

**AVIS SCIENTIFIQUE PORTANT SUR L'ARTICLE 92.0.3.2 DE LA LOI SUR LES
FORÊTS**

Présenté à M. Pierre Levac, Forestier en chef
Bureau du forestier en chef
Roberval

Juillet 2008



Personnes impliquées dans cet avis :

Marie-Andrée Vaillancourt (Professionnelle de recherche, Service canadien des forêts)
Mathieu Bouchard (Chercheur post-doctoral, Université Laval)
Sylvie Gauthier (Chercheuse au Service canadien des forêts)
Louis Bélanger (Professeur, Université Laval)
Alain Leduc (Chercheur, UQAM)
Frédéric Raulier (Professeur, Université Laval)
David Pothier (Professeur, Université Laval)
Christian Messier (Professeur, UQAM)
Pierre Drapeau (Professeur, UQAM)
Jean-Claude Ruel (Professeur, Université Laval)
Daniel Kneeshaw (Professeur, UQAM)
Daniel Gagnon (Professeur, UQAM)
Louis De Grandpré (Chercheur, Service canadien des forêts)
Louis Imbeau (Professeur, UQAT)
Louis Bernier (Professeur, Université Laval)

RÉSUMÉ EXÉCUTIF	4
PRÉAMBULE	7
QUESTION 1.....	8
« ... peuplements en dégradation ou susceptibles d’être affectés par des désastres naturels en raison de leur état ou de leur âge » - Quels types de peuplements peuvent être définis dans ces termes?	8
1.1 Clarifications sur la terminologie employée	8
1.2 La perte de volume dans un contexte de dynamique forestière.....	9
Figure 2. Évolution de la surface terrière de plusieurs espèces d’arbres dans x peuplements de la Côte-Nord entre 0 et 200 ans après feu.....	12
1.3 Problèmes liés à l’interprétation des tables de production	12
Recommandations	14
QUESTION 2.....	15
Quels sont les facteurs à considérer pour déterminer le niveau de récolte acceptable sur le plan environnemental?.....	15
2.1 Cibles basées sur la variabilité temporelle et régionale des régimes de perturbations naturelles	15
2.2 Cibles basées sur la réponse des organismes associés aux vieilles forêts suite à l’ouverture du couvert forestier.....	20
QUESTION 3.....	25
Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles d’être des foyers d’infestation pour les épidémies d’insectes et de pathogènes que les forêts plus jeunes?.....	25
3.1. Vulnérabilité et susceptibilité face aux épidémies d’insectes	25
3.2 Susceptibilité aux pathogènes.....	27
QUESTION 4.....	30
Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles au feu que des forêts plus jeunes?	30
4.1 Susceptibilité à de grandes échelles spatio-temporelles	30
4.2 Susceptibilité à l’échelle du feu	30
RÉFÉRENCES	32

RÉSUMÉ EXÉCUTIF

Question 1 : « ... peuplements en dégradation ou susceptibles d'être affectés par des désastres naturels... » - Quels types de peuplements peuvent être définis dans ces termes?

Nous sommes unanimement d'avis que les termes « peuplements en *dégradation* » ou peuplement en sénescence ne devraient pas être employés pour désigner les peuplements qui dépassent l'âge d'exploitabilité. Ces deux derniers termes ne sont tout simplement pas utilisés dans la littérature scientifique et ne reflètent pas la dynamique successionnelle observée en forêt boréale et tempérée. Tout d'abord, le terme *dégradation* forestière désigne un phénomène essentiellement relié aux activités anthropiques. Les perturbations naturelles ou tout autre agent naturel ne peuvent dégrader les forêts, seulement les transformer. Conséquemment, les forêts à valeur commerciale, particulièrement les forêts boréales, ne peuvent être qualifiées de dégradées. À notre avis, la situation décrite dans l'article de loi décrit un stade de la dynamique forestière naturelle qui constitue une phase de conversion de structure marquée par une baisse temporaire de volume et qui évolue vers un nouvel équilibre. Cette phase marque la transition de peuplements de structure équiennne vers une structure inéquiennne. Elle est d'ailleurs souvent qualifiée de « sénescence » dans le milieu forestier, mais un peuplement ne peut pas être en sénescence, seulement un arbre peut l'être.

Les connaissances scientifiques acquises au cours des dernières années nous révèlent qu'une baisse de volume jusqu'à un volume nul lors de la phase de conversion de structure ne survient que de manière exceptionnelle. De récents travaux effectués en forêt boréale résineuse montrent, qu'en moyenne, la baisse de volume observée à l'échelle du peuplement s'arrête à un certain niveau d'équilibre autour duquel le volume fluctue au gré des perturbations secondaires qui l'affectent. Les tables de production actuellement disponibles pour le calcul de possibilité forestière ne sont pas un instrument adéquat pour prévoir de telles baisses. À l'échelle du paysage, le volume moyen devrait théoriquement se maintenir de façon relativement constante; c'est-à-dire que le nombre de peuplements où il y a une baisse de volume est compensé par un nombre équivalent de peuplements où l'on observe une hausse. Une baisse de volume synchrone sur de grandes superficies ne peut être causée que par des perturbations naturelles de grandes envergures. Toutefois, ces baisses ne se produiront pas uniquement dans les vieilles forêts (voir question 3 et 4).

Suite à ces constats, nous sommes d'avis que même si un paysage est constitué en majeure partie de peuplements matures ou surannés, cela ne représente pas une menace de perte de volume imminente. De plus, le fait de laisser ces peuplements debout ne menace pas la capacité de récolte ultérieure à l'échelle de la forêt. La prémisse de l'article de loi 93.0.3.2 de la Loi sur les forêts est donc sans fondement scientifique et est contredite par les recherches récentes sur les vieilles forêts boréales.

Question 2 : Quels sont les facteurs à considérer pour déterminer le niveau de récolte acceptable sur le plan environnemental?

D'un point de vue écologique, le niveau de récolte à l'échelle de l'UAF devrait être déterminé en fonction de la variabilité spatiale et temporelle des régimes de perturbations naturelles les plus représentatifs des 300 dernières années. L'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles se base sur la prémisse fortement appuyée par la théorie scientifique que les écosystèmes et les espèces sont adaptés au régime de perturbations dans lequel ils ont évolué. Ainsi, en reconstituant les régimes de perturbations passés et la dynamique forestière naturelle, il est possible de déterminer globalement les proportions d'un territoire avec des peuplements d'âges différents et la proportion relative de peuplements ayant des structures verticales simples et complexes. Ces connaissances nous permettent

donc de fixer des cibles d'aménagement forestier qui permettent de respecter la variabilité naturelle en termes de la répartition de l'âge des peuplements et de la proportion de forêts à aménager de façon équiennne et inéquiennne. Ces cibles devraient varier d'une région à une autre en fonction du régime naturel des perturbations.

Nous sommes d'avis que selon une perspective d'aménagement écosystémique, il serait pertinent de traduire les niveaux de récolte en terme de superficies annuellement affectées par différents types de coupes (CPRS, coupes partielles, ...), plutôt que de se limiter à une possibilité forestière exprimée en volume. Contrairement au volume, le fait d'utiliser la superficie permet de faire un lien plus direct entre le niveau de récolte et certaines problématiques comme la dispersion et la forme des coupes. Connaître la proportion du territoire affectée annuellement par les différents types de coupe permet également une comparaison directe entre les régimes de coupe et les régimes de perturbations naturelles, notamment les feux en forêt boréale. Puisque la structure d'âge de la forêt boréale est généralement fortement influencée par la fréquence des feux, celle-ci permet l'établissement de cibles de récolte équiennne. Ceci doit être fait conjointement à l'établissement de stratégies qui peuvent inclure la conservation intégrale de certaines portions de territoire, l'allongement de la révolution pour certains peuplements (ex. îlots de vieillissements) et le développement de traitements sylvicoles qui permettent de récolter la matière ligneuse dans les peuplements matures et surannés tout en visant à ce qu'ils conservent les attributs clés qui les caractérisent. Des pratiques sylvicoles adaptées qui visent le maintien de caractéristiques structurales propres aux peuplements surannés dans des peuplements soumis à l'exploitation pourraient favoriser le maintien de la biodiversité tout en ne modifiant que légèrement les possibilités de récolte ligneuse. Soulignons que dans les régions (ou UAF) où les feux sont beaucoup moins fréquents, il demeure possible de s'inspirer davantage des régimes de perturbations comme les régimes d'épidémie de TBE pour déterminer la proportion de peuplements équiennnes en fonction de la sévérité et de l'intervalle de retour des épidémies d'insectes sévères.

La proportion minimale de vieilles forêts irrégulières de grandes superficies (milliers d'hectares d'un seul tenant) à conserver dans une région donnée ne devrait jamais baisser en bas de 30 % de la proportion historique. En bas de ce seuil de 30 %, plusieurs études ont montré que l'on risque d'atteindre un seuil d'altération qui menace la survie de plusieurs espèces. Nous sommes d'avis qu'une plus forte proportion devrait-être maintenue en tout temps par mesure de précaution.

Afin de s'assurer que les approches d'aménagement répondent aux exigences minimales de maintien de la biodiversité, les connaissances liées à la réponse des espèces associées aux vieilles forêts face à la perte d'habitat peuvent servir à raffiner les cibles d'aménagement. De plus, puisqu'un tel niveau de récolte (équiennne et inéquiennne) fait en sorte que les proportions de vieilles forêts intactes seront vraisemblablement en deçà des seuils de variabilité historique, il s'avère primordial d'instaurer des suivis à l'aide d'espèces indicatrices afin de vérifier la capacité des forêts aménagées à maintenir la biodiversité associée aux vieilles forêts.

Question 3 : Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles d'être des foyers d'infestation pour les épidémies d'insectes et de pathogènes que les forêts plus jeunes?

Les épidémies d'insectes de TBE, le principal insecte ravageur des forêts commerciales, sont régulées par des interactions complexes qui font en sorte que de façon périodique (environ tous les 30 ans) se produit une hausse synchronisée des populations qui déclenche une épidémie. Les connaissances actuelles suggèrent que le déclenchement des épidémies n'est pas relié à la composition et à la structure des peuplements qui composent la matrice forestière, mais plutôt aux interactions avec les ennemis naturels et possiblement le climat. Une fois les épidémies déclenchées, la majorité des peuplements est susceptible d'être attaqué par la TBE. Certains peuplements sont plus vulnérables, c'est-à-dire qu'ils ont davantage de chance de subir des impacts (mortalité) lors de l'épidémie.

Cependant, la composition (disponibilité d'espèces hôtes dans la canopée) influencera davantage la sévérité et la durée des épidémies que l'âge des peuplements comme tel. En somme, nous sommes d'avis qu'une récolte accélérée des vieilles forêts ne préviendra pas la venue d'une prochaine épidémie de TBE. Une fois l'épidémie déclenchée, il demeure possible de prioriser la récolte de certains types de peuplements en fonction de leur vulnérabilité pour minimiser les pertes de matière ligneuse à l'échelle de l'UAF.

Pour ce qui est des pathogènes, il existe peu d'indications permettant d'affirmer que les vieilles forêts soient plus susceptibles d'être des foyers d'infestations. Il existe toutefois des cas où les pathogènes peuvent synchroniser le dépérissement et la mortalité des arbres, par exemple dans certaines forêts matures de peupliers. Bien qu'on remarque souvent une augmentation de l'incidence des pathogènes dans les peuplements en fonction du temps, ceci s'explique principalement par la plus grande probabilité que les spores ou hyphes des pathogènes atteignent les espèces sensibles avec le temps. En général, il ne s'agit cependant pas d'épidémies ou d'infestations mais plutôt d'un phénomène dont le résultat est souvent la mortalité d'arbres individuels qui étaient déjà affaiblis et à la formation de trouées permettant le recrutement de nouveaux individus. Les pathogènes peuvent toutefois rendre les forêts plus vulnérables à des perturbations comme le chablis. Les fréquences relativement faibles des chablis dans l'ensemble des forêts québécoises suggèrent toutefois qu'une grande proportion des vieilles forêts ne subit pas de telles perturbations.

Question 4 : Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles au feu que des forêts plus jeunes?

Dans l'est du Canada, il est de plus en plus reconnu que les années de grands feux sont principalement déterminées par des phénomènes climatiques qui produisent des années de sécheresses exceptionnelles et non pas par la disponibilité de forêts âgées. La situation actuelle des régimes de feu au Québec permet de bien illustrer cette relation climat-cycle de feu. De façon générale, on remarque que les feux sont plus fréquents dans l'ouest de la province que dans l'est. En effet, le climat de la forêt boréale de l'ouest est de type continental sec et les cycles de feux évalués jusqu'à maintenant pour la période actuelle sont de l'ordre de 150 ans. En revanche, le climat de la forêt boréale de l'est est quant à lui davantage soumis à une influence maritime et est caractérisé par des précipitations plus abondantes. Les cycles de feux qui ont été évalués sont d'ailleurs beaucoup plus longs dans ces régions (environ 300 ans et peuvent aller jusqu'à 500 ans).

Le rôle de l'âge dans la susceptibilité des forêts au feu ne semble donc pas un facteur très important en forêt boréale québécoise. La composition et la structure des forêts sont des facteurs qui peuvent davantage expliquer la probabilité de développer des feux de couronnes. Les peuplements de résineux étagés et denses sont probablement les plus susceptibles de brûler. Or, les vieilles forêts boréales ont tendance à s'ouvrir et elles ont donc plus de chance, si elles sont brûlées, de subir moins d'impact (mortalité) que les forêts régulières denses.

Le facteur le plus important pour améliorer la lutte contre les feux n'est certainement pas l'élimination des vieilles forêts, mais plutôt d'assurer un bon accès au territoire grâce aux avions citernes et au réseau routier qui peut également servir de coupe-feu. Toutefois, il faut noter que l'ouverture du territoire peut également contribuer à augmenter les sources d'allumage d'origine anthropique. De plus, la plupart des spécialistes estiment que les grands feux vont continuer à se produire en forêt boréale malgré les efforts de suppression, et malgré le rajeunissement de la matrice forestière.

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

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 51 chercheurs, plus de 300 étudiants de 2^e et 3^e cycles, une trentaine de chercheurs post-doctoraux et une cinquantaine de techniciens et assistants de recherche venant de 8 universités québécoises (Laval, UQAM, UQAT, Sherbrooke, UdeM, 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.

QUESTION 1

« ... peuplements en dégradation ou susceptibles d'être affectés par des désastres naturels en raison de leur état ou de leur âge » - Quels types de peuplements peuvent être définis dans ces termes?

1.1 Clarifications sur la terminologie employée

Deux concepts différents sont abordés par l'article 92.0.3.2 de la Loi sur les forêts, soit les « peuplements en dégradation en raison de leur état » et les « peuplements en dégradation en raison de leur âge ».

1.1.1 Les peuplements en dégradation en raison de leur état

L'ordre des ingénieurs forestier du Québec définit ainsi les peuplements en dégradation : « *peuplement forestier dont la composition, la structure et les fonctions naturelles ont été suffisamment endommagés pour que les niveaux de population et la diversité des organismes qui y vivent soient modifiés artificiellement, ou dont les structures nécessaires aux populations et aux processus écologiques ultérieurs ont été détruites ou ne seront pas régénérées en raison d'une perturbation d'origine humaine* » (OIFQ 2000). D'un point de vue plus international, on constate que plusieurs ouvrages définissent également la dégradation forestière comme résultant des activités humaines, soit par une récolte forestière non soutenable (DeFries et al. 2006) ou bien par la fragmentation ou la propagation de feux d'origine anthropique au-delà des seuils auxquels l'écosystème est adapté. C'est notamment le cas dans le cadre des négociations visant à intégrer, dans un nouveau traité climatique, la réduction des émissions de carbone liées à la déforestation.

À la lumière de ces définitions, les peuplements affectés par des perturbations naturelles telles que les feux, les épidémies d'insectes, les chablis et les pathogènes ne peuvent être qualifiés de dégradés puisque ces perturbations font partie de la dynamique naturelle des forêts. De plus, les perturbations naturelles ne compromettent généralement pas la capacité de la forêt à se régénérer et à remplir les fonctions écologiques de même que sa capacité à produire de la valeur marchande à long terme.

Ainsi, les forêts dégradées sont peu abondantes au Québec, particulièrement en forêt boréale où la majorité des forêts sont soit vierges ou n'ont été coupées qu'une seule fois. Toutefois, certains peuplements feuillus du sud du Québec peuvent être considérés comme « dégradés », puisque les coupes sélectives qui ont été pratiquées par le passé ont engendré une diminution de la qualité des tiges de plusieurs espèces d'arbres (CEGFQ 2004). Un exemple de dégradation en milieu boréal serait celui de l'Île d'Anticosti où l'introduction du cerf de Virginie par l'homme et la hausse de leur densité en raison de l'absence de prédateur a conduit à un broutage excessif des sous-bois et a ainsi engendré une baisse de la capacité des forêts à se régénérer (Barrette et al. 2006).

1.1.2 Les peuplements en dégradation en raison de leur âge

Ce terme fait référence à un stade de développement des peuplements, ce que Pothier et Savard (1998) ont appelé la sénescence des peuplements. Pothier et Savard (1998) ont défini ce stade par « une baisse de volume marchand jusqu'à ce que la régénération établie sous le couvert profite des ouvertures ainsi créées et atteigne des dimensions marchandes ». Pothier et Savard (1998) ont été les premiers au Québec à introduire une phase de « sénescence » dans leurs courbes de rendement, alors même que les observations issues des placettes échantillon temporaires et qui ont servi à la calibration de ces courbes **ne fournissaient aucun indice de l'initiation d'une telle phase** (Pothier et Savard 1998, pp. 27-29). La raison principale expliquant l'absence d'une telle phase provient de la méthode de sélection des placettes utilisée par Pothier et Savard (1998) et qui ne retenait que les placettes monospécifiques.

Les termes « peuplements en dégradation » et « peuplements en sénescence » sont des termes qu'on ne retrouve pas fréquemment dans la littérature scientifique. Tout au plus, parle-t-on de sénescence de la première cohorte d'arbre qui s'est établie juste après une perturbation sévère (Pothier et al. 2004). Au sens strict, la sénescence devrait qualifier uniquement les individus qui sont en voie de mourir (OIFQ 2000); ce terme est donc peu approprié pour qualifier les peuplements comme tels. Dans la littérature, le stade de développement qui englobe la baisse de volume reliée à la mortalité de la première cohorte s'étant établie après une perturbation sévère se dénomme stade de ré-initiation du sous-étage (*understory reinitiation stage*; sensu Oliver et Larson 1990), stade de transition (*canopy transition stage*; sensu Chen et Popadiouk 2002) ou stade de maturation (*maturity stage*; sensu Franklin et al. 2002). Pour les besoins de cet avis, nous associerons la phase de perte de volume à la phase de conversion de structure (voir figure 1).

Dans la section suivante, nous clarifions la phase de perte de volume ainsi que la notion de sénescence telle qu'elle est utilisée dans le milieu forestier québécois, et ce, à la fois à l'échelle du peuplement et de la forêt. Nous allons démontrer que les nouvelles connaissances acquises sur la dynamique des vieilles forêts boréales mènent au constat que les outils utilisés actuellement ne permettent pas de bien prévoir la perte de volume liées à la phase de conversion de structure et tendent même à la surestimer.

1.2 La perte de volume dans un contexte de dynamique forestière

1.2.1 Échelle du peuplement

La phase de perte de volume touche un peuplement équié en conversion vers une structure (d'âge ou de taille) inéquienne. Cette phase affecte généralement des peuplements qui ont dépassé la longévité moyenne des espèces et la maturité économique (figure 1). En termes de dynamique forestière, elle s'inscrit au sein d'une phase plus générale de diversification de la structure verticale du peuplement, phase qui s'accompagne souvent d'un changement de composition. Lors de cette réorganisation, une partie des ressources qui était jusqu'alors entièrement accaparée par les arbres dominants est réallouée aux recrues présentes en sous étage dans les trouées suite à la mortalité des plus gros arbres, ce qui, à l'échelle du

peuplement, résulte en une décroissance du volume ligneux vivant (Borman et Likens 1979; Kimmins 1987; Robichaud et Methven 1993; Pothier et Savard 1998; Bouchard et al. 2008). Le peuplement perd alors sa structure régulière pour acquérir une structure irrégulière où des tiges de différentes tailles coexistent (Oliver 1981; Franklin et al. 2002; Boucher et al. 2003, 2006). On assume généralement que la baisse de volume observé lors de cette phase s'arrête à un certain niveau d'équilibre autour duquel le volume fluctue au gré des perturbations secondaires qui l'affectent subséquemment (Bormann et Likens 1979; Oliver et Larson 1996). Toutefois, dans certaines circonstances particulières, comme sur les sites paludifiés dans la région de la ceinture d'argile en Abitibi, le vieillissement du peuplement s'accompagne d'une baisse de productivité et d'un déclin lent mais constant du volume moyen sur une longue période (Lecomte et al. 2006; Simard et al. 2007).

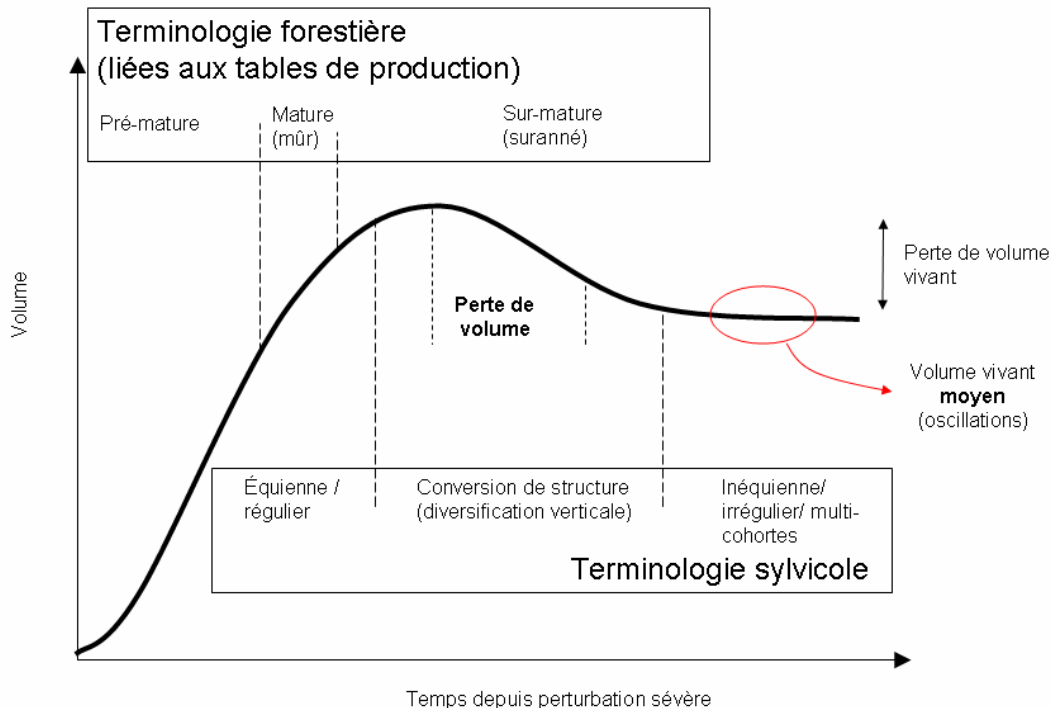


Figure 1. Schéma représentant l'évolution du volume vivant d'un peuplement équienné en fonction du temps.

La phase de perte de volume est extrêmement variable d'un peuplement à l'autre. Le moment où elle s'amorce, sa durée, ou encore le volume vivant perdu varie selon la composition et la structure du peuplement d'origine, selon la qualité de la station, et évidemment selon l'occurrence de perturbations secondaires comme les épidémies et les chablis (voir réponse à la question 3). Il est très rare d'observer une baisse drastique jusqu'à un volume presque nul, à moins qu'un chablis ou une épidémie sévère ne survienne alors que le sous-étage est absent. Considérant la fréquence très faible de chablis sévères observés au Québec, y compris en forêt

naturelle (de l'ordre de 0,02 % de la superficie forestière productive sur une base annuelle en forêt boréale; Chabot et al. 2007; Vaillancourt 2008), on peut tenir cette éventualité pour hautement improbable. Une baisse soudaine du volume peut survenir suite à une épidémie d'insectes, mais cette baisse ne touche pas spécifiquement les peuplements ayant dépassé le stade de peuplement mature (voir question 3). Quelques exceptions existent toutefois, comme le cas des peupleraies pures, où les arbres ont tendance à mourir de façon relativement synchrone (Pothier et al. 2004; Sénécal et al. 2004).

1.2.2 Échelle des paysages

À l'échelle de la forêt ou de l'UAF, le volume moyen devrait théoriquement se maintenir de façon relativement constante. En d'autres mots, le nombre de peuplements où il y a une baisse de volume sera compensé par un nombre équivalent de peuplements où l'on observe une hausse (Garet 2008). Les seules circonstances connues où le niveau global varie à la baisse sur un vaste territoire sont associées à l'occurrence de grandes perturbations synchrones à l'échelle régionale. Par exemple, une épidémie sévère de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) ou un grand feu sont susceptibles de faire baisser le volume moyen à l'échelle de l'UAF. Toutefois, ces perturbations ne touchent pas seulement les peuplements en phase de conversion vers une structure inéquienne, mais des peuplements ayant atteint des stades de développement variés (voir questions 3-4).

Deux études récentes effectuées sur la Côte-Nord fournissent des évidences comme quoi les volumes de bois semblent se maintenir à l'échelle des paysages forestiers. Gauthier et al. (2004) ont analysé plusieurs scènes de photos aériennes prises en 1930, 1965 et 1987 et y ont caractérisé les changements en termes de densité, de hauteur et d'âge cartographiés. L'étude montre que la majorité des peuplements qui étaient âgés de plus de 70 ans en 1930 ont soit conservé ou augmenté leur densité sur une période de 60 ans. Ceci indique que les peuplements n'ont pas tendance à s'effondrer une fois dépassés l'âge d'exploitabilité. Dans un même ordre d'idée, une étude de Bouchard et al. (2008) montre que la surface terrière des peuplements se maintient entre 100 et 200 ans après le passage d'un feu et que la baisse de la surface terrière des espèces pionnières (épinette noire, pin gris, bouleau blanc) est en bonne partie compensée par une hausse de celle du sapin baumier (figure 2).

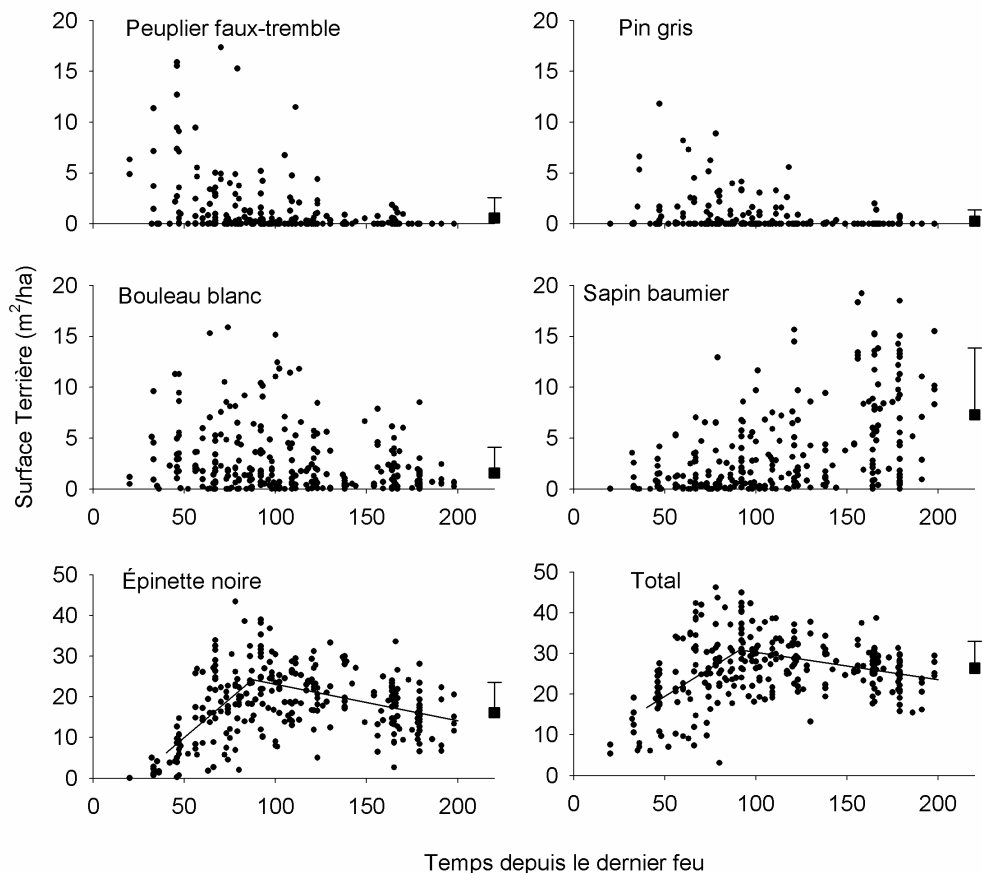


Figure 2. Évolution de la surface terrière de plusieurs espèces d'arbres dans x peuplements de la Côte-Nord entre 0 et 200 ans après feu.

1.3 Problèmes liés à l'interprétation des tables de production

Le principal instrument utilisé par le Bureau du forestier en chef pour identifier les peuplements qui atteignent le stade de diversification de structure sont les tables de production. Il est donc important d'examiner le niveau d'incertitude associé à cet outil.

Au Québec, l'évolution du volume des peuplements en forêt boréale est modélisée exclusivement à partir de tables de production pour peuplements équiennes. Une période de sénescence a été ajoutée aux tables de production pour mieux gérer la question des vieux peuplements, en greffant à la partie croissante (classique) de la courbe une partie décroissante qui se stabilise à un niveau donné (niveau d'équilibre). En nous basant notamment sur les travaux de Pothier et Savard (1998), de Garet (2008) et de Raulier et al. (en prép.), nous avons

identifié trois limites importantes à l'utilisation actuelle des tables de production pour prévoir l'évolution du volume pendant et après la phase de sénescence.

- Le premier problème est lié à la détermination de l'âge réel des peuplements à partir des données d'inventaire. Il a été observé que la méthode actuellement utilisée pour déterminer l'âge des peuplements (strates d'aménagement) sous-estime systématiquement l'âge réel (c.-à-d., temps depuis le dernier feu). Cette erreur augmente en fonction de l'âge réel du peuplement, puisque l'âge maximal des arbres échantillons présents dans les placettes d'inventaire tend à plafonner vers 150-200 ans, alors que l'âge réel depuis la perturbation d'origine (feu) dépasse souvent cette valeur, particulièrement dans les régions où le cycle de feu est long (Garet 2008). Ce problème touche d'une part les courbes elles-mêmes, puisque la partie droite des courbes est distordue par rapport à la situation réelle. L'erreur touche d'autre part l'attribution d'un âge aux strates d'aménagement. Entre autres, un certain nombre de peuplements ayant atteint une structure irrégulière se voient attribuer artificiellement une position sur la courbe qui correspond à celle de peuplements en sénescence, car l'âge maximal des arbres-échantillon coïncide souvent avec la phase de décroissance du volume sur les courbes (autour de 120-150 ans par exemple). Ce problème est très important car il peut contribuer à exagérer la perte de volume anticipée à court terme lors du calcul de possibilité, particulièrement dans le contexte d'une forêt anormale par surabondance de strates matures.
- Le second problème est lié au changement de composition lors de la phase de perte de volume. Les tables actuelles sont mono-spécifiques et ne sont pas un instrument permettant de modéliser efficacement le recrutement en sous-étage, ainsi que les changements de composition qui accompagnent ce stade. Le fait de prendre pour acquis que la composition des peuplements se maintient dans le temps au-delà de la sénescence est donc une abstraction et les courbes représentent une situation fictive. Par exemple, on assumera qu'une sapinière pure de 200 ans (âge réel) avait la même composition dès l'âge 0, alors qu'en réalité on sait qu'en forêt boréale une portion importante des sapinières sont en fait issues de la conversion progressives d'anciennes peupleraies, bétulaies ou pessières (Bergeron 2000; De Grandpré et al. 2000; Gauthier 2008 en prép.). Ce problème pourrait donc conduire à des erreurs majeures lorsque l'on tente de prévoir l'évolution de la composition forestière à l'échelle d'une UAF sur des périodes de plusieurs dizaines d'années, par exemple dans un contexte de calcul de possibilité forestière.
- Troisièmement, une fois que le peuplement a atteint une structure inéquienne, l'évolution du volume est davantage déterminée par l'occurrence stochastique de perturbations secondaires, qui font fluctuer le volume autour d'un niveau d'équilibre (voir question 3). Les variables classiques comme l'âge du peuplement (assumant qu'il est connu), l'indice de qualité de station (IQS) ou la densité initiale deviennent donc de mauvaises variables explicatives du volume et de la composition pour ce type de peuplement.

En conclusion

Suite à ces constats, nous croyons que le fait de laisser de vieilles forêts évoluer naturellement ne constitue pas une menace de perte de volume éminente, parce que 1) il est statistiquement très rare d'observer une baisse drastique de volume dans un peuplement forestier, 2) ces

baisses ne peuvent être prévues avec les outils présentement disponibles, et 3) pour un grand territoire (UAF), les baisses localisées sont compensées par des hausses de volume dans d'autres peuplements. Nous croyons donc que le fait de laisser une proportion importante de forêts matures ou sur-matures dans une unité d'aménagement donnée ne menace pas la capacité de récolte ultérieure de la forêt. La prémisse de l'article de loi 93.0.3.2 de la Loi sur les forêts est donc sans fondement scientifique et est contredite par les recherches récentes sur les vieilles forêts boréales.

Recommandations

- 1.1** Puisque les modèles de croissance utilisés actuellement pour le calcul de la possibilité forestière modélisent mal la phase de diminution du volume (sénescence), nous recommandons leur révision de manière à ce qu'ils reflètent mieux la dynamique de conversion des peuplements équiennes vers une structure plus irrégulière, ainsi que les changements de composition forestière.
- 1.2** Puisque l'âge des arbres dominants ne permet pas de prévoir efficacement l'évolution du volume au-delà d'un certain seuil, nous recommandons d'utiliser le temps depuis la dernière perturbation majeure comme variable explicative dans les tables de production. Cela signifie qu'il serait nécessaire de disposer de données cartographiques précises concernant l'année et la localisation des perturbations passées, incluant particulièrement les anciens feux, les coupes, les épidémies et les chablis.

QUESTION 2

Quels sont les facteurs à considérer pour déterminer le niveau de récolte acceptable sur le plan environnemental?

Le niveau de récolte acceptable à l'échelle régionale est déterminé par un ensemble de facteurs socio-économiques et environnementaux. D'un point de vue strictement environnemental, le niveau de récolte et, inversement, la proportion de vieilles forêts¹ à maintenir, peuvent être déterminés par deux approches complémentaires. La première approche établit des cibles à partir des intervalles de variabilité naturelle créés par les perturbations naturelles alors que la seconde approche utilise des espèces indicatrices qui peuvent permettre de raffiner les cibles établies selon le régime des perturbations et d'évaluer la capacité des stratégies d'aménagement à maintenir les espèces associées aux vieilles forêts dans les paysages aménagés.

Puisque nous considérons qu'il n'y a pas de différence marquée entre les peuplements récoltés de façon usuelle dans les forêts québécoises et les peuplements qui pourraient être récoltés en vertu de l'article de loi 92.0.3.2 (voir question 1), le niveau de récolte sera simplement abordé en termes de récolte de peuplements ayant atteint ou dépassé le stade de maturité. **Soulignons également que, dans cet avis, le niveau de récolte sera caractérisé en termes de superficie plutôt qu'en termes de volume.** Au niveau écologique, il s'avère davantage pertinent de fixer des cibles qui déterminent la proportion de peuplements en régénération et de peuplements âgés, qui se traduisent en superficies, de manière à recréer une structure d'âge des forêts qui se rapproche davantage de celle qui est observée sous un régime de perturbations naturelles (Seymour et Hunter 1999; Bergeron et al. 2002). Dans une perspective d'aménagement écosystémique, il s'avère donc nécessaire de traduire les niveaux de récolte en termes de superficies annuellement affectées par différents types de coupes (CPRS, coupes partielles, ...), plutôt que de se limiter à une possibilité forestière exprimée en volume. Contrairement au volume, le fait d'utiliser la superficie permet de faire un lien plus direct entre le niveau de récolte et certaines problématiques comme la dispersion et la forme des coupes. Connaître la proportion du territoire affectée annuellement par les différents types de coupe permet également une comparaison directe entre les régimes de coupe et les régimes de perturbations naturelles, notamment les feux en forêt boréale.

2.1 Cibles basées sur la variabilité temporelle et régionale des régimes de perturbations naturelles

L'idée de s'inspirer du régime de perturbations naturelles pour aménager la forêt est de plus en plus reconnue non seulement par la communauté scientifique (Grumbine 1994; Kohm et Franklin 1997; Bergeron et Harvey 1997) mais également par les institutions gouvernementales responsables de la gestion forestière (BCMF 1995; OMNR 2001). En

¹ Noter que nous ne ferons pas ici le débat de ce qu'est une vieille forêt car les caractéristiques sont difficiles à définir et sont très variables d'un écosystème à l'autre. Pour l'objet de l'avis, nous allons nous en tenir aux forêts qui n'ont pas brûlé depuis au moins 100 ans.

incluant l'aménagement écosystémique au cœur de la mission du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (L.R.Q., c. M-25.2), le Québec affirme sa volonté de mettre en œuvre un aménagement plus près de la dynamique forestière naturelle. L'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles se base sur la prémisse que les écosystèmes et les espèces sont adaptés au régime de perturbations dans lequel ils ont évolué (Seymour et Hunter 1999). Ainsi, en reconstituant les régimes passés, il est possible de déterminer les variations de proportion de jeunes et de vieilles forêts pour divers écosystèmes forestiers et de fixer des cibles d'aménagement forestier qui permettent de respecter cette variabilité naturelle.

En forêt boréale, puisque la longévité des espèces est relativement courte (50-300 ans) et que les intervalles entre les feux excèdent souvent ce temps, les peuplements acquièrent rapidement des caractéristiques de vieilles forêts (90-130 ans) suite à la mortalité de la première cohorte (Kneeshaw et Gauthier 2003). Ainsi, de façon générale, on peut considérer que les peuplements de plus de 100 ans peuvent être considérés comme des vieilles forêts puisque, à ce stade, la première cohorte n'est plus dominante dans la majorité des peuplements. Il faut toutefois souligner que la période de temps qui permet à un peuplement de développer des caractéristiques typiques des vieilles forêts varie en fonction de facteurs comme la productivité du site ou la situation géographique, tant à l'échelle du paysage que régionale. Également, les peuplements qui excèdent 200 ou 300 ans acquièrent des caractéristiques qui ne sont pas nécessairement présentes dans les forêts plus jeunes (Despôts et al. 2004). Ces peuplements doivent donc aussi être représentés dans les paysages, notamment via les aires protégées et les refuges biologiques.

Le régime d'aménagement équiennement traditionnellement pratiqué en forêt boréale, qui vise la normalisation des classes d'âge, ne permet pas aux peuplements d'atteindre les stades de transition vers des peuplements à structure irrégulière ou inéquienne (voir figure 1). Ceci aura pour résultat ultime de raréfier les peuplements dont l'âge excède la période de révolution, ce qui risque d'avoir des conséquences négatives sur la biodiversité. En effet, si on compare un territoire régi par un cycle de feu relativement court de 100 ans avec un territoire aménagé avec une révolution forestière de 100 ans, plus du tiers des peuplements aura plus de 100 ans dans le paysage naturel alors qu'aucun peuplement ne devra avoir atteint cet âge dans le paysage aménagé. La reconstitution des régimes de feux historiques pour plusieurs régions de la forêt boréale québécoise montre d'ailleurs que la proportion de peuplement de plus de 100 ans varie entre 50 et 70 % (Gauthier et al. 2008). La pratique exclusive d'aménagement équiennement à la grandeur de la forêt boréale ne permet donc pas de respecter les proportions historiques de vieilles forêts dans la majorité des régions forestières, ce qui risque à moyen ou à long terme de diminuer fortement les populations de certaines espèces qui dépendent des habitats particuliers que l'on trouve dans ces types de forêts (voir point 2.1.2).

2.1.1 Déterminer des cibles d'aménagement équienne

Puisque, dans plusieurs régions forestières, la dynamique naturelle est principalement façonnée par les feux, il est possible de déterminer des cibles de récolte équienne (CPRS) en fonction du régime de perturbation par le feu de façon à ce que la proportion de peuplements en régénération demeure à l'intérieur de la variabilité naturelle. En ayant une connaissance de la variabilité historique des cycles de feu, qui peut être obtenue notamment par des études dendrochronologiques (ex. Bergeron et al. 2006; Gauthier et al. 2008), paléoécologiques (ex.

Carcaillet et al. 2001) ou par des simulations (ex. Belleau et al. 2006; Drapeau et al. sous presse), il est possible de déterminer une plage de proportion de peuplements dont l'âge est en deçà de la période de révolution moyenne prévue pour une région ou une UAF. Ces proportions se traduisent donc en cibles d'aménagement équiennes sur un territoire donné. De plus, l'utilisation de documents historiques (plans d'aménagement, cartes, photos) est aussi très utile pour décrire la structure d'âge du paysage préindustriel et sa variabilité. Ces documents peuvent être particulièrement utiles pour documenter les superficies historiquement affectées par des perturbations majeures autres que le feu, telles que les épidémies de TBE sévères et les chablis.

Par exemple, Kneeshaw et al. (2008) ont évalué la variation historique du cycle de feu dans la région gaspésienne et ont obtenu un cycle de feu qui a varié entre 89 et 250 ans au cours des 300 dernières années. Selon la proportion de jeunes et de vieux peuplements que cela crée dans les forêts naturelles, entre 27 et 59 %² (avec une moyenne de 39 %) du territoire devrait être occupé par des jeunes peuplements et pourrait donc être aménagé avec des pratiques équiennes si on considère une période de révolution de 80 ans. Si la proportion moyenne est établie comme cible d'aménagement, cela équivaudrait à récolter 0,49 % du territoire avec des coupe de type CPRS annuellement. Une approche moyenne est d'ailleurs à préconiser plutôt que d'établir des cibles basées sur les extrêmes de l'intervalle de perturbations naturelles puisqu'elle permet de tenir compte du fait que des perturbations naturelles comme de grands feux vont continuer à survenir sur le territoire, et ce, malgré les efforts de suppression. Ces feux contribueront ainsi à augmenter la proportion du territoire occupé par des peuplements en régénération, ce qui pourrait faire en sorte de dépasser les limites de variabilité.

Les données relatives à l'historique des feux sont de plus en plus disponibles à l'échelle de la province (ex. Bergeron et al. 2004; Lauzon et al. 2007; Le Goff et al. 2007; Gauthier et al. 2008). Plusieurs projets ont d'ailleurs mis en œuvre des plans d'aménagement basés sur de telles cibles (Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD) – Harvey et al. 2008; Projet Tembec – Belleau et Légaré 2008; Projet TRIADE – www.projettriade.com). De plus, pour les régions où il n'existerait pas de données disponibles, des techniques relativement simples existent pour aller chercher cette information. Pour avoir une estimation du cycle de feu de la période récente, Bergeron et al. (2008) ont montré que la relation entre les classes d'âge issues de la base de données SIFORT pour les peuplements n'ayant pas été coupés depuis 1970 correspondait bien aux classes d'âge provenant de la carte de temps depuis le dernier feu pour le domaine de la pessière à mousses. De plus, il est possible de reconstituer l'historique de feu pour les périodes récente et pré-industrielle par inférences dendroclimatiques en utilisant des données d'analyses de tiges, telles que celles prises par le MRNF dans les placettes temporaires et permanentes (voir Girardin et al. 2008). Cette technique, qui permet entre-autres des estimations de paramètres de feux comme le nombre annuel de grands feux et l'aire brûlée annuellement, pourrait servir à piloter des modèles de simulations de feux sur les territoires forestiers pour les périodes récente et préindustrielle. Bref, la mise en place à court terme de cibles basées sur les régimes de feux est envisageable.

Au regard de ce qui est présenté ci-haut, on constate que le taux actuel de récolte annuelle en forêt boréale (qui varie entre 1 et 1,4 %) est beaucoup plus élevé que ce qui est prélevé

² Calculé à l'aide de la courbe négative exponentielle de Van Wagner (1978)

naturellement par le feu (0,05 à 0,7 %), et ce, dans la grande majorité des régions (Gauthier et al. 2008). Une récolte supplémentaire de peuplements matures ou surannés, qui sont essentiellement les mêmes peuplements qui sont récoltés de façon usuelle par l'industrie forestière, engendrerait une augmentation de ce taux, accentuant d'autant plus la différence entre la structure d'âge créée par l'aménagement forestier équienné et celle des forêts naturelles présentes historiquement sur le territoire. Dans un contexte où on se doit d'appliquer des pratiques d'aménagement forestier durable, un taux de récolte accéléré pourrait mettre en péril le maintien de la diversité biologique, un critère fondamental du développement durable des forêts.

2.1.2 Diversifier les pratiques de récoltes (aménagement inéquien)

Puisque presque toutes les régions du Québec possèdent un cycle de feu qui permet à d'importantes proportions de vieilles forêts de se maintenir (Gauthier et al. 2008), le taux de récolte équienné devrait être modulé à la baisse pour atteindre les cibles déterminées à partir du régime de perturbations naturelles. Or ceci doit être fait conjointement à l'établissement de stratégies qui peuvent inclure la conservation intégrale de certaines portions de territoire, l'allongement de la révolution pour certains peuplements (Burton et al. 1999; MRNFP 2005) et le développement de traitements sylvicoles qui permettent de récolter la matière ligneuse dans les peuplements matures et surannés tout en visant à ce qu'ils conservent les attributs clés qui les caractérisent. Des pratiques sylvicoles adaptées qui visent le maintien de caractéristiques structurales propres aux peuplements surannés dans des peuplements soumis à l'exploitation pourraient favoriser le maintien de la biodiversité tout en ne modifiant que légèrement les possibilités de récolte ligneuse (Harvey et al. 2003). Soulignons que dans les régions (ou UAF) où les feux sont beaucoup moins fréquents, il demeure possible de s'inspirer davantage des régimes de perturbations comme les régimes d'épidémie de TBE pour déterminer la proportion de peuplements équiens (à partir de la sévérité et de l'intervalle de retour des épidémies d'insectes sévères) en plus de diversifier les pratiques de façon à maintenir les proportions importantes de peuplements à structure irrégulières associées à ces régimes (Leblanc et Bélanger 2000; MacLean 2004; Porter et al. 2004; Kneeshaw et al. 2008).

Plusieurs modèles de diversification des pratiques sylvicoles ont été élaborés et sont ou seront prochainement mis en œuvre dans le cadre de projets pilotes soutenus par le MRNF (Triade, projet Tembec, Réserve faunique des Laurentides) ou de projets expérimentaux (FERLD, Forêt Montmorency). Par exemple, le modèle de la forêt mosaïque appliqué à la Forêt Montmorency s'inspire du régime de perturbations par la TBE en préconisant une variabilité des tailles de CPRS et un agencement spatial qui reflète la mosaïque créée par les épidémies sévères (Bélanger 2001). Le modèle des trois cohortes initialement proposé par Bergeron et Harvey (1997) et mis en œuvre à la FERLD (Harvey et al. 2008) s'inscrit également dans cette perspective. L'idée appuyant ce concept est d'utiliser divers systèmes de traitements sylvicoles adaptés (coupes totales, coupes partielles, coupes jardinatoires) visant à maintenir les caractéristiques de composition et de structure associées aux différents stades de développement de la forêt.

Une grande diversité de possibilité s'offre aux professionnels pour atteindre des objectifs d'aménagement qui s'inspirent du régime de perturbations naturelles. Il existe déjà un éventail de pratiques sylvicoles qui peuvent être employées pour reproduire la structure de

peuplements complexes requises pour conserver ces peuplements dans les paysages aménagés (Bouchard 2008). Brièvement, mentionnons à titre d'exemple que des CPRS de petites tailles avec rétention de bouquets peuvent être utilisées pour recréer les conditions générées par les épidémies de TBE sévères ou les chablis. Des coupes partielles (ex. CPI, CPHRS) peuvent recréer des peuplements à structure irrégulière tel que le ferait une épidémie d'insectes légère. Enfin, des coupes jardinatoires peuvent être utilisées pour recréer les perturbations par pied d'arbre (voir Ruel et al. 2007).

2.1.3 Autres facteurs à tenir en compte en plus du niveau de récolte

- La répartition spatiale

Le niveau de récolte en coupes équiennes, à lui seul, ne garantit pas que les paysages aménagés respecteront la variabilité naturelle générée par les régimes de perturbations. La répartition spatiale des massifs forestiers est également un élément important à tenir en compte à l'échelle des UAF. Les paysages sous régimes de coupes créent des paysages très différents des paysages soumis aux régimes de perturbations naturelles. Perron et al. (2008) ont comparé un paysage perturbé par les feux et un paysage perturbé par les coupes dans la pessière à mousses au nord du Saguenay–Lac-St-Jean et ont constaté que la distance entre les feux était plus grande que celle entre les agglomérations de coupes, ce qui engendre une raréfaction des massifs de forêts matures et surannées dans les paysages aménagés. Similairement, Belleau et al. (2007) en utilisant des outils de modélisation, constatent que le cycle de feu ainsi que la taille moyenne des feux influencent la dispersion des aires en régénération à l'échelle d'une UAF. Pour un cycle donné, un régime dominé par des grands feux (qui seront moins nombreux) espacera davantage les aires en régénération qu'un régime caractérisé par des petits feux. Les paysages affectés par la TBE montrent également une dispersion des aires en régénération différente de celle qui est occasionnée 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 et non affecté) que les paysages de coupes forestières où les aires en régénération sont agglomérées. La répartition spatiale joue un rôle important dans la connectivité des massifs de vieilles forêts et dans le maintien des populations qui y sont associées (Drapeau et Imbeau 2006; Courtois et al. 2007).

- La représentativité des écosystèmes

La représentativité des forêts qui ne sont pas aménagées est un élément fondamental pour atteindre les objectifs liés au maintien de la biodiversité. Les peuplements et les paysages qui sont retenus à titre de vieilles forêts doivent donc être représentatifs des forêts qui sont récoltées à l'échelle du paysage (voire des UAF) notamment au niveau de leur composition, de leur structure. Ainsi, les zones forestières qui ne sont pas considérées dans le territoire forestier productif en raison de contraintes anthropiques (ex. centres de villégiature; concessions minières, propriétés privées) ou environnementales (ex. dénudées secs ou humides, pentes) devraient être rigoureusement évaluées de façon à savoir dans quelle proportion réelle elles contribuent à offrir des vieilles forêts productives, représentatives de celles qui sont récoltées. En contrepartie, les forêts désignées comme étant des aires protégées

viennent également s'ajouter au bilan de vieilles forêts et devraient être prises en compte lors de la détermination des cibles de jeunes et de vieilles forêts à l'échelle des UAF.

Il est important de souligner qu'il existe des situations où les vieilles forêts ne sont pas l'objet de convoitise pour la récolte de bois. Par exemple, dans le cas de la ceinture d'argile en Abitibi, on ne dénote pas de différences notables entre les peuplements improductifs et les vieilles forêts en raison de la paludification. L'effort de préservation devrait alors se faire sur le maintien des forêts productives mûres ou ayant légèrement dépassé le stade de maturité et non sur les vieilles forêts qui ne sont pas exploitées de toute façon. Des études ont d'ailleurs démontré que ces forêts abritent une biodiversité plus riche que les vieilles forêts (Boudreault et al. 2002; Drapeau et al. 2003).

2.2 Cibles basées sur la réponse des organismes associés aux vieilles forêts suite à l'ouverture du couvert forestier

Une grande variété d'espèces bénéficie des conditions d'habitats qu'offrent les peuplements ayant dépassé le stade de maturité. Au Québec, cette association est particulièrement bien documentée en ce qui concerne la faune aviaire en forêt boréale (Imbeau et al. 1999; Drapeau et al. 2000, 2002, 2003). Imbeau et al. (2001) ont d'ailleurs quantifié la vulnérabilité de plusieurs espèces d'oiseaux aux changements induits par l'aménagement forestier. Les espèces qui sont les plus vulnérables sont des espèces étroitement associées aux forêts âgées et plus particulièrement aux arbres morts (pic à dos rayé, pic à dos noir, grand pic, nyctale de tengmalm, mésange à tête brune et grimpereau brun). Un taux de récolte équien élevé engendre une raréfaction des habitats associés aux stades de vieilles forêts au profit de jeunes forêts en régénération où les attributs de structures (ex. arbres morts et arbres de gros diamètres) sont pratiquement absents (Vaillancourt et al. 2008). Or, une perte d'habitat engendre inévitablement une diminution des populations inféodées aux stades ciblés qui se traduit généralement par une baisse proportionnelle à la perte de massifs forestiers (Imbeau et Desrochers 2002; Leboeuf 2004).

Des études basées sur la réponse des populations en milieu agricole ont démontré qu'en deçà de 30 % de la proportion initiale d'habitat, les effets de la fragmentation et de l'isolement des parcelles forestières viennent amplifier l'effet de la perte d'habitat et risque de compromettre le maintien des populations en accélérant le taux d'extinction des espèces (Andrén 1994; Andrén et al. 1997). Une étude empirique est récemment venue supporter cette hypothèse (Radford et al. 2005). Bien qu'il soit plus difficile d'observer des effets aussi marquants de la fragmentation en forêt boréale comparativement au milieu agro-forestier, Leboeuf (2004) a constaté une diminution de l'abondance de sept espèces associées aux forêts matures en fonction de la distance au massif forestier dans un paysage fortement aménagé de la forêt boréale de l'ouest du Québec. La perte massive d'habitats de vieilles forêts à l'échelle du paysage (UAF) jumelée à la fragmentation et à la récolte potentielle des habitats résiduels (comptabilisé dans le calcul de la possibilité forestière) risqueraient de mettre en péril plusieurs espèces.

2.2.1 Raffinement des cibles basées sur la variabilité naturelle

L'étude de la réponse de plusieurs espèces au changement d'habitat est une bonne façon de déterminer des seuils d'altération du couvert forestier. Bien que toutes les espèces ne répondent pas de la même manière à la modification du couvert forestier, certaines montrent des déclin rapides suivant une légère modification de l'habitat et ce type de réponse peut être identifié comme des seuils en deçà desquels la probabilité de présence de l'espèce à l'échelle du paysage est fortement réduite (Guénette et Villard 2005). Afin de conserver les espèces qui montrent des déclin marqués en fonction de la modification du couvert forestier, il est préférable de viser de ne pas atteindre ces seuils d'altération, mais plutôt de les considérer comme des signaux d'alarme. Les connaissances sur la réponse des espèces face à la perte d'habitat peuvent donc servir à fixer des cibles d'aménagement, mais aussi à ajuster les cibles basées sur la variabilité du régime de perturbations naturelles (Drapeau et al. sous presse).

Dans un contexte d'aménagement qui s'inspire des perturbations naturelles, les connaissances liées aux seuils de réponse des espèces peuvent aider à déterminer où l'on devrait se situer à l'intérieur de la plage de variabilité (de vieilles forêts) établie en fonction du régime de perturbations (Drapeau et al. sous presse). 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 3). Effectuer cet exercice en se basant sur la réponse d'un ensemble d'espèces indicatrices permet 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.

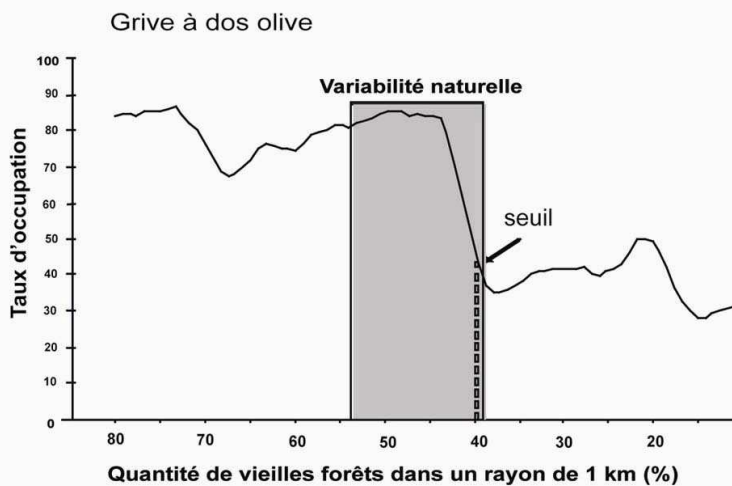


Figure 3. Schéma représentant la réponse de la grive à dos olive (taux d'occupation) à une diminution de l'importance des vieilles forêts à l'échelle du paysage. La zone grisée représente la plage de variabilité naturelle ou historique de l'importance relative des vieilles forêts dans la région de l'Abitibi déterminée à partir de simulations. On remarquera qu'à l'approche de la limite inférieure de la variabilité naturelle, 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).

2.2.1 Suivi des objectifs de maintien de la biodiversité

Une approche d'aménagement forestier qui adopte des cibles qui s'inspirent du régime de perturbations naturelles s'appuie sur l'hypothèse que les espèces devraient se maintenir dans les paysages aménagés. Parallèlement à l'établissement de cibles de récolte équienne et à la diversification des pratiques sylvicoles, la réponse des organismes associés aux stades de forêts âgées doit être mesurée afin d'évaluer l'efficacité de ces cibles (et du niveau de récolte qui en découle) à atteindre cet objectif. L'importance de valider cette hypothèse est d'autant plus cruciale en raison du fait que la proportion de vieilles forêts devient essentiellement représentée par des peuplements (ex. îlots de vieillissements, coupes adaptées) qui ne se substituent pas nécessairement aux vieilles forêts naturelles pour lesquelles la proportion risque d'être grandement en deçà des seuils historiques. En effets, les îlots de vieillissement et la gamme de coupes adaptées qui peut être utilisée ne sont pas garants de la conservation de la majorité des espèces associées aux forêts âgées en raison notamment du déploiement de réseaux de chemins étendus (Bourgeois et al. 2005) et du morcellement du territoire ou de la diminution de structures (p.ex. arbres morts et vivants de gros diamètre). D'ailleurs, des études récentes viennent supporter le fait que les coupes partielles ne sont pas nécessairement représentatives des vieilles forêts au niveau d'attributs de structures comme les arbres de gros diamètres (Angers et al. 2005, Tremblay et al. 2007). Il s'avère donc nécessaire de vérifier si ces forêts aménagées arrivent à maintenir une structure diversifiée et qui assurent les fonctions écologiques ciblées.

Tableau 1. Exemples d'espèces ou de groupe d'espèces indicateurs qui montrent des réponses à diverses échelles spatiales et qui peuvent aider à valider différentes stratégies d'aménagement forestier (tiré de Drapeau et al. 2008).

<i>Indicateurs</i>	<i>Échelle de réponse</i>	<i>Cibles évaluées</i>
Caribou forestier	Paysage (milliers d'ha)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Contiguïté et structure forestière ▪ Connectivité entre les chantiers équiennes et inéquiennes
Martre d'Amérique	Peuplement (centaines d'ha)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Proportion et organisation spatiale des forêts résiduelles au sein des chantiers équiennes ▪ Qualité du couvert forestier dans le chantier inéquiennes
Oiseaux forestiers et utilisateurs d'arbres morts	Peuplement, paysage	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Qualité des habitats résiduels dans les chantiers équiennes ▪ Qualité du couvert forestier dans les chantiers inéquiennes ▪ Quantité et qualité du bois mort sur pied

Lichens épiphytes	Peuplement (dizaines d'ha)	▪ Conditions d'habitat d'intérieur dans les aires de coupes partielles et les forêts résiduelles des chantiers équiennes
Insectes saproxyliques	Peuplement, arbre	▪ Quantité et qualité du bois mort

Il existe diverses façons de procéder au suivi des objectifs d'aménagement forestiers. Les espèces menacées, les espèces aux exigences écologiques pointues, les espèces parapluies (grand domaine vital) ou les espèces clé-de-voûte (espèces qui interagissent) sont des exemples d'espèces candidates à jouer le rôle d'indicateurs. Une approche multi-espèce qui comprend ce type d'organismes et des groupes fonctionnels (ex. utilisateurs de bois mort) qui sont affectés par des attributs de structures à diverses échelles spatiales constitue une façon efficace de mesurer l'atteinte d'une diversité de cibles d'aménagement (tableau 1; Drapeau et al. 2008). Par exemple, le caribou forestier, une espèce menacée qui occupe de grand territoire est une espèce dont le maintien dans les paysages aménagés dépend en grande partie de la qualité du couvert forestier et de corridors de vieilles forêts entre les zones d'aménagement équiennes (Courtois et al. 2004, 2007). À l'autre bout du spectre, les lichens sont des organismes dont la mobilité est très réduite et qui dépendent donc de la qualité des peuplements résiduels dans les zones d'aménagement équiennes et du couvert forestier des coupes qui maintiennent un couvert (Rheault et al. 2003; Boudreault et al. 2008). Les espèces associées au bois mort comme les oiseaux cavicoles et les insectes saproxyliques sont, quant à eux, de bons indicateurs de la qualité des arbres résiduels et du bois mort (Imbeau et al. 2001; Drapeau et al. 2002; Saint-Germain et al. 2007).

En conclusion

Les facteurs à considérer pour assurer un niveau de récolte acceptable sur le plan environnemental doivent consister dans un premier temps à établir des cibles d'aménagement équiennes qui s'inspirent des régimes de perturbations sévères (feu et épidémies d'insectes). Les forêts qui sont dynamisées par les régimes de perturbations naturelles comportent d'importantes proportions de vieilles forêts. Pour atteindre les cibles de vieilles forêts, la diversification des pratiques sylvicoles est un élément clé qui contribuera à maintenir un niveau de récolte de la matière ligneuse tout en préservant des forêts qui possèdent des structures complexes se rapprochant de celles que l'on retrouve dans les vieilles forêts. Dans un deuxième temps, les connaissances sur la réponse des espèces face à l'aménagement forestier nous permettent de raffiner les cibles de maintien de vieilles forêts. Ainsi, en se basant sur les données disponibles à l'heure actuelle, nous sommes d'avis que la proportion minimale de vieilles forêts irrégulières de grandes superficies (milliers d'hectares d'un seul tenant) à conserver dans une région donnée ne devrait jamais baisser en bas de 30 % de la proportion historique. Une plus forte proportion devrait être maintenue en tout temps par mesure de précaution. Des programmes de suivis des espèces indicatrices devraient toutefois être instaurés afin d'évaluer la capacité des systèmes d'aménagement forestier à atteindre les objectifs de maintien de la biodiversité.

PRÉAMBULE AUX QUESTIONS 3 ET 4

Avant de répondre aux questions 3 et 4, il s'avère pertinent de préciser quelques points au regard de la terminologie employée dans l'article de loi et dans les questions émises par le Bureau du forestier en chef. Tout d'abord, l'expression « désastre naturel » désigne visiblement les perturbations naturelles comme le feu, les épidémies d'insectes ravageurs et les chablis. Or, au sens strictement écologique, les perturbations naturelles ne peuvent être qualifiées de désastre dans la mesure où celles-ci compromettent rarement le rétablissement des fonctions de l'écosystème, ce qui n'entraîne pas de « dégradation » des peuplements. Les écosystèmes forestiers sont dynamiques et évoluent constamment dans le temps et les perturbations naturelles sont une partie intégrante de cette dynamique. Dans certaines régions, les perturbations naturelles permettent même le rétablissement de la productivité comme c'est le cas dans les forêts paludifiées. De plus, plusieurs organismes sont bien adaptés à la récurrence de perturbations naturelles (ex. pin gris et ses cônes sérotineux, sapin baumier et la régénération cyclique après tordeuse, etc.).

Il existe également beaucoup de confusion entre les notions de susceptibilité et de vulnérabilité, particulièrement dans le cas des épidémies d'insectes. La distinction sera donc faite à cet égard en ce qui concerne la question portant sur les épidémies d'insectes. En ce qui a trait aux feux, nous parlerons uniquement de la susceptibilité, mais en distinguant l'échelle à laquelle elle est évoquée (échelle de la zone d'allumage, du feu, du paysage voire régionale).

QUESTION 3

Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles d'être des foyers d'infestation pour les épidémies d'insectes et de pathogènes que les forêts plus jeunes?

3.1. Vulnérabilité et susceptibilité face aux épidémies d'insectes

En raison du caractère sélectif des insectes défoliateurs, les espèces d'arbres et les peuplements ne sont pas toutes aussi susceptibles ni vulnérables face aux épidémies d'insectes. Dans le cas des épidémies, on fera la différence entre la susceptibilité, qui consiste en la probabilité d'une forêt d'être attaquée lors d'une épidémie d'insecte et la vulnérabilité qui représente la probabilité de mortalité résultant d'une épidémie de sévérité donnée. Dans le cas de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) qui peut s'attaquer au sapin et aux épinettes, tous les peuplements composés totalement ou partiellement de ces espèces seront considérés susceptibles aux épidémies de TBE, peu importe leur âge. Par contre, un peuplement composé exclusivement de bouleau blanc sera considéré non susceptible. En ce qui concerne la vulnérabilité, les peuplements dominés par des sapins baumiers matures sont plus vulnérables que les autres peuplements puisque le taux de mortalité des arbres risque d'y être plus grand (MacLean 1980).

3.1.1 Facteurs influençant la dynamique de population des insectes à l'échelle régionale et provinciale

Pour répondre à cette question, nous prendrons principalement pour exemple la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) qui est la principale espèce d'insecte causant des épidémies dans la forêt commerciale. La dynamique des populations de la TBE est régie de façon cyclique, c'est-à-dire que, à l'échelle régionale (et même provinciale), les populations augmentent de façon à atteindre un stade épidémique environ tous les 30-40 ans (cycle observé au cours des deux derniers siècles; Jardon et al. 2003; Morin et al. 2008) après quoi les populations retrouvent un stade endémique et les impacts deviennent peu perceptibles à l'échelle du paysage. Selon les connaissances actuelles, il est donc vraisemblable que les épidémies ne sont donc pas déclenchées par une hausse de population provenant d'un endroit circonscrit (c.-à-d. un foyer d'infestation) qui se disperse ensuite, mais se produisent plutôt suivant une hausse relativement synchronisée des populations sur de grands territoires (Régnière 2000; Royama et al. 2005). Ainsi, bien que cette hausse de population puisse se faire plus rapidement dans certaines régions, on croit aujourd'hui que le fait d'intervenir rapidement et massivement pour contrôler ces « foyers d'infestations », par exemple par l'intermédiaire d'arrosages aériens, ne modifiera pas de façon appréciable le déroulement de l'épidémie à l'échelle régionale ou provinciale (Régnière 2000).

À de grandes échelles spatiales et temporelles, la cyclicité (ou le déclenchement) des épidémies serait davantage influencée par des facteurs tels que les relations trophiques entre les insectes et leurs ennemis naturels (parasitoïdes, virus, prédateurs) et le climat que par l'âge, la structure ou la composition du paysage forestier (Royama 1984, Royama et al. 2005). Cela

explique pourquoi le cycle des épidémies a tendance à demeurer relativement stable (i.e. 30-40 ans) même si la composition forestière a varié considérablement lors des 200 dernières années.

Si la périodicité des épidémies est demeurée relativement stable lors des derniers 200 ans, il n'en va pas de même pour la sévérité de ces épidémies, qui fut hautement variable d'une période à l'autre. Par exemple, plusieurs recherches ont montré que l'épidémie du milieu du XX^e siècle a été moins sévère que les épidémies de la fin (vers 1980) et du début (1910-1920) de ce même siècle (Blais 1983; Jardon et al. 2003; Bouchard et al. 2006; Morin et al. 2008). Ces mêmes auteurs ont observé que les épidémies du XX^e siècle dans son ensemble ont été beaucoup plus sévères que celles des siècles antérieurs, notamment le XIX^e siècle qui est mieux connu (Morin et al. 2008). Il demeure des incertitudes en ce qui concerne les facteurs ayant causé ces variations d'intensité entre les épidémies successives; il pourrait s'agir de variations climatiques, de changements de composition forestière à très grande échelle, du hasard ou d'une interaction entre ces différents facteurs (Blais 1983; Jardon et al. 2003; Royama et al. 2005, Bouchard et al. 2006, Morin et al. 2008). En général toutefois, nous pouvons affirmer qu'une modification de la composition forestière à l'échelle régionale ou provinciale (par exemple en abaissant la quantité de sapin baumier) n'influencera probablement pas le déclenchement d'une épidémie future. En effet, dans une région donnée, il a été démontré qu'une épidémie très sévère peut avoir lieu même si les peuplements hautement vulnérables (c.-à-d. les vieilles sapinières) sont presque absents (Bouchard et al. 2006, 2007).

3.1.2 Vulnérabilité à l'échelle du paysage et du peuplement

Il est bien connu que la TBE affecte davantage le sapin baumier, mais affecte aussi, dans une moindre mesure, l'épinette blanche, puis l'épinette noire (MacLean 1980; Hennigar et al. 2007). Pour une épidémie d'intensité donnée, plusieurs études ont montré que les peuplements matures de sapin baumier subissaient davantage de défoliation et de mortalité comparativement aux jeunes peuplements et aux peuplements mélangés feuillus-résineux (Bergeron et al. 1995; Su et al. 1996; MacKinnon et MacLean 2004). La proportion de feuillus dans le paysage influence également la vulnérabilité des peuplements de sapin baumier (Campbell 2007). L'effet de l'âge du peuplement et de l'abondance des feuillus sur le degré de mortalité des espèces hôtes est toutefois limité lorsque l'épidémie est très sévère.

Bien qu'on puisse affirmer que les vieux peuplements constitués en majorité de sapin baumier soient plus vulnérables lors des épidémies de TBE, une récolte prioritaire de ces types de vieilles forêts ne permettrait pas de prévenir la venue d'une épidémie de TBE. De plus, la vulnérabilité aux épidémies atteint son maximum dans les peuplements matures et n'augmente donc pas chez les plus vieilles forêts. Une récolte qui priorise les vieilles forêts n'aurait probablement pas d'effets marqués sur la sévérité et la mortalité si la récolte qui est priorisée n'est pas basée sur une bonne identification de la vulnérabilité des peuplements (c.-à-d. dominance du sapin). MacLean et al. (2001, 2002) et Hennigar et al. (2007) ont développé une approche de planification d'aménagement forestier (Spruce Budworm Decision System) basée sur l'identification et l'intervention priorisée des peuplements à risque face aux épidémies de la TBE dans les forêts du Nouveau-Brunswick. Même si l'âge est une variable qui figure dans leur approche, c'est un élément mineur en comparaison avec des facteurs comme la composition. Une telle stratégie comporte néanmoins deux limitations

potentiellement importantes. Premièrement, elle fonctionne bien dans la mesure où l'on dispose d'un réseau routier très bien développé, permettant l'accès immédiat à tous les peuplements (ce qui n'est pas nécessairement le cas en forêt boréale). Deuxièmement, elle suppose que l'on est capable de prévoir l'intensité des épidémies de tordeuse futures. En effet, comme nous l'avons vu à la section précédente, l'intensité est susceptible de varier d'une épidémie à la suivante, et même d'une région à l'autre pour une même épidémie. Puisque nous ne sommes toujours pas en mesure de prévoir efficacement la sévérité des épidémies futures, les systèmes d'aménagement très sophistiqués basés sur les urgences de récolte sont probablement d'une utilité limitée. Néanmoins, l'identification des peuplements vulnérables dans la planification des récoltes ainsi que le maintien de matrices forestières diversifiées dans laquelle il y a présence de peuplements feuillus et mélangés sont, à notre avis, des options plus valables que la récolte systématique des vieilles forêts pour diminuer la vulnérabilité des forêts.

3.1.3 Autres insectes ravageurs

Mis à part la TBE, les autres insectes ravageurs les plus importants ne montrent pas de spécificité envers l'âge des peuplements comme tel. Par exemple, la livrée des forêts, un important insecte ravageur des forêts dominées par les feuillus, s'attaque aux forêts de tout âge, bien que les plus vieux peuplements aient davantage de chance de subir de la mortalité. La durée des épidémies n'est toutefois pas fonction de l'âge des peuplements, mais est plutôt influencée par la fragmentation du couvert forestier (Roland 1993). Un autre insecte ravageur des forêts résineuses, l'arpenteuse de la pruche, peut causer de la défoliation dans plusieurs types de peuplements (résineux et feuillus) et peut même causer de la mortalité chez les arbres de petits diamètres (MacLean et Ebert 1999). Encore une fois ici l'âge n'est pas le principal facteur qui influence la vulnérabilité des peuplements.

3.2 Susceptibilité aux pathogènes

À notre connaissance, il n'existe pas d'indications, à tout le moins pour l'Amérique du Nord, permettant d'affirmer que les vieilles forêts sont plus susceptibles d'être des foyers d'infestation pour les épidémies de pathogènes que pour les forêts plus jeunes. Il est important de se rappeler que les pathogènes (surtout des champignons dans le cas des essences forestières nord-américaines), contrairement aux insectes, ne possèdent pas de mécanismes de reconnaissance à distance de leur hôte. Les principales stratégies de dissémination des champignons phytopathogènes sont la production de vastes quantités de spores qui seront disséminées par le vent, l'eau, ou des insectes vecteurs; et la production d'un réseau d'hyphes (mycélium) permettant de coloniser le substrat. Cette dernière stratégie est particulièrement importante dans le cas des champignons causant des maladies de racines appelées pourridies.

On remarque souvent une augmentation de l'incidence de pathogènes en fonction de l'âge des peuplements. Ceci s'explique par le fait que la probabilité que des spores ou des hyphes de pathogènes atteignent une espèce sensible augmente avec le temps. En général, il ne s'agit cependant pas d'épidémies ou d'infestations mais plutôt d'un phénomène dont le résultat est souvent la création de perturbations locales menant à la mort de certains arbres et à la formation de trouées permettant le recrutement de nouveaux individus. De fait, on considère

que les pathogènes sont une force importante dans l'évolution des communautés végétales (Hansen et al. 2000; Burdon et al. 2006), permettant de créer des conditions variées de régénération.

Au Québec, on retrouve des espèces de champignons qui s'attaquent aux racines et qui cause des pourridiés, incluant diverses espèces d'armillaire, tels que l'*Inonotus tomentosus* (agent de la carie rouge alvéolaire) et l'*Heterobasidion annosum*, (agent de la maladie du rond). Ces pathogènes induisent des ronds de mortalité (qui peuvent être de très grandes dimensions dans le cas de certaines armillaires) mais, selon Laflamme (2005), il semble que c'est surtout dans les peuplements sous aménagement, plutôt que dans des forêts non perturbées par l'homme, qu'on doit anticiper les pertes les plus importantes. Les pathogènes peuvent rendre les forêts plus vulnérables à des perturbations comme le chablis. Toutefois, la fréquence relativement faible des chablis dans l'ensemble des forêts québécoises (Chabot et al. 2007; Vaillancourt 2008) indique qu'une grande proportion des vieilles forêts, même celles affectées par des pathogènes, ne subit pas de telles perturbations de façon synchrone et généralisée.

En ce qui concerne les maladies pouvant se développer de façon épidémique, les introductions de pathogènes exotiques sont, à notre avis, beaucoup plus à craindre que la présence de vieilles forêts. Au cours des cent dernières années, nous avons en effet assisté à la perte massive (des dizaines, voire des centaines de millions d'individus adultes) et rapide d'arbres indigènes, suite à l'arrivée involontaire de champignons pathogènes dont la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi* et *O. novo-ulmi*), la maladie corticale du hêtre (*Neonectria coccinea* var. *faginata*), ou la rouille vésiculeuse du pin blanc (*Cronartium ribicola*). Un exemple bien récent touche le noyer cendré (*Juglans cinerea*), une espèce mineure des érablières sur sols riches du sud du Québec. Le bois du noyer cendré fut autrefois utilisé à même titre que celui du pin blanc dans la fabrication des anciens meubles québécois. Ce noyer à valeur patrimoniale (la seule espèce de ce genre indigène au Québec) a été placé sur la liste des espèces en voie de disparition au Canada en 2003 (COSEPAC 2003). La forte et rapide mortalité de cette espèce dans toute son aire de distribution canadienne (sud de l'Ontario et du Québec, Nouveau-Brunswick) est due à un champignon (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*) que l'on croit être un pathogène exotique récemment introduit. Malgré la mise en place de mesures de quarantaine, le développement fulgurant du commerce international favorise les mouvements de pathogènes entre les continents.

En conclusion

Les épidémies d'insectes sont régulées par des interactions complexes qui font en sorte que de façon périodique se produit une hausse synchronisée des populations qui déclenche une épidémie. Le déclenchement des épidémies n'est pas relié à la composition et à la structure des peuplements qui composent la matrice forestière mais plutôt aux interactions avec les ennemis naturels et possiblement le climat. Une fois les épidémies déclenchées, la majorité des peuplements sont susceptibles d'être attaqués. Certains peuplements plus âgés sont toutefois plus vulnérables (vieilles sapinières), c'est-à-dire qu'ils ont davantage de chance de subir des impacts (mortalité) lors d'une épidémie. Cependant, la composition (disponibilité d'espèces hôtes dans la canopée) influencera davantage la sévérité et la durée des épidémies que l'âge des peuplements comme tel. Conséquemment, nous sommes d'avis qu'une récolte accélérée

des vieilles forêts ne préviendra pas la venue de prochaines épidémies. Des approches d'aménagement forestier qui tiennent compte de la vulnérabilité des peuplements seraient davantage à préconiser.

Pour ce qui est des pathogènes, il existe peu d'indications permettant d'affirmer que les vieilles forêts soient plus susceptibles d'être des foyers d'infestations. Bien qu'on remarque souvent une augmentation de l'incidence des pathogènes dans les peuplements en fonction de l'augmentation de l'âge, ceci s'explique principalement par la plus grande probabilité que les spores ou hyphes des pathogènes atteignent les espèces sensibles avec le temps. En général, il ne s'agit cependant pas d'épidémies ou d'infestations mais plutôt d'un phénomène dont le résultat est souvent la création de perturbations locales menant à la mort de certains arbres et à la formation de trouées permettant le recrutement de nouveaux individus. Les pathogènes peuvent toutefois rendre les forêts plus vulnérables à des perturbations comme le chablis. La fréquence relativement faible des chablis dans l'ensemble des forêts québécoises indique toutefois qu'une grande proportion des vieilles forêts ne subit pas de telles perturbations.

QUESTION 4

Les vieilles forêts sont-elles plus susceptibles au feu que des forêts plus jeunes?

4.1 Susceptibilité à de grandes échelles spatio-temporelles

La superficie brûlée annuellement en forêt boréale au Québec varie de façon importante, ce qui résulte en des années où la superficie totale brûlée est particulièrement plus élevée que la moyenne (ce que l'on appelle communément années de grands feux) (Chabot et al. sous presse). Ce sont ces années de grands feux qui contribuent à la majorité des superficies brûlées et qui influencent principalement la structure d'âge des peuplements à l'échelle des paysages. Dans l'est du Canada, il est de plus en plus reconnu que les années de grands feux sont principalement déterminées par des phénomènes climatiques qui produisent des sécheresses exceptionnelles (Girardin et al. 2006). Les travaux de Bessie et Johnson (1995) ont d'ailleurs montré que l'intensité des feux en forêt boréale était plus élevée lors des années de grands feux. Or l'intensité est principalement déterminée par les variables météorologiques plutôt que par la disponibilité de combustibles, la composition ou l'âge des peuplements forestiers (Bessie et Johnson 1995; Johnson et al. 1998). Cumming (2001) affirme toutefois que la composition jouerait aussi un rôle important dans le comportement des feux même lors des années de grands feux dans la forêt boréale mixte de l'ouest canadien. Il existe toutefois peu d'études qui se penchent directement sur l'âge des forêts et la propension à brûler. Dans le cadre d'une étude récente, Leduc et al. (en prép.) ont comparé, pour plusieurs événements de feux, l'âge des forêts à l'intérieur du périmètre de feu avec celle des peuplements à l'échelle du paysage autour du feu dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses. Les résultats obtenus montrent que le feu « sélectionne » les vieilles forêts dans seulement 30 % des cas. Donc dans la majorité des cas, les peuplements âgés ne sont pas plus représentés que les jeunes dans les périmètres de feu, ce qui indique que ceux-ci ne constituent pas un meilleur combustible.

La situation actuelle des régimes de feux au Québec permet de bien illustrer la relation climat-cycle de feu. De façon générale, on remarque que les feux sont plus fréquents dans l'ouest de la province que dans l'est. En effet, le climat de la forêt boréale de l'ouest est continental sec et les cycles de feux évalués jusqu'à maintenant pour la période actuelle sont de l'ordre de 150 ans (Bergeron et al. 2004; 2006). En revanche, le climat de la forêt boréale de l'est est quant à lui davantage soumis à une influence maritime et est caractérisé par des précipitations plus abondantes. Les cycles de feux qui ont été évalués sont d'ailleurs beaucoup plus longs dans ces régions (env. 300 ans; Gauthier et al. 2001 et peuvent aller jusqu'à 500 ans Bouchard et al. 2008). Or, la forêt boréale de l'est est caractérisée par une forte proportion de vieilles forêts. En somme, la dominance de vieilles forêts à l'échelle des paysages est davantage la résultante de la longueur du cycle de feu qui lui est contrôlé par des facteurs davantage climatiques.

4.2 Susceptibilité à l'échelle du feu

Une des raisons évoquée pour qualifier les vieilles forêts comme étant plus susceptibles au feu est la grande quantité de débris ligneux qui pourrait servir de combustible lors du passage d'un feu et augmenter les chances de provoquer des feux de couronnes. Ceci peut être vrai pour certains écosystèmes forestiers où l'accumulation de gros débris ligneux est rapide, toutefois ce ne semble pas être le cas dans les forêts boréales de l'est canadien. Johnson et al. (1998) affirment d'ailleurs que les débris ligneux grossiers ne sont pas un combustible important dans la propagation des feux alors que les débris fins aident davantage le feu à se propager. La composition du couvert forestier pourrait jouer un rôle plus important dans la susceptibilité au feu. En forêt boréale plusieurs études semblent montrer que les peuplements feuillus sont moins susceptibles au feu (ex. Cumming 2001; Hély et al. 2001). Ceci s'expliquerait par le fait que les peuplements de feuillus représentent des combustibles de moindre qualité. En revanche, il est important de noter que l'effet de la composition sur la propagation des feux a surtout été jugé important pour les feux relativement petits et dans des études ayant utilisé des échelles temporelles réduites, particulièrement en ce qui concerne les forêts de l'est du Canada. Pour les années de grands feux, durant lesquelles la très grande majorité des superficies sont brûlées, la relation composition-structure pourrait être beaucoup moins évidente.

Encore une fois, le rôle de l'âge dans la susceptibilité à l'échelle des peuplements a été peu étudiée jusqu'à maintenant. Au Québec, les études ont principalement été conduites dans le domaine de la pessière à mousses. Ainsi, à l'échelle d'un feu, Kafka et al. (2001) ont observé que les vieux peuplements de feuillus étaient plus susceptibles de créer des feux de cimes alors que pour les peuplements de pins gris, ce sont les peuplements plus jeunes qui sont plus sujets aux feux de couronnes. La forte densité qui caractérise les jeunes peuplements de conifères pourrait favoriser la propagation des feux de couronnes (VanWagner 1978). Leduc et al. (en prép.) ont évalué si les vieilles forêts étaient plus susceptibles de servir de point d'allumage en comparant l'âge des peuplements dans la zone d'allumage avec les peuplements situés autour de cette zone. Les résultats obtenus montrent que, dans la majorité des cas étudiés (80 %), les vieilles forêts sont évitées lors de l'allumage des feux. À l'échelle des événements de feux, Leduc et al. (en prép.) ont émis l'hypothèse que si les vieilles forêts étaient plus susceptibles de brûler, on retrouverait davantage de vieilles forêts dans les classe de sévérité élevée après feu. Or les résultats montrent que les vieilles forêts étaient sous représentées dans les catégories de sévérité les plus élevées pour la majorité (70 %) des événements de feux analysés, ce qui indique que l'intensité du feu n'est pas plus grande dans les vieux peuplements.

En conclusion

Les études disponibles jusqu'à maintenant nous indiquent que l'âge des forêts ne semble pas un facteur prédisposant à la susceptibilité au feu. La composition et la structure des forêts apparaissent comme des facteurs qui peuvent davantage expliquer la probabilité à développer des feux de couronnes. À ce titre, les peuplements de résineux étagés et présentant un couvert continu favoriseraient le développement et la propagation de feux de couronnes. Or, en forêt boréale les vieilles forêts ont tendance à s'ouvrir de même qu'à comporter une plus grande quantité débris ligneux à divers stades de décomposition. La qualité des combustibles fins et grossiers qu'on rencontre en vieilles forêts seraient possiblement donc moindres que celle caractérisant les peuplements matures (Paquette en prép.). En conséquence, l'éradication des

vieilles forêts d'un territoire ne peut être considérée comme un moyen efficace de diminuer les risques d'incendies forestiers. D'autres mesures visant une plus grande efficacité et rapidité d'intervention pourraient être envisagées (Lemaire 2002, Lefort et al. 2003).

RÉFÉRENCES

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.

Andrén H., Delin A. et Seiler, A. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* 80: 193-196.

Angers, V.A., Messier, C., Beaudet, M. et Leduc, A. 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management* 217: 275-293.

Barrette, M., Bélanger, L. et De Grandpré, L. 2006. Ecology of the virgin balsam fir forests of Anticosti Island: Regime shifts from balsam fir forest to white spruce parklands? Colloque Eastern CANUSA sur les sciences forestières, 19-21 octobre, Université Laval, Québec.

Barrette, M., Bélanger, L. et De Grandpré, L. En préparation. Preindustrial landscape and stand reconstruction as a reference for sustainable balsam fir forest management on Anticosti Island, Quebec.

Bélanger, L. 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : L'expérience de la forêt Montmorency. *Le Naturaliste canadien* 125: 18-25.

Belleau, A., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S. et Fall, A. 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. *Forestry Chronicle* 83: 72-83.

Belleau, A. et Légaré, S. 2008. Projet Tembec : vers la mise en œuvre d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région nord de l'Abitibi. *Dans* Aménagement écosystémique en forêt boréale. *Sous la direction de* Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 507-528.

Bergeron, Y., Cyr, D., Drever, C.R., Flannigan, M., Gauthier, S., Kneeshaw, D., Lauzon, È., Leduc, A., Le Goff, H., Lesieur, D. et Logan, K. 2006. Past, current and future fire frequency in Quebec's commercial forests: implications for ecosystem management. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2737-2744.

- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. et Kafka, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. *Ecology* 85: 1916-1932.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92: 235-242.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B.D. et Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: A guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36: 81-95.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Morin, H. et Joyal, C. 1995. Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 1375-1384.
- Bessie, W.C. et Johnson, E.A. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behaviour in subalpine forests. *Ecology* 76: 747-762.
- Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 539-547.
- Borman, F.H. et Likens, G.E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York, 253 p.
- Bouchard, M. 2008. La sylviculture dans un contexte d'aménagement en forêt boréale et en forêt mixte. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 335-360.*
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology* 87: 2319-2329.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Messier, C. 2007. Forest dynamics following spruce budworm outbreaks in the northern and southern mixedwoods of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 763-772.
- Bouchard, M., Pothier, D. et Gauthier, S. 2008. 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., De Grandpré, L. et Gauthier, S. 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., Gauthier, S. et De Grandpré, L. 2006. Structural changes in coniferous stands along a chronosequence and a productivity gradient in the northeastern boreal forest of Québec. *Écoscience* 13: 172-180.

- Boudreault, C., Bergeron, Y., Drapeau, P. et Mascarúa-López, L. 2008. Edge influence on epiphytic lichens in remnant forests (cutblock separators, riparian buffers, and large forest remnants) of the eastern boreal forest in Canada. *Forest Ecology and Management* 255: 1461-1471.
- Boudreault, C., Bergeron, Y., Gauthier S. et Drapeau, P. 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.
- Bourgeois, L., Kneeshaw, K. et Boisseau, G. 2005. Les routes forestières au Québec: Les impacts environnementaux, sociaux et économiques. *Vertigo* 6 : http://www.vertigo.uqam.ca/vol6no2/art16vol6no2/laurence_bourgeois.html.
- British Columbia Ministry of Forests (BCMF). 1995. Biodiversity Guidebook. Forest Practices Code of BC. Ministry of Forests, C.-B.
- Burdon, J.J., Thrall, P. H et Ericson, L. 2006. The Current and Future Dynamics of Disease in Plant Communities. *Annual Review of Phytopathology* 44: 19-39.
- Burton, P.J., Kneeshaw, D.D. et Coates, K.D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and subboreal forests. *Forestry Chronicle* 75: 623-631.
- Campbell, E. 2007. Patrons temporels et spatiaux de la sévérité des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette en relation aux conditions bioclimatiques de l'est du Canada. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal, 223 p.
- Carcaillet, C., Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Fréchette, B., Gauthier, S. et Prairie, Y.T. 2001. Change in the fire frequency in the eastern Canadian boreal forest during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Journal of Ecology* 89: 390-946.
- Chabot, M., Dumont, Y. et Huot, M. 2007. Empreinte des principales perturbations dans le Québec méridional: portrait et utilité. Présentation d'affiche dans le cadre du 7^e Carrefour de la recherche forestière, 19-20 septembre 2007, Québec.
- Chabot, M. et collaborateurs. (en préparation). Le feu en milieu forestier. *Dans Manuel de foresterie*, 2^e édition.
- Chen, H.Y.H. et Popadiouk, R.V. 2002. Dynamics of North American boreal mixedwoods. *Environmental Reviews* 10: 137-166.
- Commission d'étude sur la gestion des forêts publiques (CEGFPQ). 2004. Rapport. Québec. (<http://www.commission-foret.qc.ca/>).
- COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le noyer cendré (*Juglans cinerea*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 37 p. (http://www.registrelep.gc.ca/default_f.cfm).

- Cooke, B.J., Nealis, V.G. et Régnière, J. 2007. Insect defoliators as periodic disturbances in northern forest ecosystems. *Dans Plant Disturbance Ecology: The Process and the Response. Sous la direction de E.A. Johnson et K. Miyanishi.* Academic Press, Amsterdam, Pays-Bas, pp. 487-526.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Breton, L., Gingras, A., et Dussault, C. 2007. Effects of forest disturbance on density, space use and mortality of woodland caribou. *Écoscience* 14: 491-498.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P., Dussault C. et Gingras, A. 2004. Forest management guidelines for forest-dwelling caribou in Quebec. *Forestry Chronicle* 80: 598-607.
- Cumming, S.G. 2001. Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: What do fire burn? *11: 97-110.*
- De Grandpré, L., Morissette, J., Gauthier, S. 2000. Long-term post-fire changes in the northeastern boreal forest of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11: 791-800.
- DeFries, R., Achard, F., Brown, S., Herold, M., Murdiyarso, D., Schlamadinger, B. et de Souza Jr, C. 2006. Reducing greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries: Considerations for monitoring and measuring. *GOFC-GOLD Report No. 26, GTOS Report No. 46, 22 p.* URL : http://nofc.cfs.nrcan.gc.ca/gofc-gold/Report%20Series/GOLD_26.pdf
- Despons, M., Brunet, G., Bélanger, L. et Bouchard, M. 2004. The eastern boreal old-growth balsam fir forest: A distinct ecosystem. *Canadian Journal of Botany* 82: 830-849.
- Drapeau, P. et Imbeau, L. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures. *Avis scientifique présenté à la direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune.* 35 p.
- Drapeau, P., Leduc, A. et Bergeron, Y. 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.
- Drapeau, P., Leduc, A., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Savard, J.-P. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *Forestry Chronicle* 79: 531-540.
- Drapeau, P., Leduc, A., Giroux, J.-F., Savard, J.-P., Bergeron, Y. et Vickery, W.L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* 70: 423-444.

- Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D. et Gauthier, S. 2008. Le suivi de l'approche écosystémique, une composante incontournable à la mise en œuvre d'un aménagement adaptatif. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 361-392.*
- Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J-F., Leduc, A. et Savard, J-P. 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests. *Dans Proceedings of the Symposium on the ecology and management of dead wood in Western forests. Sous la direction de W.F. Laudenslayer, P.J. Shea, B.E. Valentine, C.P. Weatherspoo et T.E. Lisle. Reno, Nev. USDA Forest Service general technical report PSW-GTR 181, USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, Calif, É.-U., p.193-205.*
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Van Pelt, R., Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K. et Chen, J. 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.*
- Garet, J. 2008. Influence des caractéristiques de la sénescence sur la possibilité forestière. Mémoire de maîtrise (1^{er} dépôt). Université Laval, Québec. 71 p.
- Gauthier, S., Leduc, A., Bergeron, Y. et Le Goff, H. 2008 La fréquence des feux et l'aménagement forestier inspiré des perturbations naturelles. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 61-78.*
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B., Bergeron, Y. et Drapeau, P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Le Naturaliste canadien 125: 10-17.*
- Gauthier, S., Morissette, J. Boucher, D. et De Grandpré, L. 2004. Succession forestière dans la forêt boréale de la Côte-Nord du Québec : Facteurs impliqués dans les changements de composition des espèces sur une période de près de 60 ans. *Dans Amélioration de la précision du calcul de la possibilité forestière par une meilleure connaissance de la dynamique naturelle de la forêt boréale de la Côte-Nord. Rapport final présenté au Fonds forestier, Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. Projet # 03123125.*
- Girardin, M.P., Tardif, J.C., Flannigan, M. et Bergeron, Y. 2006. Forest fire-conducive drought variability in the southern Canadian forest and associated climatology inferred from tree rings. *Canadian Water Resources Journal 31: 275-296.*
- Guénette, J.-S. et Villard, M.-A. 2005. Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation. *Conservation Biology 19: 1168-1180.*
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology 8: 27-38.*

- Hansen, E.M. et Goheen, E.M. 2000. *Phellinus weirii* and other native root pathogens as determinants of forest structure and process in western North America. *Annual Review of Phytopathology* 38: 515-539.
- Harvey, B.D., Bergeron, Y., Leduc, A., Brais, S., Drapeau, P. et Bouchard, C.M. 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 Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 475-506.*
- Harvey, B.D., Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Leduc, A. 2003. Forest management planning based on natural disturbance and forest dynamics. *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, pp. 395-432.*
- Hély, C., Flannigan, M., Bergeron, Y. et McRae, D. 2001. Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems 31: 430-441.
- Hennigar, C.R., MacLean, D.A., Porter, K. et Quiring, D.T. 2007. Optimized harvest planning under alternative foliage-protection scenarios to reduce volume losses to spruce budworm. *Canadian journal of Forest Research* 37: 1755-1769.
- Imbeau, L. et Desrochers, A. 2002. Area sensitivity and edge avoidance: The case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* 164: 249-256.
- Imbeau, L., Mönkkönen, M. et Desrochers, A. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology* 15: 1151-1162.
- Imbeau, L., Savard, J.-P. et Gagnon, R. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1850-1860.
- Jardon, Y., Morin, H. et Dutilleul, P. 2003. Périodicité des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au cours des deux derniers siècles. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 1947-1961.
- Jonhson, E.A., Miyanishi, K. et Weir, J.M.H. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9: 603-610.
- Kafka, V., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 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. 1987. *Forest Ecology*. McMillan, New York.
- Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* 79: 783-794.
- 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., Lauzon, È., de Römer, A., Reyes, G., Belle-Isle, J. Messier, J. et Gauthier, S. 2008. Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 215-240.*
- Kohm, K.A. et Franklin, J.F. 1997. *Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C., É.-U.
- Laflamme, G. 2005. Les pourridiés des arbres : un secret bien gardé. *Phytoprotection* 86: 37-42.
- Lauzon, È., Kneeshaw, D.D. et Bergeron, Y. 2007. Reconstruction of fire history (1680-2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management* 244: 41-49.
- 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, Qc.*
- Lecomte, N., Simard, M., Fenton, N. et Bergeron, Y. 2006. Fire severity and long-term ecosystem biomass dynamics in coniferous boreal forests of eastern Canada. *Ecosystems* 9: 1215-1230.
- Lefort, P., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity of the Lake Abitibi area, Eastern Canada. *Forest Science* 49: 509-521.
- Le Goff, H., Flannigan, M.D., Bergeron, Y. et Girardin, M.P. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire* 16: 607-618.
- Lemaire, G. 2002. Lutte directe: portée et limites. In *L'aménagement forestier et le feu. Actes du colloque tenu à Chicoutimi les 9, 10, 11 avril 2002. p 79-83.*

- MacKinnon, W.E. et MacLean, D.A. 2004. Effects of surrounding forest and site conditions on growth reduction of balsam fir and spruce caused by spruce budworm defoliation. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 2351-2362.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *The Forestry Chronicle* 56: 213-221.
- MacLean, D.A. 2004. Predicting forest insect disturbance regimes for use in emulating natural disturbance. *Dans Emulating natural forest landscape disturbances : Concept and applications. Sous la direction de A.H. Perera, L. Buse et M.G. Weber.* Columbia University Press, New York, pp. 69-82.
- MacLean, D.A., Beaton, K.P., Porter, K.B., MacKinnon, W.E. et Budd, M.G. 2002. Potential wood supply losses to spruce budworm in New Brunswick estimated using the spruce budworm decision support system. *Forestry Chronicle* 78: 739-750.
- MacLean, D.A. et Ebert, P. 1999. The impact of hemlock looper (*Lambdina fiscellaria fiscellaria* (Guen.)) on balsam fir and spruce in New Brunswick, Canada. *Forest Ecology and Management* 120: 77-87.
- MacLean, D.A., Erdle, T.A., MacKinnon, W.E., Porter, K.B., Beaton, K.P., Cormier, G., Morehouse, S. et Budd, M. 2001. The spruce budworm decision support system : forest protection planning to sustain long-term wood supply. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 1742-1757.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et des Parcs (MRNFP). 2005. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. Plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012. Document de mise en œuvre. Québec. 47 p.
- Morin, H., Laprise, D., Simard, A.-A. et Amouch, S. 2008. Régime des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. *Dans Aménagement écosystémique en forêt boréale. Sous la direction de Gauthier, S. et al.* Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 165-192.
- Oliver, C. D. 1981. Forest development in North America following major disturbances. *Forest Ecology and Management* 3:153-168.
- Oliver, C.D. et Larson, B.C., 1990. *Forest Stand Dynamics.* Biological Resource Management Series. McGraw-Hill Inc., É.-U.
- Ontario Ministry of Natural Resources (OMNR). 2001. *Forest Management Guide for Natural Disturbance Pattern Emulation.* Version 3.1. Ontario Ministry of Natural Resources, Queens Printer for Ontario, Toronto, Ont.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (OIFQ). 2000. *Dictionnaire de foresterie.* Les Presses de l'Université Laval, Québec, 473 p.

- Perron, N., Bélanger, L. et Vaillancourt, M.-A. 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 Gauthier, S. et al.* Les Presses de l'Université du Québec, Québec, pp. 137-164.
- Porter, K.B., Hemens, B. et MacLean, D.A. 2004. Using insect-caused patterns of disturbance in northern New Brunswick to inform forest management. *Dans Emulating natural forest landscape disturbances : Concept and applications. Sous la direction de A.H. Perera, L. Buse et M.G. Weber.* Columbia University Press, New York, pp. 135-145.
- Pothier, D., Raulier, F. et Riopel, M. 2004. Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1251-1258.
- Pothier, D. et Savard, F. 1998. Actualisation des tables de production pour les principales espèces forestières du Québec. Ministère des Ressources naturelles, Forêt Québec, Québec.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F. et Cheers, G.J. 2005. Landscape-level thresholds of habitat cover for woodland-dependant birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.
- Raulier, F., Leduc, A., Roy, R. et Vaillancourt, M.-A. (en préparation). Aménagement de la forêt pour fins de production ligneuse. *Dans Manuel de foresterie, 2^e édition.*
- Régnière, J. 2001. Le processus épidémique chez la tordeuse, et les stratégies de lutte actuelles et à venir. Actes du colloque Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'appriivoiser dans nos stratégies d'aménagement, Shawinigan 27-29 mars. p.15-26.
(http://www.sopfim.qc.ca/fr/communiqu_bulletin/evenement/TBEactesColloque.pdf).
- Rheault, H., Drapeau, P., Bergeron, Y. et Esseen, P.-A. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 33: 23-32.
- Robichaud, E. et Methven, I.R. 1993. The effect of site quality on the timing of stand breakup, tree longevity, and the maximum attainable height of black spruce. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 1514-1519.
- Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia* 93: 25-30.
- Royama, T. 1984. Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs* 54: 429-462.
- Royama, T., MacKinnon, W.E., Kettela, E.G., Carter, N.E. et L. Harting, 2005. Analysis of spruce budworm outbreak cycles in New Brunswick, Canada, since 1952. *Ecology* 86: 1212-1224.

- Ruel, J.C., Roy, V., Lussier, J.-M., Pothier, D., Meek, M. et Fortin, D. 2007. Mise au point d'une sylviculture adaptée à la forêt boréale irrégulière. *The Forestry Chronicle* 83 : 367-374.
- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et Buddle, C. 2007. Host-use patterns of saproxylic wood-feeding Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen. *Ecography* 30 : 737-748.
- Senecal, D., Kneeshaw, D. et Messier, C. 2004. Temporal, spatioal, and structural patterns of adult trembling aspen and white spruce mortality in Quebec's boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 308-316.
- Seymour, R.S. et Hunter, M.L. Jr. 1999. Principles of ecological forestry. *Dans* Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. *Sous la direction de* M.L. Hunter Jr., Cambridge University Press, Cambridge, R.-U. p. 22-61.
- Simard, M., Lecomte, N., Bergeron, Y., Bernier, P.Y. et Paré, D. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal forests. *Ecological Applications* 17: 1619-1637.
- Su, Q., MacLean, D.A. et Needham, T.D. 1996. The influence of hardwood content on balsam fir defoliation by spruce budworm. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 1620-1628.
- Tremblay, J.A., Bélanger, L., Desponts, M. et Brunet, G. 2007. La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 825-839.
- Vaillancourt, M.-A. 2008. Effets des régimes de perturbations par le chablis sur la biodiversité et implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction du développement de la faune. 58 p.
- Vaillancourt, M.-A., Drapeau, P., Gauthier, S. et Robert, M. 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.
- Van Wagner, C.E. 1983. Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands. *Dans* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. *Sous la direction de* R.W. Wein et D.A. MacLean. John Wiley & Sons, New York, pp. 65-80.