

# RAPPORT PRÉSENTÉ À LA FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC

DANS LE CADRE DU PROJET  
AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE ET AMÉNAGEMENT DES HABITATS  
FAUNIQUES DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES (RFL)



## PROPOSITION D'ESPÈCES FOCALES EN APPUI À L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE ET FAUNIQUE DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES

Mai 2012

PAR



*Les idées et les opinions formulées dans ces documents sont celles des auteurs. Elles **ne reflètent pas nécessairement** les opinions et les orientations des partenaires qui en ont soutenu financièrement la réalisation.*

**Bélanger, Louis, Greg St-Hilaire et Marie-Ève Deshaies, 2012 (mai).**  
*Proposition d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la réserve faunique des Laurentides (RFL).* Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (FFQ) dans le cadre du projet Aménagement écosystémique et aménagement des habitats fauniques de la réserve faunique des Laurentides (RFL). Nature Québec, 53 pages.

**Rédaction**

Louis Bélanger, responsable de la commission Forêt  
Greg St-Hilaire, chargé de projet Forêt  
Marie-Ève Deshaies, agente de projet Forêt

**Crédit photographique (page couverture)**

© Québec couleur nature 2006, Ginette Ross

ISBN 978-2-923731-82-7 (document imprimé)

ISBN 978-2-923731-83-4 (document pdf)

© Nature Québec, 2012

870, avenue De Salaberry, bureau 207, Québec (Québec) G1R 2T9

## Table des matières

<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>V</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>L'APPROCHE D'AMÉNAGEMENT FAUNIQUE ET ÉCOSYSTÉMIQUE BASÉE SUR LES ESPÈCES FOCALES .....</b>	<b>3</b>
<i>Les espèces focales : une approche de ciblage faunique .....</i>	<i>5</i>
<i>Contribution des espèces focales au processus de gestion des écosystèmes .....</i>	<i>7</i>
Ciblage des enjeux .....	7
Analyse des enjeux.....	8
Sélection d'objectifs, d'indicateurs et de cibles .....	8
Suivi des effets réels ou suivi de la performance .....	9
<i>Complémentarité avec l'aménagement écosystémique :     habitats, attributs d'habitat et seuils critiques .....</i>	<i>9</i>
Seuils critiques d'aménagement et niveaux de risque .....	10
<b>LA SÉLECTION DU GROUPE D'ESPÈCES FOCALES POUR L'AMÉNAGEMENT FAUNIQUE ET ÉCOSYSTÉMIQUE DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES .....</b>	<b>11</b>
<i>Planification stratégique faunique pour la réserve faunique des Laurentides :     démarche de sélection d'espèces focales et de cibles d'aménagement.....</i>	<i>13</i>
<i>Caractéristiques écologiques structurantes : un massif, deux sapinières .....</i>	<i>17</i>
La sapinière à bouleau blanc de basse altitude (ouest et nord-ouest de la RFL) 19	
La sapinière à bouleau blanc de haute altitude (centre et est de la RFL).....	19
<i>Caractéristiques fauniques de la forêt naturelle     de la réserve faunique des Laurentides .....</i>	<i>20</i>
Un royaume pour l'omble de fontaine .....	20
Un paysage résineux dominé par le sapin .....	20
Un paysage résineux optimal pour certaines espèces.....	21
Un dernier refuge pour le caribou forestier .....	21
Un climat difficile pour l'orignal, mais une mosaïque forestière favorable .....	22

## Table des matières (suite)

### **Les espèces focales proposées..... 25**

1	Le caribou forestier ( <i>Rangifer tarandus caribou</i> ) .....	25
2	La martre d'Amérique ( <i>Martes americana</i> ).....	28
3	L'orignal ( <i>Alces alces</i> ).....	30
4	Le lynx du Canada ( <i>Lynx canadensis</i> ).....	32
5	Le lièvre d'Amérique ( <i>Lepus americanus</i> ).....	33
6	L'omble de fontaine ( <i>Salvelinus fontinalis</i> ).....	35
7	L'omble chevalier ( <i>Salvelinus alpinus</i> ) .....	35
8	Le pic à dos noir ( <i>Picoides arcticus</i> ) .....	37
9	La grive de Bicknell ( <i>Catharus bicknelli</i> ).....	38
10	La paruline à poitrine baie ( <i>Dendroica castanea</i> ).....	40
11	Le loup gris ( <i>Canis lupus</i> ) .....	41
12	La mésange à tête brune ( <i>Poecile hudsonicus</i> ).....	42

### **BIBLIOGRAPHIE..... 44**

## REMERCIEMENTS

---

### INTERVENANTS

Nous tenons à remercier les intervenants qui ont accepté d'investir temps et énergie pour nous rencontrer et commenter ce guide. Leur collaboration a été très appréciée !

- Émilie Gros-Louis, Mario Gros-Louis, Éric Lehmann, Michel Mongeon et Marc-André Savard, du Conseil de la nation huronne-wendat.
- Nicolas Pascal-Côté, du Conseil des Montagnais du Lac-Saint-Jean.
- Isabelle Pomerleau et Étienne Ouellet, de la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec.
- Marc Leclerc et Luc Tremblay, de la Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs.
- Hugues Sansregret, de la Forêt Montmorency.
- Marie-Ève Desmarais, de la Société des établissements de plein air du Québec.
- Frédéric Bujold, du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction du développement socio-économique, partenariats et éducation.

### BAILLEURS DE FONDS

Fondation de la faune du Québec

*Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune a apporté son soutien financier ou son expertise à ce projet. Toutefois, les idées et les opinions formulées dans ce document sont celles du ou des organismes signataires.*



Conférence régionale des élus de la Capitale-Nationale



Société des établissements de plein air du Québec





# INTRODUCTION

---

La faune est d'une valeur incontournable lorsqu'on aborde la question de l'aménagement durable des forêts au Québec. Au Québec, parler de conservation de la nature sans parler explicitement de la conservation de la faune est difficilement concevable dans l'esprit de bien des gens.

À la suite du projet-pilote d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides (Table des partenaires, 2009), un groupe de travail a été formé afin d'explorer la meilleure façon de jumeler l'aménagement de la faune au processus d'aménagement écosystémique mis en place par le nouveau régime forestier du Québec (Bouchard et coll., 2011). Formé d'experts du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), de la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq), de l'Université Laval et de Nature Québec, ce groupe de travail a élaboré un *Guide d'intégration des habitats fauniques à la planification forestière* (St-Hilaire et coll., 2012). C'est Nature Québec qui a piloté ce groupe de réflexion grâce au financement de la Fondation de la faune du Québec, dans le cadre du programme de gestion intégrée des ressources pour l'aménagement durable de la faune en milieu forestier.

Dans le présent document, nous présentons une liste d'espèces fauniques recommandées pour l'aménagement écosystémique et intégré de la réserve faunique des Laurentides. Cette même liste pourrait servir à l'ensemble du sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de la région de la Capitale-Nationale. **Par contre, les cibles proposées dans les tableaux ne sont présentées qu'à titre indicatif.**

L'idée fondamentale du groupe de travail est d'unir la gestion par espèces focales au processus d'aménagement écosystémique.

**Ainsi, nous définissons un « groupe d'espèces focales » comme :**

***Un groupe d'espèces dont les besoins particuliers en matière d'habitat sont retenus pour guider l'aménagement écosystémique d'un territoire à des fins de conservation et de mise en valeur de la biodiversité. Ces espèces sont jugées d'intérêt en raison de leur sensibilité aux activités humaines ou de leur valeur sociale et culturelle.***

Cette approche suppose que les espèces focales sont utilisées en complémentarité à un aménagement centré sur les écosystèmes, contrairement aux premières propositions qui introduisaient la notion d'espèce focale (Lambeck, 1997). Pour citer Paul-Émile Lafleur (2007) : « *Dans un contexte d'aménagement écosystémique visant l'application du filtre brut, l'utilisation "d'indicateurs fauniques" de gestion constitue un outil valable pour contribuer à baliser l'aménagement forestier... La mise en exergue d'espèces fauniques "indicatrices" à l'avant-plan comme "porte-étendard" constitue un excellent outil de vulgarisation en vue de promouvoir l'aménagement forestier écosystémique auprès du grand public.* »

L'approche écosystémique est clairement centrée sur les écosystèmes (Lindenmayer *et al.*, 2006). Comment alors intégrer effectivement un aménagement basé sur des espèces dans un système d'aménagement centré sur les écosystèmes ? Dans le monde de la conservation, un débat important a eu cours sur cette question (Simberloff, 1998 ; Andelman et Fagan, 2000 ; Carignan et Villard, 2002 ; Lindenmayer *et al.*, 2006). Pendant un certain temps, il y a eu opposition entre les approches par écosystèmes et les approches par espèces (Goldstein, 1999 ; Lindenmayer *et al.*, 2006). Par contre, récemment, on perçoit de plus en plus clairement la complémentarité entre les deux approches (comme c'est souvent le cas dans les guerres d'écoles). L'intégration des deux approches permet ainsi d'améliorer la qualité de gestion de la conservation (Sergio *et al.*, 2006 ; Drapeau et coll., 2008 ; Villard and Jonsson, 2009).

## **PARTIE A**

# **L'approche d'aménagement faunique et écosystémique basée sur les espèces focales**



## LES ESPÈCES FOCALES : UNE APPROCHE DE CIBLAGE FAUNIQUE

---

S'assurer de bien cibler une quantité gérable d'enjeux et d'objectifs représente un facteur clé de réussite pour une gestion participative. Un tel processus est généralement long, en raison de la complexité des enjeux écologiques et socio-économiques, et du temps requis pour que les participants puissent bien comprendre les problèmes. Les limites de ressources financières et humaines pour traiter les enjeux, ainsi que les limites de temps pour en parler, font partie des réalités à considérer. Établir un processus de gestion bien ciblé implique l'identification des éléments prioritaires sur lesquels s'attarder. Une fois les priorités identifiées, elles constituent des acquis sur lesquels peuvent se bâtir les prochaines actions.

Une approche d'aménagement faunique par espèces focales s'inscrit bien dans une gestion par enjeux et solutions. Une approche d'intégration de la faune dans le processus d'aménagement écosystémique devrait répondre à trois critères :

- **Pertinence pour la gestion**

Cette approche doit permettre à une table de concertation de bien cibler les enjeux fauniques importants pour la région et de focaliser le travail d'élaboration de stratégies pertinentes de conservation et de mise en valeur.

- **Pertinence sociale**

Pour gagner l'adhésion d'une table de concertation, cette approche doit être inclusive en prenant en considération l'ensemble des valeurs fauniques, ainsi qu'être suffisamment simple pour être bien comprise de tous.

- **Pertinence scientifique**

L'approche doit être crédible scientifiquement et l'information scientifique doit être disponible, tant celle concernant l'habitat de l'espèce que celle concernant l'impact de la foresterie.

Nous pensons qu'une approche de gestion fondée sur la prise en considération d'un groupe d'espèces focales répond bien à ces critères.

Rappelons qu'un groupe d'espèces focales est **un groupe d'espèces dont les besoins particuliers en matière d'habitat sont retenus pour guider l'aménagement écosystémique d'un territoire à des fins de conservation et de mise en valeur de la biodiversité. Ces espèces sont jugées d'intérêt en raison de leur sensibilité aux activités humaines ou de leur valeur sociale et culturelle.**

En fonction des enjeux régionaux de conservation et de mise en valeur, les espèces focales servent à mieux cibler les attributs écologiques à maintenir, à ajuster les objectifs d'aménagement écosystémique en conséquence et, enfin, à valider biologiquement l'efficacité de stratégies d'aménagement écosystémique retenues (Drapeau et coll., 2008 ; Grenon et coll., 2010).

La définition d'espèce focale proposée couvre l'ensemble des valeurs et enjeux fauniques. Il faut toutefois noter qu'elle exprime une vision élargie de la notion classique d'espèce focale, une vision qui englobe à la fois les enjeux de conservation de la faune et ceux de mise en valeur. À l'origine, la notion d'espèce focale a été associée aux seuls enjeux de conservation de la biodiversité (Lambeck, 1997). Dans le cadre d'une gestion participative, nous croyons qu'il est pertinent d'englober tant les espèces fauniques associées à des enjeux écologiques que les espèces importantes aux yeux des gens, et ce tant pour de objectifs de mise en valeur que pour des raisons d'intérêt culturel.

Trois types d'espèces focales sont donc à considérer :

■ **Espèces focales sensibles à l'aménagement forestier**

La conservation des espèces sensibles à l'aménagement forestier compte certainement parmi les enjeux importants de conservation de la biodiversité. Les espèces sensibles sont celles dont les populations sont à risque d'être affectées négativement par les activités forestières, tout particulièrement en raison de l'altération de leur habitat (Landres *et al.*, 1988). L'atténuation des impacts environnementaux de l'aménagement forestier doit bien cibler les espèces sensibles.

■ **Espèces focales en situation précaire**

Les espèces fauniques en situation précaire sont celles dont la survie est compromise. Cette expression désigne aussi bien une espèce menacée, une espèce vulnérable, une espèce susceptible d'être ainsi désignée ou encore tout autre espèce considérée comme un ajout potentiel à la liste des espèces menacées ou vulnérables. Dans le cas d'espèces menacées et vulnérables, il y a toujours lieu de vérifier si les stratégies d'aménagement écosystémique retenues répondent explicitement aux recommandations des spécialistes et aux orientations des plans de rétablissement. Étant donné le niveau de risque associé à la survie de ces espèces, l'aménagement écosystémique ne peut se contenter d'une approche par filtre brut.

■ **Espèces focales d'intérêt socio-économique ou culturel**

La faune représente une valeur sociale et économique importante pour un grand nombre de gens. Ces espèces peuvent faire l'objet d'activités de récolte (chasse, pêche, piégeage, etc.), d'observation ou de tout autre loisir. Les espèces fauniques d'intérêt socio-économique sont donc les espèces ayant une valeur sociale, culturelle ou économique, conformément aux activités qu'elles génèrent ou à la place qu'elles occupent dans le patrimoine collectif (Bujold, *in prep.*). Les effets des stratégies d'aménagement sur ces valeurs fauniques sont une considération importante dans un contexte de gestion intégrée des ressources forestières et d'une politique de création de valeurs. Il y a lieu aussi d'explorer la possibilité d'optimiser l'état du milieu pour favoriser ces espèces et la qualité de l'expérience associée.

## CONTRIBUTION DES ESPÈCES FOCALES AU PROCESSUS DE GESTION DES ÉCOSYSTÈMES

Les espèces focales peuvent contribuer de diverses façons au processus de planification forestière, notamment au niveau stratégique. La planification stratégique sert à fixer les grandes orientations et à établir les voies de solutions et les approches pour les atteindre. À ce niveau, les réflexions menées par Rempel *et al.* (2004), Drapeau et coll. (2008), ainsi que Villard and Jonsson (2009), sur la contribution des espèces focales au développement d'indicateurs pour le suivi de l'aménagement durable des forêts s'avèrent fort pertinentes.

Il est maintenant bien établi que la nature de la valeur indicatrice des espèces focales sera différente à chacune des étapes d'un processus d'aménagement (Kneeshaw *et al.*, 2000 ; Rempel *et al.*, 2004). Aussi, on ne retiendra pas nécessairement les mêmes espèces focales à chacune de ces étapes.

Nous identifions trois étapes du processus de planification où des espèces focales peuvent fournir une information pertinente lors d'un processus d'aménagement écosystémique. En conséquence, la nature de leur valeur indicatrice est différente suivant la fonction de gestion de chacune de ces étapes.

### ■ Étape 1. Ciblage et analyse des enjeux et indicateurs de l'état de l'environnement

Les indicateurs de l'état de l'environnement ont pour fonction de fournir des indications sur l'état actuel de certains aspects de l'environnement, contribuant ainsi à établir un bilan de la situation (définition inspirée de l'Organisation de coopération et de développement économiques [OCDE, 1999]).

### ■ Étape 2. Développement d'objectifs et de cibles et indicateurs prescriptifs ou d'aménagement

Les indicateurs prescriptifs ou d'aménagement ont pour fonction de fixer des cibles jugées nécessaires pour atteindre certains objectifs d'aménagement (Kneeshaw *et al.*, 2000).

### ■ Étape 3. Surveillance (*monitoring*) et indicateurs de suivi des effets réels

Les indicateurs de suivi des effets réels ont pour fonction principale de permettre un suivi de la performance des stratégies d'aménagement en établissant leurs effets réels sur le terrain. Ces indicateurs sont souvent à la base de systèmes de surveillance (Rempel *et al.*, 2004 ; Boutin *et al.*, 2009). Par contre, le suivi peut aussi être fait dans le cadre de la recherche scientifique (Villard and Jonsson, 2009).

## CIBLAGE DES ENJEUX

Le ciblage, ou cadrage (*scoping*) comme on le désigne dans les études environnementales, est une démarche où l'on cherche à identifier les questions ou sujets qui méritent que l'on s'y attarde. Le ciblage permet de concentrer les efforts sur les problèmes plus importants. Le ciblage n'est généralement pas un processus très linéaire, mais plutôt un processus itératif lié tant aux discussions internes d'un groupe de concertation qu'aux débats politiques externes. Les enjeux fauniques et l'analyse de leurs causes

constituent souvent une approche efficace pour mieux cerner les enjeux écosystémiques. L'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN) en est un bon exemple (Berlanga *et al.*, 2010).

## ANALYSE DES ENJEUX

L'aménagement écosystémique vise à minimiser les écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée. Par contre, il n'est pas toujours facile d'établir la sévérité du niveau d'altération. Les espèces focales peuvent servir à mieux cerner et documenter les enjeux écologiques et à établir le bilan de l'état de l'environnement. Elles permettent notamment de mieux définir les attributs d'habitat critiques et, par l'identification de seuils critiques, de préciser les niveaux de sévérité d'altérations des écosystèmes. Les espèces focales peuvent ainsi contribuer directement ou indirectement à définir des *indicateurs d'état de l'environnement*, ainsi que leurs seuils critiques servant à documenter un enjeu écologique.

## SÉLECTION D'OBJECTIFS, D'INDICATEURS ET DE CIBLES

L'aménagement écosystémique utilise généralement une approche fixant des cibles devant minimiser le niveau d'altération. Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a retenu ce qu'il désigne comme une approche par « degrés d'altération », basée sur l'importance de l'écart par rapport à la moyenne historique. Selon le MRNF (Bouchard et coll., 2011), puisqu'une diminution d'une quantité d'habitats ne menace pas automatiquement la capacité des espèces à occuper un territoire, le défi consiste à établir des seuils d'altération sécuritaires qui permettent de maîtriser les risques pour la persistance des espèces (Rompré et coll., 2010). Les besoins en habitat des espèces focales peuvent permettre de valider les degrés d'altération retenus et d'ajuster les cibles en conséquence. Pour justifier le choix de certaines cibles d'aménagement, il est toujours préférable de pouvoir minimiser la nature subjective de ce choix.

Dans ces cas, les espèces focales peuvent être qualifiées d'espèces indicatrices d'aménagement, c'est-à-dire des espèces associées à certains attributs du milieu, utilisées pour orienter les cibles d'aménagement (McLaren *et al.*, 1998). La connaissance des besoins en habitat des espèces facilite la détermination de cibles quantitatives pour certains attributs de la forêt pour lesquels il peut être plus difficile d'obtenir des informations sur la variabilité des conditions en forêt naturelle (Grenon et coll., 2010). Cette connaissance permet également de fixer des seuils d'altération permettant d'assurer des conditions suffisantes au maintien des espèces.

Cette définition se rapproche de celle retenue par la norme de certification CSA (2010) de l'aménagement forestier : « *une espèce qui mérite des attentions particulières et qui permet d'orienter la gestion des écosystèmes en vue de la conservation de la biodiversité ; les critères de sélection peuvent inclure des considérations écologiques, socioculturelles, scientifiques et économiques.* »

## SUIVI DES EFFETS RÉELS OU SUIVI DE LA PERFORMANCE

D'un point de vue scientifique, l'aménagement écosystémique repose sur des hypothèses qui doivent être vérifiées (Drapeau *et al.*, 2008). Le suivi de la communauté faunique est l'un des moyens d'évaluation de la performance des stratégies d'aménagement écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif. Si l'aménagement écosystémique mise sur le fait de reproduire le plus possible les conditions forestières qui résultent du régime des perturbations naturelles, il faut reconnaître que la coupe forestière ne recrée jamais totalement les effets d'une perturbation naturelle (McRae *et al.*, 2001). Le fait de récolter une portion significative de la biomasse forestière entraîne nécessairement une certaine altération de la communauté biologique (Tremblay et coll., 2007 ; Desponts *et al.*, 2004). Il est donc essentiel d'évaluer sur le terrain si les stratégies d'aménagement écosystémique permettent effectivement de maintenir les diverses espèces d'une région, tout particulièrement les espèces sensibles à la foresterie et les espèces vedettes qui préoccupent la population. Pour bon nombre de gens, la conservation de la faune et de ses habitats est synonyme de conservation de la biodiversité et de maintien de la santé de la forêt.

## COMPLÉMENTARITÉ AVEC L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE : HABITATS, ATTRIBUTS D'HABITAT ET SEUILS CRITIQUES

**L'approche proposée ici cherche à établir une complémentarité entre la gestion des écosystèmes et la prise en considération des besoins d'habitat d'un groupe d'espèces focales, plutôt que de servir à gérer l'habitat spécifique à chaque espèce.** Il s'agit de vérifier si les différentes espèces focales retenues trouvent des conditions d'habitat propices à leur maintien à l'intérieur des cibles écosystémiques fixées (Bouchard et coll., 2011). L'utilisation d'un groupe d'espèces focales est privilégiée comme moyen de cibler un nombre réduit de variables, tout en maximisant le gain en informations. Cette façon de faire s'inspire de principes de l'étude d'impact en visant à mieux circonscrire les impacts possibles des pratiques forestières sur les écosystèmes. La réponse des espèces focales à l'intensité de coupe fournit des données précieuses pour le développement de cibles quantitatives de conservation (Villard and Jonsson, 2009).

Dans certaines circonstances, le choix d'une espèce focale peut mener à une volonté d'aménager spécifiquement l'habitat de cette espèce. C'est certainement le cas pour les espèces en situation précaire. Mais, très vite, la gestion de l'habitat d'un nombre important d'espèces peut complexifier le développement de stratégies d'aménagement. L'approche utilisée ne vise pas tant à superposer une série de stratégies spécifiques d'aménagement de l'habitat à chaque espèce focale, mais bien à utiliser les besoins en habitats des espèces focales pour valider et ajuster les cibles d'aménagement écosystémique.

## SEUILS CRITIQUES D'AMÉNAGEMENT ET NIVEAUX DE RISQUE

Dans une perspective de conservation de la faune, il est crucial de pouvoir informer les décideurs des conditions à partir desquelles on juge que le niveau de risque de diminution d'une population faunique, voire le risque d'extirpation, est trop important. Nous qualifions ces niveaux de **seuils critiques**. Ce concept de seuil est, avant tout, un concept de gestion associé à la détermination de cibles de conservation. Le défi de l'aménagement écosystémique est d'identifier les attributs écologiques clés, leurs limites de variabilité et les seuils critiques à ne pas franchir (Landres *et al.*, 1999).

Les seuils critiques permettent de fixer des niveaux minimaux afin d'assurer la persistance des espèces dans le paysage. Dans un contexte d'incertitude scientifique, l'identification de deux seuils critiques est tout particulièrement intéressante.

- **Seuil d'alerte**

Un niveau d'altération important d'une caractéristique clé d'habitat, à partir duquel il existe une incertitude quant au maintien de la population d'une espèce dans un territoire.

- **Seuil d'alarme**

Un niveau d'altération élevé d'une caractéristique clé d'habitat, à partir duquel l'on juge qu'il y a un risque élevé pour la persistance d'une espèce dans un territoire ou un risque élevé de diminution d'une population spécifique sur ce territoire.

Comme seuil d'alarme, Rompré et coll. (2010) suggèrent de retenir le « seuil critique d'habitat » qui correspond à la proportion minimale d'habitats qui doit être conservée dans le paysage pour éviter une diminution importante du nombre d'espèces au sein de la communauté d'origine. Ce seuil se situerait entre 30 à 40 % de la proportion de l'habitat considéré. Parfois, les seuils critiques peuvent correspondre à des **seuils écologiques** associés à des transitions abruptes (Villard and Jonsson, 2009 ; Groffman *et al.*, 2006). Un seuil écologique peut être défini comme un point où un changement brusque se produit dans un écosystème (Huggett, 2005 ; Samhoury *et al.*, 2010). Pour une espèce, un seuil écologique correspond à un changement brusque de la réponse de cette espèce à une petite altération le long d'un gradient écologique (Villard and Jonsson, 2009).

## **PARTIE B**

# **La sélection du groupe d'espèces focales pour l'aménagement faunique et écosystémique de la réserve faunique des Laurentides**



# PLANIFICATION STRATÉGIQUE FAUNIQUE POUR LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES : DÉMARCHE DE SÉLECTION D'ESPÈCES FOCALES ET DE CIBLES D'AMÉNAGEMENT

---

Depuis plus d'un siècle, la réserve faunique des Laurentides (RFL) est reconnue par le Québec comme un territoire patrimonial. Elle a d'ailleurs une vocation de conservation et de mise en valeur de la faune en vertu de la *Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune*. La prise en compte des enjeux fauniques dans les futurs plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) s'appliquant à la RFL semble donc aller de soi. Toutefois, au-delà des mesures ponctuelles d'harmonisation, le Québec ne possède pas de tradition en matière de plan d'aménagement intégré faune-forêt, mis à part pour certains habitats essentiels tels que les ravages de cerf de Virginie. L'intégration des enjeux régionaux et nationaux de conservation et de mise en valeur de la faune aux PAFI représente donc tout un défi. Ceci est tout particulièrement le cas pour un territoire tel que celui de la RFL, où les attentes des intervenants fauniques sont importantes.

L'exercice de réflexion présenté dans le cadre de ce travail se situe à mi-parcours du processus de planification forestière associé à la préparation des premiers PAFI des unités d'aménagement forestier de la Capitale-Nationale. Nous présentons donc un premier état de la situation, lequel est encore incomplet à plus d'un titre.

La démarche utilisée pour guider la sélection des espèces focales est structurée sur la base des trois critères de pertinence retenus : 1) la pertinence sociale, 2) la pertinence scientifique et 3) la pertinence pour la gestion.

## ■ Pertinence sociale

L'adhésion sociale quant aux choix des espèces focales est certainement favorisée si l'on prend bien en compte l'ensemble des valeurs fauniques de la région (Fraser *et al.*, 2006). Pour nous assurer de cette prise en compte, nous avons utilisé trois sources d'information qui permettent de bien cibler les préoccupations et les besoins des intervenants fauniques de la région. Bien entendu, la Sépaq a identifié depuis un certain temps plusieurs enjeux associés à la conservation et à la mise en valeur de la RFL. Les tables de gestion intégrée des ressources naturelles et du territoire (TGIRT) ont aussi mis en place des comités sur les enjeux fauniques. Ces comités ont validé les premières listes d'enjeux fauniques établis par la TGIRT. Nature Québec a complété cette information par une enquête auprès de plusieurs groupes, dont le Conseil de la nation huronne-wendat, le Conseil des Montagnais du Lac-Saint-Jean, la Fédération québécoise des chasseurs et pêcheurs et la Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec.

### ■ Pertinence scientifique

Le mérite scientifique du choix d'une espèce focale est un facteur clé pour sa recevabilité par les décideurs et les intervenants (Hagan and Whitman, 2006). Ce mérite est associé tant à la qualité des connaissances scientifiques disponibles pour l'espèce qu'à la pertinence de sa valeur indicatrice (*ecological breadth*). Pour juger de la pertinence scientifique des espèces candidates, nous avons utilisé les travaux de l'Université Laval à la forêt Montmorency sur l'intégration des espèces focales à la gestion écosystémique. Les récents travaux de St-Hilaire et Bélanger (2011) se sont avérés particulièrement utiles. Par ailleurs, les réflexions du Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité (2010) du projet-pilote d'aménagement écosystémique de la RFL ont aussi constitué une source importante d'information.

### ■ Pertinence pour la gestion

Pour les décideurs, une espèce focale est d'autant plus intéressante qu'elle permet de mieux circonscrire les objectifs, les indicateurs et les cibles d'aménagement durable des forêts. Elle l'est encore plus si ces indicateurs peuvent s'évaluer efficacement et économiquement, et s'ils sont facilement interprétables par les gestionnaires. Pour la sélection des espèces focales, nous avons évalué la disponibilité et la facilité d'utilisation de modèles de qualité d'habitat pour les espèces candidates.

Une liste de 11 espèces focales a été établie pour cette première vague de planification écosystémique. Une explication plus élaborée est donnée dans la section [Les espèces focales proposées](#) (p. 25 et suivantes). Cette liste présente certaines similarités avec les résultats des travaux de Simons *et al.* (2010) de même qu'avec ceux de Whitman *et al.* (2009) pour la forêt mélangée du nord du Maine.

**Tableau 1**  
**Espèces focales pour la réserve faunique des Laurentides**

	ESPÈCE FOCALE	VALEUR	ENJEUX
<b>1</b>	<b>Caribou forestier</b>	Espèce en situation précaire Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Inversion de la matrice de la forêt de haute altitude : raréfaction des forêts matures résineuses au profit des jeunes peuplements (seuil).</li> <li>■ Protection des massifs caribous (habitat hivernal du caribou).</li> <li>■ Contrôle du développement des infrastructures humaines (chalets et routes).</li> </ul>
<b>2</b>	<b>Martre d'Amérique</b>	Espèce sensible Espèce mise en valeur	<ul style="list-style-type: none"> <li>■ Inversion de la matrice : raréfaction des forêts fermées au profit de jeunes peuplements (seuil).</li> <li>■ Répartition spatiale des coupes et de la forêt résiduelle : évitement par la martre des agglomérations de coupes.</li> <li>■ Potentiel des coupes partielles à maintenir des caractéristiques d'habitat.</li> <li>■ Maintien de la qualité des activités de piégeage</li> </ul>

	ESPÈCE FOCALE	VALEUR	ENJEUX
<b>3</b>	<b>Original</b>	Espèce mise en valeur	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Répartition spatiale des coupes et de la forêt résiduelle : évitement par l'original des agglomérations de coupe (seuil).</li> <li>▪ Maintien de la qualité de l'expérience des chasseurs.</li> </ul>
<b>4</b>	<b>Lynx du Canada</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Maintien d'une proportion de jeunes peuplements.</li> <li>▪ Altération de la qualité de l'habitat du lièvre par l'éclaircie précommerciale dans les jeunes peuplements.</li> </ul>
<b>5</b>	<b>Lièvre d'Amérique</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Altération de la qualité de l'habitat par l'éclaircie précommerciale dans les jeunes peuplements au stade gaulis.</li> </ul>
<b>6</b>	<b>Ombre de fontaine</b>	Espèce sensible Espèce mise en valeur	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Apports de sédiment et colmatage des frayères : impact des traverses de cours d'eau.</li> <li>▪ Aménagement du bassin versant des lacs stratégiques : risques d'augmentation des débits de plein bord et maintien de la qualité de l'expérience des pêcheurs.</li> <li>▪ Maintien de la qualité de l'expérience des pêcheurs.</li> </ul>
<b>7</b>	<b>Ombre chevalier</b>	Espèce à statut précaire	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Maintien de la qualité de l'habitat (voir ombre de fontaine).</li> </ul>
<b>8</b>	<b>Pic à dos noir</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Maintien ou restauration d'attributs de vieilles forêts (validation biologique).</li> </ul>
<b>9</b>	<b>Grive de Bicknell</b>	Espèce à statut précaire Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Raréfaction des sapinières jeunes et denses de haute altitude.</li> </ul>
<b>10</b>	<b>Paruline à poitrine baie</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Fragmentation de la forêt résineuse fermée.</li> </ul>
<b>11</b>	<b>Loup gris</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Réseau routier : accès au territoire et contrôle du piégeage.</li> </ul>
<b>12</b>	<b>Mésange à tête brune</b>	Espèce sensible	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Enfeuillage des sapinières de seconde venue</li> </ul>

**Tableau 2**  
**Contribution des espèces focales aux stratégies d'aménagement**

	TYPES DE STRATÉGIE	ESPÈCE FOCALE	CONTRIBUTION
<b>1</b>	<b>Stratégies d'aménagement à l'échelle du paysage</b>	Caribou forestier	Maintien des massifs de vieilles forêts résineuses dans la sapinière à bouleau blanc de haute altitude.
		Martre d'Amérique	Maintien de massifs de forêts fermées dans la sapinière à bouleau blanc de basse altitude.
		Orignal	Maintien de l'entremêlement des stades de développement.
		Lynx d'Amérique	
		Paruline à poitrine baie	Contrôle de la fragmentation.
		Omble de fontaine	Conservation de la qualité du paysage des lacs stratégiques.
		Mésange à tête brune	Contrôle de l'enfeuillage.
<b>2</b>	<b>Stratégies d'aménagement à l'échelle des bassins versants</b>	Omble de fontaine	Minimisation de la proportion du bassin versant critique perturbé.
		Omble chevalier	
<b>3</b>	<b>Réseau routier et accès au territoire</b>	Caribou forestier	Minimisation de la proportion du territoire perturbé par les infrastructures.
		Loup gris	Contrôle du piégeage dans les territoires accessibles.
		Omble de fontaine	Contrôle de la qualité des ponceaux et des ponts pour minimiser l'apport de sédiments dans les cours d'eau.
<b>4</b>	<b>Stratégies d'aménagement et stratégies sylvicoles à l'échelle des écosystèmes</b>	Caribou forestier	Maintien de pessières ouvertes à lichens et de vieilles sapinières.
		Pic à dos noir	Maintien de caractéristiques de vieilles forêts résineuses.
		Lièvre d'Amérique	Minimisation des interventions dans les gaulis.
		Grive de Bicknell	Conservation d'une proportion de jeunes sapinières très denses de la sapinière à bouleau blanc d'altitude.
		Orignal	Couvert d'abri et couvert de nourriture.

## CARACTÉRISTIQUES ÉCOLOGIQUES STRUCTURANTES : UN MASSIF, DEUX SAPINIÈRES

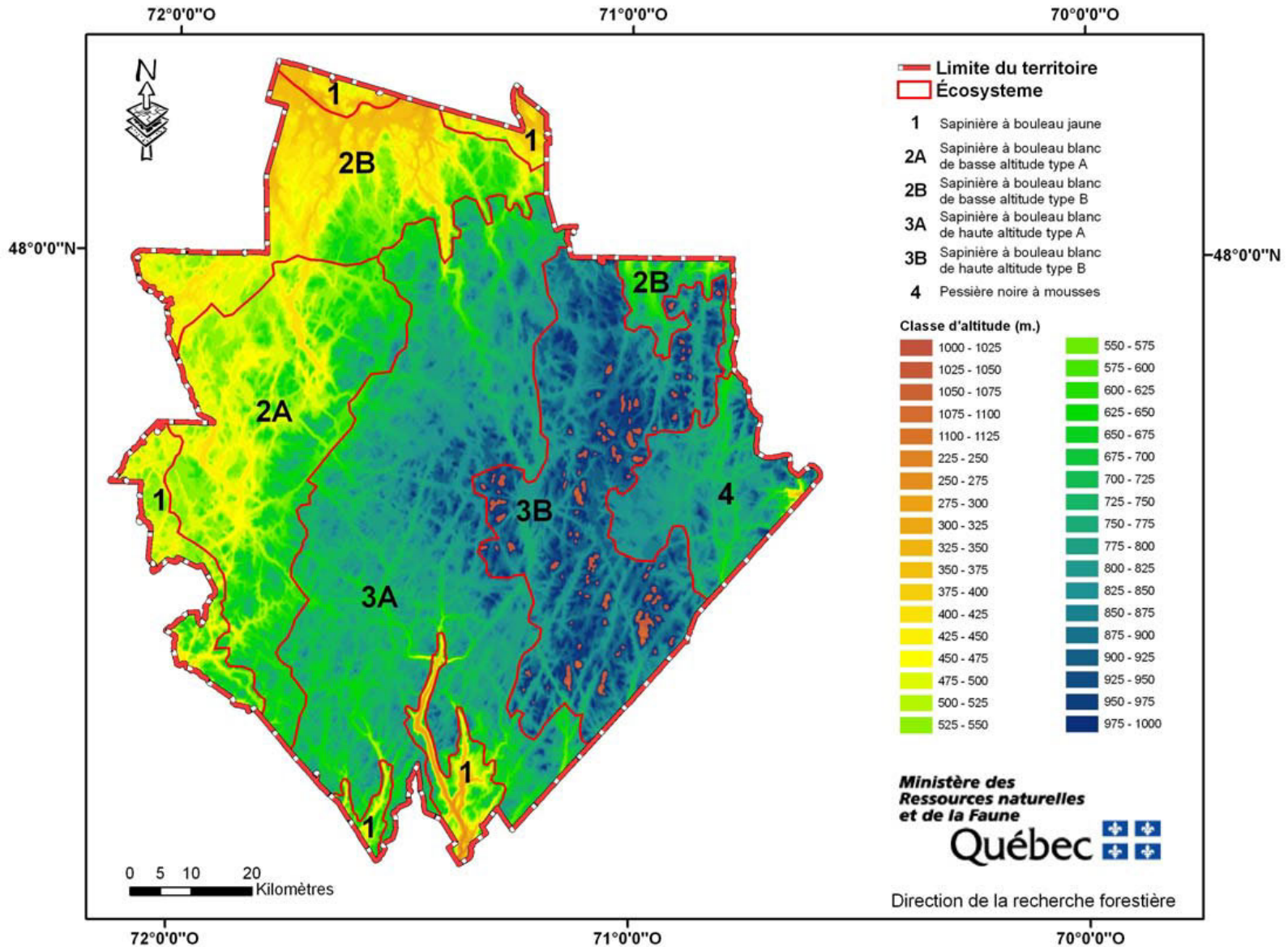
Au plan écologique, la RFL est un territoire à la fois très distinctif et varié (voir [Carte 1](#), p. 18 et [Carte 2](#), p. 24). L'essentiel de la RFL se trouve dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. Ce sous-domaine se démarque nettement du reste de la forêt boréale canadienne, en raison de l'abondance de ses précipitations. Il s'agit de la forêt « pluviale » de la zone boréale, soit le pendant nordique de la forêt pluviale tropicale et de la forêt pluviale tempérée de la côte ouest. Alors que les feux conditionnent la dynamique du reste de la forêt boréale, ils jouent un rôle plus secondaire dans la sapinière boréale pluviale. Le régime de perturbations naturelles de ce sous-domaine bioclimatique se trouve fortement influencé par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (Blais, 1983), ainsi que par les chablis (Despons *et al.*, 2004).

Toutefois, en raison de l'influence de la physiographie sur les gradients écologiques qui structurent la répartition de la végétation, deux zones peuvent être distinguées : à l'ouest, la sapinière à bouleau blanc de basse altitude, caractérisée par un cycle de feux modérément long (300 à 450 ans) et, à l'est, la sapinière à bouleau blanc de haute altitude, caractérisée par un cycle naturel de feu très long (> 750 ans). En effet, la RFL englobe un grand dôme montagneux, le massif des Laurentides, dont les hauts plateaux atteignent des altitudes de plus de 850 m. L'importante variation altitudinale (300 à 900 m d'altitude) a une influence déterminante sur le climat, la végétation et les régimes de perturbations naturelles. En plus de permettre une avancée vers le sud de la forêt boréale, associée aux températures plus froides d'altitude, cette enclave physiographique est responsable de précipitations orographiques élevées causées par l'ascension de l'air au-dessus du massif des Laurentides. On y observe un gradient important de précipitations, l'ouest des hauts sommets recevant des précipitations très élevées, de plus de 1400 à 1500 mm par année, comparativement à 1000 mm sur les versants est du massif (Jasinski et Payette, 2005). Dans la forêt plus montagnarde, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette ont été moins sévères, et les cycles de feux beaucoup plus longs. Le cycle de feu y est estimé à plus de 450 ans en basse altitude et à plus de 750 ans en haute altitude (Boucher *et al.*, 2009).

Si ces unités peuvent être associées aux unités homogènes de végétation MESm (Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc méridional) et MEst (Forêt mélangée de l'Est à sapin et bouleau blanc typique) du MRNF, la cartographie proposée par Boucher et coll. (2008) nous semble mieux refléter les particularités du territoire.

Sur la base des divers travaux de caractérisation de la forêt préindustrielle de la RFL (Leblanc et Bélanger, 2000 ; Boucher et coll., 2011 ; Couillard, 2011 ; Boucher and Grondin, 2012), ainsi que de l'étude des grands écosystèmes de la RFL par Boucher et coll. (2008), les traits écologiques distinctifs de ces deux forêts sont relativement clairs.

Carte 1 —  
Carte des « grands écosystèmes » de la réserve faunique des Laurentides  
présentée dans le cadre du projet pilote d'aménagement écosystémique



Source : Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2010.

Propositions d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la RFL

Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (mai 2012)

## LA SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE BASSE ALTITUDE (OUEST ET NORD-OUEST DE LA RFL)

C'est la zone de la RFL avec la plus grande proportion de peuplements mélangés. Elle occupe des altitudes inférieures à 600 m. Le cycle des feux y est plus court, possiblement de l'ordre de 250 à 300 ans. Le régime des perturbations naturelles expliquerait donc la plus grande abondance de bétulaies blanches et de bétulaies blanches mélangées. Une section au nord de la RFL (la zone 2b de Boucher et coll., 2008) se distingue par l'abondance de peuplier faux-tremble sur dépôts fins (ou riches ?), ainsi que par des peuplements d'épinette noire et de sapin sur d'importants dépôts de sable fluvio-glaciaires bien drainés.

## LA SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE HAUTE ALTITUDE (CENTRE ET EST DE LA RFL)

Les sapinières abondent dans cette zone centrale de la RFL, lui donnant un caractère nettement résineux. Les peuplements mélangés y sont beaucoup moins abondants comparativement à la zone précédente. Située à plus de 600 m d'altitude, la forêt préindustrielle y a été peu influencée par les feux (cycle de feu > 750 ans). C'est dans cette zone que l'on retrouve la forêt Montmorency et le parc national de la Jacques-Cartier.

Dans cette grande forêt résineuse, Boucher et coll. (2008) ont noté certaines variations par rapport à la sapinière à bouleau blanc de haute altitude plus typique.

Sur les hauts plateaux (> 800 m d'altitude) de cette sapinière montagnarde, le gradient de précipitations et de température est tel qu'il pousse les particularismes de la sapinière boréale humide à son extrême. Dans cette sapinière montagnarde, le cycle des feux a été estimé à plus de 3000 ans (Boucher and Grondin, 2012), alors que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette y sont moins sévères qu'en basse altitude, en raison des effets des gels printaniers sur cet insecte (Blais, 1985). Le climat plus rigoureux y favorise également le développement des sapinières à épinette noire. Les peuplements mélangés que l'on y retrouve semblent être associés à des feux d'origine humaine (Couillard, 2011). Associée géographiquement aux hauts plateaux, il faut enfin distinguer un secteur non plus de sapinières, mais de pessières noires à lichens. C'est le secteur des Grands-Jardins. Située dans l'ombre pluviale (*rain shadow*) du massif des Laurentides, cette zone plus sèche connaît un cycle de feu plus court que le reste de la réserve faunique (Jasinski and Payette, 2005). Ces conditions ont favorisé le développement de l'épinette noire et le développement de pessières à lichens à la suite d'un passage rapide de feux dans des pessières noires denses.

La zone montagnarde est une zone particulièrement critique pour le caribou forestier.

## CARACTÉRISTIQUES FAUNIQUES DE LA FORÊT NATURELLE DE LA RÉSERVE FAUNIQUE DES LAURENTIDES

Aux particularités écologiques de la forêt du massif des Laurentides se trouvent associés plusieurs « particularismes fauniques ». Dans le paysage des sapinières matures et surannées morcelées de trouées en régénération ayant marqué la forêt naturelle de la RFL, tout laisse croire que la faune se caractérisait par l'imbrication, à l'échelle locale (10 à 50 km<sup>2</sup>), de divers groupes fauniques qui, ailleurs dans la forêt boréale canadienne, étaient associés à des zones différentes. L'utilisation dépend en effet du temps écoulé depuis le dernier feu et de l'évolution subséquente des divers stades de développement de la végétation. Encore aujourd'hui, on trouve dans le petit territoire de la forêt Montmorency cet ensemble d'espèces.

### Un royaume pour l'omble de fontaine

La prédominance de l'omble de fontaine (truite mouchetée) (*Salvelinus fontinalis*) constitue le caractère distinctif de la faune aquatique de la RFL (Cantin, 2000). Cette espèce a colonisé le massif lors de la phase paléontologique de la mer de Champlain, grâce à sa tolérance à la salinité et aux eaux froides (Cantin, 2000). Par la suite, le relèvement isostatique a créé des barrières (chutes et cascades) qui ont empêché la remontée d'autres espèces de poissons en maints endroits. Ce caractère allopatrique (une seule population de l'espèce), favorisant une qualité de pêche exceptionnelle, est l'une des valeurs ayant justifié la création du parc des Laurentides en 1895. L'introduction de poissons-appâts a toutefois altéré le caractère allopatrique de plusieurs secteurs (Bernier, 1991). Malgré tout, on retrouve encore plusieurs de ces populations allopatriques dans la région de la Capitale-Nationale.

### Un paysage résineux dominé par le sapin

En l'absence de feux, le sapin baumier (*Abies balsamea*) est une essence envahissante en milieu boréal, l'une des rares pouvant succéder aux autres espèces (Carleton and Maycock, 1978). Son agressivité s'explique par une production semencière abondante, sa facilité à s'établir sur l'humus et sa grande tolérance à l'ombre. La stabilité écologique de la sapinière primitive était liée à la présence systématique d'une banque de semis de sapin préétablis dans les peuplements mûrs, capables de remplacer les arbres tués par une perturbation ou morts par sénescence. La sapinière boréale pluviale est considérée comme un écosystème cyclique à perturbations catastrophiques, associées aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (MacLean, 1988).

La paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*), une espèce migratrice, et la mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*), une espèce résidente, sont représentatives de la faune ailée insectivore distinctive de la sapinière boréale.

## UN PAYSAGE RÉSINEUX OPTIMAL POUR CERTAINES ESPÈCES

Les paysages préindustriels de la RFL étaient dominés par les peuplements matures et surannés, soit ceux âgés de 70 à 140 ans, comme l'ont si bien décrit nombre de forestiers avant 1960 (Leblanc et Bélanger, 2000). Cette abondance de forêts résineuses matures ainsi que la présence de rivières importantes expliquent que la sapinière boréale de l'Est ait constitué la base historique pour le développement de l'industrie des pâtes et papiers au Québec.

Selon Bélanger (2001), la sapinière mature et surannée, qui prédominait sur le massif des Laurentides, représentait un habitat optimal pour la martre d'Amérique (*Martes americana*). On considère que l'ensemble de la RFL soutient toujours des densités moyennes de martre de l'ordre de 1,5 martre/100 nuits-pièges, ces densités étant évaluées selon le succès de capture (Banville, 1983 ; Fortin et Cantin, 1990). Dans un secteur non coupé de cette réserve, Clément Fortin (ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction régionale de Québec, 1996, comm. pers.) a même obtenu un succès de capture de 12 martres/100 nuits-pièges. Ces populations abondantes sont soutenues par des populations également importantes de campagnol à dos roux de Gapper (*Myodes gapperi*). Beauchesne (1991) rapporte des succès de capture de 36 campagnols à dos roux/100 jours-pièges dans des sapinières matures, et Gagné (1997) des succès de 39 captures/100 jours-pièges dans de jeunes peuplements établis à la suite d'une épidémie de tordeuse. Ces indices de densité comptent parmi les plus forts jamais rapportés pour cette espèce.

Si la martre est favorisée par la forte prédominance des résineux, les espèces associées aux feuillus le sont donc moins. C'est, par exemple, le cas du castor (Fortin, 1992), dont les populations ne sont que modérément abondantes (Brunelle and Bider, 1987). Dans la sapinière de haute altitude, les densités de castor sont faibles (0,6 colonies/10 km<sup>2</sup> d'après Fortin, 1992 ; 0,4 colonies/10 km<sup>2</sup> d'après Tremblay *et al.*, 2001), mais atteignent des densités moyennes de 1,6 colonies/10 km<sup>2</sup> dans la forêt plus mélangée de la sapinière de basse altitude. Les densités sont à des niveaux tels que le castor n'y fait probablement pas l'objet d'une chasse active par le loup (Tremblay *et al.*, 2001).

## UN DERNIER REFUGE POUR LE CARIBOU FORESTIER

La RFL constitue le dernier refuge du caribou forestier au sud du Québec. Au début du 20<sup>e</sup> siècle, on a estimé que la harde de caribous de Charlevoix était de l'ordre de 10 000 individus, nombre probablement exagéré si l'on se fie à l'évaluation de la capacité de support de moins de 150 caribous réalisée par Sebbane et coll. (2002). Le caribou aurait disparu dans les années 1920 sous l'effet possible de plusieurs facteurs, dont la chasse et les feux de forêt. C'est à la fin des années 1960 que 82 caribous forestiers ont été réintroduits. Ce projet est considéré comme la seule réintroduction réussie du caribou forestier en présence de prédateurs (Sebbane et coll., 2011).

L'aire fréquentée par le caribou se situe dans la partie la plus élevée du massif. Suivant les analyses de l'habitat du caribou (Sebbane et coll., 2002, 2011), le voisinage des massifs de résineux denses de la zone de la sapinière de haute altitude avec les peuplements riches en lichens du secteur de pessière noire des Grands-Jardins explique probablement l'aptitude du territoire pour le caribou. Les faibles densités d'originaux (< 0,1/km<sup>2</sup>) et, conséquemment, de loups dans le paysage primitif de résineux pourraient aussi expliquer le caractère de refuge des Grands-Jardins.

## UN CLIMAT DIFFICILE POUR L'ORIGINAL, MAIS UNE MOSAÏQUE FORESTIÈRE FAVORABLE

Si les caractéristiques écologiques de la sapinière à bouleau blanc de haute altitude favorisaient le caribou forestier, les caractéristiques de la sapinière à bouleau blanc de basse altitude offraient des conditions plus intéressantes au grand herbivore clé de la forêt boréale qu'est l'original. Par contre, ces conditions sont quelque peu antagonistes : une mosaïque forestière favorable associée à un climat hivernal rigoureux. Malgré une longue histoire de chasse contrôlée, et même d'interdiction de la chasse avant 1962, les densités d'originaux ne sont que modérément abondantes dans la RFL (< 5 originaux/10 km<sup>2</sup>). Les densités rapportées par St-Onge et coll. (1996) pour 1994, soit de 2,2 originaux/10 km<sup>2</sup>, étaient comparables à celle observée en 1962, au moment où la chasse a été ouverte dans le parc des Laurentides, soit de 2,7 originaux/10 km<sup>2</sup> (Bouchard et Moisan, 1974).

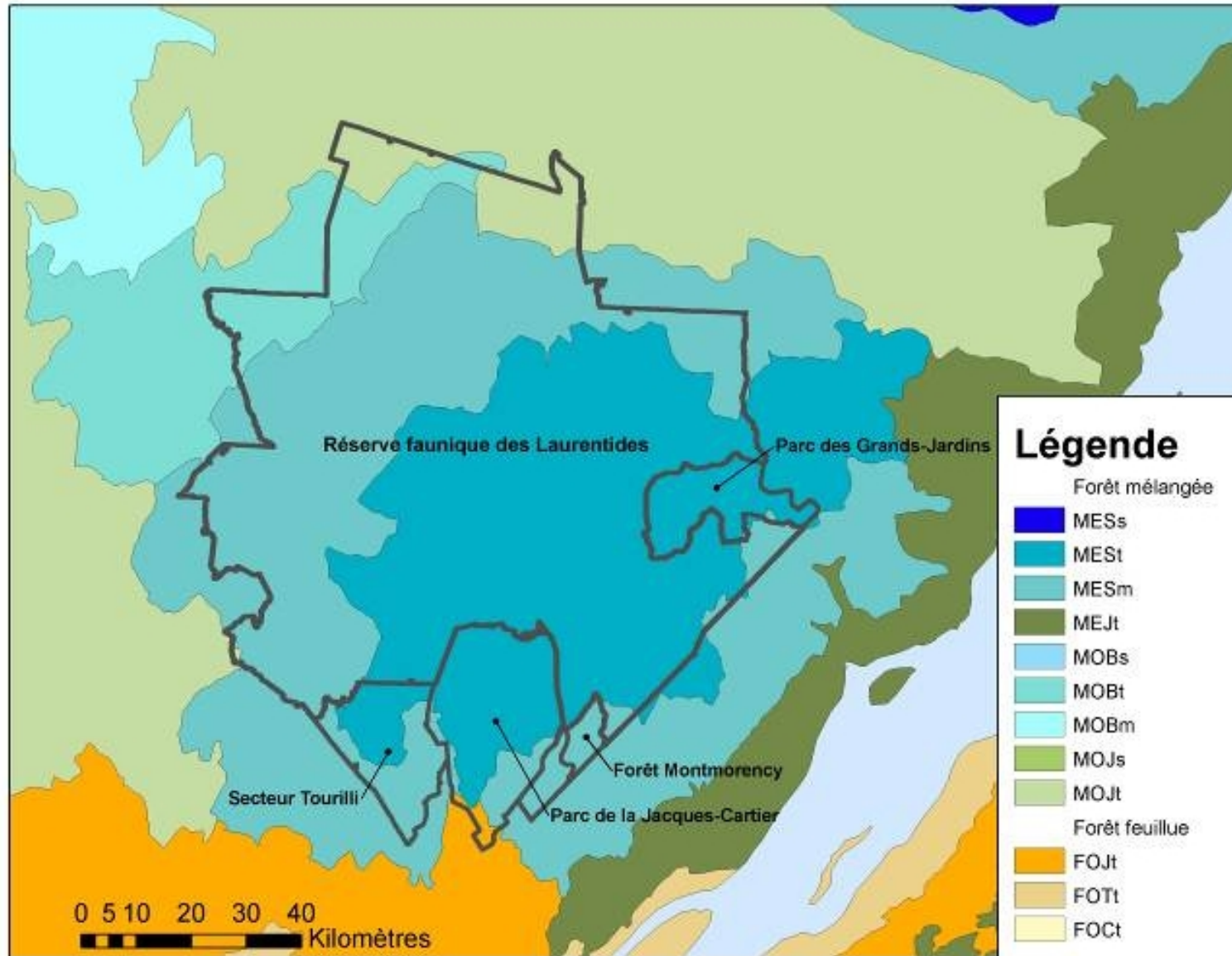
Les travaux de Dussault dans la RFL (Dussault *et al.*, 2004a, 2004b, 2005 ; Samson et coll., 2002) ont mis en évidence l'influence d'un bon entremêlement entre les habitats offrant beaucoup de nourriture (feuillus) et des habitats offrant un abri sur la répartition des originaux. Un habitat de qualité serait composé d'une mosaïque formée de jeunes peuplements mélangés et de peuplements résineux matures (Dussault *et al.*, 2006). Si les originaux ont une préférence pour les habitats d'alimentation, les secteurs où les peuplements d'alimentation sont juxtaposés aux peuplements de couvert, qui réduisent l'exposition aux contraintes environnementales, attireraient les originaux durant la plupart des périodes de l'année (Dussault *et al.*, 2004a).

La sapinière de basse altitude préindustrielle présentait justement une mosaïque hétérogène de classes d'âge. Elle se caractérisait par un entremêlement de petits peuplements (1 à 100 ha) à divers stades de développement (Leblanc et Bélanger, 2000). Cette fragmentation était causée par l'imbrication de deux types de perturbations : (1) la mort de peuplements entiers lors d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette et de grands chablis, (2) la décrépitude des peuplements surannés (70 à 120 ans) caractérisée par de petits chablis de moins de 0,2 ha. Près du tiers de la sapinière primitive pouvait être formée de peuplements irréguliers (Leblanc et Bélanger, 2000). Il est estimé que la mosaïque caractéristique de la sapinière à bouleau blanc de l'Est se développait à une échelle approximative de 10 à 25 km<sup>2</sup>. Il est intéressant de noter que ce « grain » assez fin de la mosaïque primitive correspond au domaine vital d'espèces telles que l'original et la martre. Bien que la sapinière primitive ait été soumise à des perturbations naturelles récurrentes, les jeunes peuplements n'y occupaient que de 10 à 30 % de la superficie des sous-bassins versants (Leblanc et Bélanger, 2000).

Au plan climatique, on retrouve dans le massif des Laurentides des précipitations de neige qui sont parmi les plus élevées du Québec. Les moyennes des précipitations de neige dépassent 6 m. L'épaisseur de neige au sol peu atteindre de 120 à 130 cm du début janvier à la mi-avril dans le secteur de la forêt Montmorency (De Bellefeuille, 1997), voire être supérieure à 2 m à la mi-mars ailleurs dans la réserve (Houle *et al.*, 2010b). Par contre, Dussault *et al.* (2004a) rapportent des épaisseurs plus faibles, de l'ordre de 1 m, plus au centre de la réserve.

Les chutes de neige dans la réserve sont parmi les importantes retrouvées dans l'aire de distribution de l'orignal (Dussault *et al.*, 2005). Ces auteurs considèrent que ces épaisseurs de neige sont une contrainte majeure aux mouvements de l'orignal sur le territoire. Quand l'épaisseur de neige dépasse 60 cm, l'orignal se déplace plus difficilement, et les coûts énergétiques s'accroissent exponentiellement (Samson et coll., 2002 ; Dussault *et al.*, 2004a). Lorsque la couche de neige dépasse 90 cm, l'orignal va souvent se réfugier dans des peuplements résineux plus denses. La période de confinement de l'orignal peut être particulièrement longue dans la RFL. Rioux (2003) l'estime à plus de 80 jours à la forêt Montmorency. Alors que la période de confinement se déroule de mars à la mi-avril dans la majeure partie du Québec, elle peut commencer dès la fin décembre dans certaines sections de la RFL (Desmeules, 1964).

Carte 2 —  
Carte des unités homogènes de végétation de niveau 3  
de la réserve faunique des Laurentides



Source : adapté de Grondin et coll., 2007.

# LES ESPÈCES FOCALES PROPOSÉES

1

## LE CARIBOU FORESTIER (*Rangifer tarandus caribou*)

**UN INDICATEUR DE L'ALTÉRATION  
DE LA MATRICE DE VIEILLES  
FORÊTS DU MASSIF DES  
LAURENTIDES**



© Québec couleur nature 2006, Mathieu Hack

### Valeur

- Espèce vulnérable.
- Espèce sensible.

### Caractéristiques clés d'habitat

- Paysage : massifs de résineux.
- Écosystèmes : pessières ouvertes à lichens, vieilles sapinières.
- Attribut d'habitats : lichens terrestres et arboricoles.

### Enjeux écologiques

- Rajeunissement général du massif de vieilles forêts résineuses de haute altitude.
- Changement de la communauté de grands mammifères et augmentation des taux de prédation par l'ours et le loup.

### Modèles de qualité d'habitat

- Environnement Canada, 2011. *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*. Mise à jour 2011. 116 p. et annexes.
- Leblond, M., J. Frair, D. Fortin *et al.*, 2011. Assessing the Influence of Resource Covariates at Multiple Spatial Scales: An Application to Forest-dwelling Caribou faced with Intensive Human Activity. *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.

### VOIC

- Indicateur : Taux de perturbations anthropiques et naturelles.
- Cible : Taux de perturbation totale < 35 %.

## UN GUIDE POUR L'AMÉNAGEMENT DES MASSIFS RÉSINEUX ET DE LA MATRICE FORESTIÈRE

La proportion de forêts mûres et surannées dans le paysage est l'indicateur qui exprime le mieux le caractère écologique distinctif de la RFL en termes d'habitats et de biodiversité. Il n'est donc pas surprenant que le Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité (2010) ait jugé que la disparition de la dominance des forêts mûres et surannées (l'inversion de la matrice forestière, au profit de jeunes peuplements agglomérés), ainsi que leur raréfaction (leur diminution absolue en superficie) sont les deux enjeux écologiques prioritaires de la RFL.

Le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) est certainement l'espèce la plus sensible à cette problématique. Le rétablissement du caribou forestier représente l'un des enjeux fauniques les plus complexes dans la partie ouest de la RFL, car il remet en question les stratégies d'exploitation forestière utilisées par le passé, tant en ce qui concerne la quantité de coupes forestières que les pratiques de récolte (Lafleur et coll., 2003 ; Sebbane et coll., 2011). Les résultats de l'analyse de l'impact des perturbations et du dérangement anthropique, réalisée lors de l'examen scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel du caribou forestier réalisé sous la direction d'Environnement Canada, a permis d'identifier une variable critique, le taux de perturbation, ainsi que des seuils de gestion liés à des probabilités de survie des populations. Dans cette étude, on considère comme perturbation toute forêt jeune (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations anthropiques, à laquelle on additionne une zone d'influence de 500 m, ou toute forêt jeune (moins de 50 ans d'âge réel) issue de perturbations naturelles.

Leblanc et Bélanger (2000) ont trouvé que la forêt préindustrielle de la sapinière de haute altitude (typa 3A) de la RFL était composée en moyenne à plus de 60 % de forêts mûres et surannées. Une variabilité était toutefois observée au sein des sous-bassins versants. À titre d'exemple, pour une portion spécifique de la RFL, la très grande majorité des sous-bassins versants étaient dominés (+ de 50 %) par les forêts mûres et surannées, alors qu'environ seulement 20 % des sous-bassins versants étaient dominés par les jeunes peuplements (classe d'âge 10 ans) et que 5 % des sous-bassins versants étaient dominés par les peuplements de la classe d'âge 30 ans. Suivant les états de référence (Boucher et coll., 2011), la proportion de vieilles forêts serait de 76 % pour la sapinière de basse altitude et de 86 % pour la sapinière de haute altitude (type 3B).

Suivant les premières versions des nouvelles lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier, on devrait viser une probabilité d'autosuffisance minimale de 0,6 pour le caribou forestier. Pour chacune des unités d'aménagement, cela correspond à un taux de perturbation maximal de 35 %. Idéalement, le niveau d'autosuffisance devrait être supérieur à 0,6. Dans les unités d'analyse, où le taux de perturbation est supérieur à 35 %, les massifs forestiers (idéalement de 100 km<sup>2</sup> et plus) devraient être maintenus et des mesures de restauration devraient être entreprises pour diminuer le taux de perturbation. Dans chaque unité d'analyse, minimalement 50 % de la proportion de vieilles forêts présentes dans la forêt naturelle de l'unité homogène correspondante devrait être maintenue.

Cet indicateur vise à circonscrire le phénomène d'agglomération des coupes récentes qui n'était pas une composante importante des « grands écosystèmes » de la RFL dans la forêt préindustrielle (Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2010). En règle générale, au plan faunique, les peuplements en voie de régénération sont plutôt pauvres et ne constituent pas un habitat approprié pour bon nombre d'espèces forestières (Potvin *et al.*, 1999 ; De Bellefeuille *et al.*, 2001). Toutefois, il s'agit du stade recherché par l'ours noir (*Ursus americanus*) au printemps pour son alimentation (Bastille-Rousseau *et al.*, 2010). Combinée à la végétation en bordure de routes, une forte proportion de peuplements en régénération augmente la probabilité de prédation des faons (Bastille-Rousseau *et al.*, 2010). L'ours noir a été identifié comme la principale cause de mortalité des faons de la population de caribou de Charlevoix (Pinard *et al.*, 2012). L'orignal (*Alces alces*) et le lièvre (*Lepus americanus*) ont été retenus comme espèces focales pour définir la fin de ce stade, de même que le groupe des oiseaux chanteurs associés aux milieux arbustifs.

Puisque les routes sont utilisées par le loup, les caribous forestiers les évitent (Pinard *et al.*, 2012) et ce, même si les habitats qui les bordent seraient favorables (Latham *et al.*, 2011). La densité de routes apparaît comme un facteur critique dans le maintien des populations de caribou (Whittington *et al.*, 2011).

## 2

## LA MARTRE D'AMÉRIQUE (*Martes americana*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE TYPIQUE DE LA SAPINIÈRE BORÉALE NATURELLE

#### Valeur

- Espèce sensible.
- Espèce mise en valeur.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Paysage : massifs de forêts résineuses ou mélangées fermées > 7-9 m de hauteur.
- Écosystème : peuplements fermés (surface terrière > 18 m<sup>2</sup>/ha ; % de couverture > 30 %).

#### Enjeu écologique

- Rajeunissement du massif de résineux.
- Augmentation de la représentativité des jeunes peuplements.
- Agglomération des parterres de récoltes.

#### Enjeu social

- Présence de caractéristiques d'habitat adéquates pour la martre à l'échelle du terrain de piégeage.

#### Modèles de qualité d'habitat

- Potvin, F., 2011. « Modèle de qualité d'habitat de la martre » (annexe 1). Dans Racine, J.-C. *et al.*. *Guide d'aménagement de l'habitat de la martre d'Amérique et de ses espèces proies*. FTGQ.
- Chapin, T.G., D.J. Harrison and D.D. Katnik, 1998. Influences of Landscape Pattern on Habitat Use by American Martens in North-central Maine. *Conservation Biology* 12: 1327-1337.
- Payer, D.C. and D.J. Harrison, 2003. Influence of Forest Structure on Habitat Use by American Marten in an Industrial Forest. *Forest Ecology and Management* 179: 145-156.
- Potvin, F., L. Bélanger and K. Lowell, 2000. Marten Habitat Selection in a Clear-cut Boreal Landscape. *Conservation biology* 14:844-857.
- Fuller, A.K. and D.J. Harrison, 2005. Influence of Partial Harvesting on American Martens in North-central Maine. *Journal of Wildlife Management* 69: 710-722.

#### VOIC

- Indicateur : proportion de peuplements fermés > 7-9 m de hauteur.
- Cible : > 70 % de peuplements de plus de 7-9 m (> 30-40 ans).

## UN GUIDE POUR LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE

La martre d'Amérique (*Martes americana*) est reconnue comme une espèce permettant de mesurer « l'état de rajeunissement » de la sapinière boréale (Chapin *et al.*, 1998 ; Potvin *et al.*, 2000 ; Whitman *et al.*, 2009). Les exigences de la martre en termes d'habitat peuvent être utilisées pour planifier l'aménagement forestier à l'échelle du paysage (Potvin *et al.*, 2000). Par contre, il s'agit d'une espèce moins sensible que le caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Un indicateur écosystémique associé à la martre constitue donc une version moins sévère qu'un indicateur écosystémique associé au caribou forestier. L'indicateur associé à la martre prend en considération l'ensemble des peuplements qui peuvent être considérés comme arborescents  $\approx \geq 7$  mètres ( $\geq 30-40$  ans). Cela inclut donc les peuplements prématures, ayant atteint une hauteur à même de soutenir des communautés fauniques associées aux forêts.

La martre évite les coupes récentes et tolérerait une proportion maximale de 30 % de milieux ouverts ou en régénération dans son domaine vital (Potvin *et al.*, 2000). Dans les zones de coupes agglomérées, les densités de martre resteraient faibles jusqu'à 30 ou 40 ans après coupe (Thompson and Harestad, 1994). En considérant le campagnol à dos roux (*Myodes gapperi*), une proie importante de la martre (Godbout and Ouellet, 2010), il semble que la récolte des blocs résiduels dans les coupes mosaïques (CMO), alors que les peuplements adjacents n'ont que 3 m, est à éviter (St-Laurent *et al.*, 2008). Dans le Maine, Chapin *et al.* (1998) notaient que la martre était associée à des secteurs formés d'au minimum 60 % de couvert arborescent (> 6 m de haut) et, en moyenne, de 80 % de couvert arborescent.

À l'échelle du peuplement, les travaux dans les sapinières du Maine (Payer et Harrison, 2003 ; Fuller et Harrison, 2005) ont établi les seuils qui suivent :

*“We conclude that where horizontal structure is not limiting, forest stands regenerated by clearcutting may provide suitable habitat for resident, nonjuvenile marten when the following thresholds are reached: live-tree basal area  $\geq 18$  m<sup>2</sup>/ha, mean tree height  $\geq 9$  m for trees with dbh  $\geq 7.6$  cm, and snag volume  $\geq 10$  m<sup>3</sup>/ha.  
(Payer et Harrison, 2003, p. 145)*

## 3

## L'ORIGINAL (*Alces alces*)

### UNE ESPÈCE ASSOCIÉE À LA MOSAÏQUE NATURELLE DE LA SAPINIÈRE À BOULEAU BLANC DE L'EST



© Québec couleur nature 2008, Christian Vinette

#### Valeur

- Espèce mise en valeur.

#### Caractéristique clé d'habitat

- Paysage : bon entremêlement entre les jeunes peuplements mélangés de nourriture (riches en brout feuillu) et les peuplements d'abris résineux (> 30 ans).

#### Enjeux écologiques

- Surabondance des agglomérations de coupes.
- Maintien de suffisamment de peuplements résiduels à la seconde passe des coupes mosaïques (CMO).

#### Enjeu social

- Maintien de la qualité de l'expérience des chasseurs : présence de caractéristiques d'habitat adéquates pour l'original à l'échelle du secteur de chasse, maintenant et pour les années à venir.

#### Modèles de qualité d'habitat

- Dussault, C., R. Courtois and J.-P. Ouellet, 2006. A Habitat Suitability Index Model to Assess Moose Habitat Selection at Multiple Scales. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1097-1107.
- Samson, C., C. Dussault, R. Courtois et J.-P. Ouellet, 2002. *Guide d'aménagement de l'habitat de l'original*. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy. 48 p.

#### VOIC

- Indicateur : proportion de peuplements en régénération (< 4 m de hauteur).
- Cible : < 50 % de peuplements en régénération (< 4 m de hauteur).
- Cible : > 30 % de peuplements > 30 ans.

## UN GUIDE POUR LA MOSAÏQUE FORESTIÈRE ET LA GESTION DE LA FORÊT RÉSIDUELLE DANS LES AGGLOMÉRATIONS DE COUPE

Suivant le *Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal (Alces alces)* (Samson et coll., 2002), les éléments requis pour qu'un habitat soit propice à l'orignal sont les suivants : des forêts récemment perturbées fournissant une nourriture abondante et diversifiée, constituée d'espèces feuillues ; un couvert constitué de résineux pour minimiser les coûts de déplacements dans la neige et favoriser la thermorégulation ; et un couvert constitué d'une mosaïque forestière aidant à réduire la vulnérabilité de l'orignal à la chasse et à la prédation.

Dans la RFL, un habitat de qualité pour l'orignal est effectivement composé d'une mosaïque formée de jeunes peuplements mélangés, entremêlés à des peuplements résineux (> 30 ans) suffisamment vieux pour servir de couvert d'abri (contre les prédateurs et la neige). Suivant Samson et coll. (2002), un peuplement résineux peut servir d'abri à partir d'une hauteur moyenne de 6 m, hauteur qui, en zone boréale, est atteinte dans les peuplements de 30 ans. Dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, Potvin *et al.* (1999) ont observé que, à la suite de coupes agglomérées, l'orignal se déplaçait de manière à ce que son domaine vital ne contienne que de 20 à 25 % de coupes récentes.

À l'échelle du paysage, les perturbations récentes occupaient une position nettement sous-dominante dans le paysage. Même après le passage d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette, la proportion de peuplements en régénération ne dépassait pas 30 % dans la forêt préindustrielle (Leblanc et Bélanger, 2000). Le seuil de 30 % constitue un maximum dans l'éventail de variabilité historique naturelle. Dans le cas de l'aménagement de l'habitat de l'orignal, Courtois et coll. (1996) suggéraient de s'assurer que les peuplements de moins de 3 m n'occupent pas plus de 50 % du paysage, recommandation reprise par Samson et coll. (2002). Ce seuil de 50 % correspond au seuil de l'inversion de la matrice forestière.

Les peuplements en régénération, pauvres au niveau faunique, regrouperaient donc les peuplements régénérés naturellement de moins de 3 m de hauteur et les peuplements < 20 ans, soumis à un régime de plantation ou d'éclaircie précommerciale (Bujold, 2004). Ce sont des milieux ouverts où le couvert arbustif ne s'est pas encore fermé et où le processus d'autoéclaircie ne s'est pas encore amorcé. Il s'agit de peuplements généralement évités en hiver par le lièvre (*Lepus americanus*) et par l'orignal, très peu de brouet y étant disponible au-dessus du niveau de la neige (1,4 m). Ces peuplements présentent aussi une absence de couvert de protection à longueur d'année. De plus, on y retrouve un assemblage d'oiseaux des milieux ouverts récemment perturbés. Les espèces associées aux milieux arbustifs (la paruline à tête cendrée, la paruline à joues grises, la paruline rayée, le viréo de Philadelphie et le roitelet à couronne rubis [Rioux, 2006]) n'occupent pas encore abondamment ces sites (De Bellefeuille *et al.*, 2001).

Le maintien d'une forêt résiduelle après perturbation représente un enjeu écologique majeur, tant aux fins de conservation de la biodiversité (Drapeau et Imbeau, 2006) que pour la mise en valeur de l'orignal. Au plan purement écosystémique, la proportion de forêts résiduelles après feu est de l'ordre de 15 à 30 % dans l'est du Québec (Perron et coll., 2008 ; Dragotescu, 2008). Drapeau et Imbeau (2006) recommandent de leur conférer un statut de rétention permanente, dans l'éventualité où la forêt mature et âgée résiduelle représente moins de 20 % d'un secteur d'intervention.

## 4

## LE LYNX DU CANADA (*Lynx canadensis*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE INFÉODÉE AUX JEUNES FORÊTS

#### Valeur

- Espèce sensible.
- Espèce mise en valeur.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Paysage : mosaïque spatiale et temporelle de peuplements résineux qui maintient une composante de jeunes peuplements à dominance résineuse.
- Écosystème : jeunes peuplements résineux ou mélangés à dominance résineuse au stade d'autoéclaircie (gaulis de 4-7 m; > 7000 tiges/ha ; 10-35 ans) avec des densités intermédiaires ou fortes de lièvre.

#### Enjeux écologiques

- Maintien de jeunes peuplements appropriés au lièvre.
- Impact des éclaircies précommerciales.

#### Modèles de qualité d'habitat

- VASHON, J. H, A.L. MEEHAN, J.F. ORGAN *et al.*, 2008. Diurnal Habitat Relationship of Canada Lynx in an Intensively Managed Private Forest Landscape in Northern Maine. *Journal of Wildlife Management* 72: 1488-1496.
- Fuller, A. K., D.J. Harisson and J.H. Vashon, 2007. Winter Habitat Selection by Canada Lynx in Maine: Prey Abundance or Accessibility? *Journal of Wildlife Management* 71: 1980-1986.

#### VOIC

- Indicateur : proportion de gaulis à dominance résineuse de 4-7 m de hauteur.
- Cible : > 10-20 % de gaulis.

En raison de sa dépendance au lièvre (*Lepus americanus*), sa proie prédominante, le lynx du Canada (*Lynx canadensis*) est dépendant de la présence de bons habitats pour le lièvre d'Amérique. Le lynx sélectionnerait des peuplements à dominance résineuse qui peuvent compter des densités intermédiaires élevées de lièvre (Vashon *et al.*, 2008). Par contre, il préfère les gaulis plus hauts qui, sans offrir les densités les plus élevées en lièvre, lui facilitent la chasse par leur moins grande obstruction visuelle (Fuller *et al.*, 2007). Par ailleurs, le lynx évite les abords des routes (30 m de chaque côté). Les peuplements matures sont utilisés pour ses déplacements. La cible correspond à la proportion de jeunes peuplements dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Leblanc et Bélanger, 2000).

5

## LE LIÈVRE D'AMÉRIQUE (*Lepus americanus*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE CLÉ DE LA FORÊT BORÉALE

#### Valeur

- Espèce mise en valeur.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Paysage : mosaïque spatiale et temporelle de peuplements résineux qui maintient une composante de jeunes peuplements à dominance résineuse.
- Écosystème : jeunes peuplements résineux ou mélangés à dominance résineuse (gaulis de 3-7 m).

#### Enjeux écologiques

- Maintien de jeunes peuplements appropriés au lièvre.
- Impact des éclaircies précommerciales.

#### Modèles de qualité d'habitat

- Jacqmain, H., L. Bélanger, S. Hilton and L. Bouthillier, 2007. Bridging Native and Scientific Observations of Snowshoe Hare Habitat Restoration after Clearcutting to Set Wildlife Habitat Management Guidelines on Waswanipi Cree Land. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (3): 530-539.
- Hodson, J.C., D. Fortin and L. Bélanger, 2011. Changes in Relative Abundance of Snowshoe Hares (*Lepus americanus*) across a 265-year Gradient of Boreal Forest Succession. *Canadian Journal of Zoology* 89: 908-920.

#### VOIC

- Indicateur : proportion de gaulis à dominance résineuse de 3-7 m de hauteur.
- Cible : > 10-20 % de gaulis.
- Indicateur : proportion de gaulis à dominance résineuse de 3-7 m de hauteur traités par éclaircie précommerciale ayant bénéficié de mesures de protection des valeurs fauniques.
- Cible : 100 % des gaulis traités par éclaircie précommerciale ont bénéficié de mesures d'atténuation des impacts de l'éclaircie précommerciale.

Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est étroitement lié aux jeunes peuplements au stade de gaulis, lesquels lui procurent nourriture et couvert de fuite. Le lièvre a besoin à la fois des conifères pour se cacher des prédateurs (Litvaitis et coll., 1985) et de brout feuillu pour s'alimenter en hiver (Pease *et al.*, 1979). Le lièvre d'Amérique est aussi une espèce clé de l'écosystème boréal (Boutin *et al.*, 1995). La densité de plusieurs espèces est liée à celle du lièvre, dont celle du lynx du Canada (*Lynx canadensis*) et de la martre d'Amérique (*Martes americana*).

Le lièvre subit donc des changements rapides d'abondance au début des successions qui suivent de près les changements de couvert latéral et vertical (Jacqmain *et al.*, 2007 ; Hodson *et al.*, 2011). Après coupe, l'habitat du lièvre se restaure lorsque le couvert atteint 3-4 m de hauteur (Jacqmain *et al.*, 2007). La recolonisation d'aires de coupe par le lièvre est tardive dans la sapinière de la RFL parce qu'il faut plus de 10-15 ans à la régénération pour atteindre le stade de gaulis (De Bellefeuille *et al.*, 2001). Immédiatement après coupe, le lièvre se réfugie là où il y avait de la forêt résiduelle (au moins 25 % de la superficie de chaque domaine vital). La conservation de parcelles de forêt résiduelle est donc indispensable au maintien de populations locales de lièvres sur un territoire dominé par la coupe totale.

Les trouées de perturbations occupées par de jeunes peuplements (plus de 4 m de hauteur et de plus de 20 à 25 ans), ainsi que par les peuplements surannés en décrépitude répondent aux besoins du lièvre d'Amérique (Alvarez, 1996 ; Guay, 1994), donc à ceux de ses nombreux prédateurs, parmi lesquels ont compte le lynx du Canada (Parker *et al.*, 1983), la martre d'Amérique, le renard roux (*Vulpes fulva*) et le grand-duc (*Bubo virginianus*).

Le lièvre est sensible aux éclaircies précommerciales (Bujold, 2004). Il évite de s'aventurer dans les superficies traitées, préférant les gaulis non traités. Les sites éclaircis présentent une obstruction visuelle et une disponibilité de nourriture insuffisantes et inférieures aux sites non traités. Par contre, 8 à 10 ans après une éclaircie précommerciale, les différences de structure des éclaircies précommerciales influencent beaucoup moins les populations de lièvre (Parizeau, 2011).

6

## L'OMBLE DE FONTAINE (*Salvelinus fontinalis*)

7

## L'OMBLE CHEVALIER (*Salvelinus alpinus*)

### DES ESPÈCES CLÉS DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES



© Wikipedia Commons

#### Valeur

##### *Omble de fontaine*

- Espèce sensible.
- Espèce mise en valeur.

##### *Omble de fontaine*

- Espèce vulnérable.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Paysage : niveau de perturbation du bassin versant.
- Écosystème : sites de fraie et d'élevage des alevins dans les petits cours d'eau.

#### Enjeux écologiques

- Risque d'augmentation des débits pleins bords à la suite d'agglomérations de coupes.
- Apports de sédiments par les traverses de cours d'eau et colmatage des frayères.

#### Enjeu social

- Maintien de la qualité de l'expérience des pêcheurs.

#### Modèles de qualité d'habitat

- Bérubé, P. and F. Lévesque, 1998. Effects of Forestry Clear-cutting on Numbers and Sizes of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in Lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 5:123-135.
- Lachance, S., M. Dubé, R. Dostie and P. Bérubé, 2008. Temporal and Spatial Quantification of Fine-sediment Accumulation Downstream of Culverts in Brook Trout Habitat. *Transaction of the American Fisheries Society* 137: 1826-1838.
- Guillemette, F., A.P. Plamondon, M. Prévost and D. Lévesque, 2005. Rainfall Generated Stormflow Response to Clearcutting a Boreal Forest: Peak Flow Comparison with 50 World-wide Basin Studies. *Journal of Hydrology* 302: 137-153.

## VOIC

- Indicateur à l'échelle du paysage : aire équivalente de coupe.
- Cible : < 50 % d'aire équivalente de coupe sur les bassins versants jugés stratégiques.
- Indicateur à l'échelle de l'écosystème : dénombrement des ponts et ponceaux et dénombrement des cas d'érosion.
- Cible : à déterminer.

Tout laisse croire que l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est une espèce sensible à l'exploitation forestière d'un territoire. Dans la réserve faunique de Mastigouche, par exemple, Bérubé and Lévesque (1998) ont observé que le succès de pêche diminuait de façon notable (de l'ordre de 20 %) sur des lacs dont le bassin versant avait subi des coupes à blanc, et que cet effet s'accroissait avec l'augmentation du niveau de coupe. Ces auteurs suggèrent qu'une augmentation des débits de pointe pourrait endommager les habitats de fraie et d'élevage des alevins.

Des études plus récentes démontrent le rôle des ponts et ponceaux quant à l'apport de sédiments. Lachance *et al.* (2008) ont observé que, dans la RFL, les sédiments peuvent s'accumuler à des distances de 350 à 1 400 m en aval des ponceaux, affectant ainsi la qualité de l'habitat de fraie de l'omble de fontaine. L'affaissement des ponceaux en bois peut aussi obstruer le passage des poissons (Gobeil, 2010).

8

## LE PIC À DOS NOIR (*Picoides arcticus*)



© Wikimedia Commons.

### UNE ESPÈCE ASSOCIÉE AUX VIEILLES FORÊTS

#### Valeur

- Espèce sensible.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Écosystème : vieilles forêts (> 80 ans).
- Écosystème : perturbations naturelles récentes (feux, tordeuse des bourgeons de l'épinette, chablis).
- Attribut : arbres morts récemment.

#### Enjeux écologiques

- Maintien des vieilles forêts.
- Maintien des gros débris ligneux.

#### Modèles de qualité d'habitat

- Thompson, I.D., H.A. Hogan and W.A. Montevecchi, 1999. Avian Communities of Mature Balsam Fir Forests in Newfoundland: Age-dependant and Implications for Timber Harvesting. *Condor* 101:311–323.
- Tremblay, J.A, J. Ibarzabal, C. Dussault et J.-P. Savard, 2009. Besoins en termes d'habitat chez le Pic à dos noir (*Picoides arcticus*) nichant en forêt boréale non brûlée et sous aménagement. *Avian Conservation and Ecology- Écologie et conservation des oiseaux* 4(1) : 2.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau and M. Saint-Germain, 2009. Standing Deadwood for Keystone Bird Species in the Eastern Boreal Forest: Managing for Snag Dynamics. *The Forestry Chronicle* 85: 227-234.

#### VOIC

- Indicateur : proportion de vieilles sapinières.
- Indicateur : m<sup>3</sup> de chicots et de gros débris ligneux.
- Cible : > 35 m<sup>3</sup> de bois mort, dont 15 m<sup>3</sup> de bois mort récemment.

Le pic à dos noir (*Picoides arcticus*) est une espèce associée aux écosystèmes où il y a présence d'arbres récemment morts, et où se retrouve notamment les insectes saproxyliques (Nappi, 2009). On le retrouve donc en abondance dans les peuplements récemment perturbés par les feux ou sur les sites d'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Toutefois, on le retrouve également dans les vieilles forêts résineuses (Tremblay *et al.*, 2009).

## 9

## LA GRIVE DE BICKNELL (*Catharus bicknelli*)



© Larry Master, www.masterimages.org

### UNE ESPÈCE SPÉCIALISTE INFÉODÉE AUX JEUNES SAPINIÈRES MONTAGNARDES TRÈS DENSES

#### Valeur

- Espèce menacée.
- Espèce sensible.

#### Caractéristiques clés d'habitat

- Écosystème : jeunes sapinières montagnardes très denses (15-40 ans).
- Attribut : forte densité de gaules résineuses (> 2-3 m ; gaules de 5-10 cm ; 15 000-50 000 tiges/ha).

#### Enjeux écologiques

- Raréfaction des gaulis de sapin très denses par l'éclaircie précommerciale systématique.
- Effeuillement des sapinières montagnardes.

#### Modèles de qualité d'habitat

- COSEPAC, 2009. *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la Grive de Bicknell (Catharus bicknelli) au Canada*. Ottawa, 49 p.
- Chisholm, S.E. and M.L. Leonard, 2008. Effect of Forest Management on a Rare Specialist, the Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). *Canadian Journal of Zoology* 86: 217-223.
- Aubry, Y., A. Desrochers and G. Seutin, 2011. Response of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*) to Boreal Silviculture and Forest Stand edges: a Radio-tracking Study. *Canadian Journal of Zoology* 89: 474-482.

#### VOIC

- Indicateur : abondance des gaulis de sapin très denses (>15 000 tiges/ha ; > 2-3 m de hauteur) dans la zone > 700 m d'altitude.
- Cible : zoner des sites fauniques d'intérêt pour la grive de Bicknell.

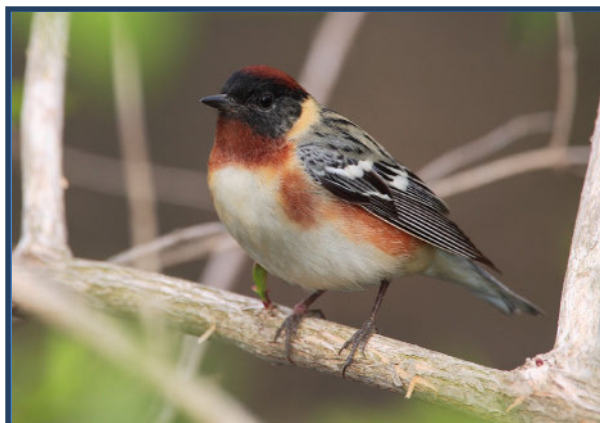
La grive de Bicknell (*Catharus bicknelli*) est une espèce d'oiseau spécialiste qui possède un statut d'espèce menacée. Elle est inféodée à un type d'écosystème bien particulier, soit les gaulis très denses dominés par le sapin (COSEPAC, 2009). Elle se retrouve dans les sapinières de hauts sommets au sud et, en zone boréale, dans les massifs montagnards. Cette spécialisation se caractérise par une aire de répartition restreinte. Plus de 80 % de son aire de nidification se retrouve au Québec (Aubry et Paradis, 2009).

Son abondance est liée notamment à la densité des gaules de 5-10 cm de diamètre (Chisholm et Leonard, 2008). Ce type de sapinière peut se développer sur les hauts sommets soumis aux chablis récurrents, ou encore à la suite de la mortalité des vieilles sapinières associées à une forte banque de semis, d'épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette, de chablis ou de coupes avec protection de la régénération préétablie.

Dans son habitat de nidification, l'éclaircie précommerciale est responsable d'une perte ou d'une dégradation des peuplements (Chisholm et Leonard, 2008 ; Aubry *et al.*, 2011). La raréfaction à moyen terme des gaulis denses de sapin, à la suite de révolutions de coupes relativement courtes et de l'effeuillage subséquent, constitue une autre menace. Suivant Aubry *et al.* (2011), la grive de Bicknell peut coexister avec un certain type d'aménagement forestier, lorsque ce dernier permet de maintenir une mosaïque forestière dominée par des sapinières denses, une sous-dominance des peuplements aménagés moins denses et le maintien d'arbustes fruitiers.

10

## LA PARULINE À POITRINE BAIE (*Dendroica castanea*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE SENSIBLE À LA FRAGMENTATION

#### Valeur

- Espèce sensible.

#### Caractéristique clé d'habitat

- Paysage : paysage forestier composé à plus de 50 % de peuplements arborescents (> 7 m de hauteur).

#### Enjeux écologiques

- Coupes agglomérées.
- Fragmentation de la forêt.

#### Modèle de qualité d'habitat

- Drolet, B., A. Desrochers and M-J Fortin, 1999. Effects of Landscape Structures on Nesting Songbird Distribution in a Harvested Boreal Forest. *Condor* 101: 699-704.

#### VOIC

- Indicateur : % de peuplements arborescents (> 7 m de hauteur).
- Cible : > 50 % de peuplements > 7 m.
- Cible : proportion de la forêt résiduelle en blocs > 200 m de large.

La paruline à poitrine baie (*Dendroica castanea*) est une espèce typique de la forêt boréale, très sensible à la fragmentation du territoire (Drolet *et al.*, 1999 ; Potvin and Bertrand, 2004, Rioux et Poulin, 2009). Elle est liée aux peuplements de sapin arborescents (> 7 m) et est relativement fréquente dans la RFL.

Les populations de paruline à poitrine baie sont en déclin. Il s'agit d'une espèce jugée prioritaire pour la conservation des oiseaux terrestres au Québec (Rioux et Poulin, 2009). Suivant les travaux de Drolet *et al.* (1999) dans la RFL, la paruline à poitrine baie est liée à des paysages composés à plus de 55 % de peuplements arborescents. Ainsi, après coupe, elle est absente des lisières boisées (Potvin et Bertrand, 2004).

11

## LE LOUP GRIS (*Canis lupus*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE SENSIBLE À L'OUVERTURE DU TERRITOIRE ET AU SURPIÉGEAGE

#### Valeur

- Espèce sensible.

#### Caractéristique clé d'habitat

- Paysage : habitat approprié pour l'orignal et le castor.

#### Enjeux écologiques

- Développement du réseau routier et contrôle du niveau de piégeage.
- Coupes agglomérées récentes.

#### Modèle de qualité d'habitat

- Houle, M., D. Fortin, C. Dussault, R. Courtois and J.P. Ouellet, 2010. Cumulative Effects of Forestry on Habitat Use by Gray Wolf (*Canis lupus*) in the Boreal Forest. *Landscape Ecology* 25: 419–433.

#### VOIC

- Indicateur : densité du réseau routier.
- Indicateur : proportion de coupes récentes et entremêlement des classes d'âge.
- Indicateur : niveau de piégeage.

L'entremêlement des peuplements matures et jeunes fournit un habitat pour l'orignal (*Alces alces*) et, par conséquent, pour le loup (*Canis lupus*). Par ailleurs, le développement du réseau routier semble favoriser les déplacements du loup, particulièrement en hiver dans les zones de plus haute altitude (Whittington *et al.*, 2011).

## 12

## LA MÉSANGE À TÊTE BRUNE (*Poecile hudsonicus*)



© Wikipedia Commons

### UNE ESPÈCE SENSIBLE À L'ENFEUILLEMENT

#### Valeur

- Espèce sensible.

#### Caractéristique clé d'habitat

- Paysage : matrice forestière dominée par les peuplements résineux et présence de peuplements fermés (> 7 m).

#### Enjeu écologique

- Enfeuillement à la suite de la coupe totale (CPRS) des peuplements résineux de seconde venue.

#### Modèle de qualité d'habitat

- Non disponible.

#### VOIC

- Indicateur : correspondance des peuplements à la série évolutive.
- Cible : à déterminer
- Indicateur : proportions de peuplements fermés (> 7 m).
- Cible : voir [Martre](#), p. 28.

En se basant sur ce que rapportent St-Hilaire et Bélanger (2011), les assemblages d'espèces d'oiseaux sont sensibles à la mixité et, pour certains, fortement associés au couvert. C'est le cas de la mésange à tête brune (*Poecile hudsonicus*) qui est associée aux forêts résineuses (Desgranges and Rondeau, 1995 ; Whitaker and Montevecchi, 1997 ; Warren *et al.*, 2005) et pour laquelle l'enfeuillement serait problématique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Déry et coll., 2000), un écosystème où la dynamique naturelle des forêts résineuses correspondrait à un modèle cyclique contrôlé par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) (Baskerville, 1975). L'habitat hivernal serait le principal facteur limitant des populations (Erskine 1977, 1992). Selon Hadley et Desrochers (2008), durant cette saison, la mésange à tête brune rechercherait les peuplements fermés (> 7 m), utiliserait les peuplements gaulis (4 m à 7 m) et éviterait les peuplements en régénération (< 4 m).

Alors qu'on la croyait historiquement peu concernée par la récolte de matière ligneuse, Imbeau *et al.* (2001) ont identifié la mésange à tête brune comme une espèce de l'Est canadien très sensible à l'aménagement forestier. Depuis, bien que la cause exacte n'ait pas été déterminée, un déclin de la population de mésange à tête brune a déjà été documenté dans les forêts résineuses d'Ontario (Thompson *et al.*, 2009). Des changements de couvert peuvent généralement faire partie de la variabilité naturelle d'une station forestière, un peuplement feuillu ou mélangé pouvant succéder à un peuplement résineux après perturbation naturelle (Harvey *et al.*, 2002). Une altération est constatée pour un territoire donné lorsque la proportion relative des types de couverts sur une station forestière donnée diffère de façon significative de la proportion retrouvée sur cette même station dans la forêt naturelle. Le phénomène d'enfeuillement sur les stations riches (Côté et Bélanger, 1991) constitue un bon exemple de ce type d'altération de la dynamique naturelle. L'enfeuillement dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est devient une problématique d'impacts cumulatifs à l'échelle du paysage (Grondin et coll., 2010 ; Lindenmayer, 2009).

## BIBLIOGRAPHIE

---

- ALVAREZ, E., 1996. *La forêt mosaïque : une alternative d'aménagement pour le maintien de la martre dans la sapinière boréale ?* Mémoire de maîtrise. Université Laval.
- ANDELMAN, S.J. and W.F. FAGAN, 2000. Umbrellas and Flagships: Efficient Conservation Surrogates or Expensive Mistakes?, *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 97: 5954-5959.
- AUBRY, Y., A. DESROCHERS and G. SEUTIN, 2011. Response of Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*) to Boreal Silviculture and Forest Stand Edges: a Radio-tracking Study. *Canadian Journal of Zoology*. 89: 474-482.
- AUBRY, Y et S. PARADIS, 2009. Conservation de la grive de Bicknell au Québec : la contribution des aires protégées. *Le Naturaliste canadien* 133 : 22-25.
- BANVILLE, D., 1983. *Étude écologique de la martre d'Amérique dans le parc de la Jacques-Cartier et la réserve faunique des Laurentides*. Rapport d'étape, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune terrestre. 10 p.
- BASKERVILLE, G., 1975. Spruce Budworm: Super Silviculturist. *Forestry Chronicle* 51: 4-6.
- BASTILLE-ROUSSEAU, G., D. FORTIN, C. DUSSAULT *et al.*, 2010. Foraging Strategies by Omnivores: are Black Bears Actively Searching for Ungulate Neonates or are they Simply Opportunistic Predators? *Ecography* 34: 588-596.
- BEAUCHESNE, P., 1991. *Effets de la largeur de la bande riveraine de protection sur l'abondance et la diversité de la faune de la sapinière boréale*. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 98 p.
- BÉLANGER, L., 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : L'expérience de la Forêt Montmorency. *Le Naturaliste canadien* 125 : 18-25.
- BERLANGA, H., J.A. KENNEDY, T.D. RICH *et al.*, 2010. *Saving our Shared Birds: the Partners in Flight Tri-national Vision for Landbird Conservation*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca (NY).
- BERNIER, S., 1991. *Problématique des introductions de poissons-appâts dans les régions administratives de Québec et Chaudière-Appalaches*. Les consultants Biofaune inc., Sainte-Foy. 20 p + annexes.
- BÉRUBÉ, P. and F. LÉVESQUE, 1998. Effects of Forestry Clear-cutting on Numbers and Sizes of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in Lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. *Fisheries Management and Ecology* 5:123-135.
- BLAIS, J.-R., 1983. Trends in the Frequency, Extent, and Severity of Spruce Budworm Outbreaks in Eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 539-547.

BLAIS, J.R., 1985. *Répercussions des invasions de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur le sapin baumier et l'épinette blanche dans la réserve des Laurentides*. Service canadien des Forêts, Centre de foresterie des Laurentides. Rapport Inf. LAU-X-68F.

BOUCHARD, M., S. DÉRY, H. JACQMAIN et coll., 2011. *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II : élaboration de solutions aux enjeux*. Version préliminaire 1.1. Gouvernement du Québec, MRNF, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 124 p.

BOUCHARD, R. et G. MOISAN, 1974. Chasse contrôlée à l'original dans les parcs et réserves du Québec (1962-1972). *Le Naturaliste canadien* 101 : 689-704.

BOUCHER, Y., P. GRONDIN, J. NOËL et coll., 2008. *Classification des écosystèmes et répartition des forêts mûres et surannées : le cas du projet pilote d'aménagement écosystémique de la réserve faunique des Laurentides*. Direction de la recherche forestière, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Québec, Québec, 100 p.

BOUCHER, Y., D. ARSENEAULT, L. SIROIS et L. BLAIS, 2009. Logging Pattern and Landscape Changes over the Last Century at the Boreal and Deciduous Forest Transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24: 171-184.

BOUCHER, Y., M. BOUCHARD, P. GRONDIN et P. TARDIF, 2011. *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 161. 40 p.

BOUCHER, Y. and P. GRONDIN, 2012. Impact of Logging and Natural Stand-replacing Disturbances on High-elevation Boreal Landscape Dynamics (1950-2005) in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management* 263: 229-239.

BOUTIN, S., C.J. KREBS, R. BOONSTRA *et al.*, 1995. Population Changes of the Vertebrate Community during a Snowshoe Hare Cycle in Canada's Boreal Forest. *OIKOS* 74: 69-80.

BOUTIN, S., D.L HAUGHLAND, J. SCHIECK *et al.*, 2009. A New Approach to Forest Biodiversity Monitoring in Canada. *Forest Ecology and Management* 258s: S168-S175.

BRUNELLE, J. and J.R. BIDER, 1987. *Étude de la population de castors (Castor canadensis) de la réserve faunique des Laurentides, Québec*. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, 70 p.

BUJOLD, F., 2004. *Impacts de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'est*. Mémoire de maîtrise. Université Laval.

CANTIN, M., 2000. *Situation de l'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) dans la région de la Capitale-Nationale*. Rapport. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale. Québec. 76 p.

CARIGNAN, V. and M.-A. VILLARD, 2002. Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: a Review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78: 45-61.

- CARLETON, T.J. and P.F. Maycock, 1978. Dynamics of the Boreal Forest South of James Bay. *Canadian Journal of Botany* 56: 1157-1173.
- CHAPIN, T.G., D.J. HARRISON and D.D. KATNIK, 1998. Influences of Landscape Pattern on Habitat Use by American Martens in North-central Maine. *Conservation Biology* 12: 1327-1337.
- CHISHOLM, S.E. and M.L. LEONARD, 2008. Effect of Forest Management on a Rare Specialist, the Bicknell's Thrush (*Catharus bicknelli*). *Canadian Journal of Zoology* 86: 217-223.
- COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ, 2010. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Rapport du comité scientifique, sous la direction de N. Thiffault. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Québec (Québec). vii + 147 p.
- COSEPAC, 2009. *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur la Grive de Bicknell (Catharus bicknelli) au Canada*. Ottawa, 49 p.
- CÔTÉ, S. et L. BÉLANGER, 1991. Variation de la végétation préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques. *Revue canadienne de la recherche forestière*. 21 : 1779-1795.
- COUILLARD, P.-L., 2011. *Dynamique des sapinières à bouleau blanc d'altitude de la réserve faunique des Laurentides*. Mémoire de maîtrise. Université Laval. 86 p. + annexes.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, M.C. DANSEREAU et A.M. FAUVEL, 1996. *Habitat de début d'hiver de l'orignal (Alces alces) dans quatre zones bioclimatiques du Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la faune et des habitats.
- CSA (Canadian Standard Association), 2010. *Norme CSA Z809-08. Aménagement forestier durable*. Association canadienne de normalisation. Mississauga, 96 p.
- DE BELLEFEUILLE, S., 1997. *La sapinière boréale en voie de régénération : un écosystème inhospitalier pour le lièvre d'Amérique*. Mémoire de maîtrise. Université Laval.
- DE BELLEFEUILLE, S., L. BÉLANGER, J. HUOT et A. CIMON, 2001. Clear-cutting and Regeneration Practices in Quebec Boreal Balsam Fir Forest: Effects on Snowshoe Hare. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 41-51
- DÉRY, S., L. BÉLANGER, S. MARCHAND et S. CÔTÉ, 2000. Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue. *Revue canadienne de la recherche forestière* 30 : 801-816.
- DESGRANGES, J.L. and G. RONDEAU, 1995. Changes in the Bird Communities of Balsam Fir White Birch Forest Following an Insect Pest Epidemic. *Forestry Chronicle* 71: 201-210.
- DESMEULES, P., 1964. *The Influence of Snow on the Behavior of Moose*. Travaux en cours en 1963, rapport n° 3, Service de la faune du Québec, ministère du Tourisme, p. 51-73.

DESPONTS, M., G. BRUNET, L. BÉLANGER, M. BOUCHARD, 2004. The Eastern Boreal Old-growth Balsam Fir Forest: a Distinct Ecosystem. *Canadian Journal of Botany* 82: 830-849.

DRAGOTESCU, I., 2008. *Étude comparative des peuplements forestiers après feux et après coupes dans la forêt boréale mixte en Mauricie et au Témiscamingue*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal.

DRAPEAU, P., A. LEDUC, D. KNEESHAW et coll., 2008. Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses. p. 361 à 392. Dans : Gauthier, S. et coll. (éd.). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.

DRAPEAU, P., A. NAPPI, L. IMBEAU and M. SAINT-GERMAIN, 2009. Standing Deadwood for Keystone Bird Species in the Eastern Boreal Forest: Managing for Snag Dynamics. *Forestry Chronicle* 85: 227-234.

DRAPEAU, P. et L. IMBEAU, 2006. *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein des grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures*. Avis scientifique, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, bureau régional Abitibi-Témiscamingue.

DROLET, B., A. DESROCHERS and M.-J. FORTIN, 1999. Effects of Landscape Structures on Nesting Songbird Distribution in a Harvested Boreal Forest. *Condor* 101: 699-704.

DUSSAULT, C., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS et al., 2004a. Behavioural Responses of Moose to Thermal Conditions in the Boreal Forest. *Écoscience* 11 : 321-328.

DUSSAULT, C., M. POULIN, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET., 2004b. *Répartition temporelle et spatiale des accidents routiers impliquant l'original dans la réserve faunique des Laurentides de 1990 à 2002*. Québec, Ressources naturelles et faune Québec, Transports Québec ; Université du Québec à Rimouski (Rimouski), 48 p.

DUSSAULT, C., M. POULIN, J.-P. OUELLET et coll., 2005. Existe-t-il des solutions à la problématique des accidents routiers impliquant la grande faune ? *Le Naturaliste canadien* 129 : 57-62

DUSSAULT, C., R. COURTOIS and J.-P. OUELLET, 2006. A Habitat Suitability Index Model to Assess Moose Habitat Selection at Multiple Spatial Scales. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1097-1107.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2011. *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada*. [En ligne].

[http://publications.gc.ca/collections/collection\\_2011/ec/CW66-296-2011-fra.pdf](http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/ec/CW66-296-2011-fra.pdf) (consulté le 3 mai 2012).

ERSKINE, A.J., 1977. *Birds in boreal Canada: Communications, Densities and Adaptations*. Canadian Wildlife Service Report Series 41. Canadian Wildlife Service (Ottawa, Ontario, Canada).

ERSKINE, A.J., 1992. *Atlas of Breeding Birds of the Maritime Provinces*. Nimbus Publications and Nova Scotia Museum (Halifax, Nova Scotia, Canada).

FORTIN, C. 1992. *Inventaire aérien du castor dans la réserve faunique des Laurentides*. Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec. 4 p.

FORTIN, C. et M. CANTIN, 1990. *Effet du piégeage sur une population nouvellement exploitée de martre d'Amérique en milieu boréal*. Publication n° 1176. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Québec.

FRASER, E.D.G., A.J. DOUGILL, W.E. MABEE *et al.*, 2006. Bottom up and Top down: Analysis of Participatory Processes for Sustainability Indicator Identification as a Pathway to Community Empowerment and Sustainable Environmental Management. *Journal of Environmental Management* 78: 1-14.

FULLER, A.K. and D.J. HARRISON, 2005. Influence of Partial Harvesting on American Martens in North-central Maine. *Journal of Wildlife Management* 69: 710-722.

FULLER, A. K., D. J. HARRISON and J. H. VASHON. 2007. Winter Habitat Selection by Canada Lynx in Maine: Prey Abundance or Accessibility? *Journal of Wildlife Management* 71: 1980-1986.

GUAY, S., 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (Lepus americanus) au Québec*. [Québec]. Gouvernement du Québec Ministère des Ressources Naturelles et ministère de l'Environnement et de la Faune. ix, 59 p.

GAGNÉ, N., 1997. *Comparaison des effets sur les petits mammifères des méthodes de régénération de la sapinière boréale*. Thèse de doctorat. Université Laval. 121 p.

GOBEIL, P., 2010. *Évaluation des travaux d'aménagement et de restauration des habitats de l'omble de fontaine dans la réserve faunique des Laurentides*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec.

GODBOUT, G. and J. OUELLET, 2010. Fine-Scale Habitat Selection of American Marten at the Southern Fringe of the Boreal Forest. *Ecoscience* 17: 175-185.

GOLDSTEIN, P.Z., 1999. Clarifying the Role of Species in Ecosystem Management: A Reply. *Conservation Biology* 13: 1515-1517.

GRENON, F., J.-P. JETTÉ et M. LEBLANC, 2010. *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec. Module 1 : Fondements et démarche de la mise en œuvre*. Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.

GROFFMAN, P.M., J.S. BARON, T. BLETT *et al.*, 2006. Ecological Thresholds: The Key to Successful Environmental Management or an Important Concept with No Practical Application? *Ecosystems* 9: 1-13.

GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2007. *L'intégration de la végétation et de ses variables explicatives à des fins de classification et de cartographie d'unités homogènes du Québec méridional*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no 150. 62 p.

- GRONDIN, P., D. HOTTE, Y. BOUCHER et coll., 2010. *Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière 158. 96 p.
- GUILLEMETTE, F., A.P. PLAMONDON, M. PRÉVOST and D. LÉVESQUE, 2005. Rainfall Generated Stormflow Response to Clearcutting a Boreal Forest: Peak Flow Comparison with 50 World-wide Basin Studies. *Journal of Hydrology* 302: 137-153.
- HADLEY, A. and A. DESROCHERS, 2008. Winter Habitat Use by Boreal Chickadee Flocks in a Managed Forest. *Wilson Journal of Ornithology* 120: 139-145.
- HAGAN, J.M. and A.A. WHITMAN, 2006. Biodiversity Indicators for Sustainable Forestry: Simplifying Complexity. *Journal of Forestry* 104: 203-210.
- HARVEY, B.D., A. LEDUC, S. GAUTHIER and Y. BERGERON, 2002. Stand-landscape Integration in Natural Disturbance-Based Management of the Southern Boreal Forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- HODSON, J.C., D. FORTIN and L. BÉLANGER, 2011. Changes in Relative Abundance of Snowshoe Hares (*Lepus americanus*) across a 265-year Gradient of Boreal Forest Succession. *Canadian Journal of Zoology* 89: 908-920.
- HOULE, M., D. FORTIN, C. DUSSAULT *et al.*, 2010a. Cumulative Effects of Forestry on Habitat Use by Gray Wolf (*Canis lupus*) in the Boreal Forest. *Landscape Ecology* 25: 419-433.
- HOULE, D., S. COUTURE and C. GAGNON, 2010b. Relative Role of Decreasing Precipitation Sulfate and Climate on Recent Lake Recovery. *Global Biogeochemical Cycles* 24: GB4029, doi:10.1029/2009GB003757.
- HUGGETT, A., 2005. The Concept and Utility of Ecological Thresholds in Biodiversity Conservation. *Biological Conservation* 124: 301-310.
- IMBEAU, L., M. MÖNKÖNEN and A. DESROCHERS, 2001. Long-Term Effects of Forestry on Birds of the Eastern Canadian Boreal Forests: a Comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15: 1151-1162.
- JACQMAIN, H., L. BÉLANGER, S. HILTON and L. BOUTHILLIER, 2007. Bridging Native and Scientific Observations of Snowshoe Hare Habitat Restoration after Clearcutting to Set Wildlife Habitat Management Guidelines on Waswanipi Cree Land. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 530-539.
- JASINSKI, J.P. and S. PAYETTE, 2005. The Creation of Alternative Stable States in the Southern Boreal Forest, Québec, Canada. *Ecological Monographs* 75: 561-583.
- KNEESHAW, D.D., A. LEDUC, P. DRAPEAU *et al.*, 2000. Development of Integrated Ecological Standards of Sustainable Forest Management at an Operational Scale. *Forestry Chronicle* 76: 481-493.
- LACHANCE, S., M. DUBÉ, R. DOSTIE and P. BÉRUBÉ, 2008. Temporal and Spatial Quantification of Fine-sediment Accumulation Downstream of Culverts in Brook Trout Habitat. *Transaction of the American Fisheries Society* 137: 1826-1838.

- LAFLEUR, P.-É., 2007. *Quelques éléments de réflexion concernant l'utilisation d'espèces indicatrices dans un modèle écologique de gestion écosystémique pour la réserve faunique des Laurentides*. Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité dans la réserve faunique des Laurentides. Annexe I, 9 p.
- LAFLEUR, P.-É., R. COURTOIS, D. BANVILLE et A. SEBBANE, 2003. *Proposition d'un plan d'aménagement forestier pour le territoire fréquenté par le caribou de Charlevoix*. Direction de l'aménagement de la faune de la Capitale-Nationale et Direction de la recherche sur la faune. 17 p.
- LAMBECK, J.L., 1997. Focal Species: a Multi-species Umbrella for Nature Conservation. *Conservation Biology* 11: 849-856.
- LANDRES, P.B., J. VERNER and J.W. THOMAS, 1988. Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique. *Conservation Biology* 2: 316-328.
- LANDRES, P.B., P. MORGAN, and F.J. SWANSON, 1999. Overview of the Use of Natural Variability Concepts in Managing Ecological Systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- LATHAM, A.D., M.C. LATHAM, M.S. BOYCE and S. BOUTIN, 2011. Movement Responses by Wolves to Industrial Linear Features and their Effect on Woodland Caribou in Northeastern Alberta. *Ecological Applications* 21: 2854-2865.
- LEBLANC, M. et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*. Mémoire de recherche forestière n° 136, ministère des Ressources naturelles, Québec (Québec), 91 p.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN *et al.*, 2011. Assessing the Influence of Resource Covariates at Multiple Spatial Scales: An Application to Forest-dwelling Caribou Faced with Intensive Human Activity. *Landscape Ecology* 26: 1433-1446.
- LINDENMAYER, D.B., 2009. Forest Wildlife Management and Conservation. *The Year in Ecology and Conservation Biology: Annals of the New-York Academy of Sciences*. 1162: 284-310.
- LINDENMAYER, D.B., J.F. FRANKLIN and J. FISCHER, 2006. General Management Principles and a Checklist of Strategies to Guide Forest Biodiversity Conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.
- LITVAITIS, J. A., J.A. SHERBURNE AND J.A. BISSONETTE, 1985. Influence of Understory Characteristics on Snowshoe Hare Habitat Use and Density. *Journal of Wildlife management* 49: 866-873.
- MACLEAN, D.A., 1988. Effects of Spruce Budworm Outbreaks on Vegetation, Structure, and Succession of Balsam Fir Forests on Cape Breton Island, Canada, p. 253-261. In WERGER, M.J.A. *et al.* (éd.). *Plant Form and Vegetation Structure: Adaptation, Plasticity and Relation to Herbivory*. SPB Academic, La Haye.
- MCLAREN, M.A., I.D. THOMPSON and J.A. BAKER, 1998. Selection of Vertebrate Wildlife Indicators for Monitoring Sustainable Forest Management in Ontario. *Forestry Chronicle* 74: 241-248.
- MCRAE, D. J., L.C. DUCHESNE, B. FREEDMAN *et al.*, 2001. Comparisons Between Wildfire and Forest Harvesting and their Implications in Forest Management. *Environmental Reviews* 9: 223-260.

- NAPPI, A., 2009. *Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale*. Thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal. 216 p.
- OCDE (Organisation de coopération et de développement économique), 1999. *Données OCDE sur l'environnement, Compendium 1999*. OCDE, Paris.
- PARIZEAU, L., 2011. *Impacts à moyen terme de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre et les passereaux nicheurs dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*. Mémoire de maîtrise. Université Laval.
- PARKER, G.R., J.W. MAXWELL, L.D. MORTON and G.E.J. SMITH, 1983. The Ecology of the Lynx (*Lynx canadensis*) on Cape-Breton-Island. *Canadian Journal of Zoology* 61: 770-786.
- PAYER, D.C. and D.J. HARRISON, 2003. Influence of Forest Structure on Habitat Use by American Marten in an Industrial Forest. *Forest Ecology and Management* 179: 145-156.
- PEASE, J.L., R.H. VOWLES and L.B. KEITH, 1979. Interaction of Snowshoe Hares and Woody Vegetation. *Journal of Wildlife Management* 43: 43-60.
- PERRON, N., L. BÉLANGER et M.-A. VAILLANCOURT, 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régimes de feu et de coupes. p. 137 à 163. Dans : Gauthier, S. et coll. (éd.). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, 568 p.
- PINARD, V., C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET *et al.*, 2012. Calving Rate, Calf Survival Rate, and Habitat Selection of Forest-Dwelling Caribou in a Highly Managed Landscape. *Journal of Wildlife Management* 76: 189-199.
- POTVIN, F., 2011. Modèle de qualité d'habitat de la martre (annexe 1). Dans : Racine, J.-C. et coll. *Guide d'aménagement de l'habitat de la martre d'Amérique et de ses espèces proies*. Fédération des trappeurs gestionnaires du Québec. 118 p. + annexes.
- POTVIN, F. and N. BERTRAND, 2004. Leaving Forest Strips in Large Clearcut Landscapes of Boreal Forest: A Management Scenario Suitable for Wildlife? *Forestry Chronicle* 80: 44-53.
- POTVIN, F., L. BÉLANGER and K. LOWELL, 2000. Marten Habitat Selection in a Clearcut Boreal Landscape. *Conservation Biology* 14: 844-857.
- POTVIN, F., R. COURTOIS and 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* 29: 1120-1127.
- REMPEL, R.S., D.W. ANDISON and S.J. HANNON, 2004. Guiding Principles for Developing an Indicator and Monitoring Framework. *Forestry Chronicle* 80: 82-90.
- RIOUX, J., 2003. *Localisation et caractérisation de ravages d'originaux semi-permanents à la forêt Montmorency*. Mémoire de fin d'étude. 34 p.

- RIOUX, J., 2006. *Effets de la coupe avec la protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et de la coupe avec la protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) sur la faune de la pessière noire à mousse*. Mémoire de maîtrise. Université Laval.
- RIOUX, J. et J.-F. POULIN, 2009. *Portrait des enjeux d'oiseaux de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Étude réalisée par GENIVAR pour le Service canadien de la faune, Environnement Canada dans le cadre du projet pilote du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 114 pages + annexes.
- ROMPRÉ, G., Y. BOUCHER, L. BÉLANGER et coll., 2010. Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat. *Forestry Chronicle* 86: 572-579.
- SAMHOURI, J. F., P.S. LEVIN and C.H. AINSWORTH, 2010. Identifying Thresholds for Ecosystem-Based Management. *PLoS ONE* 5: e8907.
- SAMSON, C., C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2002. *Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal*. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy. 48 p.
- SEBBANE, A., R. COURTOIS, S. ST-ONGE et coll., 2002. *Utilisation de l'espace et caractéristiques de l'habitat du caribou de Charlevoix entre l'automne 1998 et l'hiver 2001*. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec. 60 p.
- SEBBANE, A., R. COURTOIS et H. JOLICOEUR, 2011. Changements de comportement du caribou de Charlevoix et modifications de l'habitat dans les aires fréquentées entre 1978 et 2001. *Le Naturaliste canadien* 135 : 79-87.
- SERGIO, F., I. NEWTON, L. MARCHESI and P. PEDRINI, 2006. Ecologically Justified Charisma: Preservation of Top Predators Delivers Biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43: 1049–1055.
- SIMBERLOFF, D., 1998. Flagships, Umbrellas and Keystones: Is Single-species Management Passé in the Landscape Era? *Biological Conservation* 83: 247-257.
- SIMONS, E.D., D. HARRISON, A. WHITMAN and J. WILSON, 2010. *Quantifying Biodiversity Values across Managed Landscapes in Northern and Western Maine*. Final Report to the Maine Cooperative Forestry Research Unit. University of Maine. 29 p.
- ST-HILAIRE, G. et L. BÉLANGER, 2011. *Évaluation du gradient de naturalité de peuplements aménagés : un outil pour une sylviculture écosystémique*. Nature Québec. 25 p.
- ST-HILAIRE, G., M-È. DESHAIES, J-P. TREMBLAY et coll., 2012. *Guide d'intégration des habitats fauniques à la planification forestière*. Nature Québec. 72 p.
- ST-LAURENT, M.-H., M. CUSSON, J. FERRON and A. CARON, 2008. Planning Timber Harvest of Residual Forest Stands without Compromising Bird and Small Mammal Communities in Boreal Landscapes. *Forest Ecology and Management* 254: 261-275.

ST-ONGE, S., R. COURTOIS et D. BANVILLE, 1996. *Inventaires aériens de l'orignal dans les réserves fauniques du Québec*. Ministère de l'Environnement et de la Faune.

TABLE DES PARTENAIRES, 2009. *Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*. Rapport de la Table des partenaires. 55 p.

THOMPSON, I.D., J.A. BAKER, S.J. HANNON *et al.*, 2009. Forest Birds and Forest Management in Ontario: Status, Management, and Policy. *Forestry Chronicle* 85: 245-257.

THOMPSON, I. and A. HARESTAD, 1994. Effects of Logging on American Martens, and Models for Habitat Management, p. 355–367. In: Buskirk, S.W., A.S. Harestad, M.G. Raphael and R.A. Powell (eds ). *Martens, Sables, and Fishers*. New York (NY), Cornell University Press.

THOMPSON, I.D., H.A. HOGAN and W.A. MONTEVECCHI, 1999. Avian Communities of Mature Balsam Fir Forests in Newfoundland: Age-dependant and Implications for Timber Harvesting. *Condor* 101: 311–323.

TREMBLAY, J.A, J. IBARZABAL, C. DUSSAULT et J.-P. SAVARD, 2009. Habitat Requirements of Breeding Black-backed Woodpeckers (*Picoides arcticus*) in Managed, Unburned Boreal Forest. *Avian Conservation and Ecology* 4: 2. [En ligne]. <http://www.ace-eco.org/vol4/iss1/art2/> (consulté le 3 mai 2012).

TREMBLAY, J.A., L. BÉLANGER, M. DESPONTS et G. BRUNET, 2007. La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 825–839.

TREMBLAY, J.-P., H. JOLICOEUR and R. LEMIEUX, 2001. Summer Food Habits of Gray Wolves in the Boreal Forest of the Lac Jacques-Cartier Highlands, Québec. *Alces* 37: 1-12.

VASHON, J. H, A.L. MEEHAN, J.F. ORGAN *et al.*, 2008. Diurnal Habitat Relationship of Canada Lynx in an Intensively Managed Private Forest Landscape in Northern Maine. *Journal of Wildlife Management* 72: 1488-1496.

VILLARD, M-A. and B.G. JONSSON, 2009. Tolerance of Focal Species to Forest Management Intensity as a Guide in the Development of Conservation Targets. *Forest Ecology and Management* 258: 142-145.

WARREN, T.L., M.G. BETTS, A.W. DIAMOND and G.J. FORBES, 2005. The Influence of Local Habitat and Landscape Composition on Cavity-nesting Birds in a Forested Mosaic. *Forest Ecology and Management* 214: 331-343.

WHITAKER, D.M. and W.A. MONTEVECCHI, 1997. Breeding Bird Assemblages Associated with Riparian, Interior Forest, and Nonriparian Edge Habitats in a Balsam Fir Ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1159-1167.

WHITMAN, A., J. HAGAN, E. WILKERSON *et al.*, 2009. *A Forest Biodiversity Scorecard for Northeastern Managed Forest Landscapes*. Natural Capital Science Note. Maine, Manomet Center for Conservation Sciences. 4 p.

WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N.J. DECESARE *et al.*, 2011. Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach. *Journal of Applied Ecology* 48: 1535-1542.



Nature Québec est un organisme national à but non lucratif qui regroupe 5 000 sympathisants, dont plus d'une centaine d'organismes affiliés issus œuvrant à la protection de l'environnement et à la promotion du développement durable. Travaillant au maintien de la diversité des espèces et des écosystèmes, Nature Québec souscrit depuis 1981 aux objectifs de la Stratégie mondiale de conservation de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) :

- maintenir les processus écologiques essentiels à la vie;
- préserver la diversité biologique;
- favoriser l'utilisation durable des espèces, des écosystèmes et des ressources.

Nature Québec contribue à l'avancement des sciences environnementales par la production de mémoires, d'analyses et de rapports sur lesquels il fonde ses interventions publiques. Il réfléchit aux perturbations que subit la nature lors de l'aménagement du territoire agricole et forestier, de la gestion du Saint-Laurent et lors de la réalisation de projets de développement urbain, routier, industriel et énergétique. À ces fins, Nature Québec a constitué des commissions autour de grands thèmes intégrateurs qui interviennent dans les domaines de l'agriculture, des aires protégées, de la biodiversité, de l'eau, de l'énergie et de la forêt. Prônant le consensus et la vie démocratique, les commissions sont animées par un important réseau de bénévoles et de collaborateurs détenteurs d'une expertise de terrain irremplaçable, ainsi que d'universitaires et de chercheurs spécialisés dans les domaines de la biologie, de la foresterie, de l'agronomie et des sciences de l'environnement.

Nature Québec cherche à susciter des réflexions et des débats, et exige souvent un examen public préalable à la réalisation de projets publics ou privés ou à la mise en œuvre de politiques ou de programmes gouvernementaux qui risqueraient d'avoir des impacts négatifs sur l'environnement.

---

**Nature Québec**

870, avenue De Salaberry, bureau 270

Québec (Québec) G1R 2T9

tél. (418) 648-2104 • Téléc. (418) 648-0991

[www.naturequebec.org](http://www.naturequebec.org) • [conservons@naturequebec.org](mailto:conservons@naturequebec.org)