période précédente. Pour la période à court terme, la situation de référence est celle avant la coupe, soit une forêt mûre ou surannée.

-- = baisse marquée

- = baisse

-/o = baisse ou pas de changement, selon l'intensité des coupes dans le terrain de piégeage

o = pas de changement

o/+ = pas de changement au début et amélioration par la suite

+ = amélioration

b. Sources :

- Collins et Schwartz, 1998; Courtois, 1993; Courtois et autres, 1996a, b, 1998a, 1998b et 2002; Girard et Joyal, 1984; Joyal, 1987; MacCracken et Viereck, 1990; Peek, 1997; Potvin et autres, 2001b et 2004; Schwartz et Franzmann, 1989; Thompson et Stewart, 1997.
- Brunelle et autres, 1989; Potvin et Breton, 1997a; Potvin et autres, 2004; Thompson, 1988.
- Carreker, 1985; de Bellefeuille et autres, 2001; Ferron et autres, 1998; Guay, 1994; Potvin et autres, 2001a et 2004.
- Allen, 1982; LaRue, 1993; Payer et Harrison, 1999; Potvin, 1998; Potvin et Breton, 1997b; Potvin et autres, 2000; Thompson et Harestad, 1994.
- Boag et Schroeder, 1992; Potvin et autres, 2001c; Storch, 2000; Turcotte et autres, 1994 et 2000.

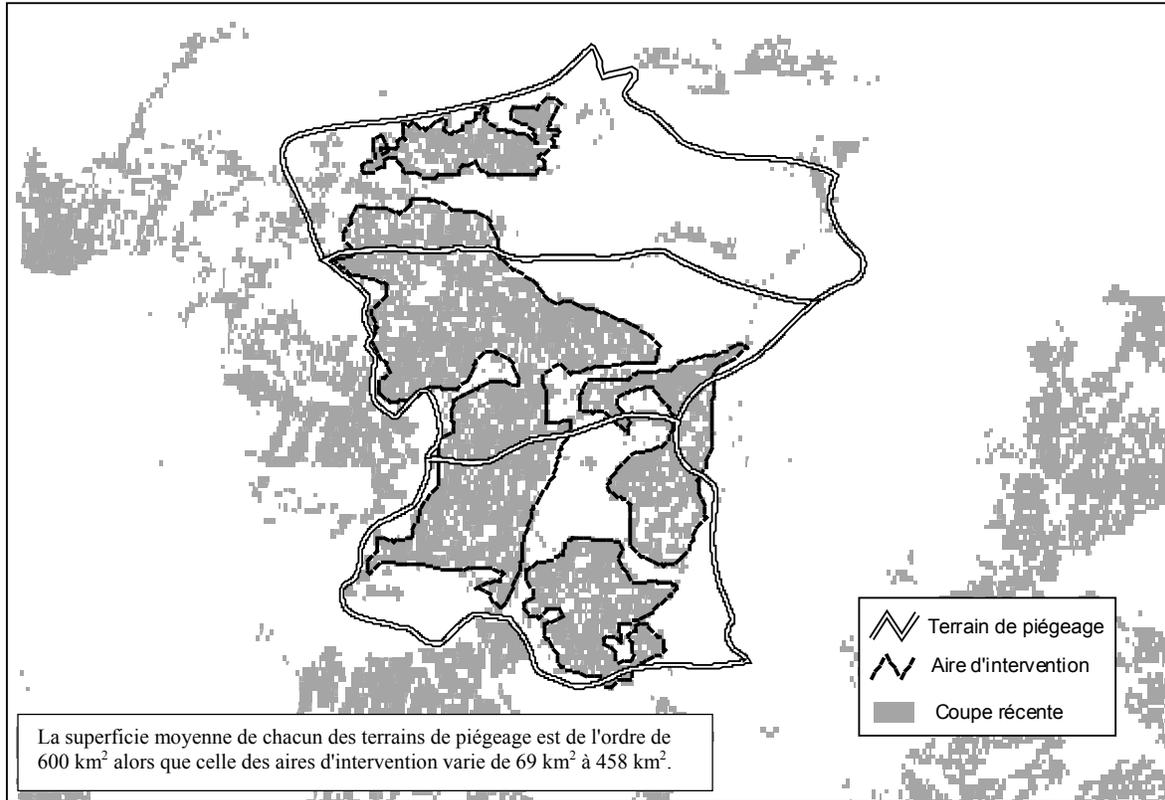


Figure 5 Exemple d'aires d'intervention chevauchant trois terrains de piégeage situés près de Matagami

2. Évolution de l'habitat sur une période de 25 ans

Ce chapitre présente l'évolution de l'habitat de l'orignal, du lièvre, de la martre et du tétras sur une période de 25 ans dans un secteur d'étude situé à proximité de Matagami dans la région du Nord-du-Québec. Les données des trois inventaires forestiers décennaux du MRNF ont été utilisées pour évaluer la qualité de l'habitat de ces espèces.

2.1 Secteur d'étude

Le secteur d'étude occupe une superficie de 1 768 km² située immédiatement à l'est de Matagami (49°23' – 49°55' N, 76°55' – 77°40' O) (figure 6). Il est formé de trois terrains de piégeage cris (W13, W13A et W13B) qui font partie de la division Waswanipi de la réserve à castors de l'Abitibi. Ce secteur appartient à la pessière noire à mousses de l'Ouest (Grondin 1996; Saucier et autres, 1998). Les principales espèces d'arbres y sont l'épinette noire, le sapin baumier, le pin gris, le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc. Les lacs occupent 11 % de la superficie et les divers milieux improductifs (aulnaies, tourbières et autres milieux dénudés ou faiblement boisés) totalisent 9 %; ce qui laisse une superficie forestière productive de 1417 km². Au total, 64 % de la superficie forestière productive du secteur d'étude a été coupée. La majorité des coupes ont eu lieu entre 1974 et 1985, soit avant l'introduction des dispositions du RNI de 1988 concernant la taille maximale des parterres de coupe (tableau 2).

Tableau 2 Superficies forestières coupées dans le secteur d'étude

Période	Superficie coupée (km ²)
Avant 1974	23
1974 – 1976	145
1977 – 1979	232
1980 – 1982	185
1983 – 1985	153
1986 – 1988	92
1989 – 1991	29
1992 – 1994	52

2.2 Matériel et méthodes

À ce jour, le MRNF a réalisé trois inventaires forestiers décennaux au Québec. Cette source de données a été utilisée pour évaluer la qualité d'habitat dans le secteur d'étude sur une période de 25 ans.

Lors de chaque inventaire, les forêts à vocation commerciale de la totalité du territoire sont cartographiées et décrites sur un horizon d'environ dix ans. Les cartes forestières, à l'échelle 1/20 000, sont produites à partir de l'interprétation de photographies aériennes. Celles-ci sont à l'échelle 1/15 000 et ont été prises, pour le secteur d'étude, au cours des années suivantes :

- 1^{er} décennal : 1970 et 1971 pour une faible portion de W13, soit < 10 %
- 2^e décennal : 1985
- 3^e décennal : 1995 et 1992 pour une faible portion de W13B, soit < 5 %

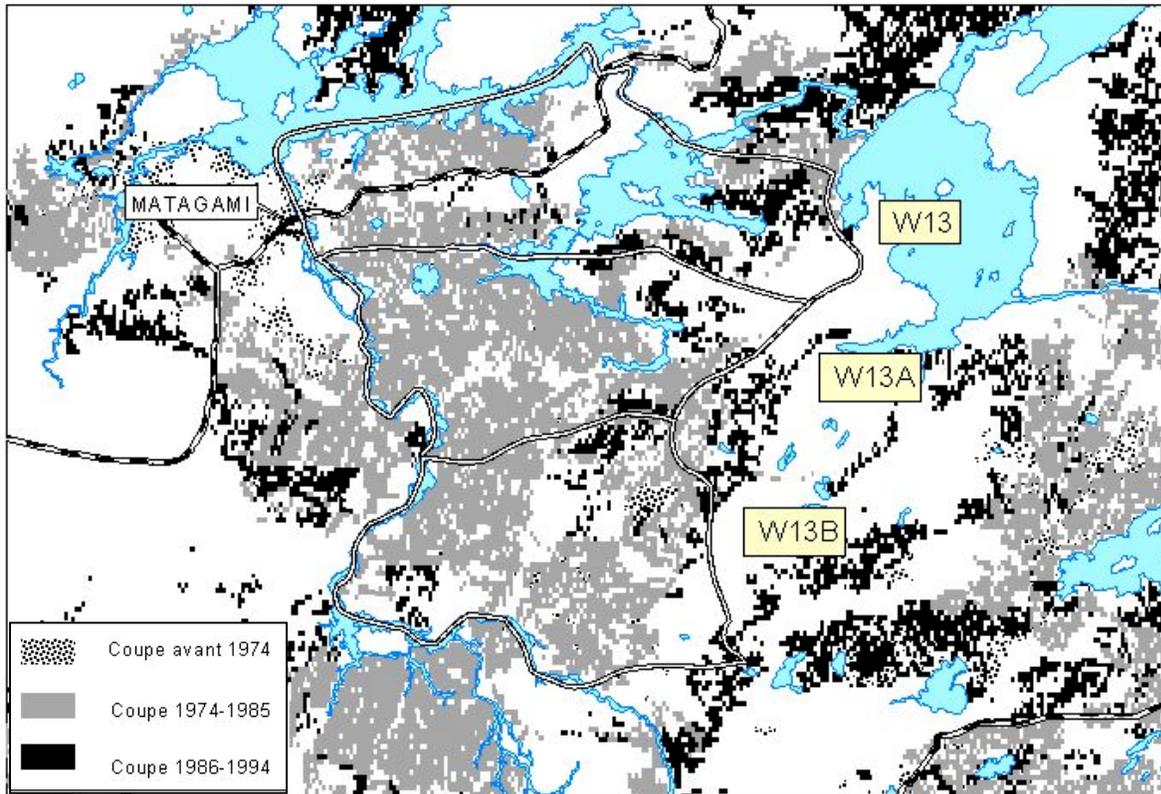


Figure 6 Secteur d'étude et superficie occupée par les coupes d'après les trois inventaires forestiers décennaux

En raison de la grandeur du secteur d'étude, l'information des cartes forestières a été traitée avec le système d'information forestière par tesselle (SIFORT) du MRNF (Pelletier et autres, 1996). La figure 6 et diverses compilations ont ainsi pu être produites. Le système SIFORT utilise une grille systématique de 1 800 points, espacés de 15 secondes d'arc en latitude et en longitude, qui sont superposés sur chaque feuillet 1/20 000. Chaque point correspond à une tesselle (unité d'environ 14 ha) et se voit attribuer la description du peuplement forestier situé en son centre sur la carte forestière. La carte qui en résulte contient une information relativement grossière pour les petits territoires (< 50 km²), mais qui est équivalente à celle de la carte forestière originale pour les grandes superficies (FAPAQ, 2003).

Une grille de cotes de la qualité d'habitat a été élaborée pour traduire la valeur, sur le plan faunique, de chaque tesselle. Pour diverses raisons, nous avons préféré cette approche aux indices de qualité d'habitat (IQH) utilisés au Québec (Blanchette, 2001; Crête, 2003). Les IQH pour l'orignal et le lièvre sont spatialement explicites et ne peuvent donc pas être calculés dans leur intégralité avec le système SIFORT. D'autre part, il n'existe pas d'IQH pour le tétras. Enfin, comme nous avons réalisé divers travaux de recherche en forêt boréale au cours des 15 dernières années, il nous a semblé plus pertinent de mettre à profit les connaissances ainsi acquises plutôt que de nous fier sur des IQH de portée générale. Nous avons également consulté l'information disponible dans la littérature pour porter un jugement plus éclairé. Ainsi, Crête (2003) recommande d'utiliser les IQH avec prudence et de limiter leur application aux espèces menacées et aux espèces économiquement importantes. Notre approche s'inspire de cette recommandation.

Des cotes de qualité d'habitat ont été établies pour l'orignal, le lièvre, la martre et le tétras. Le tableau 3 présente ces cotes selon les types de milieu décrits lors des trois inventaires forestiers décennaux du

MRNF. Le castor n'a pas été évalué en raison de l'absence d'effet à court terme due au maintien des bandes de protection riveraines. Les cotes sont basées sur les besoins en habitat de ces espèces fauniques et sur les effets de l'exploitation forestière. Elles tiennent compte d'abord du stade de développement de la forêt. Pour les peuplements de stade intermédiaire, mûr ou suranné, nous avons également considéré la composition forestière en distinguant deux groupes de peuplements. Les peuplements résineux contenant du sapin ont été regroupés avec les peuplements feuillus et mélangés, car ce sont des milieux plus propices pour l'orignal et le lièvre (Potvin et autres, 2004). Les autres peuplements résineux, majoritairement des pessières noires, forment le second groupe. La figure 7 illustre les divers milieux forestiers à la base de notre classification.

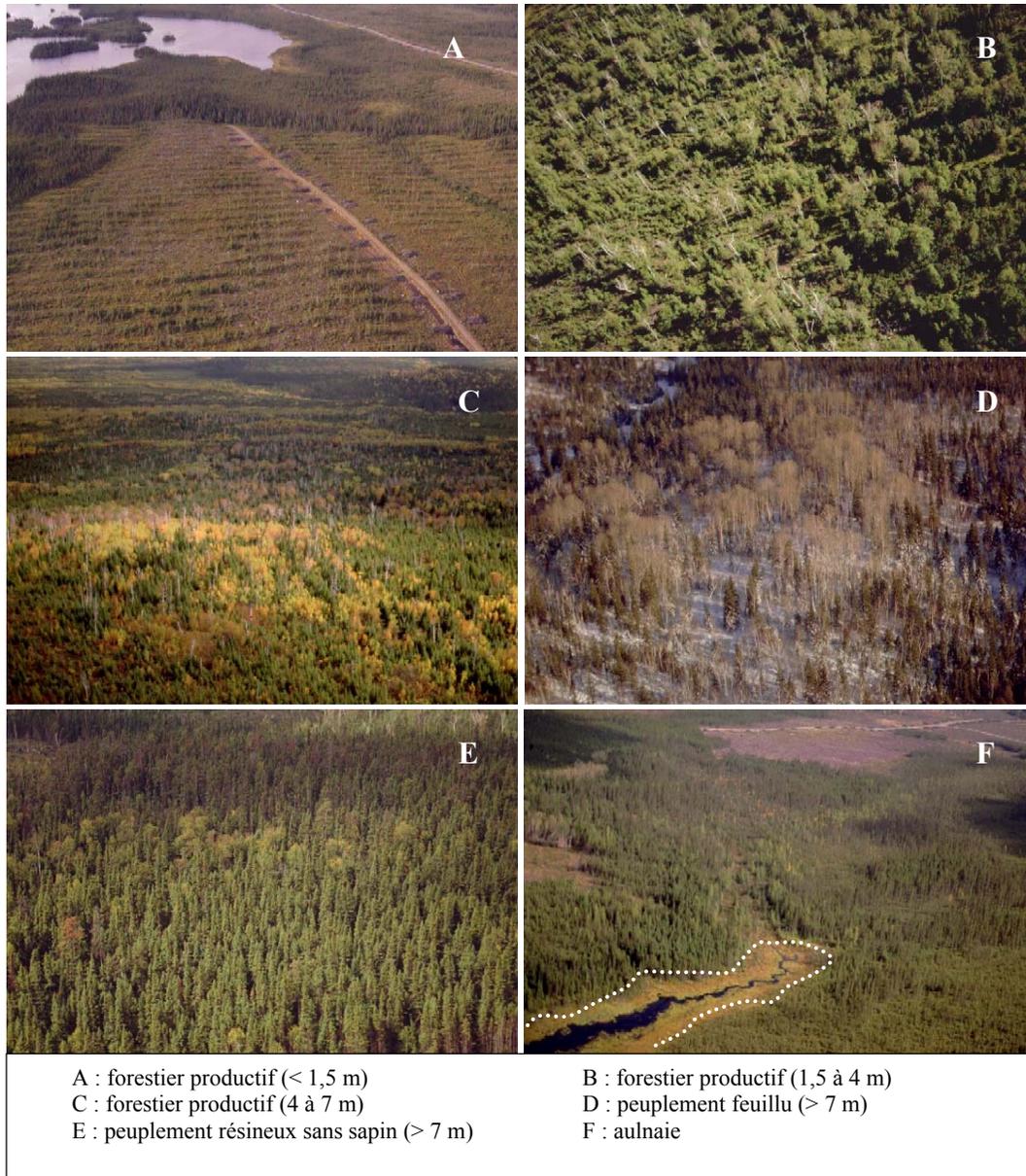


Figure 7 Illustration des milieux forestiers utilisés dans la classification de la qualité de l'habitat de la faune

Le tableau 3 a pour but de comparer les différents types de milieux en ce qui a trait à leur valeur relative comme habitat pour la faune. Un habitat de bonne qualité n'indique pas nécessairement que l'espèce animale sera abondante dans chaque parcelle de forêt de ce type; cela signifie plutôt que la population devrait en général y être plus élevée que dans un habitat de moindre qualité. La population réelle dans un bon habitat pourrait être plus basse si des facteurs de mortalité, comme la chasse et le braconnage, ont eu pour effet de la décimer. À l'inverse, en période de grande abondance d'une espèce (ex. : haut du cycle d'abondance du lièvre), des habitats pauvres pourraient supporter des populations importantes étant donné que tous les sites, même les plus marginaux, sont alors susceptibles d'être occupés.

Tableau 3 Cotes de qualité de l'habitat de quatre espèces fauniques, selon le type de milieu forestier

Type de milieu ^a		Cote d'habitat ^b			
1 ^{er} décennal ^c	2 ^e et 3 ^e décennal	Original	Lièvre	Martre	Tétras
Forestier productif en voie de régénération ^c	Forestier productif < 1,5 m	3	3	3	3
Forestier productif en régénération	Forestier productif de 1,5 à 4 m	2	2	3	3
Forestier productif de 3 à 9 m	Forestier productif de 4 à 7 m	1	1	2	3
F, M et R avec SAB de 9 à 15 m	F, M et R avec SAB de 7 à 12 m	1	1	1	2
R sans SAB de 9 à 15 m	R sans SAB de 7 à 12 m	2	2	1	1
F, M et R avec SAB > 15 m	F, M et R avec SAB > 12 m	1	2	1	2
R sans SAB > 15 m	R sans SAB > 12 m	2	2	1	1
Aulnaie	Aulnaie	2	1	3	3

a. F = peuplement feuillu

M = peuplement mélangé

R avec SAB = peuplement résineux avec > 25 % de sapins

R sans SAB = peuplement résineux avec < 25 % de sapins

b. 1 : habitat de BONNE qualité

2 : habitat de qualité MOYENNE

3 : habitat de qualité PAUVRE

c. Pour le 1^{er} inventaire forestier décennal, les types de couvert « F, M et R » ont été utilisés afin de distinguer les milieux forestiers productifs en régénération de ceux qui étaient en voie de régénération et dont le type de couvert n'est pas mentionné.

2.3 Résultats et discussion

Le tableau 4 et la figure 8 permettent d'apprécier les changements importants dans la qualité de l'habitat qui sont survenus sur une période de 25 ans. De 1970 à 1985, pour l'original, le pourcentage du secteur d'étude correspondant à un habitat de qualité MOYENNE a diminué de moitié, soit de 81 à 40 %. Durant cette période, l'habitat de qualité PAUVRE a augmenté de 1 à 47 % et est devenu le type d'habitat le plus abondant. Cependant, 10 ans plus tard, la situation a commencé à se rétablir pour cette espèce. En effet, en 1995, l'habitat de qualité PAUVRE n'occupait plus que 20 % du territoire par rapport à 55 % pour l'habitat de qualité MOYENNE. L'habitat de qualité BONNE représentait alors 25 % de la superficie, soit une proportion plus grande qu'avant la coupe (17 %). Au cours des prochaines années, l'habitat de l'original devrait continuer de s'améliorer et devrait offrir des conditions meilleures qu'avant la coupe.

Dans le cas du lièvre, la situation est quasi semblable à celle de l'original. Dans les trois terrains de piégeage, l'évolution de l'habitat de l'original et du lièvre depuis 25 ans traduit bien l'effet des coupes sur ces espèces qui préfèrent les forêts jeunes et celles dominées par les feuillus et le sapin. À très court

terme, la coupe a entraîné une dégradation rapide de l'habitat suivie, à moyen terme, d'une amélioration marquée alors que le milieu s'est acheminé vers des conditions plus propices qu'initialement, en raison du rajeunissement général de la forêt.

La situation de la martre dans les trois terrains de piégeage diffère de celle de l'original et du lièvre. L'habitat de qualité BONNE, qui occupait 85 % du territoire avant la coupe, a chuté à 44 % en 1985 et a continué à baisser en 1995 (32 %). Dans le cas de la martre, nous estimons qu'il faut au moins 30 ans après la coupe pour que le milieu redevienne propice. La proportion élevée de l'habitat de qualité MOYENNE en 1995 (17 %), comparée à celle observée avant la coupe (3 % en 1970), indique que ce processus est actuellement en cours. De même, une grande partie de l'habitat de qualité PAUVRE (51 % en 1995) devrait passer à la qualité MOYENNE, puis à la qualité BONNE, au cours des prochaines années. Pour la martre, les effets de la coupe sont beaucoup plus lents à s'estomper et, contrairement à l'original et au lièvre, on n'assistera pas à une amélioration marquée du milieu après la coupe puisque la forêt de départ constituait déjà un habitat de BONNE qualité.

L'habitat du tétras a connu une évolution qui se rapproche de celle de la martre. Entre 1970 et 1995, la proportion de l'habitat de qualité BONNE est passée de 70 à 23 %. Tout comme pour la martre, le rétablissement de l'habitat du tétras sera lent et pourrait prendre au moins 10 à 20 ans. Par contre, une étude récente, réalisée au nord-ouest du lac Saint-Jean, a révélé que cette espèce utilisait couramment les séparateurs de coupes et qu'elle y était très abondante (Bertrand et Potvin, 2002). Il est donc possible que ce soit également le cas dans le secteur d'étude. Cependant, le niveau de résolution spatiale du système SIFORT ne permet pas d'analyser l'habitat à une échelle aussi fine que celle des séparateurs de coupes.

Tableau 4 Proportion de la superficie forestière productive de trois terrains de piégeage selon la qualité de l'habitat de quatre espèces fauniques en 1970, 1985 et 1995

Terrain de piégeage	Qualité de l'habitat	% de la superficie forestière productive (incluant les aulnaies)											
		Original			Lièvre			Martre			Tétras		
		1970 ^a	1985	1995 ^b	1970 ^a	1985	1995 ^b	1970 ^a	1985	1995 ^b	1970 ^a	1985	1995 ^b
W13	BONNE	23	20	32	21	7	23	82	58	40	63	41	26
	MOYENNE	75	50	50	78	62	59	4	3	18	19	17	13
	PAUVRE	1	31	18	1	31	18	13	40	42	18	42	60
W13A	BONNE	13	10	21	10	3	17	85	34	24	73	25	18
	MOYENNE	86	30	57	89	36	62	2	1	15	11	9	7
	PAUVRE	0	61	21	0	61	21	13	65	61	15	66	76
W13B	BONNE	15	7	23	10	4	20	87	42	31	74	35	26
	MOYENNE	82	41	56	87	45	59	2	1	17	13	7	6
	PAUVRE	3	51	21	3	51	21	11	57	51	13	58	69
Total	BONNE	17	12	25	14	5	20	85	44	32	70	34	23
	MOYENNE	81	40	55	85	48	59	3	1	17	14	11	8
	PAUVRE	1	47	20	1	47	20	13	54	51	15	56	68

a. Pour l'inventaire forestier, des photos d'une petite portion du terrain W13 ont été prises en 1971.

b. Pour l'inventaire forestier, des photos d'une petite portion du terrain W13B ont été prises en 1992.

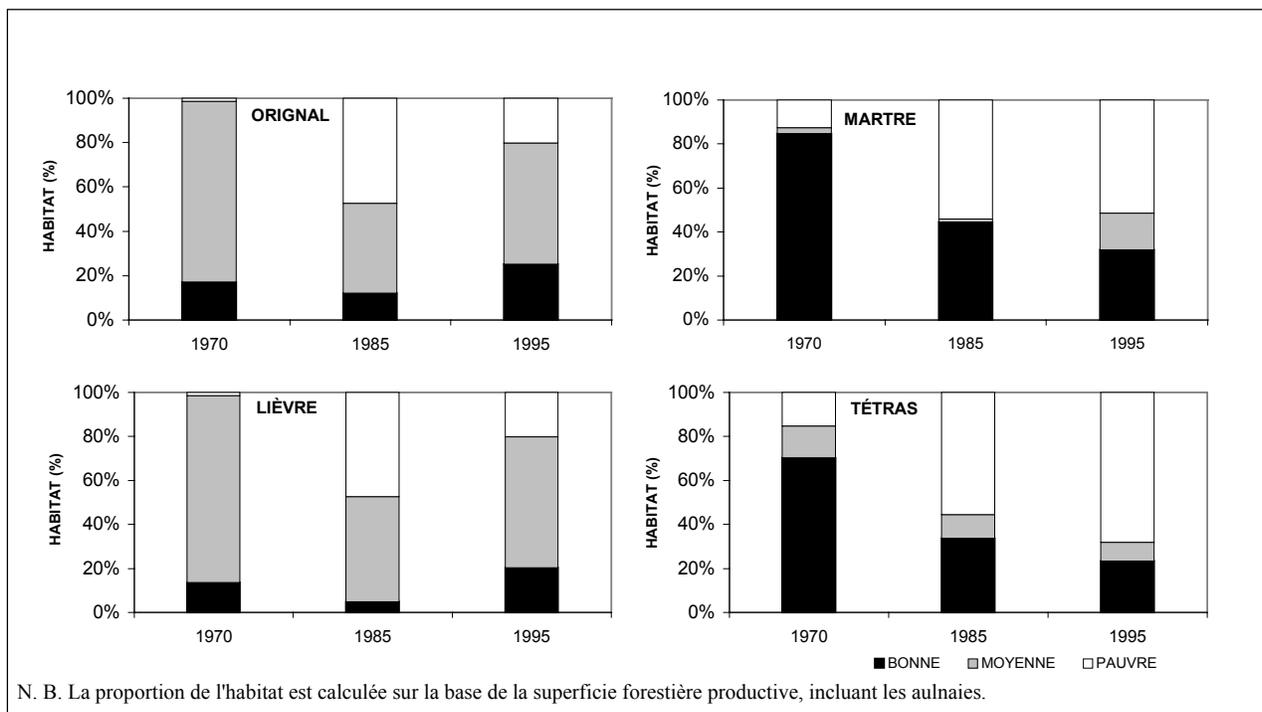


Figure 8 Évolution de la qualité de l'habitat de l'original, du lièvre, de la martre et du tétràs dans le secteur d'étude sur une période de 25 ans

Conclusion

Dans la première partie de ce rapport, nous avons développé un cadre conceptuel pour évaluer les effets de la coupe forestière sur la qualité de l'habitat de la faune terrestre en forêt boréale à différentes échelles spatiales et temporelles. Ce cadre pourrait être repris lors de la planification de travaux de recherche, de l'élaboration de projets de gestion intégrée ou de la réalisation d'études d'impact.

Dans la seconde partie, nous avons présenté une étude de cas portant sur la qualité de l'habitat de quatre espèces fauniques terrestres (orignal, lièvre, martre et tétras) présentes dans un vaste secteur composé de trois terrains de piégeage. L'analyse de la situation de l'habitat de ces espèces montre que l'exploitation forestière a eu des effets négatifs importants à court terme. Pour l'orignal et le lièvre, l'habitat était au départ majoritairement de qualité MOYENNE. Ce type d'habitat a chuté de moitié environ immédiatement après la coupe. Cependant, la situation s'est largement corrigée par la suite puisque, en 1995, plus de 50 % du territoire correspondait à un habitat de qualité MOYENNE. La proportion de l'habitat de BONNE qualité était alors plus élevée qu'avant la coupe et elle devrait continuer sa progression au cours des prochaines années. Pour ces deux espèces, la situation est en voie de se rétablir rapidement, ce qui conduira à un habitat plus propice qu'avant la coupe en raison d'un rajeunissement général de la forêt. Pour la martre et le tétras, la proportion de l'habitat de BONNE qualité a été réduite de plus de la moitié au cours de la période. Le rétablissement sera lent pour ces deux espèces et pourrait survenir entre 2005 et 2015, le temps que les forêts issues de coupes acquièrent certaines caractéristiques de forêt mature.

Un des objectifs de l'étude était d'évaluer l'utilité des inventaires forestiers décennaux pour suivre l'évolution de l'habitat de la faune sur de grands territoires et sur plusieurs décennies. Notre projet pilote a montré que ces inventaires, structurés selon le système SIFORT, constituent un bon outil pour comparer les variations temporelles de la qualité de l'habitat. Ils pourraient être avantageusement mis à profit dans des contextes de gestion intégrée des ressources et de modélisation des impacts de l'aménagement forestier sur l'habitat.

Bibliographie

- ALLEN, A. W., 1982. *Habitat suitability index models: Marten*, U.S. Fish and Wildlife Service, Publication FWS/OBS-82/10.11, 9 p.
- BARNES, D. M., et A. U. MALLIK, 2001. « Effects of beaver, *Castor canadensis*, herbivory on streamside vegetation in a northern Ontario watershed », *Canadian Field-Naturalist*, vol. 115, p. 9-21.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR, 2001. « Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry », *Canadian Journal of Forest Research*, vol 31, p. 384-391.
- BERTRAND, N. et F. POTVIN, 2002. *Utilisation par la faune de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe : synthèse d'une étude de trois ans réalisée au Saguenay-Lac-Saint-Jean*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, code de diffusion 2002-3118, 98 p.
- BLANCHETTE, P., 2001. « Les modèles d'indice de qualité de l'habitat : un outil d'évaluation des habitats fauniques à l'échelle régionale », *Tout un monde à connaître! Actes du 2^e Forum Forêt-Faune, Jonquière, 10-11 nov. 1999*, N. Perron, M. Plante et C. Dussault éd., Chicoutimi, p. 109-115.
- BOAG, D. A. et M. A. SCHROEDER, 1992. « Spruce grouse », *The birds of North America*, N° 5, A. Poole, P. Stettenheim and F. Gills, eds., Philadelphia, PA, The Academy of Natural Sciences and Washington, D.C, The American Ornithologists Union, Washington, 28 p.
- BRASSARD, J. M., É. AUDY, M. CRÊTE et P. GRENIER, 1974. « Distribution and winter habitat of moose in Québec », *Naturaliste canadien*, vol. 101, p. 67-80.
- BRUNELLE, J., M. BERNARD et B. LABONTÉ, 1989. *Impact des coupes forestières et abondance du castor dans la région de Waswanipi-Matagami*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale du Nouveau-Québec, rapport, 17 p.
- BURTON, P. J., C. MESSIER, G. F. WEETMAN, E. E. PREPAS et R. TITLER, 2003. « The current state of boreal forestry and the drive for change », *Towards sustainable management of the boreal forest*, P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith and W. L. Adamowicz, eds., Ottawa, NRC Press, Ottawa, p. 1-29.
- CARREKER, R. G., 1985. *Habitat suitability index models : snowshoe hare*, Fort Collins, Colorado, U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 82 (10.101), 21 p.
- CIMON, A. et C. MAISONNEUVE, 1990. *Effets du feu sur la faune et sur ses habitats*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, n° publ. C04, 77 p.
- COLLINS, W. B. et C. C. SCHWARTZ, 1998. « Logging in Alaska's boreal forest: creation of grassland or enhancement of moose habitat », *Alces*, 34(2), p. 355-374.

- COURTOIS, R., 1993. *Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (Alces alces) au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, rapport 2300, 56 p.
- COURTOIS, R. et G. LAMONTAGNE, 1997. « Management system and current status of moose in Québec », *Alces*, vol. 33, p. 97-114.
- 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, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, 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, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, rapport 96-3484-12, 33 p.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET et B. GAGNÉ, 1998a. « Characteristics of cutovers used by moose (*Alces alces*) in early winter », *Alces*, vol. 34, p. 201-211.
- COURTOIS, R., A. BEAUMONT, L. BRETON et C. DUSSAULT, 1998b. *Réactions de l'orignal et des chasseurs d'originaux aux coupes forestières*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, Québec, rapport 3875-98-04, 53 p.
- COURTOIS, R., C. DUSSAULT, F. POTVIN et G. DAIGLE, 2002. « Habitat selection by moose (*Alces alces*) in clear-cut landscapes », *Alces*, vol. 38, p. 177-192.
- CRÊTE, M., 1977. « Importance de la coupe forestière sur l'habitat hivernal de l'orignal dans le sud-ouest du Québec », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 7, p. 241-257.
- CRÊTE, M., 2003. *Les modèles d'indice de qualité de l'habitat : des outils utiles pour la gestion de l'habitat de la faune terrestre?* Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8101-04-02, 25 p.
- CUSSON, M., M.-H. ST-LAURENT, J. FERRON et A. CARON, 2001. *Utilisation à court terme de trois types de forêts résiduelles par le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) en forêt boréale*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Québec, n° publ. DEF-0196, 76 p.
- DE BELLEFEUILLE, S., L. BÉLANGER, J. HUOT et A. CIMON, 2001. « Clear-cutting and regeneration practices in Québec boreal balsam fir forest: effects on snowshoe hare », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 41-51.
- DESMEULES, P., 1964. *The influence of snow on the behaviour of moose*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de la faune, rapport 3:51-73.
- DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. « Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier », *L'Aubelle*, vol. 131, p.21-24.
- EBERHART, K.-E. et P. M. WOODWARD, 1987. « Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 17, p. 1207-1212.

- FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT, 1998. « Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, p. 1335-1343.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. « Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique », *Naturaliste canadien*, 125(3), p. 10-17.
- GERMAIN, G., P. LARUE, M. MORASSE et F. POTVIN, 1996. « Aménagement de la faune et de ses habitats », *Manuel de foresterie*, Québec, Presses de l'Université Laval, Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, p. 673-702
- GIRARD, F. et R. JOYAL, 1984. « L'impact des coupes à blanc mécanisées sur l'original dans le nord-ouest du Québec », *Alces*, vol. 20, p. 3-25.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996. « Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État », c. F-4.1, r. 1.001.1, décret 1627-88 modifié par les décrets 911-93 du 22 juin 1993, 498-96 du 24 avril 1996 et 439-2003 du 21 mars 2003, *Gazette officielle du Québec*, 8 mai 1996, p. 2750-2786, adresse URL : <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/home.php#>, page consultée le 17 mai 2006.
- GRONDIN, P., 1996. « Écologie forestière », *Manuel de foresterie*, Québec, Presses de l'Université Laval, p. 133-279
- GUAY, S., 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, rapport 94-2537-12, 59 p.
- HARVEY, B. D., A. LEDUC, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002. « Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest », *Forest Ecology and Management*, vol. 155, p. 369-385.
- JOYAL, R., 1987. « Moose habitat investigations in Quebec and management implications », *Swedish Wildlife Research, Supplement*, vol. 1, p. 139-152.
- KEITH, L. B. et D.-C. SURRENDI, 1971. « Effects of fire on a snowshoe hare population », *Journal of Wildlife Management*, vol. 35, p. 16-26.
- LARUE, P., 1993. *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (Martes americana Turton) au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, rapport 2303, 34 p.
- MACCRACKEN, J.-G. et L. A. VIREECK, 1990. « Browse regrowth and use by moose after fire in interior Alaska », *Northwest Science*, vol. 64, p. 11-18.
- MINISTÈRE DE L'ÉNERGIE ET DES RESSOURCES (MER), 1989. *Modalités d'intervention en milieu forestier*, Québec, gouvernement du Québec, Direction générale des forêts, rapport 3214, 75 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN), 1995. *Norme de stratification écoforestière : troisième programme de connaissance de la ressource forestière*, Québec, gouvernement du Québec, Service de l'inventaire forestier, rapport RN95-3025, 116 p.

- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (MRNF), 2006. Faune et habitats fauniques, gouvernement du Québec, adresse URL : <http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/faune.htm>, page consultée le 17 mai 2006.
- PAYER, D. C. et D. J. HARRISON, 1999. *Influences of timber harvesting and trapping on habitat selection and demographic characteristics of marten*, Orono, University of Maine, Final Contract Report, 59 p.
- PAYER, D. C. et D. J. HARRISON, 2000a. « Effects of timber harvesting and trapping on habitat selection by American marten », *3rd Martes Symposium : Martes in managed landscapes*, Corner Brook, Newfoundland, Canada.
- PAYER, D. C., et D. J. HARRISON, 2000b. « Structural differences between forests regenerating following spruce budworm defoliation and clear-cut harvesting: implications for marten », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 1965-1972.
- PEEK, J. M., 1997. « Habitat relationships », *Ecology and management of North American moose*, A. Franzmann et C. C. Schwartz, eds., Washington, Smithsonian Institution Press, p. 351-373.
- 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), p. 8-9.
- POTHIER, D., 2001. « Portrait de la forêt boréale québécoise », *Naturaliste canadien*, 125(3), p. 5-9.
- POTVIN, F., 1998. *La martre d'Amérique (Martes americana) et la coupe à blanc en forêt boréale : une approche télémétrique et géomatique* (thèse de Ph. D.), Québec, Université Laval, Québec, 245 p. et ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats, rapport 3879-98-06, 245 p.
- POTVIN, F. et N. BERTRAND, 2004. « Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? », *Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 44-53.
- POTVIN, F. et L. BRETON, 1997a. *Abondance des colonies de castor avant et après coupe à blanc de type CPR en Abitibi-Témiscamingue*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 3725-97-12, 18 p.
- POTVIN, F. et L. BRETON, 1997b. « Short-term effects of clearcutting on martens and their prey in the boreal forest of western Québec », *Martes : taxonomy, ecology, techniques, and management*, G. Proulx, H.N. Bryant & P.M. Woodward (eds.), Edmonton, Alberta, Provincial Museum of Alberta, p. 452-474.
- 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, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 4026-98-11, 91 p.
- POTVIN, F., L. BÉLANGER et K. LOWELL, 2000. « Marten habitat selection in a clearcut landscape », *Conservation Biology*, vol. 14, p. 844-857.

- POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER, 1999. « Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implications », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 1120-1127.
- POTVIN, F., N. BERTRAND et J. FERRON, 2001a. *Relevés hivernaux de pistes dans de grandes aires de coupe pour mesurer l'utilisation de la forêt résiduelle par la faune*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8019-01-05, 45 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et C. DUSSAULT, 2001b. *Fréquentation hivernale de grandes aires de coupe récentes par l'orignal en forêt boréale*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8025-01-06, 35 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS, C. GIRARD et J.-B. STROBEL, 2001c. *Fréquentation par le tétras du Canada de la forêt résiduelle dans de grandes aires de coupe*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8020-01-05, 48 p.
- POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER, 2001d. « La coupe forestière et la faune terrestre en forêt boréale : des effets à court terme liés à la taille des domaines vitaux », *Naturaliste canadien*, 125 (3), p. 67-73.
- POTVIN, F., L. BRETON et R. COURTOIS, 2004. *Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe avec protection de la régénération et des sols en forêt boréale : une réévaluation après 10 ans*, Québec, Société de la faune et des parcs du Québec, rapport 8110-04-06, 26 p.
- SCHWARTZ, C. C. et A. W. FRANZMANN, 1989. « Bears, wolves, moose, and forest succession, some management considerations on the Kenai Peninsula, Alaska », *Alces*, vol. 25, p. 1-10.
- SOCIÉTÉ DE LA FAUNE ET DES PARCS DU QUÉBEC (FAPAQ), 2003. *Rapport sur l'expérimentation du Système d'information forestière par tessellation (SIFORT) à des fins d'analyse d'habitats fauniques*, Québec, gouvernement du Québec, 23 p.
- STORCH, I., 2000. *Grouse. Status and conservation action plan 2000-2004*, Cambridge, UK, IUCN.
- THOMPSON, I. D., 1988. « Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario », *Forestry Chronicle*, vol. 64, p. 251-261.
- THOMPSON, I. D., 1991. « Could marten become the spotted owl of eastern Canada? », *Forestry Chronicle*, vol. 67, p. 136-140.
- THOMPSON, I. D. et A. S. HARESTAD, 1994. « Effects of logging on american martens, and models for habitat management », *Martens, sables, and fishers : Biology and conservation*, S.W. Buskirk, A. S. Harestad, M. G. Raphael et R. A. Powell (eds.), Ithaca, N.Y., Cornell University, p. 355-367.
- THOMPSON, I. D. et R. W. STEWART, 1997. « Management of moose habitat », *Ecology and management of North American moose*, A. Franzmann et C.C. Schwartz (eds.), Wash., D.C. Smithsonian Institution Press, p. 377-402.
- TURCOTTE, F., R. COURTOIS, R. COUTURE et J. FERRON, 2000. « Impact à court terme de l'exploitation forestière sur le tétras du Canada (*Falcapennis canadensis*) », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 202-210.

TURCOTTE, F., R. COUTURE, R. COURTOIS et J. FERRON, 1994. *Réactions du tétras du Canada (Dendrapagus canadensis) face à l'exploitation forestière en forêt boréale*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, rapport 2465, 77 p.



**Ressources naturelles
et Faune**

Québec 

Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans

François Potvin, forest engineer and biology Ph. D., Normand Bertrand, biologist et Ross Walsh, forest engineer

Summary

The first part of this report is general and didactic. It explains concepts in forestry and biology that are needed in order to understand wildlife habitat in boreal forest: forest disturbance, development stage, habitat, home range, forest mosaic landscape, spatial scale, temporal scale. Habitat requirements of moose, beaver, snowshoe hare, American marten and spruce grouse are described. The possible impacts of forest fire and cutting on habitat quality of these species are also treated. In Part 2, we use the three 10-year forest surveys by the ministère des Ressources naturelles et de la Faune, from 1970, 1985 and 1995, to measure habitat quality changes over a 25-year period for four of the five species. The study area covers 1768 km² and contains three Cree traplines located near Matagami in the Nord-du-Québec region. As a result of intense logging operations, 64% of the productive forest area was clearcut since 1974. Forest maps were taken from SIFORT, a simplified data format based on regular tessels (units of about 14 ha). The habitat of each tessel was assessed a quality class (GOOD, AVERAGE or POOR) for each species studied.

Between 1970 and 1985, the proportion of AVERAGE habitat for moose has decreased by half, from 81% to 40%, and the proportion of POOR habitat has increased from 1% to 47%, becoming the dominant class. A recovery was taking place 10 years later though, with 20% of POOR habitat and 55% of AVERAGE habitat in 1995. GOOD habitat was then more abundant than before cutting (25% vs. 17%). Changes for snowshoe hare habitat were similar to those for moose. Habitat conditions for both species are expected to exceed in quality to those found earlier in mature forest by reason of forest renewal. GOOD quality habitat for marten, that made up 85% of the area before cutting, decreased to 44% in 1985 and was still decreasing in 1995 (32%). A similar trend was found for spruce grouse (70% in 1970 and 23% in 1995 for the GOOD quality class). Recovery for those two species is slow and might take another 10–20 years, the time required for the forest after clearcut to develop mature forest attributes.

At the scale of the studied traplines, we conclude that forest logging has had significant effects on habitat quality of moose, snowshoe hare, American marten and spruce grouse over the short term. Recovery time depends on species. The SIFORT system proved to be a good tool for measuring changes in habitat quality through time and over large areas. This system would appear to be quite adequate in handling integrated resource management scenarios and modeling impacts of forest cutting on habitat.

Reference : Potvin, F., N. Bertrand et R. Walsh, 2006. *Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 28 p.