

# AVIS SCIENTIFIQUE PORTANT SUR LES FORÊTS MÛRES ET SURANNÉES

Préparé à la demande de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec

Février 2009



### **Personnes impliquées dans cet avis :**

Marie-Andrée Vaillancourt (Professionnelle de recherche, Service canadien des forêts)  
Louis Bélanger (Professeur, Université Laval)  
Yves Bergeron (Professeur, UQAT et UQAM)  
Pierre Drapeau (Professeur, UQAM)  
Daniel Fortin (Professeur, Université Laval)  
Daniel Gagnon (Professeur, UQAM)  
Sylvie Gauthier (Chercheure au Service canadien des forêts)  
Louis Imbeau (Professeur, UQAT)  
Daniel Kneeshaw (Professeur, UQAM)  
Christian Messier (Professeur, UQAM)  
Alain Leduc (Chercheur, UQAM)  
David Pothier (Professeur, Université Laval)  
Frédéric Raulier (Professeur, Université Laval)  
Jean-Claude Ruel (Professeur, Université Laval)

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ EXÉCUTIF .....	4
PRÉAMBULE .....	8
QUESTION 1.....	13
<i>Selon les travaux de recherche réalisés au Québec, quelle était la proportion de forêts mûres et surannées présente dans la forêt préindustrielle dans chacun des sous-domaines bioclimatiques, considérant les études sur les cycles de feux et les études de reconstitution historique ? .....</i>	13
1.1 État des connaissances concernant la proportion du territoire constitué de vieilles forêts dans les différentes régions forestières du Québec et de la forêt boréale .....	13
1.2 Le véritable enjeu : les seuils d'altération.....	16
QUESTION 2.....	19
<i>Quels sont les attributs écologiques spécifiques qui confèrent aux forêts mûres et surannées un rôle particulier dans le maintien de la biodiversité ?.....</i>	19
2.1 Qu'est-ce qu'une vieille forêt?.....	19
2.2 Les vieilles forêts boréales, des habitats particuliers ? .....	20
2.2.1 Composition.....	22
2.2.2 Structure irrégulière .....	23
QUESTION 3.....	26
<i>Quelles sont les considérations minimales de configuration spatiale (superficie, largeur, etc..) et de répartition spatiale qui devraient être prises en compte dans la planification forestière afin d'assurer le maintien de la biodiversité associée aux forêts mûres et surannées ? .....</i>	26
3.1 Quantité d'habitat, configuration et répartition spatiale des vieilles forêts et effets sur la biodiversité .....	26
3.1.1 Effet de la taille et de la configuration des habitats résiduels.....	28
3.1.2 Effet de l'isolement (distance au massif).....	29
3.1.3 Limites des études portant sur la fragmentation des vieilles forêts en paysages aménagés .....	30
3.1.4 Fragmentation et espèces à grands domaines vitaux .....	31
3.2 Les perturbations naturelles et les forêts résiduelles.....	32
3.2.1 Échelle de la perturbation (chantier de coupe) .....	32
3.2.2 Échelle du paysage (unité d'aménagement forestier) .....	36
3.2.3 S'inspirer de la forêt résiduelle post-feu en aménagement .....	37
3.3 Réponse à la question.....	38
PERSPECTIVES .....	41
LISTE DES RÉFÉRENCES .....	42

# RÉSUMÉ EXÉCUTIF

## Question 1

*Selon les travaux de recherche réalisés au Québec, quelle était la proportion de forêts mûres et surannées présente dans la forêt préindustrielle dans chacun des sous-domaines bioclimatiques, considérant les études sur les cycles de feux et les études de reconstitution historique ?*

## Réponse

Un premier constat que nous pouvons faire suivant la compilation des études sur les cycles de feux et les études de reconstitution historique est que les proportions de vieilles forêts sont naturellement élevées dans la totalité des sous-domaines bioclimatiques comparativement à plusieurs autres régions boréales au Canada. Le paysage de la forêt commerciale québécoise a été, au cours des derniers siècles, constitué d'une très forte dominance de forêts âgées (entre 45 et 85 % de forêts de plus de 100 ans).

Un second constat qui se dégage de ces études est qu'il existe une certaine variabilité au sein des différents sous-domaines bioclimatiques québécois. On remarque une tendance à l'effet que le temps moyen depuis feu est plus élevé dans les sous-domaines de l'est comparativement à ceux de l'ouest. Le climat plus humide de l'est québécois influencé par l'océan Atlantique et le golfe du Saint-Laurent rend plus propice les précipitations et les conditions humides qui influencent le régime des feux, et conséquemment, la proportion de vieilles forêts.

Enfin, un troisième et dernier constat qu'il faut souligner est qu'à l'intérieur des sous-domaines bioclimatiques, on observe une importante variabilité du cycle de feu et par le fait même de la proportion de vieilles forêts. Cette variabilité intra régionale du risque de feu doit être considérée dans les stratégies d'aménagement forestier afin de mieux planifier la rétention de façon à ce que les efforts soient concentrés dans les sites moins propices à brûler.

Les cibles de vieilles forêts déterminées à partir des cycles de feu sont un élément fondamental d'une stratégie d'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles. Toutefois, nous croyons que le véritable enjeu demeure les seuils d'altération qui seront fixés, car ce sont eux qui détermineront les véritables cibles d'aménagement. À cet égard, nous sommes d'avis que les cibles d'aménagement (telle la proportion de vieille forêt) doivent s'inscrire dans l'esprit du principe de précaution et, par conséquent, ne doivent pas atteindre des seuils écologiques critiques. Nous considérons que les limites de variabilité naturelle nous fournissent de véritables balises pour fixer de telles cibles en plus de pallier aux lacunes dans les connaissances sur la réponse de plusieurs espèces associées aux vieilles forêts et constituent donc des cibles d'aménagement prudentes.

## Question 2

*Quels sont les attributs écologiques spécifiques qui confèrent aux forêts mûres et surannées un rôle particulier dans le maintien de la biodiversité ?*

### Réponse

Les conditions environnementales des vieilles forêts ont tendance à différer des forêts plus jeunes de deux façons importantes: (1) les conditions environnementales sont beaucoup plus hétérogènes à une échelle fine et (2) la mosaïque de conditions environnementales est stable pour beaucoup plus longtemps. Ces deux caractéristiques particulières expliqueraient la propension de ces forêts à abriter une grande diversité d'espèces animales et végétales. Plusieurs espèces présentes dans les vieilles forêts ne résistent pas bien à des changements brusques des conditions environnementales. Les bryophytes en constituent l'un des plus beaux exemples en forêt boréale.

Dans une optique d'aménagement qui adopte des objectifs de conservation de type filtre brut, on voudra conserver une certaine proportion de peuplements qui possèdent les caractéristiques associées aux vieilles forêts. Les aspects spécifiques ou particuliers des vieilles forêts boréales peuvent être illustrés à l'aide de deux composantes importantes: la composition et le caractère irrégulier de la structure des peuplements qui se manifeste dans la structure diamétrale, la structure verticale et la présence de bois mort, un élément de structure essentiel.

En forêt boréale québécoise, il ne semble pas y avoir de différence majeure en ce qui concerne la diversité ou la richesse d'espèces d'arbres pour les différents stades évolutifs. Par contre certaines espèces sont présentes uniquement ou en plus forte proportion dans les forêts qui n'ont pas été perturbées depuis plus d'une centaine d'année. C'est le cas notamment du thuya et de l'épinette blanche dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc et du sapin dans la pessière à mousse de l'est. Dans la planification reliée à la rétention de massifs forestiers et de peuplements résiduels, on devrait s'assurer de préserver des vieux peuplements qui possèdent les caractéristiques compositionnelles des vieux peuplements afin de préserver les attributs de structure et de diversité associés à ces peuplements.

Le caractère irrégulier de la structure des peuplements qui dépassent l'âge de maturité découle du fait que la cohorte d'arbres établis après une perturbation sévère commence à mourir ce qui crée des trouées et permet à la régénération établie de rejoindre la canopée. En l'absence de perturbations sévères, cette dynamique de mortalité partielle-régénération se perpétue et permet le maintien d'un peuplement à structure irrégulière qui se manifeste notamment par la structure diamétrale (présence d'arbres de gros diamètre), l'étagement de la végétation (structure verticale complexe) et la présence de bois mort (diversité de taille et de stades de dégradation), trois aspects importants pour la biodiversité.

Les portions de forêts qui sont retenues pour jouer le rôle de « vieilles forêts », que ce soit sous la forme de peuplements résiduels (habitats refuges) maintenus au sein des aires de récolte ou sous forme de massifs forestiers de plusieurs milliers d'ha doivent comporter une majorité de vieux peuplements qui possèdent les caractéristiques clés associées aux vieilles forêts. Ces forêts doivent être choisies en fonction de ces caractéristiques et doivent perdurer assez longtemps pour assurer le recrutement des éléments structuraux (arbres de gros diamètre, arbres mort de divers degré de dégradation) au sein des paysages aménagés.

### Question 3

*Quelles sont les considérations minimales de configuration spatiale (superficie, largeur, etc.) et de répartition spatiale qui devraient être prises en compte dans la planification forestière afin d'assurer le maintien de la biodiversité associée aux forêts mûres et surannées ?*

### Réponse

Les aspects de configuration et de répartition spatiale réfèrent directement à la notion de fragmentation de l'habitat « vieille forêt » au sein des paysages forestiers aménagés. Les études menées jusqu'à maintenant en forêt boréale montrent que plusieurs organismes sont sensibles à la fragmentation du couvert forestier. D'après les connaissances actuelles, rien n'indique que les forêts résiduelles, à elles seules, puissent maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts, particulièrement si ces îlots résiduels ont une faible proportion de forêt d'intérieur. D'autre part, dans les paysages qui sont fragmentés naturellement par les perturbations, on constate que la proportion de vieilles forêts sous forme résiduelle est très petite alors que la majorité d'entre eux se trouve localisée dans de grands massifs forestiers situés entre les aires perturbées.

Vu les connaissances fragmentaires des effets de la fragmentation associée à la coupe forestière et en l'absence de portraits fiables concernant la quantité et la qualité des massifs forestiers dans les forêts aménagées, il nous est difficile de nous prononcer de façon précise sur des aspects de configuration spatiale associés à la forêt résiduelle. Toutefois, le constat de l'importance des massifs forestiers n'empêche en rien le fait que les îlots résiduels jouent également un rôle écologique très important. Ils peuvent notamment agir à titre d'habitat source pour des espèces à petits domaines vitaux et d'habitat refuge pour plusieurs autres organismes, particulièrement ceux à mobilité réduite. De plus, ils assurent une certaine connectivité entre les forêts intactes et les forêts perturbées pour d'autres espèces.

#### *Taille des peuplements résiduels*

Plus la superficie des peuplements résiduels est grande, plus ceux-ci arrivent à maintenir les espèces (à petits domaines vitaux) qui sont associées aux vieilles forêts. La connectivité assurée par le biais de corridors permet de mieux maintenir la structure de ces communautés. Toutefois, aucune étude n'a pu montrer à ce jour leur capacité à jouer le rôle d'habitat source<sup>1</sup> pour des espèces sensibles à la perte d'habitat ou à la fragmentation du couvert forestier.

Actuellement, la littérature scientifique fournit quelques indications concernant la taille des forêts qui est nécessaire au maintien des populations (habitats sources) pour différentes espèces focales. Par exemple, des forêts de 5 ha (0,0526 km<sup>2</sup>) peuvent maintenir des populations de lichens si elles ne sont pas trop isolées. Les peuplements résiduels pourraient donc maintenir ce type d'organisme. Par contre, pour les oiseaux forestiers, une superficie d'environ 3 000 ha (30 km<sup>2</sup>) permettrait de maintenir la viabilité des populations d'espèces associées aux forêts âgées sensibles à la fragmentation. Les recommandations pour maintenir le caribou forestier sont quant

---

<sup>1</sup> Habitats de haute qualité dans lesquels les populations ont un taux de reproduction positif (supérieur au taux de mortalité) permettant à des individus de se disperser et d'aller coloniser des habitats puits, c.-à-d. des habitats de moins bonne qualité dans lesquels les populations ne seraient pas en mesure de se maintenir autrement.

à elles de l'ordre de 10 000 à 25 000 ha (100 à 250 km<sup>2</sup>) et ceux-ci doivent être reliés par des corridors pour permettre le déplacement des individus.

En s'inspirant de la gamme de taille de forêts résiduelles qui échappent au feu (dizaines à centaines d'hectares) en aménagement forestier, on pourra maintenir des habitats qui conviendront à plusieurs organismes dont les insectes et les lichens, mais ceux-ci ne parviendront probablement pas à assurer le maintien de certaines espèces sensibles à la fragmentation dont le maintien sera davantage assuré par la présence de vieux peuplements à l'intérieur de massifs forestiers.

#### *Forme de la forêt résiduelle et effet de bordure*

Des études ont montré que les forêts résiduelles sous forme linéaire subissaient un important effet de bordure qui modifie les caractéristiques des peuplements et altère la qualité de l'habitat pour les espèces de vieilles forêts. En considérant les changements de structure des peuplements, l'effet de bordure causé par la coupe peut s'étendre jusqu'à 30 mètres. Plus la taille des îlots résiduels est grande, plus la proportion qui subit l'effet de bordure sera petite et plus celle de forêt d'intérieur sera grande. À cet effet, nous considérons que la portion des peuplements qui subit un effet de bordure ne devrait pas être comptabilisée dans le bilan des vieilles forêts (et ne devrait donc pas contribuer à l'atteinte des cibles de vieilles forêts).

**Nous réitérons ici le fait que les peuplements qui contribuent à la cible de vieilles forêts ne doivent pas être localisés uniquement au sein de forêts résiduelles car ceci pourrait causer des préjudices importants aux espèces de vieilles forêts sensibles à la fragmentation.**

## **PRÉAMBULE**

### **Historique et principaux axes de recherche du Centre d'étude de la forêt**

Centre d'étude de la forêt (CEF)  
Programme des Regroupements stratégiques du FQRNT

La vitalité du secteur forestier québécois dépend de la présence de vastes forêts en santé et productives, d'une vision globale des écosystèmes forestiers et de la prise en compte de leurs multiples fonctions. L'aménagement durable des forêts nécessite une meilleure compréhension du fonctionnement de ces écosystèmes.

Le CEF a pour mission la formation avancée et la recherche sur l'ensemble des biosystèmes de la forêt québécoise. Il vise à comprendre le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème forestier ainsi qu'à faire de ces connaissances l'assise de recherches pour de nouvelles stratégies d'aménagement de la forêt et de pratiques sylvicoles. Il entend également contribuer de façon énergique au transfert de connaissances auprès de ses partenaires et du public. Le CEF regroupe 49 chercheurs, plus de 300 étudiants de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cycles, une trentaine de chercheurs post-doctoraux et une cinquantaine de techniciens et assistants de recherche venant de huit universités québécoises (Laval, UQAM, UQAT, Sherbrooke, Montréal, McGill, Concordia et UQAC).

Les activités du CEF s'articulent autour de quatre grands axes :

- Génétique, biologie moléculaire et physiologie;
- Dynamique des populations, biodiversité et biologie de la conservation;
- Fonctions de la forêt et développement de nouvelles approches sylvicoles;
- Historique des perturbations naturelles et stratégies d'aménagement durable des forêts.

M. Christian Messier, professeur au Département des sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal, est le directeur de ce regroupement.



## MISE EN CONTEXTE

### **Forêts mûres et surannées : une terminologie inadéquate pour la définition de cibles associées aux vieilles forêts**

Le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) utilise les termes de forêts mûres et surannées pour définir les vieilles forêts, notamment dans le cadre de cible de rétention temporaire ou permanente de peuplements ou de massifs forestiers tel que définis dans les Objectifs de protection et de mise en valeur (OPMV). Cette terminologie forestière est directement issue du paradigme du rendement soutenu et désigne les peuplements en fonction de leur statut de forêt à valeur essentiellement commerciale. En effet, une forêt mature est désignée comme étant formée de « peuplements dont l'âge se situe entre l'âge actuellement retenu pour la récolte des forêts (âge d'exploitabilité absolu) et le début de la mortalité des tiges dominantes (sénescence) » alors qu'une forêt surannée est formée de peuplements dont « l'âge se situe entre le début de la sénescence et le moment où un nouveau peuplement s'installe (âge de bris) ». On remarque que la notion de sénescence est centrale à cette classification des peuplements en fonction de leur âge. Or, dans un précédent avis scientifique remis au Forestier en chef, plusieurs chercheurs se sont efforcés de démontrer que cette notion reflète bien mal la réalité en termes de dynamique forestière boréale, et ce, particulièrement à l'échelle du paysage. Il nous apparaît donc essentiel de faire un bref rappel concernant la dynamique forestière qui est à notre avis une notion indispensable pour déterminer des cibles de vieilles forêts. En effet, la dynamique forestière permet de tenir compte non seulement de l'âge, mais aussi des changements de structures et de composition associés à la succession forestière. Cette distinction est d'autant plus importante qu'elle est nécessaire à la cohérence que doit montrer le MRNF en se tournant vers l'aménagement écosystémique.

#### *Stade de développement vs stade évolutif*

Les stades mûrs et surannés sont des stades de développement déterminés à partir de l'âge moyen des arbres d'un peuplement. Ces stades sont facilement attribuables dans le cas de peuplements issus de perturbations sévères récentes. Les stades de développement comprennent quatre types de peuplements soit les peuplements récemment perturbés ou en voie de régénération, les peuplements jeunes, mûrs et ensuite surannés. Ces deux derniers sont déterminés en fonction de l'âge d'exploitabilité absolu et de l'âge de sénescence. Cela laisse donc supposer qu'une fois l'âge de sénescence atteint, le peuplement disparaît plus ou moins graduellement et qu'un nouveau peuplement s'installe (retour au peuplement en voie de régénération). Cette catégorisation s'avère proche de la réalité si le cycle de perturbation est équivalent à la révolution forestière et si la composition demeure stable. Toutefois, il est aujourd'hui reconnu que la majorité des peuplements de la forêt boréale vive au-delà de cet âge (Bergeron et al. 2004a, Bouchard et al. 2008b, Gauthier et al. 2008) et change d'état au-delà du stade de peuplement dit suranné. Cette catégorisation des peuplements à l'aide des stades de développement ne permet donc pas de différencier les divers « états » qui peuvent être observés au sein des peuplements ayant dépassé l'âge d'exploitabilité.

Si l'on regarde plutôt le développement des peuplements sous la loupe de la dynamique forestière, on peut qualifier les peuplements en termes de stades évolutifs qui tiennent compte des changements de structure, mais aussi souvent de composition associés à la succession forestière. À cet effet, on retrouve dans le document décrivant les points d'observations écologiques du Ministère (MRN 1994) cinq stades évolutifs décrivant le changement de composition au cours de la succession forestière d'un type de végétation potentielle soit les stades pionnier, des essences de lumière, intermédiaire, de faciès et de stabilité. D'un autre côté, plusieurs classifications décrivent l'évolution de la structure en fonction du temps depuis la dernière perturbation (voir Franklin et al. 2002) sans toutefois tenir compte du changement en composition. Idéalement, une classification qui intègre à la fois les changements de composition et de structure serait à préconiser pour pouvoir bien identifier les différents types de peuplements qui se manifestent au-delà de l'âge déterminé pour la révolution forestière. Le modèle des trois cohortes développé par Bergeron et al. (1999) pour la forêt boréale de l'ouest du Québec s'inscrit dans cette perspective. Pour chacun des stades évolutifs d'une même végétation potentielle, on peut avoir un stade de peuplement mûr et suranné. Le stade de vieux peuplement peut très bien être transitoire pour les stades évolutifs intermédiaires et devenir plus permanent dans le cas du stade évolutif final (végétation potentielle).

En utilisant comme critère les stades de développement, nous craignons qu'une partie des vieilles forêts ne soit pas bien représentée dans les territoires aménagés. Le temps requis pour qu'un peuplement parcourt la série de stades évolutifs jusqu'à un stade d'équilibre dynamique varie en fonction des espèces dominantes et de la productivité de la station et est, de façon générale, beaucoup plus long que les âges commerciaux déterminés en fonction de l'âge d'exploitabilité. Par exemple, sur le territoire de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet en Abitibi, on estime que la plage de temps durant laquelle les peuplements se retrouvent dans le stade de cohorte 2 (peuplements de transition entre le stade pionnier et le stade de vieille forêt) est de l'ordre de 75 à 175 ans (Harvey et al. 2008). Il faudrait donc plus de 200 ans pour atteindre la cohorte 3. Dans une étude menée sur la Côte-Nord, Bouchard et al. (2008b) ont montré qu'à l'échelle du paysage, la composition en espèces se modifiait de façon importante à partir de 100 ans après le passage d'un feu alors que la dominance des espèces pionnières (peuplier faux-tremble, bouleau blanc et épinette noire) était graduellement remplacée par une dominance du sapin baumier. Ces deux exemples montrent qu'après l'atteinte de l'âge de sénescence, d'importants processus s'opèrent en termes de dynamique forestière, ce qui se traduit par le développement d'une gamme de peuplements ayant divers attributs en termes de composition et de structure. Maintenir uniquement des forêts composées de peuplements de 70 à 150 ans comme candidats aux « vieilles forêts » tronquerait donc une partie de la diversité des peuplements forestiers ayant dépassé le stade de forêts mûres.

Cette diversité de stades évolutifs est essentielle à maintenir dans les paysages aménagés car les attributs jouent probablement un rôle pour diverses composantes de la biodiversité forestière. À titre d'exemple, les vieilles tremblaies fournissent des substrats d'alimentation et de nidification à une grande diversité d'espèces cavicoles (excavateurs et utilisateurs secondaires, Martin et al. 2004, Gasse 2007). De leur côté, les vieilles

sapinières, qui peuvent représenter un stade évolutif plus avancé, abritent une grande diversité de plantes invasives et de lichens (Despots et al. 2002, Rheault 2007). Pour assurer le maintien de la biodiversité associée aux vieilles forêts, il faut miser sur la représentativité des différents stades évolutifs et, en fonction du bilan des différents types, il faudrait cibler les stades qui se raréfient comparativement à leur abondance dans les paysages historiques. Les peuplements qui prennent le plus de temps à se développer seraient les plus importants à conserver à court terme. Mais l'aménagement forestier doit faire en sorte qu'il puisse s'en développer de nouveaux.

En définitive, il faut faire attention de ne pas seulement cibler une grande catégorie comme celle des stades de développement « mûr et suranné », mais plutôt de s'assurer que la variété de stades évolutifs (qui tiennent compte de la composition et de la structure) soit représentée au sein des paysages forestiers aménagés. Pour ce faire, il faudrait avoir en main 1) une meilleure classification des types de peuplements forestiers, basée notamment sur une cartographie historique des perturbations sévères, 2) un portrait de leur abondance historique, et 3) un bilan de leur présence dans les massifs forestiers (incluant ceux hors des zones aménagées aux fins de production de matière ligneuse). Ces informations permettraient de fixer à court terme les priorités en termes de peuplements à conserver dans les aires aménagées et à long terme les cibles de diversité de peuplements à maintenir.

**Dans le cadre de cet avis, nous référerons donc au terme « vieux peuplements » en nous basant sur la définition de Kneeshaw et Gauthier (2003) et qui considèrent que ce stade débute lorsque la cohorte initiale des arbres constituant ce peuplement commence à mourir (voir Question 2). Cette définition permet d'inclure les divers stades ou degrés de vieillesse qui caractérisent les peuplements en fonction du temps depuis la dernière perturbation. Un massif ou un territoire de « vieille forêt » est donc constitué d'un ensemble de peuplements dont une proportion importante ont atteint ou dépassé le stade où la cohorte initiale des arbres commence à mourir (voir encadré 1).**

### **Encadré 1. Les forêts, une notion d'échelle**

Il apparaît important de définir la notion de forêt en fonction des différentes échelles qui la caractérise. Le mot « forêt » est un terme générique qui désigne un vaste territoire principalement peuplé d'arbres, mais qui ne consiste pas en une entité spatialement définie. Toutefois, il est possible de définir des termes qui permettent de caractériser la forêt à diverses échelles spatiales. Par exemple, on parlera de **territoire forestier** pour désigner des unités d'aménagement ou des aires de conservation de dizaines à centaines de milliers d'hectares (Kneeshaw et Gauthier 2003). Les **massifs forestiers** représentent quant à eux des superficies de milliers d'hectares d'un seul tenant. Enfin, la taille d'un **peuplement forestier** se définit par l'interaction entre une perturbation sévère et le milieu de croissance (c.-à-d. dépôt, drainage) et représente généralement une superficie de dizaines à centaines d'hectares, bien qu'il soit difficile de lui donner une échelle fixe quel que soit le milieu considéré (p. ex. boréal ou tempéré).

Dans cet avis, le terme « forêt » sera donc utilisé sous sa forme générique et les termes territoires, massifs et peuplements seront utilisés selon l'échelle appropriée.

## QUESTION 1

*Selon les travaux de recherche réalisés au Québec, quelle était la proportion de forêts mûres et surannées présente dans la forêt préindustrielle dans chacun des sous-domaines bioclimatiques, considérant les études sur les cycles de feux et les études de reconstitution historique ?*

### **1.1 État des connaissances concernant la proportion du territoire constitué de vieilles forêts dans les différentes régions forestières du Québec et de la forêt boréale**

Les études portant sur la variabilité historique des cycles de feux dans les différents sous-domaines bioclimatiques du Québec, auxquels nous avons ajouté les études recensées pour la forêt boréale ailleurs au Canada pour des fins de comparaison générale, sont présentées au tableau 1. Le temps moyen écoulé depuis le dernier feu a été utilisé pour calculer les proportions du territoire qui était constitué de vieilles forêts au lieu du cycle puisque cette variable permet de tenir compte de la variabilité temporelle du cycle de feu (Bergeron et al. 2004a). Effectivement, plusieurs études ont montré que le cycle de feu a passablement varié de la période historique à la période actuelle (p. ex. Weir et al. 2000, Tardif 2004). Dans la plupart des régions du Québec, on remarque un allongement du cycle depuis la fin du Petit Âge glaciaire (ca. 1850) (Bergeron et Archambault 1993, Bergeron et al. 2001, Lauzon et al. 2007). Les proportions de vieilles forêts déterminées à partir du temps moyen depuis feu permettent donc de tenir compte de cette variabilité temporelle du régime des feux.

Notons que certaines études de reconstruction historique ne sont pas incluses dans le tableau 1 puisque les données présentées ne permettaient pas de modéliser la distribution des classes d'âge à partir d'un âge moyen des peuplements. Ces études seront tout de même abordées dans le texte pour décrire les régimes de perturbations et les proportions de vieilles forêts à l'échelle des sous-domaines bioclimatiques.

Un premier constat que nous pouvons faire en analysant le tableau 1 est que les proportions de vieilles forêts établies en fonction du régime de perturbation par le feu sont très élevées dans la totalité des sous-domaines bioclimatiques comparativement à plusieurs autres régions boréales au Canada. Le paysage de la forêt commerciale québécoise a été, au cours des derniers siècles, constitué d'une très forte dominance de forêts âgées.

Un second constat issu du tableau 1 est qu'il existe une certaine variabilité au sein des différents sous-domaines bioclimatiques québécois. On remarque une tendance à l'effet que le temps moyen depuis feu est plus élevé dans les sous-domaines de l'est comparativement à ceux de l'ouest. Le climat plus humide de l'est québécois influencé par l'Atlantique et le golfe du Saint-Laurent rend plus propices les précipitations et des conditions humides qui influence les régimes des feux. De plus, les domaines de la pessière de l'ouest et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest possèdent des caractéristiques semblables en ce qui concerne les temps depuis feu. Toutefois, plusieurs

auteurs ont montré qu'il existe des différences dans ces régimes de perturbation, notamment en ce qui concerne la taille moyenne des feux et leur répartition spatiale (Bergeron et al. 2004b, Belleau et al. 2007, Messaoud et al. 2007).

Pour la sapinière à bouleau blanc de l'est, on retrouve une seule étude qui permet de calculer un temps moyen depuis feu et celle-ci a été effectuée en Gaspésie. Celle-ci obtient un temps moyen de 161 ans, ce qui implique que ce territoire posséderait 54 % de forêts de plus de 100 ans (Lauzon et al. 2007). Barrette et al. (en préparation), à l'aide d'une étude de reconstitution historique, obtiennent une proportion de 63 % de forêts âgés de plus de 100 ans dans les années 1950 sur l'île d'Anticosti. Leblanc et Bélanger (2000) ont quant à eux fait une reconstitution historique de la forêt Montmorency et d'une partie de la Réserve faunique des Laurentides (RFL). Ils obtiennent que la classe d'âge de 90 ans et plus représentait 24 % du territoire, basé sur une photo-interprétation de 1929. Au niveau régional (RFL), ils ont trouvé que, selon les différentes concessions, les proportions variaient de 28 à 60 %.

Aux données sur la sapinière à bouleau jaune de l'ouest s'ajoute l'étude de Barrette et Bélanger (2007) qui ont effectué une reconstitution du paysage forestier à l'aide d'inventaires historiques ayant eu lieu entre 1921 et 1962 dans le Bas-Saint-Maurice (à la frontière entre le domaine de l'érablière à bouleau jaune et la sapinière). Ils ont obtenu une proportion de forêts de plus de 60 ans égale à 54 %. La proportion est en deçà de celles qui sont évaluées *via* les études de cycle de feu. Cette étude note toutefois que les inventaires historiques utilisés ont été effectués dans une période caractérisée par de grands feux, ce qui a sans doute contribué à faire en sorte que les proportions évaluées peuvent être dans la zone inférieure de la plage de variabilité. Pour ce qui est de la sapinière à bouleau jaune de l'est, aucune étude basée sur les cycles de feu n'a été effectuée. Cependant, Boucher et al. (2006) ont effectué une caractérisation de la structure d'âge de la forêt préindustrielle à l'aide d'inventaires datant des années 1930 et ils ont obtenu une proportion de forêts de plus de 100 ans supérieure à 90 %.

Il existe beaucoup moins de données disponibles pour les domaines bioclimatiques associés à l'érablière. Le cycle de perturbations catastrophiques pour les forêts feuillues du nord-est des États-Unis semble varier de 800 à 14 000 ans selon Lorimer et Frelich (1994) et Seymour et al. (2002). Au Québec, la présence de peuplements dominés par le chêne rouge et le pin blanc, des espèces adaptées au feu, laisse présager que le feu constitue un élément du régime de perturbation de la forêt du sud de la province.

Tableau 1. Temps moyen depuis feu et proportion de vieilles forêts pour différentes classes d'âges et différentes régions de la forêt boréale

Sous-domaine bioclimatique	Région	Superficie (km <sup>2</sup> )	Référence	Période	Temps moyen depuis feu (ans)	Cohorte 1	Cohorte 2 et +		
						% forêt >70 ans <sup>1</sup>	% forêt >100 ans <sup>1</sup>	% forêt >200 ans <sup>1</sup>	% forêt >300 ans <sup>1</sup>
Pessière noire de l'Ouest	Abitibi NO	7 942	Bergeron et al. 2004b	1680-1997	189	69	60	35	20
	Abitibi E	3 294	Kafka et al. 2001	1770-1995	141	61	49	24	12
	Waswanipi	10 950	Le Goff et al. 2007	1720-2003	128	58	46	21	10
Pessière noire de l'Est	Côte-Nord	14 135	Cyr et al. 2007	1640-2003	280	78	70	49	34
	Côte-Nord O	66 467	Bouchard et al. 2008b	1800-2000	250	76	69	48	33
	Côte-Nord E				675	90	86	74	64
Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	Abitibi SO	7 777	Bergeron et al. 2004b	1530-1996	165	65	55	30	16
	Centre du Québec	3 844	Lesieur et al. 2002	1720-1998	150	63	51	26	14
Sapinière à bouleau blanc de l'Est	Gaspésie	6 480	Lauzon et al. 2007	1680-2003	161	65	54	29	16
Sapinière à bouleau jaune de l'Ouest	Abitibi SE	13 156	Lesieur et al. <sup>2</sup>	1800-2004	257	76	68	46	31
	Témiscamingue N	2 850	Grenier et al. 2005	1740-2003	220	73	63	40	26
Érablière à bouleau jaune	Témiscamingue S	1 793	Drever et al. 2006	1580-2004	313	80	73	53	38
Forêt modèle du Lac Abitibi	Ontario NE	8 245	Lefort et al. 2004	1740-1998	172	67	56	31	17
Duck Mountain	Manitoba O	3 760	Tardif 2004	1723-2002	127	58	45	21	9
Prince Albert National Park	Saskatchewan	3 461	Weir et al. 2000	1745-1995	97	49	36	13	5
Wood Buffalo National Park	Alberta N	44 870	Larsen 1996	1870-1989	71	37	24	6	1

<sup>1</sup> Les proportions de forêts de plus de 100 ans ont été calculées en fonction des taux de brûlage en utilisant le modèle de l'exponentielle négative (Van Wagner 1978). <sup>2</sup> Données non publiées.

Enfin, un troisième et dernier constat que nous voulons souligner concernant le régime de feu est qu'à l'intérieur même des sous-domaines bioclimatiques, on peut observer une importante variabilité du cycle de feu et par le fait même de la proportion de vieilles forêts. L'étude de Bouchard et al. (2008b) effectuée sur la Côte-Nord montre une variation régionale importante alors que le cycle de feu est beaucoup plus long dans la partie est de leur aire d'étude que dans la partie ouest. Cyr et al. (2007) ont également détecté un effet de la longitude, ce qui suggérerait un effet du climat maritime sur la fréquence des feux à l'échelle du paysage. De plus, cette étude a montré que la variabilité pouvait être expliquée en partie par la topographie et le contexte géographique alors que les sommets ainsi que les hauts de pentes étaient moins sujets à être brûlés. L'exposition dominante des versants expliquait également une partie de la variabilité du cycle de feu lorsque considérée dans un rayon de 10 km.

Ces études pointent donc sur le fait que l'on doit considérer la variabilité intra régionale du risque de feu dans les stratégies d'aménagement forestier. Ceci permettrait, entre autres, de mieux planifier la rétention de façon à ce que les efforts soient concentrés dans les sites moins propices à brûler. Autrement, on augmente le risque de voir les efforts de rétention réduits à néant en faisant en sorte d'augmenter les chances que celle-ci brûle. Une classification des grands écosystèmes forestiers à l'instar de ce qui a été fait dans le cadre du projet pilote de la Réserve faunique des Laurentides est une bonne façon d'aborder la variabilité spatiale des régimes de perturbations (Boucher et al. 2008). Les valeurs moyennes obtenues à l'échelle régionale permettent d'établir des cibles générales de proportions de couvert forestier âgé, mais celles-ci devraient être réparties en fonction des caractéristiques régionales du régime des feux.

## **1.2 Le véritable enjeu : les seuils d'altération**

Les cibles de vieilles forêts sont un élément fondamental d'une stratégie d'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles. Toutefois, nous croyons que le véritable enjeu demeure les seuils d'altération qui seront fixés, car ce sont eux qui détermineront les véritables cibles d'aménagement. Le seuil qui a été préconisé jusqu'à maintenant par le MRNF via les OPMV est celui de 33 %, ceci incluant une variété d'approches permettant le maintien d'une certaine proportion de vieilles forêts ou de forêt avec certaines caractéristiques qui leur sont associées (rétention permanente, rétention temporaire, coupes adaptées). Dans un précédent avis remis au Forestier en chef, nous avons statué sur le fait que plus de 30 % de la proportion historique doit être maintenu en tout temps et qu'elle doit être répartie en grands massifs forestiers de plusieurs milliers d'ha d'un seul tenant (voir Question 3). Nous désirons, dans le cadre de ce présent avis, expliciter notre point de vue sur les seuils d'altération.

Le chiffre de 30 % ressort souvent dans les seuils d'altération et provient essentiellement d'une étude, celle de Andrén (1994) qui statue sur le fait qu'en deçà de 30 % de l'habitat d'origine (sans égard à la notion d'âge du couvert forestier), le risque d'accélérer le phénomène d'extirpation d'espèces est significativement augmenté. Il s'agirait donc d'un seuil critique au niveau écologique. Or certaines critiques ont été émises face à cette



étude notamment en ce qui concerne sa généralisation à d'autres écosystèmes (Mönkkönen et Reunanen 1999). L'étude de Andrén (1994) portait sur la richesse spécifique de communautés d'oiseaux et de petits mammifères. Les seuils sont donc attribués à la communauté sans porter égard aux espèces qui pourraient être plus sensibles à la perte de couvert qui, elles, peuvent montrer des déclinis irréversibles, voire même disparaître, bien avant le seuil observé pour la communauté (Radford et al. 2005). De plus, ce genre de seuil est donc une mesure globale de la diversité qui n'adresse pas la perte d'habitats particuliers au sein du couvert forestier. Par exemple, en mesurant la diversité dans son ensemble, on ne peut pas déterminer si les espèces plus intimement liées aux vieilles forêts sont affectées à des seuils plus élevés.

### *Seuils écologiques vs cibles d'aménagement*

Les seuils écologiques tels que ceux déterminés à partir de mesure sur la persistance des assemblages d'espèces permettent de déterminer des proportions de couvert en deçà desquels le taux de perte en espèces est accéléré par rapport au seul effet de la perte d'habitat (Andrén 1994; Radford et al. 2005). Lorsqu'on a atteint ce point, beaucoup d'espèces ont déjà été extirpées du paysage. Radford et al. (2005) soulignent judicieusement qu' « il est crucial de reconnaître que ces seuils représentent un point d'instabilité au-delà duquel les systèmes naturels peuvent s'effondrer et qui doivent donc être évités complètement plutôt que d'être utilisés en tant que cible minimale d'aménagement ». Les seuils écologiques doivent donc être considérés comme des signaux d'alarme vers lesquels on ne devrait pas s'approcher. Nous devons plutôt nous assurer de maintenir une marge de manœuvre en maintenant une proportion de couvert plus élevée.

À cet égard, les limites de variabilité naturelle nous fournissent cette marge de manœuvre en plus de pallier aux lacunes dans les connaissances sur la réponse de plusieurs espèces et constituent des cibles d'aménagement beaucoup plus prudentes. Par exemple, en utilisant la réponse de trois espèces d'oiseaux associées aux vieilles forêts en Abitibi, Drapeau et al. (sous presse) ont pu constater que les seuils de proportion de vieilles forêts (> 100 ans) varient entre 39 et 54 % selon le régime de perturbations naturelles. Selon les espèces indicatrices choisies, les seuils identifiés pour ces espèces se retrouvent près de la limite inférieure identifiée selon le régime de perturbations (figure 1). Effectuer cet exercice en se basant sur la réponse d'un ensemble d'espèces indicatrices permettrait donc de raffiner les options d'aménagement déterminées à l'aide des connaissances liées au régime de perturbations naturelles de manière à assurer le maintien des espèces qui montrent des seuils critiques face aux changements induits par l'aménagement forestier.

Les cibles d'aménagement doivent donc s'inscrire dans l'esprit du principe de précaution et, par conséquent, ne doivent pas atteindre des seuils écologiques critiques.

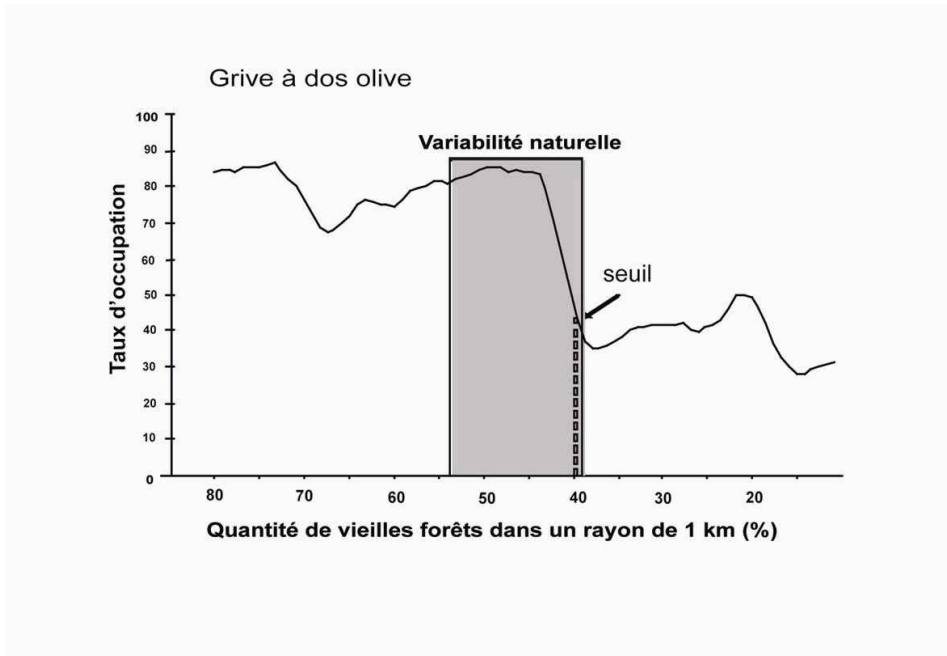


Figure 1. Schéma représentant la plage de variabilité naturelle déterminée à partir de simulation pour une région de l’Abitibi superposée au seuil de vieilles forêts en deçà duquel la grive à dos olive montre une diminution rapide de taux d’occupation des îlots de vieilles forêts (tirée de Drapeau et al. sous presse).

## QUESTION 2

*Quels sont les attributs écologiques spécifiques qui confèrent aux forêts mûres et surannées un rôle particulier dans le maintien de la biodiversité ?*

### 2.1 Qu'est-ce qu'une vieille forêt?

Il existe plusieurs définitions et critères pour définir ce qu'est une vieille forêt (Spies et al. 1988, Wells et al. 1998, Kimmins 2003), mais ils peuvent tous être regroupés en trois grands groupes. Le premier groupe met l'emphase sur les caractéristiques structurales et de composition typique aux vieilles forêts. Le deuxième porte surtout sur les processus successionnels et on parle souvent de vieilles forêts comme étant des forêts ayant atteint le dernier stade successional. Le troisième groupe, moins documenté, touche aux processus biogéochimiques. Il est clair que l'utilisation des caractéristiques structurales et de composition est le critère le plus souvent utilisé pour définir ce qu'est une vieille forêt (Kneeshaw et Burton 1998).

Selon ce premier groupe, les vieilles forêts seraient caractérisées par la présence de gros débris de bois mort au sol, une structure de taille d'arbre très hétérogène, de grandes trouées et la présence de petites dépressions et monticules (*pits and mounds*). Pour bien répondre à la définition d'une vieille forêt, il faut souvent plusieurs de ces caractéristiques en même temps. Une meilleure définition serait peut-être de définir une vieille forêt comme étant le moment où les arbres de la première cohorte ont en majorité disparu (voir Introduction). Selon Wirth et Lichstein (sous presse), ceci se produit dans la très grande majorité des cas après environ 100–150 ans après la perturbation qui a permis d'établir la première cohorte. Ceci ne fonctionne cependant que lorsque les espèces de la première cohorte ne vivent pas trop longtemps et qu'ils peuvent être remplacés par des espèces plus tolérantes à l'ombre.

Messier et al. (sous presse) indiquent que les vieilles forêts ont tendance à avoir une plus grande distribution verticale du feuillage, un couvert moins abondant de végétation près du sol et une extinction assez prononcée de la lumière du haut vert le bas de la canopée. On n'y retrouve pas nécessairement plus d'espèce végétale, mais on a tendance à y retrouver des espèces végétales particulières. Ceci serait dû au fait que certaines plantes prennent beaucoup de temps à se développer après une perturbation, que la lumière est relativement faible près du sol et à la présence de monticule et dépression (Beatty 2003). Le sous-bois de la forêt feuillue tempérée posséderait plus de spécificité en termes de composition d'espèces de vieilles forêts que celui de la forêt boréale (Messier et al. sous presse).

Au niveau racinaire, Bauhus (sous presse) conclut qu'il existe probablement une plus grande diversité de structure de racines chez les vieilles forêts, mais il mentionne aussi qu'il n'existe que très peu d'études sur le sujet. Il n'a pas trouvé de tendance au niveau de la profondeur du système racinaire ou de la diversité des champignons mycorrhiziens.

Les conditions environnementales des vieilles forêts ont tendance à différer des forêts plus jeunes de deux façons importantes: (1) les conditions environnementales sont beaucoup plus hétérogènes à une échelle fine et (2) la mosaïque de conditions environnementales est stable pour beaucoup plus longtemps. Ces deux caractéristiques particulières expliqueraient la propension de ces forêts à abriter une grande diversité d'espèces animales et végétales (Frank et al. sous presse). Plusieurs espèces présentes dans les vieilles forêts ne résistent pas bien à des changements brusques des conditions environnementales. Les bryophytes en constituent l'un des plus beaux exemples en forêt boréale.

En bref :

- Les vieilles forêts ont tendance à avoir une structure plus complexe et des conditions micro-environnementales à la fois plus hétérogène spatialement et homogène temporellement.
- Ces conditions particulières favorisent souvent une grande diversité d'organismes ainsi que des espèces comme les lichens, bryophytes, fougères, amphibiens et certains insectes qui dépendent de ces conditions particulières.
- De par la présence d'une grande quantité de bois mort de structures et compositions variées, on y retrouve un grand nombre d'organismes saprophytiques tels les champignons.
- La structure verticale complexe produite par la diversité d'arrangements du feuillage, des branches et tiges produit des habitats variés pour une multitude d'organismes.

## **2.2 Les vieilles forêts boréales, des habitats particuliers ?**

Des études effectuées dans plusieurs régions de la forêt boréale ont démontré qu'il existait des différences entre les forêts jeunes, matures et vieilles, en ce qui a trait à la présence ou à l'abondance de certaines espèces, au niveau de la faune aviaire (Imbeau et al. 1999, Drapeau et al. 2003, Tremblay et al. 2007), des mousses et des lichens (Boudreault et al. 2002, Despots et al. 2002, 2004, Fenton et Bergeron 2008) et des champignons saprophytes (Tremblay et al. 2007). Les vieilles forêts boréales fournissent donc des habitats spécifiques ou plus optimaux à une vaste gamme d'organismes vivants.

Dans une optique d'aménagement qui adopte des objectifs de conservation de type filtre brut, on voudra conserver une certaine proportion de peuplements qui possèdent les caractéristiques associées aux vieilles forêts. À la lumière des grandes catégories qui se dégagent de l'analyse de Bergeron et Harper (sous presse) pour la forêt boréale, on peut ramener les aspects spécifiques ou particuliers des vieilles forêts à deux composantes importantes: la composition et le caractère irrégulier de la structure des peuplements qui se manifeste dans la structure diamétrale, la structure verticale et la présence de bois mort, un élément de structure essentiel.

Tableau 2. Évaluation des attributs associés aux vieilles forêts (tel que cités dans la littérature) pour différents types de forêt boréale: présence ou absence (O = oui N = non) dans chaque type. Tiré de Bergeron et Harper (sous presse).

Le nombre d'études (ou type de site pour la pessière) avec une évidence que la caractéristique est prédominante dans les vieilles forêts comparativement aux forêts plus jeunes échantillonnées pour chaque étude est indiqué par la proportion entre parenthèses. Les âges de forêts diffèrent d'une étude à l'autre, les résultats indiquent donc des tendances générales. Les résultats sont basés sur une inspection visuelle des résultats ou sur des constats faits dans les différentes études. Ces résultats ne représentent donc pas nécessairement des tendances significatives. Les forêts de peuplier sont traitées séparément dans ce tableau. Toutefois, il faut noter qu'elles peuvent représenter des forêts plus jeunes que les autres types de forêts et sont souvent considérées comme un stade évolutif plus jeune de la forêt mixte.

ATTRIBUTS DE VIEILLES FORÊTS <sup>***</sup>	Pessières <sup>***</sup>	Sapinières	Tremblaies
<b>COMPOSITION</b>			
Espèces tolérantes à l'ombre <sup>1 3</sup>	O (7/7)	O (3/3)	N (0/1)
Diversité d'arbre plus élevée <sup>2 4</sup>	N (1/7)	N (0/2)	O (2/2)
Richesse de plantes invasculaires plus élevée <sup>2</sup>	N (0/1)	N (1/3)	N (0/1)
<b>ÉLÉMENTS DE STRUCTURE ABONDANTS OU DE GRANDE TAILLE</b>			
Densité totale de chicots plus élevée <sup>2</sup>	N (1/6)	O (3/4)	N (1/3)
Densité totale de débris ligneux plus élevée <sup>2</sup>	(3/6)	O (2/3)	O (2/2)
Diamètre moyen plus élevé <sup>2</sup>			O (1/1)
Densité de gros chicots plus élevée <sup>2 1 2 4</sup>	N (2/6)	N (0/1)	O (2/2)
Densité de gros débris ligneux plus élevée <sup>1 2 4</sup>	N (2/6)	O (1/1)	O (2/2)
<b>DIVERSITÉ STRUCTURALE</b>			
Multi-âges <sup>2 3 4</sup>		O (1/1)	O (1/1)
Diversité de taille plus élevée <sup>2</sup> ou canopée multi-étagée <sup>2 4</sup>	N (2/7)	(2/4)	O (2/2)
Diversité de stades de dégradation et de taille plus élevée pour les chicots <sup>3 4</sup>	O (4/6)	O (1/1)	O (1/1)
Diversité de stades de dégradation et de taille plus élevée pour les débris ligneux <sup>2 3 4</sup>	O (6/6)		O (1/1)
<b>PATRONS SPATIAUX HÉTÉROGÈNES</b>			
Proportion de trouées plus élevée <sup>2 4</sup>	(2/4)	O (3/4)	O (2/2)
Espacement moyen entre les arbres plus grand <sup>2 4</sup>		N (0/1)	
Plus grande plage d'espacement <sup>2</sup>	O (1/1)	N (0/1)	
Plus grand degré d'hétérogénéité dans la micro-répartition <sup>4</sup>	(1/2)	N (0/1)	(1/2)
Plus grande hétérogénéité dans la micro-répartition du sous-étage <sup>2</sup>	O (1/1)	(1/2)	

---

## PROCESSUS

Productivité ou surface terrière plus élevée <sup>2</sup>	N (2/6)	N (1/4)	N (0/1)
Productivité du sous-étage plus élevée <sup>2 4</sup>		(1/2)	
État d'équilibre <sup>2 3 4</sup> tel que mesuré par l'absence de changement dans la surface terrière	N (1/6)	(2/4)	O (1/1)
Présence de petites perturbations plus élevée <sup>3</sup>	N (0/7)		
Régénération des espèces d'arbre dominantes plus abondante <sup>3 4</sup>	O (2/3)	N (0/2)	O (1/1)

---

\* Les caractéristiques suivantes n'ont pas été incluses : grande diversité d'habitat<sup>2</sup> ou complexité structurale<sup>4</sup> (des mesures de diversité de structure ont été utilisées); complexité au niveau de la composition<sup>4</sup> (la diversité d'espèces d'arbres a été utilisée); arbres à têtes cassée ou déformée ou dégradation du tronc et des racines<sup>2</sup> topographie de monticules et de creux (*pit and mound*)<sup>4</sup> croissance lente<sup>2</sup> (rarement mesurée ou comparé aux autres stades de développement); et vieux arbres<sup>1 2 3 4</sup> (présents dans toutes les vieilles forêts).

\*\* Références pour les attributs caractéristiques des vieilles forêts: <sup>1</sup> Spies et Franklin 1988 <sup>2</sup> Wells et al. 1998 <sup>3</sup> Moessler et al. 2003 <sup>4</sup> Kneeshaw et Burton 1998.

\*\*\* Références pour les types de forêts: pessière – Harper et al. 2002, 2003, 2005, 2006 Boucher et al. 2006; sapinière – De Grandpré et al. 1993 Paré et Bergeron 1995 Timoney et Robinson 1996 Kneeshaw et Bergeron 1998 Bergeron 2000 Hély et al. 2000 Awada et al. 2004 Park et al. 2005 Bartemucci et al. 2006 Boucher et al. 2006 McCarthy et Weetman 2006; Tremblais – Lee et al. 1997 Lee 1998 Timoney et Robinson 1996 Cumming et al. 2000 Hill et al. 2005.

### 2.2.1 Composition

En forêt boréale québécoise, il ne semble pas y avoir de différence majeure en ce qui concerne la diversité ou la richesse d'espèces d'arbres pour les différents stades évolutifs. Dans le domaine de la pessière par exemple, la dynamique temporelle ne se caractérise souvent pas par un remplacement d'espèces, mais plutôt par des changements au niveau de la structure des peuplements. On observe par contre une augmentation de la composante en sapin dans des secteurs où le cycle de feu est plus long comme sur la Côte-Nord par exemple (Boucher et al. 2003, Bouchard et al. 2008b). Dans les domaines associés à la sapinière, certaines espèces, sur certains types de sites, s'établissent longtemps après la dernière perturbation. C'est le cas notamment du thuya, une espèce qui tend à être dominante dans les très vieilles forêts (Bergeron et Dubuc 1989). Dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, le thuya commence à s'établir vers 150 ans après le dernier feu (Bergeron 2000) et peut finir par dominer la canopée de certains peuplements beaucoup plus tard. L'absence de cette espèce dans les forêts plus jeunes s'expliquerait par le manque de substrat de germination adéquat (notamment le bois mort au sol recouvert de mousse) (Simard et al. 1998). L'étude de Boucher et al. (2006), menée dans la sapinière à bouleau jaune dans le Bas-Saint-Laurent, montre que les forêts du paysage préindustriel possédaient une plus forte dominance de cette espèce de fin de succession comparativement à ce qui est observé aujourd'hui dans les forêts de seconde venue.

L'épinette blanche est également une espèce qui retient l'attention au chapitre de l'enjeu de la composition forestière. Même si celle-ci peut s'établir rapidement après une perturbation sévère (Galipeau et al. 1997) plusieurs ont noté une raréfaction de cette espèce dans les forêts de seconde venue (Côté et Bélanger 1991, Grondin et Cimon 2003). Cette espèce est également reconnue pour avoir des exigences en termes de substrats de germination (sol perturbé, débris ligneux) (Greene et al. 1999), qui peuvent être favorisées dans les peuplements plus âgés.

Dans la planification reliée à la rétention de massifs forestiers et de peuplements résiduels, on devrait s'assurer de préserver des vieux peuplements qui possèdent des essences comme le thuya et l'épinette blanche en forte proportion (au niveau de la régénération et/ou de la strate arborée) pour maintenir des sources de semences pour la régénération de ces espèces dans les aires de coupes et préserver les caractéristiques de structure et de diversité associées à ces types de peuplements.

### 2.2.2 Structure irrégulière

Le caractère irrégulier de la structure des peuplements qui dépassent l'âge de maturité découle du fait que la cohorte d'arbres établis après une perturbation sévère (première cohorte, *sensu* (Bergeron et al. 1999) commence à mourir ce qui crée des trouées et permet à la régénération établie de rejoindre la canopée. En l'absence de perturbations sévères, cette dynamique de mortalité partielle-régénération se perpétue et permet le maintien d'un peuplement à structure irrégulière qui se manifeste notamment par la structure diamétrale, l'étagement de la végétation et la présence de bois mort, trois aspects importants pour la biodiversité.

#### *Arbres de gros diamètres*

Dans le tableau 2, on constate que peu d'études ont quantifié le changement de structure diamétrale en fonction de l'âge depuis la dernière perturbation sévère. Passé l'âge de maturité commerciale, alors que certains arbres commencent à mourir, d'autres continuent à croître en diamètre. On peut donc penser que pour une même qualité de site, on retrouvera des arbres de plus gros diamètre dans les peuplements ayant dépassé l'âge d'exploitabilité commerciale. Le diamètre moyen, tout comme l'âge moyen des arbres du couvert dominant, va rester approximativement constant, par contre il sera plus fréquent d'y trouver des arbres de gros diamètre (Fauvert, en préparation).

Au sein même des vieux peuplements forestiers, la disponibilité d'arbres de gros diamètre peut varier en fonction de la composition des peuplements. Par exemple, les peuplements à dominance de sapin baumier comportent une plus grande quantité d'arbres de gros diamètre que les peuplements dominés par l'épinette noire (DHP supérieur à 20 cm mais la différence est beaucoup plus marquée pour les tiges supérieures à 30 cm) (Aakala et al. 2007, Vaillancourt et al. 2008).

Les arbres de gros diamètre sont un attribut de structure forestière essentiel, notamment pour les espèces cavicoles, car ils leur assurent le recrutement de substrats de nidification. Si les arbres de 20 cm de diamètre représentent une taille suffisante pour les petites espèces cavicoles (comme les pics à dos noir et tridactyle par exemple), plusieurs espèces de plus grande taille requièrent des tiges de plus de 30 cm de diamètre pour répondre à leurs exigences de nidification (comme le grand pic, les strigidés et les canards cavicoles) (Vaillancourt et al. 2008).

### *Structure verticale (étagement)*

La régénération établie dont la croissance est accélérée suite à la création de trouées dans la canopée contribue à complexifier la structure verticale des peuplements en offrant des arbres de différente hauteur et en développant une strate arbustive plus ou moins dense en fonction de la quantité de trouées. Plusieurs espèces bénéficient de cette complexité structurale. Parmi celles-ci, mentionnons plusieurs espèces-gibier, dont le tétras du Canada (Lycke 2008) et le lièvre d'Amérique (Potvin et al. 2005). Bien que ces deux espèces ne soient pas confinées uniquement aux vieilles forêts, le lièvre d'Amérique est toutefois considéré comme une espèce clé puisqu'il est la proie de plusieurs prédateurs terrestres et aériens (Boutin et al. 1995, Krebs et al. 1995). L'étagement de la végétation leur fournit une obstruction latérale qui permet de réduire le risque de prédation, ce qui n'est notamment pas présent dans les peuplements ayant fait l'objet d'éclaircies commerciales (Lycke 2008). La rétention de peuplements irréguliers qui comprennent une strate arbustive développée doit être favorisée au sein d'agglomération de coupe pour maintenir des habitats refuges aux espèces qui bénéficient cette structure verticale complexe.

### *Bois mort*

Le bois mort est un élément de la structure des peuplements qui est essentiel au maintien de la biodiversité. Dans les forêts aménagées de la Fénno-scandinavie, la raréfaction du bois mort a été associée au déclin et à la disparition d'un très grand nombre d'espèce de champignons, de végétaux ainsi que d'animaux vertébrés et invertébrés (Berg et al. 1994). Les arbres morts fournissent notamment des habitats de nidification et d'alimentation à une panoplie d'espèces d'insectes, d'oiseaux et de mammifères, des abris et des substrats de fuite aux petits mammifères ainsi que des substrats de germination à plusieurs espèces de plantes et d'arbres.

La quantité de tiges mortes disponibles influence la qualité de l'habitat pour les espèces qui utilisent ces arbres pour s'alimenter ou nicher. Par exemple, Bütler et al. (2004) ont observé une augmentation de la probabilité de présence du pic tridactyle en fonction de la quantité de chicots à l'échelle des peuplements. Similairement, Poulin et al. (2008) ont montré que la présence du grimpeur brun, une espèce qui niche sous l'écorce des arbres morts, était influencée par la densité d'arbres de gros diamètres ( $\geq 30$  cm) et de chicots. En deçà d'un seuil de 56 gros chicots à l'hectare, les chances de détecter cette espèce devenaient fortement réduites.



L'aspect quantitatif du bois mort ne suffit pas, à lui seul, à définir les besoins pour les espèces qui en dépendent. Les aspects qualitatifs, c'est-à-dire la taille et le stade de dégradation, sont également des éléments importants à considérer pour le maintien de la biodiversité associée au bois mort. Le tableau 2 montre que les vieilles forêts possèdent une plus grande diversité (en termes de taille et de degré de dégradation) de chicot et de débris ligneux. Si la taille des arbres morts sur pied ne semble pas nécessairement supérieure dans les vieilles forêts boréales de l'ouest du Québec (tableau 2, Bergeron et Harper sous presse), un phénomène essentiellement lié à la paludification, la situation dans les forêts de l'est du Québec pourrait s'avérer différente. En effet, plusieurs études ont rapporté une plus grande densité de gros arbres dans les vieux peuplements comparativement aux peuplements matures de seconde venue dans l'est de la province (Despots et al. 2002, 2004, Tremblay et al. 2007). Une étude en cours basée sur une chronoséquence de temps depuis feu sur la Côte-Nord montre que la quantité de chicot de gros diamètre ( $\geq 20$  cm) est maximale dans les forêts récemment affectée par le feu ainsi que dans les forêts âgées de plus de 150–200 ans (Lowe 2008). Tel que mentionné plus haut, les arbres morts de gros diamètre revêtent un rôle important pour les espèces excavatrices de cavités ainsi que pour une panoplie d'utilisateurs secondaires de cavités (Gasse 2007).

La diversité de stades de dégradation est également une caractéristique importante pour la faune utilisatrice d'arbres morts. La disponibilité de plusieurs stades de dégradation est une caractéristique importante pour la diversité des insectes saproxyliques, car les communautés d'insectes qui colonisent le bois mort vont varier le long de la chronoséquence de dégradation des arbres (Grove 2002). Les différentes espèces de pics utilisent également divers stades de dégradation, et ce, tant pour s'alimenter que pour excaver leur cavité. Par exemple, le pic à dos noir s'alimente sur les arbres récemment morts, mais dépend des arbres fortement dégradés pour excaver ses cavités (Nappi 2009). La présence d'arbre à divers stades de dégradation est donc un élément essentiel pour répondre aux exigences écologiques qui diffèrent selon les espèces. Le recrutement constant de chicots récemment morts, essentiels à la quête alimentaire du pic à dos rayé, a notamment été suggéré comme étant l'élément crucial expliquant le confinement de cette espèce aux vieux peuplements en pessière noire (Imbeau et Desrochers 2002).

Les portions de forêts qui sont retenues pour jouer le rôle de « vieilles forêts », que ce soit sous la forme de peuplements résiduels (habitats refuges) maintenus au sein des aires de récolte ou sous forme de massifs forestiers de plusieurs milliers d'ha doivent comporter une majorité de vieux peuplements qui possèdent les caractéristiques clés associées aux vieilles forêts. Ces forêts doivent donc être choisies en fonction de ces caractéristiques et doivent perdurer assez longtemps pour assurer le recrutement des éléments structuraux (arbres de gros diamètre, arbres mort de divers degré de dégradation) au sein des paysages aménagés

### QUESTION 3

*Quelles sont les considérations minimales de configuration spatiale (superficie, largeur, etc..) et de répartition spatiale qui devraient être prises en compte dans la planification forestière afin d'assurer le maintien de la biodiversité associée aux forêts mûres et surannées ?*

Répondre à cette question est loin d'être une simple tâche. D'une part, les connaissances en ce qui a trait aux effets de la configuration et de la répartition spatiale sur la biodiversité sont encore très fragmentaires. D'autre part, on peut présumer que ces effets vont diverger selon que l'on considère divers facteurs tels que (1) le contexte forestier dans lequel la portion aménagée se trouve (proportion de vieilles forêts à l'échelle du paysage), (2) les pratiques forestières utilisées (coupes totales vs coupes partielles ou adaptées), (3) le régime de perturbation qui influence l'historique de fragmentation naturelle (patron spatial de distribution des peuplements forestiers) et donc possiblement le degré de tolérance des organismes qui le compose, et (4) les espèces (animales ou végétales) considérées.

**Pour répondre à cette question complexe, nous ferons dans un premier temps une revue (non-exhaustive) des connaissances scientifiques portant sur les effets de la fragmentation du couvert forestier sur la diversité et plus spécifiquement sur certaines espèces identifiées comme sensibles. En parallèle, nous tenterons de montrer comment les perturbations naturelles modifient les paysages et quelles sont les caractéristiques de configuration et de répartition spatiale naturelle générées par des perturbations sévères à l'échelle du peuplement et du paysage. Nous formulerons ensuite une réponse qui portera autant sur le rôle des peuplements résiduels que sur celui des massifs forestiers pour le maintien de la biodiversité.**

Pour les besoins de cet avis, nous considérerons essentiellement un contexte dans lequel des pratiques d'aménagement équiennes sont utilisées (coupes totales, CPRS) puisque ces pratiques dominent encore le paysage forestier québécois.

#### **3.1 Quantité d'habitat, configuration et répartition spatiale des vieilles forêts et effets sur la biodiversité**

La question qui est posée par le MRNF concernant les aspects de configuration et de répartition spatiale réfère directement à la notion de fragmentation de l'habitat « vieille forêt » au sein des paysages forestiers aménagés. Or pour bien répondre à cette question, nous devons d'abord brièvement mettre en perspective différentes notions liées à la biologie de la conservation qui viendront appuyer notre argumentaire. Les exemples seront surtout tirés d'études ornithologiques puisqu'une littérature abondante existe quant aux effets de la fragmentation sur ce groupe taxonomique.

Tout d'abord, pour maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts boréales, il faut s'assurer que la quantité d'habitat de vieille forêt ainsi que leur configuration arrivent à assurer la **viabilité des populations, c'est-à-dire des populations qui maintiennent un taux de reproduction net positif, mais également qui maintiennent un nombre suffisant d'individus pour faire face aux effets stochastiques qui pourraient affecter les populations**. La fragmentation des habitats, qui se manifeste principalement par une diminution de la taille des habitats résiduels et une augmentation de la distance entre ceux-ci, peut entraîner des modifications importantes de divers processus liés à la dynamique des populations tels que la productivité, la prédation et la dispersion des individus. Ces effets peuvent avoir des répercussions sur la capacité des espèces à se maintenir à long terme dans un système qui est morcelé dans l'espace et dans le temps. La théorie des habitats sources et puits de Pulliam (1988) peut nous aider à comprendre les répercussions potentielles de la fragmentation sur les populations animales et végétales. Selon ce concept, on peut retrouver, dans des paysages fragmentés, **des habitats sources, c.-à-d. des habitats de haute qualité dans lesquels les populations ont un taux de reproduction nette positif (supérieur au taux de mortalité) permettant à des individus de se disperser et d'aller coloniser des habitats puits, c.-à-d., des habitats de moins bonne qualité dans lesquels les populations ne seraient pas en mesure de se maintenir autrement**. Donc pour maintenir des populations viables aux échelles locales et régionales, les efforts de conservation doivent être dirigés vers le maintien d'habitats sources, de même que vers le maintien de la connectivité entre ces parcelles d'habitat.

Jusqu'à récemment, les principales connaissances concernant les effets de la perte nette et de la fragmentation du couvert forestier sur la biodiversité provenaient d'études ayant été menées dans des paysages agro-forestiers des écosystèmes tempérés, où le changement de vocation du territoire entraîne une perte et une fragmentation permanentes du couvert forestier. Parmi celles-ci, relativement peu d'études arrivent à bien démarquer les effets attribuables à la perte nette de l'habitat d'origine de ceux dus à sa fragmentation. Il faut mentionner qu'un effet lié à la perte nette d'habitat n'implique pas qu'il y ait nécessairement un effet de fragmentation imputable à la réduction de la taille, à l'isolement accru et à la configuration spatiale des habitats résiduels. Selon Fahrig (1997) et Andrén (1994), les effets liés à fragmentation deviendraient perceptibles lorsque la quantité d'habitat est fortement diminuée (20 – 30 %). Toutefois, plusieurs études témoignent d'effets négatifs reliés soit à l'isolement et/ou à la taille des habitats résiduels sur l'occurrence de certaines espèces ou sur la richesse spécifique (Bender et al. 1998, Villard et al. 1999, Hobson et Bayne 2000, Betts et al. 2006). Par exemple, l'étude menée par Villard et al. (1999) rapporte que pour des paysages comportant entre 3 et 67 % d'habitat forestier, l'occurrence de plusieurs espèces d'oiseaux forestiers était corrélée négativement à la quantité de lisière et à la distance au plus proche fragment et positivement au nombre de fragments forestiers dans un milieu agro-forestier. Une étude récente menée dans la plaine du Saint-Laurent (Dufault 2007) vient supporter l'importance de maintenir de grandes étendues de qualité afin qu'ils puissent jouer le rôle d'« habitat source » au sein d'une mosaïque d'habitat fragmentés en mesurant des paramètres démographiques. Cette étude a montré que le succès reproducteur d'une espèce sensible à la fragmentation (la paruline couronnée) était significativement

inférieur dans les îlots forestiers comparativement à celui de la population présente dans un grand massif de forêt continue (>1 500 ha). Les études menées dans les paysages agroforestiers indiquent donc que la fragmentation modifie la structure des communautés aviaires et pourrait compromettre le maintien de populations dans des paysages très altérés (voir également Burke et Nol 2000).

Il est évidemment hasardeux de généraliser les effets de perte et de fragmentation d'habitats observés dans les forêts tempérées en milieu agroforestier à d'autres écosystèmes soumis à des régimes de perturbations (naturelles et anthropiques) qui génèrent des niveaux de perte et de fragmentation d'habitats donnés. À première vue, la situation en forêt boréale apparaît très différente de celle des paysages fragmentés par l'agriculture puisque la continuité du paysage forestier n'est pas interrompue de façon permanente. Toutefois, les processus écologiques qui s'opèrent et auxquels on doit porter attention sont les mêmes. Une modification de l'habitat forestier *via* le rajeunissement causé par les coupes forestières peut engendrer la fragmentation de certains types d'habitats au sein de la matrice forestière (Haila 1999, Drapeau et al. 2000, Schmiegelow et Monkonen 2002). Ainsi, les îlots de vieilles forêts peuvent se retrouver isolés au sein d'une matrice forestière rajeunie, ce qui crée une discontinuité pour les espèces associées à ces habitats ou à leurs attributs clé.

Nous présentons donc ici les principaux effets dénotés relativement à la taille, la configuration et l'isolement des forêts résiduelles en mettant l'accent sur certaines espèces qui ressortent comme étant plus vulnérables.

### 3.1.1 Effet de la taille et de la configuration des habitats résiduels

Schmiegelow et al. (1997) ont évalué les effets de la fragmentation du couvert forestier âgé sur la diversité et l'abondance d'espèces d'oiseaux dans la forêt boréale mixte de l'Alberta. Leur dispositif expérimental était formé d'îlots résiduels de 1 à 100 ha dont certains étaient connectés par des bandes forestières de 100 m de large. Ils ont observé une baisse plus importante de l'abondance des espèces dans les plus petits habitats résiduels (1 et 10 ha) et que le fait de relier les îlots résiduels avec des corridors de 100 m contribuait à maintenir la structure des communautés. Au Québec, un bon nombre d'études ont été menées pour évaluer la fréquentation des habitats résiduels (bandes riveraines et séparateurs de coupes) par plusieurs groupes d'espèces au sein de territoires aménagés en coupe totale. Par exemple, Darveau et al. (1995) ont comparé la composition en espèces d'oiseaux et la densité de territoires pour trois largeurs de bandes riveraines (20, 40 et 60 m) après coupes. Les résultats qu'ils obtiennent montrent que, 3 ans suivant les coupes forestières, le nombre de territoires d'oiseaux associés aux forêts d'intérieur est inférieur à celui dénombré dans les forêts témoins, et ce, de façon plus marquée pour les bandes plus étroites alors que les espèces plus généralistes présentent une densité similaire à celle des forêts témoins dans tous les types de forêts linéaires. De façon similaire, Hannon et al. (2002) ont évalué l'effet de la largeur de bandes riveraines (20, 100, 200 et 800 m) dans la forêt boréale mixte de l'Alberta sur les amphibiens, les petits mammifères ainsi que les oiseaux forestiers. Des différences ont été observées

uniquement chez les oiseaux. Dans les bandes inférieures à 200 m, ils ont observé une baisse de l'abondance des oiseaux forestiers d'intérieur et une augmentation de la proportion d'espèces généralistes. De plus, ils ont constaté l'absence totale d'espèces telles que la grive à dos olive, la paruline couronnée et la paruline verte à gorge noire dans les bandes riveraines les plus étroites.

Potvin et Bertrand (2004) ont mesuré la probabilité d'occurrence de 13 espèces d'oiseaux dans différents types de peuplements résiduels soit des bandes riveraines, des séparateurs de coupes ainsi que des blocs résiduels de 18 à 50 ha ayant une largeur supérieure à 200 m. Ils ont obtenu des probabilités d'occurrence similaires entre les forêts témoins et les blocs résiduels pour des espèces comme la mésange à tête brune et la paruline à joues grises, mais ont observé une diminution marquée de la paruline à poitrine baie, une espèce sensible à la perte de couvert forestier mature (Drolet et al. 1999).

St-Laurent et al. (2007) ont évalué l'effet de deux types de configuration (mosaïque, 85–100 ha vs megabloc, 250–300 ha) sur l'abondance d'oiseaux forestiers et l'occurrence du campagnol à dos roux au nord du Lac-Saint-Jean. Cette étude n'a pas détecté de changements significatifs dans l'abondance des espèces recensées pour les deux taxons étudiés dans les deux types de peuplements résiduels comparativement aux forêts témoins. Les auteurs notent toutefois certaines limites à leur étude, dont un faible nombre de sites d'échantillonnage suivis une seule année, qui a pu en réduire la puissance statistique. D'ailleurs, une récente étude (Johnson et al. en préparation) a démontré que les campagnols à dos roux préféraient les vieilles forêts aux peuplements ayant subi une CPRS à rétention de bouquets (Leblanc 2004). Les campagnols sont plus abondants et en meilleure condition physique dans les forêts vierges que dans les secteurs coupés.

### 3.1.2 Effet de l'isolement (distance au massif)

La seule étude québécoise recensée qui porte spécifiquement sur l'impact de l'isolement des forêts résiduelles est celle de Leboeuf (2004) effectuée dans un paysage fortement aménagé de la pessière à mousse de l'ouest en Abitibi-Témiscamingue. Cette étude a évalué l'abondance de sept espèces associées aux forêts matures et une espèce généraliste (le mésangeai du Canada). Les résultats obtenus montrent que l'abondance cumulée des sept espèces associées aux vieilles forêts diminue en fonction de la distance au massif. Cette étude a également évalué l'impact de la distance au massif sur la productivité des espèces et montre que l'isolement généré par la juxtaposition de chantiers de coupes totales affecte négativement l'activité reproductrice de deux espèces (roitelet à couronne dorée et grimpeur brun) et affecte positivement celle du mésangeai du Canada. Or le mésangeai est une espèce prédatrice associée aux habitats de lisière (Ibarzabal 2002) et la diminution de la productivité des deux espèces pourraient être liée à une hausse de la pression de prédation dans les habitats plus isolés. La distance critique entre un habitat résiduel et un massif (au-delà de laquelle les effets négatifs de l'isolement sur la productivité sont les plus marqués) est évaluée à entre 10 et 30 km. Cette étude nous fournit donc des indices comme quoi la fragmentation des vieilles forêts dans les paysages fortement altérés par l'aménagement forestier modifie certains processus

associés à la dynamique des populations. Toutefois, d'autres études devraient être conduites pour valider ces résultats.

### 3.1.3 Limites des études portant sur la fragmentation des vieilles forêts en paysages aménagés

1) La majorité des études qui ont évalué les effets de la configuration et de la répartition spatiale des peuplements résiduels ont été menées à court terme (entre 1 et 3 ans après coupe) donc très peu de temps après la fragmentation de l'habitat forestier. Il est fort possible que les populations prennent beaucoup plus de temps pour répondre à une modification de l'habitat en raison notamment de caractéristiques comportementales (fidélité au site de nidification, attraction par les pairs, ...).

2) La plupart des études utilisent l'abondance, l'occurrence ou la richesse spécifique comme variable réponse pour mesurer les effets de la fragmentation. Ces études fournissent donc des données indirectes pour évaluer le maintien des populations. Les variables réponses associées à la démographie des populations, telles que la productivité, nous donnent une évaluation plus juste de la capacité des paysages aménagés à maintenir les populations associées aux vieilles forêts. En effet, les individus d'une population peuvent être présents à des densités élevées dans certains types d'habitats et montrer certains indicateurs de productivité (ex. appariement entre mâle et femelle) sans pour autant avoir un bon succès reproducteur (Dufault 2007). Il n'existe donc à peu près aucune étude qui permette de statuer clairement sur la capacité des différents types d'habitats résiduels à agir en tant qu'habitat source pour les espèces associées aux forêts d'intérieur.

3) En milieu boréal québécois et canadien, le bois récolté provient encore du capital des forêts naturelles. Les résultats d'étude proviennent donc de paysages qui sont en voie d'être aménagés et qui comporte encore de grands massifs de forêt naturelle continue. Nous n'avons donc pas encore eu l'opportunité d'évaluer la réponse des espèces dans des paysages entièrement aménagés. Ainsi, la majorité des études sont encore menées dans des paysages où d'importants massifs de forêts continues sont présents à proximité (front de coupe), ce qui peut venir mitiger les résultats négatifs anticipés par la fragmentation du couvert en agissant à titre d'habitat source pour les habitats résiduels nouvellement formés. Il est donc difficile d'évaluer si les forêts résiduelles à elles seules permettent de maintenir les populations. Si ce n'est pas le cas, la récolte des massifs pourrait venir exacerber les baisses de populations de plusieurs espèces associées aux vieilles forêts.

4) Très peu d'études mettent l'accent sur les espèces qui sont plus sujettes à être sensibles au phénomène de fragmentation. Les dispositifs expérimentaux, particulièrement ceux qui étudient les oiseaux, ne permettent pas de détecter des espèces à plus grands domaines vitaux (ex. pics, rapaces diurnes) ou les espèces nocturnes (strigidés). Imbeau et al. (2001) ont identifié les espèces les plus sensibles aux effets de l'aménagement forestier et parmi celles-ci on retrouve la nyctale de Tengmalm (strigidé nocturne), plusieurs espèces de pics ainsi que le grimpeur brun et la mésange à tête brune (des

espèces associées au bois mort). Ces espèces sont somme toute peu représentées dans les études citées plus haut.

En définitive, si les effets de la perte d'habitat et de la fragmentation sont plus contrastés en milieu agro-forestier comparativement à ceux qui ont été observés jusqu'à maintenant en forêt boréale, il semble y avoir un risque à altérer de façon importante les écosystèmes forestiers. Les données disponibles jusqu'à maintenant pointent vers le fait que l'aménagement forestier équienne n'est pas sans conséquences pour la faune inféodée aux vieilles forêts. À court terme, on observe un changement de structure au niveau des communautés en favorisant des espèces plus généralistes. D'autres effets, comme l'extirpation de certaines espèces plus sensibles, pourraient se manifester à plus long terme, lors des deuxièmes et troisièmes révolutions ou bien lors de la récolte d'une partie des peuplements résiduels, tel que le prévoit la réglementation forestière actuelle.

#### 3.1.4 Fragmentation et espèces à grands domaines vitaux

Les études recensées ci-haut portent essentiellement sur les oiseaux, des organismes à petits domaines vitaux qui, de plus, peuvent généralement bien se disperser dans l'écosystème. Les mammifères de taille moyenne et de grande taille, comme la martre et le caribou, possèdent des domaines vitaux beaucoup plus grands et se dispersent sur des distances également beaucoup plus grandes. Pour maintenir ces espèces dans les paysages aménagés, des massifs forestiers sont nécessaires, mais il faut également assurer une connectivité qui puisse permettre la dispersion des organismes et les échanges génétiques. De plus, nous avons plusieurs évidences à l'effet que ces espèces sont sensibles à la fragmentation.

Par exemple, dans une étude menée dans un territoire qui était composé de 60 % de coupes forestières récentes, Potvin et al. (2000) ont montré que les martres évitaient les parterres de coupe et préféraient les territoires ayant une forte proportion de forêt fermée. Les auteurs concluent qu'une proportion de 40 % de son territoire (domaine vital) en forêt fermée serait un seuil critique pour maintenir cette espèce dans les forêts aménagées. Les travaux récents de Cheveau et al. (2008, en préparation) montrent également que la condition physique des martres diminue en fonction du pourcentage de coupe dans leur domaine vital. Le paysage forestier de coupes agglomérées crée des contraintes de mouvement en canalisant les déplacements dans les peuplements linéaires.

Le caribou quant à lui répond à de très vastes échelles spatiales (Courtois et al. 2007). L'effet des coupes et de la fragmentation du couvert forestier se manifesterait notamment par une augmentation du taux de prédation par le loup et l'ours qui sont quant à eux plus favorisés par l'ouverture du couvert forestier. Selon Courtois et al. (2004), le maintien du caribou passerait par la préservation de massifs forestiers (100–250 ha) reliés par des corridors plus ou moins larges en fonction de l'âge des peuplements retenus. Une étude récente (Courtois et al. 2008) semble toutefois montrer que des massifs de cette taille semblent ne pas être suffisants pour maintenir le caribou. La taille des domaines vitaux serait notamment supérieure à la superficie de ces massifs, particulièrement dans des

secteurs où il y a un certain niveau de prélèvement de bois (Courtois et al. 2007). De plus, les caribous se déplacent de façon saisonnière entre les aires de mise bas, de reproduction et d'hivernage (Courtois 2003). Il est ainsi essentiel de maintenir une bonne connectivité entre les massifs.

### **3.2 Les perturbations naturelles et les forêts résiduelles**

Pour pallier au manque de connaissances fines sur la réponse des espèces (surtout pour celles identifiées comme étant les plus sensibles) face à la fragmentation du couvert forestier dans les zones aménagées, l'approche par filtre brut demeure le meilleur moyen à envisager pour assurer le maintien de la biodiversité associée aux vieilles forêts. En ce sens, appliquer des stratégies d'aménagement qui s'inspirent des perturbations naturelles devrait permettre de réduire les impacts de l'aménagement forestier en conservant la variété d'habitats présents dans les forêts naturelles, mais également en recréant les aspects de configuration et de répartition spatiale qui caractérisent les différents régimes de perturbations. En effet, les forêts dynamisées par les régimes de perturbations naturelles se trouvent modifiées de façon plus ou moins importante en fonction de la sévérité, de la taille et de la fréquence des événements perturbateurs. Il est donc raisonnable de penser que les espèces associées à la forêt boréale soient tolérantes à un certain degré de fragmentation puisqu'elles ont évolué dans un environnement très dynamique au plan spatial et temporel (Schmiegelow et al. 1997, Drapeau et al. 2000).

Depuis une dizaine d'années, un nombre assez restreint d'études ont documenté les aspects de configuration spatiale de la forêt résiduelle en forêt boréale. Au Québec, les études publiées ont presque exclusivement été menées dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'ouest (excepté une menée dans la sapinière à bouleau blanc de l'ouest) (tableau 3). Celles-ci permettent donc de dresser un portrait sommaire des paramètres de configuration associés au régime de feu à l'échelle de la perturbation et du paysage.

#### **3.2.1 Échelle de la perturbation (chantier de coupe)**

##### *Proportion de forêt résiduelle*

La proportion de forêt résiduelle varie en fonction de la sévérité du feu et certaines études ont montré qu'elle peut être positivement reliée à la taille du feu. Toutefois, cette relation n'a pas été clairement démontrée dans l'est canadien (Perron et al. 2008). L'analyse du Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, basée sur 42 incendies, obtient un pourcentage de forêt résiduelle qui varie entre 10 et 50 % des aires brûlées (OMNR 1997). Kafka et al. (2001) ont analysé la répartition spatiale de la sévérité du feu pour un événement de feu de 49 000 ha dans la région de l'Abitibi. En comptabilisant les îlots verts (complètement épargnés par le feu) et les îlots partiellement brûlés, mais à dominance de tiges vertes, ils obtiennent une proportion de forêt résiduelle de 30 % de la superficie affectée (tableau 3). Les données rapportées par Gauthier et al. (2001)



montrent que cette proportion peut varier passablement et même atteindre plus de la moitié de l'aire brûlée dans les forêts boréales de l'ouest du Québec. Madoui et al. (2008) obtiennent une proportion de forêt résiduelle qui varie entre 3 et 21 % dans la pessière à mousses de l'ouest. Les résultats préliminaires de cette étude semblent montrer que la quantité de forêt résiduelle serait en partie liée à la quantité de milieu humide à l'intérieur du périmètre du feu.

La seule étude menée dans le domaine de la sapinière est celle de Dragotescu (2008) et il obtient une proportion entre 7 et 19 %. Elle est plus faible que les études de la pessière et comprend aussi des feux de plus petite taille.

Au nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean, Perron et al. (2008) ont évalué la composante « forêt résiduelle » à l'aide d'images satellite (tableau 3). Leurs résultats sont dans le même ordre de grandeur que les autres études québécoises alors que la forêt résiduelle occupe de 10 à 35 % de la superficie des feux. Cette dernière étude a évalué la différence entre les forêts résiduelles de type « péninsule » et « intérieure ». Les péninsules consistent en des fragments de forêts qui sont à la bordure du périmètre de feu et qui sont encore rattachés à la matrice forestière non-brûlée alors que les forêts résiduelles intérieures sont des îlots dispersés dans l'aire brûlée (Perron et al. 2008). Selon cette étude, la majorité de la forêt résiduelle se retrouve sous forme de péninsule (~95 %), un résultat également obtenu par l'analyse ontarienne (80 % sous forme de péninsule) (OMNR 1997).

Dans l'étude de Kafka et al. (2001), on note qu'une importante proportion des aires brûlées est située à proximité d'îlots forestiers épargnés par le feu ou de la bordure du feu (la moitié des portions brûlées se situent à moins de 200 mètres d'une portion non-brûlée). Selon Johnson et al. (2003), la distance moyenne au périmètre du feu augmenterait en fonction de la taille du feu. Greene et Johnson (2000) affirment eux aussi que la distance entre la forêt résiduelle et d'autres îlots ou du périmètre du feu est rarement supérieure à 150 m en raison de la forme oblongue des feux. La proximité entre les forêts résiduelles et la matrice non-brûlée est une caractéristique importante non seulement du point de vue de la dispersion des propagules des arbres survivants, mais également pour la connectivité des habitats résiduels pour la faune (voir Nappi et al. 2007).

Tableau 3. Caractéristiques de configuration et de répartition spatiale à l'échelle de la perturbation et du paysage pour des forêts perturbées par le feu.

	Kafka et al. (2001)	Gauthier et al. (2001)	Perron et al. (2008)	Madoui et al. (2008)	Belleau et al. (2007)	Dragotescu (2008)
Sous-domaine bioclimatique	Pessière à mousses de l'ouest	Pessière et sapinière de l'ouest	Pessière à mousses de l'ouest	Pessière à mousses de l'ouest	Pessière et sapinière de l'ouest	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest
Nb de feux étudiés	1	16	36	31	N/A	16
Outil d'analyse	Carte d'impact du feu	Carte d'impact du feu	Image satellite	Image satellite et SIFOR	Simulations	Photos aériennes
<b>Échelle de la perturbation</b>						
Proportion de forêt résiduelle (%)	2,6 <sup>a</sup> ; 27,6 <sup>b</sup>	1,1 – 16 <sup>a</sup> 5,0 – 58,6 <sup>b</sup>	7 – 37	3 – 21	N/A	7,3 – 19,1
Taille moyenne des îlots de forêts résiduelles (ha)	43 <sup>a</sup> ; 114 <sup>b</sup>	N/A	0 – 3	N/A	N/A	21,6 ; 29,6 <sup>e</sup>
Plage de taille (ha)		50 – 200			N/A	5 – 84
Nombre d'îlots	30 <sup>a</sup> ; 119 <sup>b</sup>	N/A	8 – 37 <sup>c</sup>	N/A	N/A	N/A
<b>Échelle du paysage</b>						
Distance entre les feux (km)	N/A	N/A	11 – 55	N/A	5 ; 31 <sup>d</sup>	N/A

<sup>a</sup> : îlots préservés du feu, <sup>b</sup> : îlots partiellement brûlés mais avec dominance de tige verte, <sup>c</sup> : densité de fragments par 100 ha, <sup>d</sup> : distance moyenne proposée pour la sapinière et la pessière, respectivement, <sup>e</sup> : Taille moyennes obtenues pour la région de la Mauricie et du Témiscamingue, respectivement.

### Taille de la forêt résiduelle

Les résultats de Kafka et al. (2001) montrent que la taille moyenne des îlots de forêts ayant été complètement épargnés par le feu était de 43 ha alors que celle des îlots partiellement affectés mais avec une dominance de tiges vertes était de 114 ha (tableau 3). Selon Bergeron et al. (2002) (voir Serrouya et D'Eon 2004), les fragments de 34 à 75 ha étaient les plus nombreux dans les aires brûlées, mais 62 % de la forêt résiduelle était formée d'îlots de plus de 190 ha. Il n'est toutefois pas précisé de quel type de forêt résiduelle il s'agit (intérieur vs péninsule). Dans l'étude de Perron et al. (2008), on remarque que la taille moyenne des îlots résiduels est passablement plus faible que ce qui est rapporté dans les études précédentes. Ces différences pourraient être attribuables à la résolution de la méthode employée pour déterminer les superficies non brûlées. Selon Johnson et al. (2003), plus la taille des feux augmente, plus on a de chance d'avoir de grands îlots non brûlés, un résultat obtenu également par Madoui et al. (2008) pour la pessière à mousses de l'ouest.

### Forme de la forêt résiduelle et effet de bordure

Selon Perron et al. (2008) et Dragotescu (2008), la forme des îlots résiduels laissés par les feux diffère de celles issues des coupes en arborant une forme plus groupée (moins linéaires). Cette différence est importante puisque les peuplements linéaires peuvent maximiser l'effet de lisière et ainsi diminuer la disponibilité d'habitat d'intérieur. En effet, l'effet de lisière dépend non seulement de la configuration du peuplement (rapport longueur:largeur), mais également de la hauteur dominante des arbres du peuplement (un à deux fois Hdom, Hunter et al. 1990, figure 2).

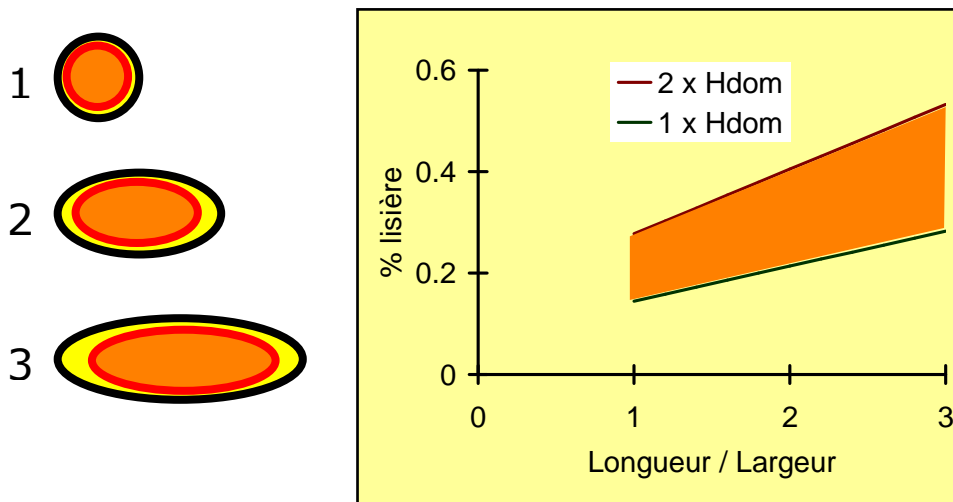


Figure 2. Relation entre la configuration du peuplement et la proportion de lisière (tirée de Hunter 1990).

Mascarua Lopez et al. (2006) ont évalué que l'effet de lisière se manifestait jusqu'à 30 m de la bordure dans les cas des séparateurs de coupe utilisés selon les normes du Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI, 60–100 m de large). Dans des lisières coupe-forêt à la marge de massif, Harper et al. (2004) ont rapporté un effet de lisière beaucoup plus faible, se manifestant jusqu'à 5 m seulement. Cette étude montre toutefois que les lisières induites par la coupe différaient de celles créées par le feu qui elles sont plus graduelles (effet pouvant s'étaler jusqu'à 40 m). Puisque ces habitats ne sont pas linéaires, l'effet contribue peu à la diminution de la proportion d'habitat d'intérieur et pourrait même favoriser certaines espèces, notamment celles s'alimentant sur le bois mort qui pourraient y trouver un habitat de qualité à la marge des perturbations (voir Nappi et al. 2007).

### 3.2.2 Échelle du paysage (unité d'aménagement forestier)

#### *Distance entre les perturbations*

La distribution spatiale des perturbations sévères à l'échelle du paysage est un aspect important du régime de perturbation naturelle. L'étude de Perron et al. (2008) rapporte que la distance entre les grands événements de feux se situait entre 11 et 55 km (tableau 3). Ces distances étaient significativement supérieures à celles obtenues pour la distance entre les agglomérations de coupe (1 à 10 km). Dans une étude basée sur des simulations, Belleau et al. (2007) ont montré que le cycle de feu et la taille moyenne des feux influençaient la distance entre les événements de feux. Par exemple, pour un même cycle de feu, un régime caractérisé par de grands feux sera également caractérisé par une distance moyenne plus élevée entre ceux-ci. Pour la pessière à mousses de l'ouest, cette étude recommande que la distance moyenne entre les agglomérations de coupe soit de 30 km. Dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, où la taille moyenne des feux est inférieure, la distance entre les agglomérations devrait être en moyenne de 5 km.

Ces résultats indiquent que, dans les forêts naturellement perturbées par le feu, de grands massifs forestiers sont préservés entre les différents événements de feu. Cette différence soulève à notre avis l'enjeu principal à aborder dans les systèmes de coupes équiennes. Les forêts résiduelles jouent certes un rôle important pour la biodiversité, mais tel que souligné dans la section précédente, la présence de grands massifs forestiers est au cœur du maintien des populations associées aux vieilles forêts.

Les données présentées ici considèrent exclusivement le cas des paysages perturbés par le feu et concernent principalement le sous-domaine de la pessière de l'ouest. Il y a actuellement très peu de données disponibles pour les sous-domaines bioclimatiques dans lesquels les feux jouent un rôle sous dominant dans le régime de perturbations naturelles. Dans ces régions, la configuration et la répartition spatiale de la forêt résiduelle diffèrent certainement. Par exemple, dans les paysages forestiers affectés sévèrement par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), les îlots de mortalité sévère dépassent rarement 50 ha (Bouchard et al. 2008a, Kneeshaw et al. 2008). La dynamique de

fragmentation de ces forêts est assurément différente de celle des pessières. Les paysages affectés par la TBE montrent également une dispersion des aires en régénération différente de celle qui est générée par les pratiques d'aménagement (Leblanc et Bélanger 2000). Le paysage affecté par les épidémies montre une forme beaucoup plus morcelée (mosaïque de peuplements affectés à des degrés divers) que les paysages de coupes forestières où les aires en régénération sont agglomérées.

### *Proportion de peuplements résiduels vs massifs forestiers*

À partir des données sur les cycles de feu et des proportions de peuplements résiduels présents dans les aires brûlées, il est possible d'estimer la contribution de ces résidus à la proportion totale de forêt à l'échelle du paysage. Ainsi, considérant un cycle de feu de 140 ans (p. ex. Abitibi Est), 20 % du paysage sera constitué de forêts en régénération<sup>2</sup>. Si on considère que la proportion de peuplements résiduels varie entre 5 à 20 % dans les aires brûlées (voir tableau 3), ceux-ci contribueront pour 1 à 4 % des forêts dans le paysage. En considérant une cible de vieilles forêts arbitraire de 30 % d'un territoire, cela voudrait dire que le ratio peuplement résiduel/massif serait de 1:29 à 4:26 (donc de 3 à 15 % des vieilles forêts). Si on refait le même exercice pour un paysage dont le cycle de feu est de 250 ans (p. ex. Côte-Nord), on obtient des ratios de 0,6:29,4 à 2:28 (soit entre 2 et 7 % des vieilles forêts devraient être maintenu sous forme d'îlots).

### 3.2.3 S'inspirer de la forêt résiduelle post-feu en aménagement

Les principaux éléments à retenir des études menées sur la forêt résiduelle sont que (1) la majorité des îlots résiduels sont proches ou encore rattachées à la forêt non brûlée, ce qui implique un bon niveau de connectivité avec les massifs forestiers et (2) les paysages qui résultent de feux montrent une variabilité de proportion et de taille des îlots résiduels. Les études de Perron et al. (2008) et Dragotescu (2008) ont montré qu'on pouvait trouver certaines similitudes au niveau de la proportion et de la superficie des îlots résiduels entre celles provenant des paysages de feu et de coupe à l'échelle de la perturbation. Les principales différences apparaissent principalement à l'échelle du paysage, où la superficie des paysages de coupes est supérieure à celle des feux, et où la distance entre les aires en régénération est inférieure dans le cas des coupes comparativement aux feux (Perron et al. 2008). Le principal enjeu qui en ressort est donc le maintien de massifs forestiers entre les perturbations.

Les caractéristiques des peuplements résiduels qu'on retrouve à l'intérieur des feux peuvent servir de guide pour les stratégies d'aménagement à l'échelle des chantiers de coupe. Cependant, pour que les fonctions écologiques et la biodiversité soient maintenues, il faut également s'assurer de reproduire les patrons que l'on retrouve entre les feux à l'échelle du paysage. En milieu naturel, les vieilles forêts sont en contact constant avec le tissu forestier mûr, ce qui fait en sorte qu'il y a vraisemblablement peu de problèmes liés à la configuration. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, le maintien d'une dominance de couvert forestier à l'échelle du paysage diminue la

<sup>2</sup> Calculé à partir d'une courbe exponentielle négative.

nécessité de bien configurer les vieilles forêts. Dans le contexte où la matrice forestière est inversée (dominance de jeunes peuplements), les questions relatives à la configuration deviennent primordiales, mais, comme l'a démontré la section précédente, on dispose de peu de situations réelles pour bien documenter ces composantes et comprendre l'ensemble de la problématique.

### 3.3 Réponse à la question

#### 3.3.1 *Proportion de vieille forêt sous forme de massifs vs sous forme de peuplements résiduels*

Les études menées jusqu'à maintenant en forêt boréale montrent que plusieurs organismes sont sensibles à la fragmentation du couvert forestier. D'après les connaissances actuelles, rien n'indique que les forêts résiduelles, à elles seules, puissent maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts, particulièrement si ces îlots résiduels ont une faible proportion de forêt d'intérieur. D'autre part, dans les paysages qui sont fragmentés naturellement par les perturbations, on constate que la proportion de vieilles forêts sous forme résiduelle est très petite alors que la majorité d'entre eux se trouve localisée dans de grands massifs forestiers situés entre les aires perturbées.

Un élément qui ressort donc à la fois des études portant sur les effets de la fragmentation de l'habitat forestier ainsi que de la répartition spatiale des perturbations sévères est l'importance écologique des massifs forestiers dans le paysage. La configuration des forêts résiduelles est certes un élément important à considérer, mais **le maintien de grands massifs de plusieurs milliers d'ha à dominance de vieux peuplements est essentiel**, notamment pour les espèces à grands domaines vitaux et pour assurer la viabilité des populations qui pourraient être compromises par la fragmentation du couvert forestier et pour lesquelles les forêts résiduelles ne seraient pas adéquates.

#### 3.3.2 *Répartition spatiale et configuration de la forêt résiduelle dans les agglomérations de coupes*

Vu les connaissances fragmentaires des effets de la fragmentation associée à la coupe forestière et en l'absence de portraits fiables concernant la quantité et la qualité des massifs forestiers, il nous est difficile de nous prononcer de façon précise sur des aspects de configuration spatiale associés à la forêt résiduelle. Toutefois, le constat de l'importance des massifs forestiers n'empêche en rien le fait que les îlots résiduels jouent également un rôle écologique très important. Elles peuvent notamment agir à titre d'habitat source pour des espèces à petits domaines vitaux et d'habitat refuge pour plusieurs autres organismes, particulièrement ceux à mobilité réduite. De plus, elles assurent une certaine connectivité entre les forêts intactes et les forêts perturbées pour d'autres espèces.

### *Taille des peuplements résiduels*

Plus la superficie des peuplements résiduels est grande, plus ceux-ci arrivent à maintenir les espèces (à petits domaines vitaux) qui sont associées aux vieilles forêts (Darveau et al. 1995, Hannon et al. 2002, Saint-Laurent et al. 2007) et la connectivité assurée par le biais de corridors (Schmiegelow et al. 1997) permet de mieux maintenir la structure de ces communautés. Toutefois, aucune étude n'a pu montrer à ce jour leur capacité à jouer le rôle d'habitat source<sup>3</sup> pour des espèces sensibles à la perte d'habitat ou à la fragmentation du couvert forestier.

Actuellement, la littérature scientifique fournit quelques indications concernant la taille des forêts qui est nécessaire au maintien des populations (habitats sources) pour différentes espèces focales. Par exemple, selon Rheault (2007), des forêts de 5 ha (0,0526 km<sup>2</sup>) peuvent maintenir des populations de lichens si elles ne sont pas trop isolées. Les peuplements résiduels pourraient donc maintenir ce type d'organisme. Par contre, pour les oiseaux forestiers, une superficie d'environ 3 000 ha (30 km<sup>2</sup>) permettrait de maintenir la viabilité des populations d'espèces associées aux forêts âgées sensibles à la fragmentation (Leboeuf 2004, Dufault 2007). Les recommandations pour maintenir le caribou forestier sont quant à elles de l'ordre de 10 000 à 25 000 ha (100 à 250 km<sup>2</sup>) et ceux-ci doivent être reliés par des corridors pour permettre le déplacement des individus (Courtois et al. 2004).

En s'inspirant de la gamme de taille de forêts résiduelles qui échappent au feu (dizaines à centaines d'hectares) en aménagement forestier, on pourra maintenir des habitats qui conviendront à plusieurs organismes dont les insectes et les lichens, mais celles-ci ne parviendront probablement pas à assurer le maintien de certaines espèces sensibles à la fragmentation dont le maintien sera davantage assuré par la présence de vieux peuplements à l'intérieur de massifs forestiers.

### *Forme des peuplements résiduels et effet de bordure*

Des études ont montré que les forêts résiduelles sous forme linéaire subissaient un important effet de bordure qui modifie les caractéristiques des peuplements et altère la qualité de l'habitat pour les espèces de vieilles forêts. En considérant les changements de structure des peuplements, l'effet de bordure causé par la coupe peut s'étendre jusqu'à 30 mètres. Plus la taille des forêts résiduelles est grande, plus la proportion qui subit l'effet de bordure sera petite et plus celle de forêt d'intérieur sera grande. À cet effet, nous considérons que la portion des peuplements qui subit un effet de bordure ne devrait pas être comptabilisée dans le bilan des vieilles forêts (et ne devrait donc pas contribuer à l'atteinte des cibles de vieilles forêts).

---

<sup>3</sup> Habitats de haute qualité dans lesquels les populations ont un taux de reproduction nette positif (supérieur au taux de mortalité) permettant à des individus de se disperser et d'aller coloniser des habitats puits, c.-à-d. des habitats de moins bonne qualité dans lesquels les populations ne seraient pas en mesure de se maintenir autrement.

**Nous réitérons ici le fait que les peuplements qui contribuent à la cible de vieilles forêts ne doivent pas être localisés uniquement au sein de forêts résiduelles car ceci pourrait causer des préjudices importants aux espèces de vieilles forêts sensibles à la fragmentation.**

### 3.3.3 *Recommandations générales*

Pour éclairer les décisions ayant trait à la configuration et à la répartition spatiale des forêts résiduelles à l'échelle du chantier de coupe, il faut avoir un portrait de la quantité de forêts présentes sous forme de massifs de vieilles forêts à l'échelle du paysage. **Nous recommandons donc de rendre disponible un portrait des massifs forestiers pour toutes les unités d'aménagement** qui comprend aussi les massifs qui ne sont pas comptabilisés pour des fins d'exploitation forestière (p. ex., peuplements inaccessibles, aires protégées, autres zones d'affectation) afin d'en savoir la **quantité**, la **configuration** ainsi que la **qualité** (massifs composés majoritairement de vieilles forêts). Cette information est essentielle à la prise de décision concernant les aspects de configuration spatiale ainsi qu'à la cohérence des mesures de rétention prises à l'échelle des unités d'aménagement et des chantiers de coupes.

De plus, il nous apparaît urgent de **développer des critères fiables pour s'assurer que les massifs forestiers et les forêts résiduelles possèdent les caractéristiques associées aux vieilles forêts** de façon à ce qu'ils soient fonctionnels et puissent maintenir des populations viables. Le critère de forêt fermée (7 mètres de hauteur) utilisé par le MRNF (Jetté 2007) pour constituer les peuplements résiduels et les massifs forestiers ne devrait pas être inclus dans la catégorie de vieilles forêts puisque ce type de forêt ne possède pas les attributs écologiques propres aux vieilles forêts. À moins de faire la démonstration que le critère de 7 m permette de maintenir une forte proportion de peuplements qui possèdent les attributs identifiés comme spécifiques aux forêts âgées (voir question 2), il faudrait trouver un meilleur moyen pour planifier la rétention de forêts qui assurent que l'on ait des forêts de qualité pour les espèces qui en dépendent. Ceci est d'autant plus important que les forêts résiduelles sont planifiées de façon à ce qu'au maximum 50 % du peuplement soit de moins de 7 m (Déry et al. 2008). Ceci voudrait donc dire qu'on pourrait se retrouver dans des situations où les forêts résiduelles possèdent une proportion très faible de peuplements âgés.

Enfin, nous désirons également réitérer une recommandation faite par Drapeau et Imbeau (2006) dans le cadre d'un avis scientifique présenté à la direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue à l'effet qu'un moratoire sur la récolte partielle ou totale des habitats résiduels (bande riveraine, séparateurs, zone de juxtaposition) soit mis en place tant et aussi longtemps que l'analyse de la situation des massifs forestiers ne sera pas connue publiquement. Fautes de grands massifs, ces forêts pourraient constituer l'essentiel des vieilles forêts à l'échelle de grands territoires et leur retrait pourrait conduire à l'extinction locale de plusieurs espèces.



## **PERSPECTIVES**

### **Le rôle des scientifiques en tant que conseillers scientifiques**

Nous sommes conscients que les réponses apportées par cet avis ne sont peut-être pas aussi claires et précises que ce qu'auraient souhaité les demandeurs. Nous désirons de ce fait préciser ce que nous croyons être notre rôle en tant que scientifiques et le type de réponse que nous pouvons émettre à titre de conseiller scientifique aux instances qui ont pour responsabilité de gérer la conservation et la récolte des ressources du milieu forestier.

Le rôle des scientifiques n'est pas de prendre des décisions de gestion mais plutôt de dresser le constat des connaissances acquises jusqu'à maintenant tout en soulignant les lacunes de celles-ci. Le rôle des gestionnaires est quant à lui de faire des choix éclairés, en mesurant les risques encourus par ces décisions et à les remettre régulièrement en question en fonction du changement des connaissances, des paramètres et des concepts utilisés.

Nous croyons également qu'il est grand temps que soit fait l'exercice de comparaison des risques tant au niveau économique qu'au niveau écologique selon divers scénarios d'aménagement forestier incluant diverses stratégies de conservation des vieilles forêts.

## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Aakala, T., T. Kuuluvainen, L. De Grandpré et S. Gauthier. 2007. Trees dying standing in the northeastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates, and temporal variation. *Canadian Journal of Forest Research* **37**:50-61.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. *Oikos* **71**:355-366.
- Awada, T., G. M. Henebry, R. E. Redmann et H. Sulistiyowati. 2004. *Picea glauca* dynamics and spatial pattern of seedlings regeneration along a chronosequence in the mixedwood section of the boreal forest. *Annals of Forest Science* **61**:789-794.
- Barrette, M. et L. Bélanger. 2007. Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice. *Canadian Journal of Forest Research* **37**:1147-1160.
- Barrette, M., L. Bélanger et L. De Grandpré. (en préparation). Preindustrial reconstruction of a perhumid mid-boreal landscape, Anticosti Island, Quebec.
- Bartemucci, P., C. Messier et C. D. Canham. 2006. Overstory influences on light attenuation patterns and understory plant community diversity and composition in southern boreal forests of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:2065-2079.
- Bauhus, J. (sous presse). Rooting patterns of old-growth forests. Is aboveground structural and functional diversity mirrored belowground? *Dans* The functioning of old-growth worldwide. *Sous la direction de* C. Wirth, M. Heimann et G. Gleixner. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Beatty, S.W. 2003. Habitat heterogeneity and maintenance of species in understory communities. *Dans* The herbaceous layer in forests of eastern North America. *Sous la direction de* F.S. Gilliam et M.R. Roberts. Oxford University Press, New York, p. 177-197.
- Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires: recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *The Forestry Chronicle* **83**:72-83.
- Bender, D. J., T. A. Contreras et L. Fahrig. 1998. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect. *Ecology* **79**:517-533.
- Berg, A., B. Ehnström, L. Gustafsson, T. Hallingbäck, M. Jonsell et J. Weslien. 1994. Threatened plant, animal, and fungus species in Swedish forests: distribution and habitat associations. *Conservation Biology* **8**:718-731.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* **81**:1500-1516.
- Bergeron, Y. et S. Archambault. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Quebec and its relation to global warming since the end of the "Little Ice Age". *Holocene* **3**:255-259.
- Bergeron, Y. et M. Dubuc. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* **79**:51-63.

- Bergeron, Y., M. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc et P. Lefort. 2004a. Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management. *Ambio* **33**:356-360.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004b. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* **85**:1916-1932.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:384-391.
- Bergeron, Y. et K. A. Harper. (sous presse). Old-growth forests in the Canadian boreal: The exception rather than rule? *Dans* The functioning of old-growth worldwide. *Sous la direction de* C. Wirth, M. Heimann et G. Gleixner. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* **75**:55-60.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* **36**:81-95.
- Betts, M. G., G. J. Forbes, A. W. Diamond et P. D. Taylor. 2006. Independent effects of fragmentation on forest songbirds: An organism-based approach. *Ecological Applications* **16**:1076-1089.
- Bouchard, M., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2008a. Ecosystem management based on large-scale disturbance pulses: A case study from sub-boreal forests of western Quebec (Canada). *Forest Ecology and Management* **256**:1734-1742.
- Bouchard, M., D. Pothier et S. Gauthier. 2008b. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **38**:1621-1633.
- Boucher, D., L. De Grandpré et S. Gauthier. 2003. Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec. *The Forestry Chronicle* **79**:318-328.
- Boucher, D., S. Gauthier, L. De Grandpré. 2006. Structural changes in coniferous stands along a chronosequence and a productivity gradient in the northeastern boreal forest of Quebec. *Ecoscience* **13**:172-180.
- Boucher, Y., D. Arseneault et L. Sirois. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **36**:505-517.
- Boucher, Y., P. Grondin, J. Noël, D. Hotte, J. Blouin et G. Roy. 2008. Classification des écosystèmes et caractérisation des forêts mûres et surannées de la Réserve faunique des Laurentides dans le cadre d'une stratégie d'aménagement écosystémique. Annexe au rapport préliminaire du Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- Boudreault, C., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forests of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:1080-1093.

- Boutin, S., C. J. Krebs, R. Boonstra, M. R. T. Dale, S. J. Hannon, K. Martin et A. R. E. Sinclair. 1995. Population-changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada boreal forest. *Oikos* **74**:69-80.
- Burke, D. M. et E. Nol. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications* **10**:1749-1761.
- Bütler, R., P. Angelstam, P. Ekelund et R. Shkaepfer. 2004. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal sub-alpine forest. *Biological Conservation* **119**:305-318.
- Cheveau, M. 2008. Coupes agglomérées ou dispersées : l'avis de la martre d'Amérique. Présentations 10e colloque de la Chaire AFD. 2008. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Québec.
- Côté, S. et L. Bélanger. 1991. Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques. *Canadian Journal of Forest Research* **21**:1779-1795.
- Courtois, R., 2003. La conservation du caribou forestier dans un contexte de perte et de fragmentation du milieu. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Qué.
- Courtois, R., A. Gingras, D. Fortin, A. Sebbane, B. Rochette et L. Breton. 2008. Demographic and behavioral response of woodland caribou to forest harvesting. *Canadian Journal of Forest Research* **38**:2837-2849.
- Courtois, R., J. P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou. *Écoscience* **14**:491-498.
- Courtois, R., J.-P. Ouellet, C. Dussault et A. Gingras. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Québec. *The Forestry Chronicle* **80**:598-607.
- Cumming, S.G., F. K. A. Schmiegelow et P. J. Burton. 2000. Gap dynamics in boreal aspen stands: is the forest older than we think? *Ecological Applications* **10**:744-759.
- Cyr, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2007. Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada. *Landscape Ecology* **22**:1325-1339.
- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot et P. Larue. 1995. Riparian forest strips as a habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* **59**:67-78.
- De Grandpré, L., D. Gagnon, Y. Bergeron. 1993. Changes in the understory of Canadian southern boreal forest after fire. *Journal of Vegetation Science* **4**:803-810.
- Déry, S., J.-P. Jetté, C. Paquet, B. Pouliot, D. Pouliot et A. Schreiber, 2008. Guide de préparation et d'analyse des plans annuels d'intervention forestière de 2009-2010 – Mesures associées aux dérogations à la coupe en mosaïque, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 68 p.
- Desponts, M., G. Brunet, L. Bélanger et M. Bouchard. 2004. The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:830-849.
- Desponts, M., A. Desrochers, L. Bélanger et J. Huot. 2002. Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:2077-2093.

- Dragotescu, I. 2008. Étude comparative des peuplements forestiers après feux et après coupe dans la forêt boréale mixte en Mauricie et au Témiscamingue. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qué.
- Drapeau, P. et L. Imbeau. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pur la faune associée aux forêts matures. Avis scientifique présenté à la Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Ministère de Ressources naturelles et de la Faune. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Avril 2006.
- Drapeau, P., A. Leduc et Y. Bergeron. (sous presse). Bridging ecosystem and multiple-species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. *Dans* Setting conservation targets for managed forest landscapes. *Sous la direction de* M.-A. Villard et B.G. Jonsson. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier et J.-P. L. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: Problèmes et solution face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle* **79**:531-540.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. Savard, Y. Bergeron et W. L. Vickery. 2000. Landscape scale disturbances and changes in bird communities of North American eastern boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* **70**:423-444.
- Drever, C. R., C. Messier, Y. Bergeron et F. Doyon. 2006. Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec. *Forest Ecology and Management* **231**:27-37.
- Drolet, B., A. Desrochers et M.-J. Fortin. 1999. Effects of landscape structure on nesting songbirds distribution in a harvested boreal forest. *The Condor* **101**:699-704.
- Dufault, D. 2007. Enclaves forestières décidues en matrice agricole et activité reproductrice d'une espèce aviaire sensible aux conditions d'intérieur de forêt. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qué.
- Fahrig, L. 1997. Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction. *The Journal of Wildlife Management* **61**:603-610.
- Fenton, N. J. et Y. Bergeron. 2008. Does time or habitat makes old-growth forests species rich? Bryophyte richness in boreal *Picea mariana* forests. *Biological Conservation* **141**:1389-1399.
- Frank, D., M. Finckh et C. Wirth. (sous presse). Impacts of land use on habitat functions of old-growth forests and their biodiversity. *Dans* The functioning of old-growth worldwide. *Sous la direction de* C. Wirth, M. Heimann et G. Gleixner. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Franklin, J. F., T. A. Spies, R. Van Pelt, A. B. Carey, D. A. Thornburgh, D. R. Berg, D. B. Lindenmayer, M. E. Harmon, W. S. Keeton, D. C. Shaw, K. Bible et J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* **155**:399-423.
- Galipeau, C., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 1997. White spruce and balsam fir colonization of a site in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. *Canadian Journal of Forest Research* **27**:139-147.
- Gasse, A. 2007. Importance des arbres de grande taille en forêt boréale mixte sur la distribution des oiseaux cavicoles ainsi que sur les patrons d'alimentation du grand pic (*Dryocopus pileatus*). Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qué.

- Gauthier, S., A. Leduc, Y. Bergeron et H. Le Goff. 2008. La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de S. Gauthier, M.-A Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron.* Presses de l'Université du Québec, Québec, Qué, p. 61-78
- Gauthier, S., A. Leduc, B. Harvey, Y. Bergeron et P. Drapeau. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste canadien* **125**:10-17.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron et M.-J. Simard. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* **29**: 824-839.
- Greene, D. F. et Johnson, E. A. 2000. Post-fire recruitment of *Picea glauca* and *Abies balsamea* from burn edges. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:1264-1274.
- Grenier, D. J., Y. Bergeron, D. Kneeshaw et S. Gauthier. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:656-666.
- Grondin, P. et A. Cimon. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs, Direction de l'environnement forestier, Québec, Qué.
- Grove, S. J. 2002. Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* **33**:1-23.
- Haila, Y. 1999. Islands and fragments. *Dans Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Sous la direction de M.L. Hunter.* Cambridge University Press, Cambridge, UK, p. 234-264.
- Hannon, S. J., C. A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, S. E. Macdonald, M. Wheatley et B. R. Eaton. 2002. Abundance and species composition of amphibians, small mammals, and songbirds in riparian forest buffer strips of varying widths in the boreal mixedwood of Alberta. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:1784-1800.
- Harper, K. A., Y. Bergeron, S. Gauthier et P. Drapeau. 2002. Post-Fire Development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi Quebec: a landscape scale study. *Silva Fennica* **36**:249-263.
- Harper K., C. Boudreault, L. De Grandpré, P. Drapeau, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2003. Structure composition and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Reviews* **11**:S79-S98.
- Harper, K. A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier et L. De Grandpré. 2005. Structural development following fire in black spruce boreal forest. *Forest Ecology and Management* **206**:293-306.
- Harper, K. A., Y. Bergeron, P. Drapeau, S. Gauthier et L. De Grandpré. 2006. Changes in spatial pattern of trees and snags during structural development in *Picea mariana* boreal forests. *J Veg Sci* **17**:625-636.
- Harper, K. A., D. Lesieur, Y. Bergeron et P. Drapeau. 2004. Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **34**:289-302.
- Harvey, B.D., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Brais, P. Drapeau et C.-M. Bouchard. 2008. Aménagement forestier écosystémique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest : Exemple de la Forêt du lac Duparquet *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de S. Gauthier,*

- M.-A Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qué.
- Hély, C., Y. Bergeron et M. D. Flannigan. 2000. Coarse woody debris in the southeastern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement. *Canadian Journal of Forest Research* **30**:674-687.
- Hill, S.B., A. U. Mallik, H. Y. H. Chen, 2005. Canopy gap disturbance and succession in trembling aspen dominated boreal forests in northeastern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:1942-1951.
- Hobson, K. A. et E. Bayne. 2000. Effects of forest fragmentation by agriculture on avian communities in the southern boreal mixedwoods of western Canada. *The Wilson Bulletin* **112**:373-387.
- Hunter M.L. Jr. 1990. *Wildlife, forests and forestry. Principles of managing forests for biological diversity.* Regents/Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Ibarzabal, J. 2002. *Évaluation du risque de prédation des nids des oiseaux de la sapinière boréale humide.* Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Qué.
- Imbeau, L. et A. Desrochers. 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers. *Journal of Wildlife Management* **66**:222-231.
- Imbeau, L., M. Monkkonen et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandinavia. *Conservation biology* **15**:1151-1162.
- Imbeau, L., J. -P. L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing birds assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1850-1860.
- Jetté J.-P. 2007. *Répartition spatiale des interventions dans la pessière à mousses : orientations concernant les dérogations à la coupe en mosaïque, Québec, Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 13 p.*
- Jonhson, E. A., H. Morin, K. Miyanishi, R. Gagnon et D. Greene. 2003. A process approach to understanding disturbance and forest dynamics for sustainable forestry. *Dans Towards sustainable management of the boreal forest. Sous la direction de P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz.* NRC Research Press, Ottawa, p. 261-306
- Johnson, C., D. Fortin, J.-C. Ruel et D. Pothier. (en préparation). Processes influencing red-backed vole abundance in managed boreal landscapes.
- Kafka, V., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2001. Fire impacts and crowning in the boreal forest: study of a large wildfire in western Quebec. *International Journal of Wildland Fire* **10**:119-127.
- Kimmins, J.P. 2003. Old-growth forest: An ancient and stable sylvan equilibrium, or a relatively transitory ecosystem condition that offers people a visual and emotional feast? Answer - it depends. *The Forestry Chronicle* **79**:429-440.
- Kneeshaw, D. D. et Y. Bergeron. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* **79**:783-794.
- Kneeshaw, D. D. et Burton, P. J. 1998. Assessment of functional old-growth status: A case study in the Sub-Boreal Spruce zone of British Columbia, Canada. *Natural Areas Journal* **18**:293-308.
- Kneeshaw, D. et Gauthier, S. 2003. Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and

landscape level Environmental Reviews **11**:S99–S114.

- Kneeshaw, D. D., E. Lauzon, A. de Romer, G. Reyes, J. Belle-Isle et S. Gauthier. 2008. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne. *Dans* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Sous la direction de* S. Gauthier, M.-A Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. Presses de l'Université du Québec, Québec, Qué., p. 215-240.
- Krebs, C. J., S. Boutin, R. Boonstra, A. R. E. Sinclair, J. N. M. Smith, M. R. T. Dale, K. Martin et R. Turkington. 1995. Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle. *Science* **269**:1112-1115.
- Larsen C. P. S. 1996. Fire and climate dynamics in the boreal forest of northern Alberta, Canada, from AD 1850 to 1989. *The Holocene* **6**:449-456.
- Lauzon, È., D. Kneeshaw et Y. Bergeron. 2007. Reconstruction of fire history (1680-2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management* **244**:41-49.
- Le Goff, H., M. D. Flannigan, Y. Bergeron et M. P. Girardin. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire* **16**:607-618.
- Leblanc, M. 2004. La CPRS à rétention de bouquets : un nouveau traitement sylvicole à expérimenter. Direction de l'environnement forestier, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Qué.
- Leblanc, M. et Bélanger, L. 2000. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Mémoire de recherche forestière n°136. 92 p. (2000-3045).
- Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qué.
- Lee, P. 1998. Dynamics of snags in aspen-dominated midboreal forests. *Forest Ecology and Management* **105**:263-272.
- Lee, P. C., S. Crites, M. Nietfeld, H. Van Nguyen et J. B. Stelfox. 1997. Characteristics and origins of deadwood material in aspen-dominated boreal forests. *Ecological Applications* **7**:691-701.
- Lefort, P., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2004. Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Québec. *Écoscience* **11**:433-445.
- Lesieur, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **32**:1996-2009.
- Lorimer, C. G. et L. E. Frelich. 1994. Natural disturbance regimes in old-growth northern hardwoods: Implications for restoration efforts. *Journal of Forestry* **92**:33-38.
- Lowe, J. 2008. Abondance des chicots en forêt boréale le long de chronoséquences après feu : effets sur les oiseaux. Présentation faite dans le cadre du cours Colloque II : Présentation et défense des résultats du mémoire de maîtrise, 9 décembre 2008. Faculté de Foresterie et de Géomatique, Université Laval, Québec, Qué.



- Lycke, A. 2008. Évaluation de l'impact de l'éclaircie commerciale sur le Tétrás du Canada (*Falci pennis Canadensis*). Mémoire de maîtrise. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Qué.
- Madoui, A., S. Gauthier, Y. Bergeron et A. Leduc. 2008. Combien d'habitats résiduels sont laissés en place par les feux dans la pessière à mousses de l'ouest du Québec? Affiche présentée au colloque de la Chaire CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, 9 décembre 2008, Rouyn-Noranda, Québec, Qué.
- Martin, K., K. H. Aitken et K. L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning. *The Condor* **106**:5-19.
- Mascarua Lopez, L. E., K. A. Harper et P. Drapeau. 2006. Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Écoscience* **13**:226-233.
- McCarthy, J.W. et G. Weetman. 2006. Age and size structure of gap-dynamic old-growth boreal forest stands in Newfoundland. *Silva Fennica* **40**:209-230.
- Messaoud, Y., Y. Bergeron et A. Leduc. 2007. Ecological factors explaining the location of the boundary between the mixedwood and coniferous bioclimatic zones in the boreal biome of eastern North America. *Global Ecology and Biogeography* **16**:90-102.
- Messier, C., J. Posada, I. Aubin et M. Beaudet. (sous presse). Functional relationships between old-growth forest canopies, understorey light and vegetation dynamics. *Dans* The functioning of old-growth worldwide. *Sous la direction de* C. Wirth, M. Heimann et G. Gleixner. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Ministère des Ressources naturelles (MRN). 1994. Le point d'observation écologique. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, Qué.
- Mönkkönen, M. et P. Reunanen. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: A management perspective. *Oikos* **84**:302-305.
- Moessler A., I. Thompson et B. A. Pendrel. 2003. Overview of old-growth forests in Canada from a science perspective. *Environmental Reviews* **11**: S1-S7.
- Nappi, A. 2009. Utilisation du bois mort et des forêts brûlées par le Pic à dos noir en forêt boréale. Thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal, Montréal, Qué.
- Nappi, A., S. Déry, J.-P. Jetté, F. Bujold, P. Beaupré, I. Bergeron, S. Brais, M. Chabot, P. Drapeau, M.-C. Dumont, J. Duval, S. Gauthier, J. Pelletier et P. Petitclerc. 2007. Stratégie pour une approche écosystémique lors de la récupération des bois brûlés - Document exploratoire. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 1997. Forest management guidelines for the emulation of fire disturbance patterns – analysis results. Non publié. Toronto, Ont.
- Paré D. et Y. Bergeron. 1995. Above-ground biomass accumulation along a 230-year chronosequence in the southern portion of the Canadian boreal forest. *Journal of Ecology* **83**:1001-1007.
- Park, A., D. Kneeshaw, Y. Bergeron, et A. Leduc. 2005. Spatial relationships and tree species associations across a 236-year boreal mixedwood chronosequence. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:750-761.

- Perron, N., L. Bélanger et M.-A. Vaillancourt. 2008. Organisation spatiale des peuplements et de la forêt résiduelle sous régime de feu et de coupes. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de S. Gauthier, M.-A Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron.* Presses de l'Université du Québec, Québec, Qué, p. 137-164.
- Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology* **14**:844-857.
- Potvin, F. et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forest: A management scenario suitable for wildlife? *The Forestry Chronicle* **80**:44-53.
- Potvin, F., N. Bertrand et J. Ferron. 2005. Attributes of forest strips used by snowshoe hare in winter within clear-cut boreal landscapes. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:2521-2527.
- Poulin, J.-F., M.-A. Villard, M. Edman, P. J. Goulet et A.-M. Eriksson. 2008. Thresholds in nesting habitat requirements of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*), as conservation targets. *Biological Conservation* **141**:1129-1137.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist* **132**:652-661.
- Radford, J. Q., A. F. Bennett et G. J. Cheers. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* **124**:317-337.
- Rheault, H. 2007. Contribution des vieilles pessières noires au maintien de la biodiversité. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Qué.
- Schmiegelow, F. K. A., C. S. Machtans et S. J. Hannon. 1997. Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology* **78**:1914-1932.
- Schmiegelow F. K. A. et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Application* **12**:375-389.
- Serrouya, R. et R. D'Eon. 2004. Régimes de coupe à rétention variable: Synthèse de recherche et recommandations pour la mise en oeuvre. Réseau de gestion durable des forêts, Université de l'Alberta, Edmonton, Alb.
- Seymour, R. S., A. S. White et P. G. DeMaynadier. 2002. Natural disturbance regimes in northeastern North America - evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management* **155**:357-367.
- Simard, M.-J., Y. Bergeron et L. Sirois. 1998. Conifer seedling recruitment in a southeastern Canadian boreal forest: The importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* **9**:575-582.
- Spies T. A. et J. F. Franklin. 1988. Old growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. *Natural Areas Journal* **8**:190-201.
- St-Laurent, M.-H., J. Ferron, C. Hins et R. Gagnon. 2007. Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* **37**:1298-1309.
- Tardif, J. 2004. Fire history in the Duck Mountain Provincial Forest, Manitoba. Project report, Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alberta.

- Tremblay, J. A., L. Bélanger, M. Despons et G. Brunet. 2007. La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue: une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciens. *Canadian Journal of Forest Research* **37**:825-839.
- Timoney, K. P. et A. L. Robinson. 1996. Old-growth white spruce and balsam poplar forests of the Peace river lowlands Wood Buffalo National Park Canada: Development structure and diversity. *Forest Ecology and Management* **81**:179-196.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* **8**:220-227.
- Vaillancourt, M.-A., P. Drapeau, S. Gauthier et M. Robert. 2008. Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* **255**:2272-2285.
- Villard, M. A., M. K. Trzcinski et G. Merriam. 1999. Fragmentation effects on forest birds: relative influence of woodland cover and configuration on landscape occupancy. *Conservation biology* **13**:774-783.
- Weir, J. M. H., E. A. Johnson et K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. *Ecological Applications* **10**:1162-1177.
- Wells R. W., K. P. Lertzman et S. C. Saunders. 1998. Old-growth definitions for the forests of British Columbia, Canada. *Natural Areas Journal* **18**:279-292.
- Wirth, C. et Lichstein, J. W. (sous presse). The imprint of species turnover on old-growth forest carbon balances –insights from a trait-based model of forest dynamics. *Dans* The functioning of old-growth worldwide. *Sous la direction de* C. Wirth, M. Heimann et G. Gleixner. Cambridge University Press, Cambridge, UK.