

Des femmes, des hommes, des régions, **nos ressources...**



L'enjeu écologique du bois mort

Complément au *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire*

Virginie-Arielle Angers, ingénieure forestière, M. Sc. biol.

Pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'environnement et de la protection des forêts

Québec, juillet 2009

Pour plus de renseignements

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction des communications
5700, 4^e Avenue Ouest, bureau C 409
Québec (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8600 ou 1 866 248-6936
Télécopieur : 418 643-0720
Courriel : service.citoyens@mrfn.gouv.qc.ca
Site Internet : www.mrfn.gouv.qc.ca
Numéro de publication : DEPF-0308

Cette publication, conçue pour une impression recto verso, est offerte uniquement dans Internet à l'adresse suivante : <http://www.mrfn.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp>.

Référence : Angers, V.-A. (2009). *L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire*, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.

Mots clés : aménagement forestier, bois mort, chicot, recrutement du bois mort, perturbation naturelle, Québec.

Key words: dead wood, dead wood recruitment, forest management, natural disturbance, Quebec, snag.

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009
Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2009
ISBN : 978-2-550-56735-6

Remerciements

Ce document a bénéficié de la participation de plusieurs personnes.

Claude Poulin du Groupe de travail sur les écosystèmes forestiers exceptionnels (ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts) a tout mis en œuvre pour mettre à jour et rendre disponibles les relevés de chicots des forêts anciennes du réseau des écosystèmes forestiers exceptionnels. Ces données ont été compilées et constituent maintenant une référence de base quant à la disponibilité du bois mort sur pied dans les forêts anciennes non aménagées de presque tous les sous-domaines bioclimatiques. Un grand merci pour sa collaboration et sa rapidité d'exécution.

Vincent Carignan, Dominique Dufault et Karen Harper ont aimablement accepté de me transmettre des données brutes, publiées ou non, me permettant de calculer des densités de bois mort comparables à celles présentées dans d'autres études. Merci aux membres des laboratoires de faune de Pierre Drapeau et d'entomologie de Timothy Work (Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal) pour leur disponibilité et le partage de leur réflexion sur le bois mort. Merci à Jean-Michel Roberge, chercheur au Département de la faune, de la pêche et des études environnementales de l'Université suédoise des sciences agricoles pour m'avoir aidé à actualiser mes connaissances sur la gestion du bois mort en Scandinavie. Merci au USDA Forest Service de nous avoir permis de reproduire et d'adapter la figure 1.

Finalement, merci à Hugo Jacqmain et Stéphane Déry de la Direction de l'environnement et de la protection des forêts (ministère des Ressources naturelles et de la Faune) pour avoir révisé ce document et apporté leurs commentaires toujours judicieux.

Avant-propos

Ce document se veut un complément au *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire* (Varady-Szabo et autres, 2008) afin d'aider les commissions régionales sur les ressources naturelles et le territoire (CRRNT) dans leur réflexion. Loin d'être exhaustif, ce document vise à faire une synthèse des connaissances actuelles sur l'enjeu que représente le bois mort en mettant l'accent sur la littérature scientifique du Québec et de ses régions limitrophes, à présenter l'expression de cet enjeu selon les grandes régions forestières du Québec et à proposer des questions qui aideront les décideurs dans leur réflexion quant à la description de l'enjeu du bois mort. Comme ce document s'inscrit dans une perspective d'aménagement écosystémique, on accordera une importance particulière aux processus générateurs de bois mort que sont les perturbations naturelles, à la dynamique du bois mort en soi ainsi qu'à l'impact de l'aménagement sur sa disponibilité et sa dynamique. Ces renseignements sont essentiels à la compréhension du « cycle de vie » du bois mort ainsi qu'à l'intégration de cet élément dans la planification forestière pour en assurer la disponibilité continue dans les territoires aménagés.

Afin d'alléger le texte, les noms en usage en français sont utilisés pour désigner les espèces végétales et animales.

Table des matières

| | |
|--|----|
| 1. Enjeu de la raréfaction de certaines formes de bois mort..... | 1 |
| 1.1 Historique de la préoccupation relative au bois mort | 1 |
| 1.2 Importance du bois mort..... | 1 |
| 1.3 Les formes de bois mort ont-elles toutes la même valeur?..... | 3 |
| 1.4 Recrutement du bois mort..... | 4 |
| 1.5 Disponibilité et dynamique du bois mort..... | 5 |
| 1.5.1 L'espèce | 6 |
| 1.5.2 Le diamètre..... | 7 |
| 1.5.3 L'histoire de vie et les causes de mortalité..... | 7 |
| 1.5.4 Les conditions environnementales | 8 |
| 1.6 Bois mort en milieu aménagé..... | 8 |
| 1.6.1 Annulation de la mortalité et exportation de la matière ligneuse | 8 |
| 1.6.2 Modification des conditions environnementales faisant suite à la coupe | 9 |
| 1.6.3 Considérations spatiales | 10 |
| 2. Particularités régionales de l'enjeu de la raréfaction du bois mort..... | 11 |
| 2.1 Les domaines bioclimatiques des érablières à caryer, à tilleul et à bouleau jaune..... | 11 |
| 2.1.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort | 11 |
| 2.1.2 Influence de l'aménagement sur le bois mort et sur les formes de bois mort d'importance particulière | 12 |
| 2.2 Les domaines bioclimatiques des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc..... | 15 |
| 2.2.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort | 15 |
| 2.2.2 Importance particulière de certaines formes de bois mort..... | 17 |
| 2.3 Le domaine bioclimatique de la pessière à mousses..... | 20 |
| 2.3.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort | 20 |
| 2.3.2 Importance particulière de certaines formes de bois mort..... | 22 |
| 2.4 Influence de l'aménagement sur le bois mort dans les domaines des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc, et de la pessière à mousses | 24 |
| 2.4.1 Régime de coupes totales..... | 24 |
| 2.4.2 Habitats résiduels (bandes riveraines, séparateurs de coupe, bouquets rémanents, blocs résiduels) et effet de lisière | 24 |
| 2.4.3 Coupes de récupération faisant suite à des perturbations naturelles..... | 27 |
| 2.4.4 Rajeunissement de la matrice forestière | 27 |
| 2.4.5 Coupes avec conservation du bois mort | 28 |
| 2.4.6 Exportation de la biomasse forestière | 28 |
| 3. Questions à la base de la description de l'enjeu écologique du bois mort..... | 29 |
| 3.1 Recrutement en forêt non aménagée..... | 29 |
| 3.2 Formes de bois mort d'importance particulière | 29 |
| 3.3 Influence des régimes d'aménagement | 30 |
| 4. Suggestions pour la conservation du bois mort en aménagement forestier | 31 |
| 4.1 Conservation du bois mort préexistant..... | 31 |
| 4.2 Conservation des gros arbres moribonds | 31 |
| 4.3 Optimisation de la conservation du bois mort | 31 |

| | | |
|-------|--|----|
| 4.4 | Bandes riveraines, bouquets rémanents, séparateurs de coupe et effet de lisière | 32 |
| 4.5 | Autres considérations | 33 |
| 4.5.1 | Forêts privées | 33 |
| 4.5.2 | Coupes de récupération | 33 |
| 4.5.3 | Récolte des résidus forestiers | 33 |
| 4.5.4 | Création artificielle de bois mort | 33 |
| | Bibliographie | 35 |
| | Figure 1 Succession d'utilisateurs de chicots à différents stades de dégradation | 2 |

Liste des tableaux

| | | |
|-----------|---|----|
| Tableau 1 | Caractéristiques des arbres morts et utilisateurs associés | 4 |
| Tableau 2 | Disponibilité du bois mort dans les forêts anciennes et aménagées des domaines feuillus | 14 |
| Tableau 3 | Disponibilité du bois mort dans les forêts boréales mixtes anciennes | 19 |
| Tableau 4 | Disponibilité du bois mort dans les pessières anciennes | 23 |

1. Enjeu de la raréfaction de certaines formes de bois mort

1.1 Historique de la préoccupation relative au bois mort

Historiquement, la présence de bois mort dans les forêts aménagées était considérée comme un gage de mauvaise gestion, comme un gaspillage de ressources. La démonstration de sa valeur écologique au sein des écosystèmes forestiers n'est maintenant plus à faire. Au cours des dernières décennies, des centaines d'études ont mis en lumière ses divers rôles au sein des écosystèmes forestiers.

Les premiers travaux concernant le bois mort, sa dynamique et ses fonctions ont essentiellement été réalisés dans le Nord-Ouest américain et en Scandinavie. Les Américains s'y sont intéressés comme attributs structuraux lors du débat des années 1980 sur les vieilles forêts (Franklin et autres, 1981; Cline, Berg et Wight, 1980). Chez les Scandinaves, c'est la perte massive d'espèces liée à l'aménagement intensif et à la disparition des vieilles forêts et de leurs attributs structuraux qui a fait du bois mort un enjeu majeur de biodiversité (Berg et autres, 1994; Linder et Östlund, 1998). En 1994, on estimait que près de la moitié des espèces forestières menacées était directement associée au bois mort en Suède (Berg et autres, 1994). Les principales connaissances sur la dynamique des arbres morts en forêts boréale et tempérée proviennent donc de ces deux grandes régions, en raison des crises qui y ont sévi et des efforts de recherche qui ont suivi.

Au Québec, on s'est jusqu'à récemment peu intéressé aux questions relatives au bois mort. Historiquement, l'abondance de forêts, la faible intensité d'aménagement et le caractère naturel de nos écosystèmes forestiers ont fait en sorte que le capital de bois mort de la forêt québécoise a peu été amputé. Depuis les années 2000, on perçoit cependant une préoccupation croissante pour la question, tant auprès des chercheurs que des décideurs (Drapeau et autres, 2002; Darveau et Desrochers, 2001; Crête et autres, 2004; Nappi, Drapeau et Savard, 2004; ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2005). Même si la situation est beaucoup moins dramatique qu'ailleurs, l'expérience internationale et le principe de précaution font en sorte que le bois mort est devenu un enjeu de la biodiversité à part entière.

1.2 Importance du bois mort

Le bois mort, qu'il soit sur pied (chicot) ou au sol, représente un élément essentiel au bon fonctionnement des écosystèmes forestiers. Il constitue un habitat nécessaire à la survie d'une multitude d'organismes (tableau 1). Dans les forêts de la Nouvelle-Angleterre, on estime que 25 % des vertébrés sont associés, à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, au bois mort (DeGraaf et autres, 1992). Au Québec, on compte plus de 60 espèces de vertébrés, utilisatrices de bois mort (Darveau et Desrochers, 2001). Le groupe le plus étudié est sans conteste celui des oiseaux, particulièrement celui des nicheurs de cavités (Evans et Conner, 1979; Roberge et Desrochers, 2004; Doyon et autres, 1999; Nappi, 2000; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005), mais on compte de nombreux autres groupes d'espèces animales utilisatrices de bois mort comme les mammifères (Thomas et autres, 1979; Darveau et Desrochers, 2001), les amphibiens (Darveau et Desrochers, 2001; Petranka et autres, 1994) et les invertébrés (Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004; Siitonen et Martikainen, 1994; Bouchard, 2001). Il est particulièrement important de noter que chaque utilisateur de bois mort est associé à des caractéristiques de bois mort (espèce, statut, stade de décomposition et taille) qui lui sont propres (Harmon et autres, 1986; Berg et autres, 1994; Jonsson, Kruys et Ranius, 2005; Saint-Germain, Drapeau et

Buddle, 2007). Dans bien des cas, différentes étapes du cycle de vie de ces utilisateurs (ex. : alimentation et reproduction) correspondent à différentes combinaisons de ces caractéristiques (McComb et Muller, 1983; Nappi et autres, en préparation). La figure 1 représente une succession d'espèces, surtout des oiseaux, mais pourrait aussi être adaptée pour d'autres groupes d'organismes (mammifères, insectes, champignons, etc.) associés aux différents stades de dégradation d'un arbre. Cette figure pourrait aussi s'appliquer pour les débris ligneux au sol.

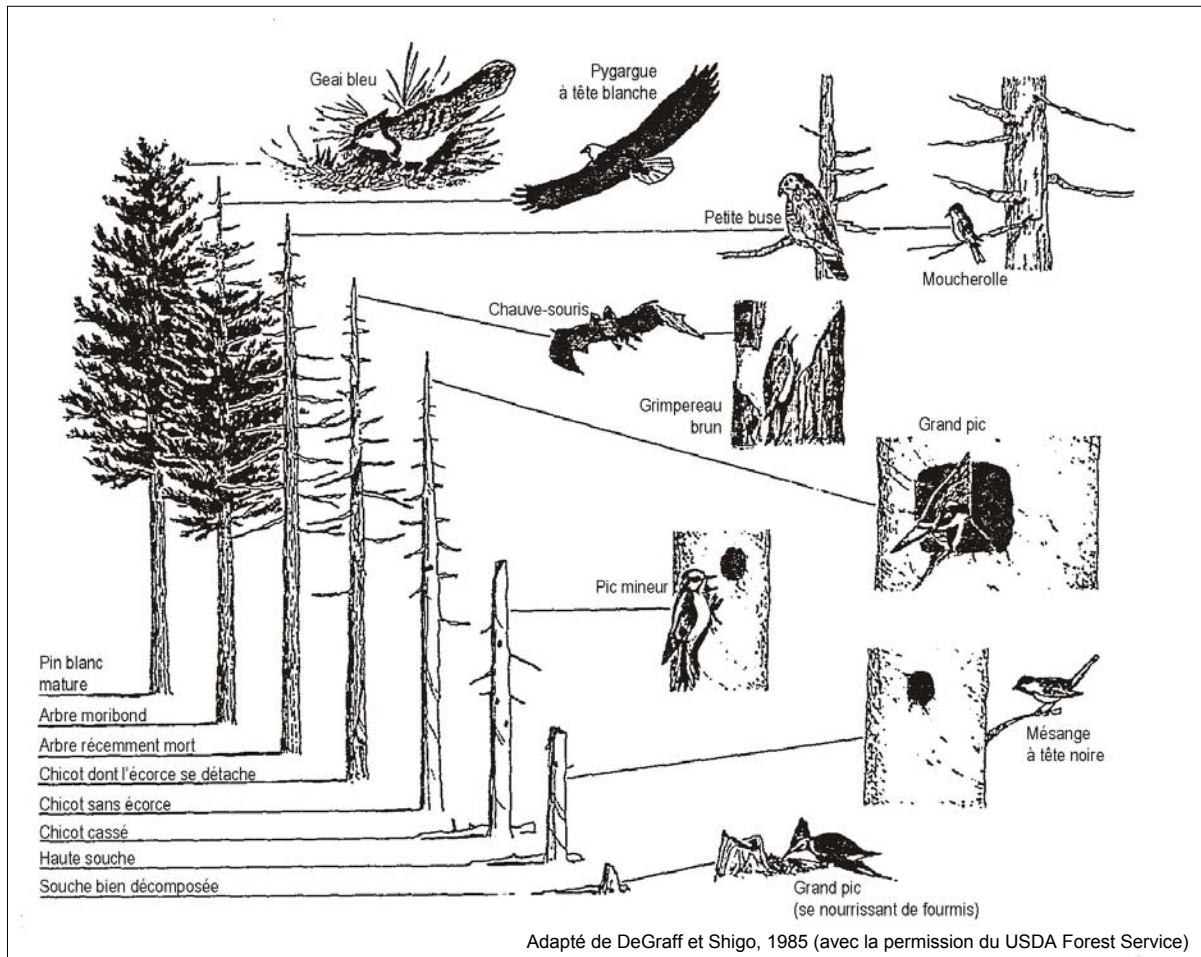


Figure 1 Succession d'utilisateurs de chicots à différents stades de dégradation

Les débris ligneux en état de décomposition avancée jouent un rôle important dans le processus de régénération de certaines forêts, offrant un substrat d'établissement et de croissance dont les conditions de température et d'humidité sont plus stables que celles de l'humus ou du sol minéral (Harmon et autres, 1986). Dans l'Ouest américain, on a même conféré aux débris ligneux bien décomposés l'appellation de *nurse logs*. Dans l'Est, les semis de plusieurs espèces, comme le bouleau jaune (McGee et Birmingham, 1997), l'épinette blanche (Simard, Bergeron et Sirois, 1998) et le thuya occidental (Scott et Murphy, 1987; Simard, Bergeron et Sirois, 1998) y sont particulièrement associés. De nombreuses espèces d'herbacées (Miller, Mladenoff et Clayton, 2002), de bryophytes, de lichens (Söderström, 1988; Desponts et autres, 2002) et de champignons saprophytes (Ståhl et autres, 1999; Renvall, 1995; Boddy, 2001) y sont aussi intimement liées.

Finalement, le bois mort est largement impliqué dans de multiples processus biogéochimiques comme la séquestration du carbone et le cyclage des éléments nutritifs (Lambert, Lang et Reiners, 1980; Foster et Lang, 1982; Laiho et Prescott, 2004; Brais et autres, 2006). Les débris ligneux représentent aussi un substrat qui permet la fixation de l'azote et le stockage de grandes quantités d'eau. Dans les forêts exploitées, les résidus de coupe (feuillage et fines branches) sont, dans certaines circonstances, particulièrement importants pour le maintien de la fertilité (Paré, Rochon et Brais, 2002; Thiffault et autres, 2006).

1.3 Les formes de bois mort ont-elles toutes la même valeur?

Bien qu'elles contribuent toutes aux processus écologiques, certaines formes de bois mort sont des éléments clés et devraient se voir accorder une importance particulière dans une perspective d'aménagement écosystémique. On fait ici référence aux caractéristiques liées à l'espèce d'arbre, au statut (chicot ou débris ligneux au sol), au stade de décomposition et/ou à la taille du bois mort.

Le bois mort de gros calibre a rapidement été ciblé comme ayant une importance majeure dans les écosystèmes forestiers (Harmon et autres, 1986). Parmi tous les types de bois mort, c'est celui qui est naturellement le moins abondant, le plus sensible à l'aménagement forestier et le seul qui peut servir aux grands vertébrés utilisateurs de bois mort. Les gros arbres morts ne servent pas exclusivement aux organismes de grande taille. À titre d'exemple, Gasse (2007) a observé que la majorité des cavités excavées par les pics l'ont été dans de gros arbres, et ce, pour toutes les espèces de pics, y compris celles qui creusent de petites cavités. Les insectes xylophages pondent aussi préférentiellement dans les arbres morts sur pied de gros diamètre (Saint-Germain, Drapeau et Hébert, 2004) et l'on trouve une plus grande diversité d'espèces invasives et fongiques dans les sites où les débris ligneux de gros calibre sont abondants (Despôts et autres, 2004).

Malgré leur faible abondance, certaines formes de bois mort présentent une importance particulière au sein de certains types de peuplements. Par exemple, en forêt boréale mixte et résineuse, les arbres de fort diamètre sont souvent des feuillus (Gasse, 2007; Julien et Darveau, 2005). Ces arbres sont particulièrement importants puisqu'ils sont préférentiellement utilisés par les nicheurs de cavités (Gasse, 2007) et par d'autres espèces dont la taille exige des chicots de forts diamètres (Bergeron et autres, 1997). De plus, les feuillus sont plus susceptibles de former des cavités naturelles que les conifères (Vaillancourt, 2007; Gunn et Hagan, 2000). Dans le même ordre d'idées, les arbres morts sur pied en état avancé de décomposition sont aussi souvent ceux qui présentent des cavités naturelles particulièrement recherchées par certains nicheurs secondaires (ex. : canards nicheurs, hiboux cavicoles, passereaux cavicoles, chauves-souris, petits mammifères, martre d'Amérique [Darveau et Desrochers, 2001; Vaillancourt, 2007; Gasse 2007]). Ces chicots sont proportionnellement plus rares que les autres puisque c'est qu'une faible proportion des arbres morts qui atteint ce stade, les autres étant tombés en cours de route. Les débris ligneux bien décomposés sont aussi largement utilisés par plusieurs espèces de reptiles, d'amphibiens, d'insectes, de mammifères, de mousses, de lichens, d'hépatiques et de plantes herbacées et ligneuses (Darveau et Desrochers, 2001; Kruys et autres, 1999).

Tableau 1 Caractéristiques des arbres morts et utilisateurs associés

| Statut | Type de bois mort | Utilisateurs |
|-----------------------------|--|--|
| Arbre vivant moribond | Vieil arbre présentant des cavités naturelles | Utilisateurs de cavités (oiseaux non excavateurs, petits mammifères, chauves-souris) |
| | Parties mortes d'arbres vivants | Insectes xylophages, oiseaux se nourrissant de ces insectes |
| Arbre mort debout (chicots) | Chicot récemment mort présentant encore des branches et des ramilles | Perchoirs pour oiseaux (chasse, surveillance, chant), sites de nidification pour oiseaux et petits mammifères; insectes se nourrissant du phloème et leurs prédateurs |
| | Chicot dont l'écorce se soulève | Site de nidification pour certains oiseaux (ex. : grimpeur brun) et site de repos pour petites chauves-souris |
| | Chicot à divers stades de dégradation | Champignons, lichens, invertébrés, excavateurs de cavités, utilisateurs secondaires de cavités (oiseaux, petits mammifères) |
| Débris ligneux au sol | Arbre mort récemment tombé possédant encore écorce, branches et ramilles | Champignons et insectes colonisateurs primaires ainsi que leurs prédateurs |
| | Débris ligneux à divers stades de décomposition | Champignons et insectes associés au stade de décomposition, oiseaux qui s'en nourrissent |
| | Débris ligneux présentant des cavités ou formant un abri | Petits et gros mammifères, oiseaux |
| | Débris bien décomposés | Substrat de germination et d'établissement pour certaines espèces ligneuses, herbacées et hépatiques; site de ponte pour certains insectes; abri et site de ponte pour certains amphibiens et reptiles |
| Débris ligneux dans l'eau | Tronc ou branche dans l'eau | Ancrage pour les algues, site de ponte pour certains poissons, ressources pour les organismes benthiques |

1.4 Recrutement du bois mort

Le recrutement du bois mort est directement fonction de la mortalité des arbres. Sa disponibilité (volume, densité de tiges), ses caractéristiques (espèce, dimension, stade de décomposition) et son statut (chicot ou débris ligneux au sol) sont déterminés par la composition des peuplements, leur productivité, leur stade de développement et par les patrons de mortalité induits par les perturbations naturelles.

La compréhension des caractéristiques propres aux différents processus de mortalité est donc essentielle dans une perspective d'aménagement écosystémique. On doit, notamment, s'interroger sur la gravité de la mortalité (proportion arbres vivants vs arbres morts), sur les patrons spatiaux (superficie, configuration spatiale) et temporels (synchronisation de la mort) de mortalité ainsi que sur le statut des arbres morts (chicots ou débris ligneux au sol) découlant de ces processus.

Par exemple, un chablis partiel en forêt mixte touchera une certaine proportion des arbres (les plus susceptibles au déracinement ou au bris), couvrira une superficie de quelques dizaines de mètres carrés à plusieurs hectares, entraînera un recrutement relativement synchronisé dans le temps (les arbres renversés ou cassés mourant à court terme, la mortalité des arbres déstabilisés pouvant être décalée à moyen terme, d'autres survivant à la perturbation et

mourant à long terme) et générera à court terme des tiges couchées au sol et des chicots cassés.

Par ailleurs, un incendie majeur en forêt boréale entraînera un recrutement massif d'arbres morts à cause de la mortalité d'une majorité d'arbres, couvrira de plus grandes superficies, entraînera une mortalité à très court terme et engendrera essentiellement des arbres morts sur pied qui tomberont par la suite.

Ces deux exemples ne constituent que deux types d'épisodes de mortalité dans la vie d'un peuplement. Au cours de son développement, un peuplement connaîtra une succession de vagues de recrutement de bois mort de plus ou moins grande amplitude : autoéclaircie des tiges dans un peuplement en régénération, sénescence des tiges de la première cohorte, épidémie d'insecte, mortalité individuelle, etc. Ces patrons de mortalité feront en sorte qu'au sein d'un même peuplement on trouvera du bois mort de taille, de statut et de degré de décomposition divers.

Même si les perturbations graves comme le feu ou les épidémies donnent parfois l'impression d'être celles qui génèrent le plus de bois mort, les perturbations de faible amplitude ne sont pas à négliger. Historiquement, les vieilles forêts feuillues et boréales représentaient des proportions du paysage beaucoup plus importantes qu'aujourd'hui (Bergeron et autres, 2001; Cyr et autres, 2009). Les perturbations secondaires, où un arbre ou de petits groupes d'arbres mouraient ici et là, entraînant un recrutement relativement constant dans le temps, dominaient alors (Runkle, 1982; De Grandpré, Morissette et Gauthier, 2000; Kneeshaw et Gauthier, 2003; McCarthy, 2001). Ce type de recrutement induit une disponibilité de bois mort relativement constante et une diversification des stades de décomposition (voir sections 2.1.1, 2.2.1 et 2.3.1).

1.5 Disponibilité et dynamique du bois mort

Les quantités de bois mort disponibles dans les écosystèmes forestiers reflètent les patrons de recrutement (entrée dans l'écosystème) et de décomposition (sortie). Dans les écosystèmes où les perturbations majeures dominent, on observe généralement un patron en « U », avec une importante biomasse disponible dans les jeunes et les vieux peuplements (Spies, Franklin et Thomas, 1988; Sturtevant et autres, 1997; Brais et autres, 2005). Dans les écosystèmes régis depuis longtemps par les perturbations secondaires, la disponibilité de bois mort est plus constante.

Au Québec, les connaissances sur le bois mort sont pour la plupart dérivées d'études dont quelques-unes ont spécifiquement eu trait à la disponibilité de bois mort (Drapeau et autres, 2002; Hély, Bergeron et Flannigan, 2000; Roberge et Desrochers, 2004), mais dont la plupart s'y sont intéressés indirectement, en tant qu'habitat (Courteau, Darveau et Savard, 1997; Bergeron et autres, 1997; Drapeau et autres, 2001; Drapeau et autres, 2003; Potvin et Bertrand, 2004; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005), qu'élément structural (Despôts, Brunet et Bélanger, 2001; Despôts et autres, 2002; Harper et autres, 2004; Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006; Angers et autres, 2005) ou comme outil de reconstruction de la dynamique forestière (Bergeron et Charron, 1994; Pham et autres, 2004). On dispose donc de données ponctuelles sur la disponibilité de la ressource « arbres morts », mais de beaucoup moins d'information concernant leur dynamique en tant que telle. À partir du moment où un arbre meurt, qu'en advient-il? Quand tombera-t-il au sol? À quel rythme son bois se décomposera-t-il?

La séquence typique des événements qui suivent la mort d'un arbre veut qu'il reste sur pied, se dégradant tranquillement, perdant ses ramilles, puis quelques branches, cassant par la suite pour finalement se retrouver par terre où le processus de décomposition et de minéralisation permettra son incorporation au sol et, en dernier lieu, sa disparition.

La trajectoire des arbres dévie cependant souvent de cette séquence : même si, en l'absence de coupe, la majorité des arbres vivants deviennent tôt ou tard des débris ligneux au sol, ils ne passeront pas tous par le stade de chicot. Alors que l'arbre est toujours vivant ou qu'il est mort sur pied, les déracinements ou les cassures à la hauteur de la souche court-circuitent le stade de chicot et en réduisent ainsi la disponibilité dans l'écosystème. Le déracinement a souvent été étudié chez les arbres vivants, mais il peut aussi se produire chez les arbres morts (Taylor et MacLean, 2007). Le bris de tige a pour effet de diminuer la hauteur du chicot, sans nécessairement court-circuiter le stade de chicot, et peut avoir pour effet de réduire sa prise dans le vent et ainsi sa susceptibilité à un bris éventuel (Lee, 1998; Huggard, 1999).

Le processus de décomposition peut débuter au stade de chicot (Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [a]; Yatskov, Harmon et Krankina, 2003) et s'accélérer une fois l'arbre tombé au sol (Johnson et Greene, 1991; Yatskov, Harmon et Krankina, 2003), mais peut aussi être suspendu pendant que l'arbre mort est sur pied (Johnson et Greene, 1991; Yatskov, Harmon et Krankina, 2003; Boulanger et Sirois, 2006).

Plusieurs facteurs influencent la dynamique du bois mort. Les plus importants sont l'espèce, le diamètre, les causes de mortalité, les agents décomposeurs et les conditions environnementales.

1.5.1 L'espèce

Chez les arbres morts, chaque espèce se comporte différemment en regard de sa « trajectoire de décomposition » (taux de chute, vulnérabilité au déracinement, au bris, taux de décomposition, etc.).

Dans la littérature sur la dynamique des chicots, on réfère à la susceptibilité des tiges à tomber au sol en termes de « demi-vie », soit la période de temps médiane entre la mort et la chute. Chez les espèces feuillues du sud du Québec (érable à sucre, érable rouge, frêne blanc, chêne rouge, tilleul, hêtre d'Amérique, cerisier tardif, ostryer, bouleau jaune, bouleau blanc et peuplier faux-tremble), on estime que des chicots de 25 cm de diamètre tomberont en moyenne de 5 à 13 ans après la mort des arbres (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006). Les espèces les plus vulnérables semblent être l'ostryer, le tilleul et l'érable rouge, alors que les plus résistantes seraient les bouleaux et le cerisier tardif (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006).

Chez les espèces boréales, en général, les taux de chute sont plus rapides chez les feuillus que chez les résineux (Harmon, 1982; Yatskov, Harmon et Krankina, 2003; Angers et autres, en préparation [b]). Chez le peuplier faux-tremble, les demi-vies calculées vont de 15 (Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b]) à 22 ans (Lee, 1998). Pour le sapin, les valeurs vont de 8 à 18 ans (Garber et autres, 2005; Taylor et MacLean, 2007; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation). Chez l'épinette noire, la demi-vie se situe autour de 15 ans (Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b]; Boulanger et Sirois, 2006). Chez ces deux dernières espèces, les demi-vies plus que doublent chez des tiges de plus gros diamètres (Aakala et autres, 2008). Le pin gris serait l'espèce qui reste sur pied le plus longtemps, avec une demi-vie de plus de 35 ans (Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b]). Dansereau et Bergeron (1993) ont d'ailleurs noté que les chicots brûlés de pin gris peuvent rester sur pied plus de 100 ans.

Les taux de décomposition du bois suivent grossièrement les mêmes tendances que les taux de chute, le bois des feuillus boréaux se décomposant généralement plus rapidement que celui des résineux. Le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble présentent des taux de décomposition similaires (Brais, Paré et Lierman, 2006). On rapporte que l'épinette blanche se décompose plus lentement que les feuillus (Brais, Paré et Lierman, 2006) ou à un taux similaire (Alban et Pastor, 1993), mais systématiquement plus rapidement que le pin rouge et le pin gris (Alban et Pastor, 1993; Brais, Paré et Lierman, 2006). Foster et Lang (1982) indiquent que les taux de décomposition du sapin baumier et de l'épinette rouge ne diffèrent pas significativement. Chez les feuillus durs, le bois des érables se décompose plus rapidement que celui des chênes, et les caryers ainsi que le hêtre à grande feuille occupent une position intermédiaire (MacMillan, 1988).

Une fois au sol, il s'écoule habituellement des décennies avant que la trace des troncs ne disparaisse. Là aussi, les disparités sont grandes entre espèces. À l'aide de modèles de décomposition du bois mort, on a estimé qu'une quarantaine d'années sont nécessaires pour que le bois de peuplier faux-tremble au sol soit décomposé à 95 % (Alban et Pastor, 1993, Minnesota) alors que cette valeur atteint plus de 80 ans dans le cas de débris ligneux de sapin et d'épinette noire (Campbell et Laroque, 2007, Terre-Neuve) et varie d'une soixantaine d'années à plus de 150 ans dans le cas de feuillus durs (MacMillan, 1988, Indiana).

1.5.2 Le diamètre

L'effet du diamètre sur la trajectoire de décomposition des arbres morts dépend grandement des écosystèmes à l'étude. De nombreuses études provenant de l'Ouest américain, réalisées avec une fourchette de diamètres beaucoup plus étendue que ce qu'on trouve au Québec, rapportent des taux de chute plus rapides chez les arbres de faible diamètre (Everett et autres, 1999; Morrison et Raphael, 1993), et il en est généralement de même avec les taux de décomposition (Harmon et autres, 1986; Mäkinen, Hynynen et Sievänen, 2006). Au Québec ainsi qu'en Scandinavie, où les arbres sont de plus petite taille, le diamètre semble avoir moins d'influence, un résultat probablement dû au fait que cette différence est indétectable étant donné la gamme très étroite de diamètres à l'étude (Johnson et Greene, 1991; Lee, 1998; Kruys, Jonsson et Ståhl, 2002; Storaunet et Rolstad, 2002; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [a et b]; Angers et autres, en préparation). En forêt feuillue, où les arbres peuvent atteindre de forts diamètres, on a cependant remarqué que les très petites tiges (10 cm) sont plus susceptibles à la chute que les tiges plus grosses (de 20 à 60 cm) (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006).

1.5.3 L'historique de vie et les causes de mortalité

Les événements qui surviennent pendant la vie d'un arbre ou au moment de sa mort peuvent être déterminants dans sa dynamique une fois qu'il est mort. Avant même de mourir, l'arbre peut avoir été envahi localement par des agents pathogènes qui amorcent le processus de décomposition d'une partie de l'arbre. Parmi les cas classiques chez les espèces québécoises, on compte la carie du cœur du sapin baumier (le plus souvent causée par *Stereum sanguinolentum*) ou celle du peuplier faux-tremble (le plus souvent causée par *Phellinus tremulae*), qui forme des colonnes de pourriture à l'intérieur d'une coquille de bois sain bien avant la mort de l'arbre (Boulet, 2003). Non seulement la tige présentera un degré plus ou moins avancé de pourriture au moment de sa mort, mais sa résistance mécanique aura été affaiblie, la rendant plus vulnérable au bris qu'un arbre tué par une épidémie grave qui aurait laissé le bois intact (Huggard, 1999; Garber et autres, 2005). Chez les arbres morts à la suite

d'un incendie, on observe un taux de chute plus élevé que chez les arbres dont la mortalité était due à d'autres causes (Morrison et Raphael, 1993; Angers et autres, en préparation), un phénomène qui pourrait être expliqué par une plus grande exposition au vent qu'en forêt fermée (Harmon et autres, 1986).

1.5.4 Les conditions environnementales

La température et l'humidité sont les facteurs environnementaux les plus influents sur la décomposition (Harmon et autres, 1986). Plus elles sont élevées, plus les taux de décomposition sont rapides (Naesset, 1999; Boddy, 2001; Campbell et Laroque, 2007). Toutefois, lorsque le milieu atteint des taux d'humidité excessifs associés à une raréfaction de l'oxygène disponible (milieu très humide, bois dans l'eau, milieu anaérobie), on observe un ralentissement de la décomposition, tout comme dans le cas d'une sécheresse excessive (Laiho et Prescott, 2004).

1.6 Bois mort en milieu aménagé

En milieu aménagé, plusieurs facteurs concourent à la raréfaction du bois mort et à la modification de sa dynamique naturelle. D'une part, les activités forestières limitent le recrutement et éliminent en partie le bois mort déjà présent. D'autre part, lorsque des tiges, vivantes ou mortes, sont laissées dans les parterres de coupe, les conditions environnementales différentes de la forêt fermée modifient leur dynamique naturellement observée.

1.6.1 Annulation de la mortalité et exportation de la matière ligneuse

L'aménagement forestier est généralement basé sur le principe selon lequel la matière ligneuse doit être récoltée avant que les pertes causées par la diminution de la croissance et à la mortalité des individus n'excèdent sa production. En d'autres mots, on cherche à éviter de perdre du volume et, par conséquent, à « annuler » la mortalité. En forêt équienne, la récolte est généralement totale et survient alors que les peuplements sont mûrs ou surannés. Le potentiel de génération de bois mort à la suite d'une perturbation est annulé et, comme l'intervalle entre deux coupes est généralement trop court pour atteindre la phase de sénescence, les quantités de bois mort observées dans les vieilles forêts ne sont jamais égalées (Fridman et Walheim, 2000; Despots et autres, 2002, 2004; Drapeau et autres, 2002; Roberge et Desrochers, 2004). En forêt inéquienne, on procède habituellement à une récolte partielle par pied d'arbre ou par groupe d'arbres. À moyen terme, le volume sur pied est maintenu et les volumes récoltés remplacent en quelque sorte ceux qui auraient été générés par la mortalité naturelle (Goodburn et Lorimer, 1998; McGee, Léopold et Nyland, 1999; Angers et autres, 2005). En forêt équienne comme inéquienne, la récolte hâtive des peuplements élimine donc la mortalité liée à la sénescence, induit un rajeunissement de la matrice forestière et conduit à une perte des attributs liés aux forêts surannées, dont le bois mort (Hunter, 1990).

La coupe induit un pic de recrutement de débris ligneux sous la forme de souches et de résidus, mais ce bois mort est principalement de petit calibre et de stades de décomposition très homogènes (Siitonen et autres, 2000; Angers et autres, 2005; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005), des attributs aux antipodes de ceux associés à une forte biodiversité de plantes vasculaires et de champignons saprophytes (Despots et autres, 2004). Au moment de la récolte, les chicots déjà existants sont parfois récoltés parce que leur bois présente un potentiel de transformation (bois secs et sains) ou sont abattus pour des raisons de sécurité. Les gros débris ligneux en état avancé de décomposition sont souvent écrasés par la machinerie. Lors d'opérations par

arbres entiers, les résidus de coupe sont exportés du parterre pour être accumulés dans les aires d'ébranchage ou récupérés pour en faire de la bioénergie. De plus, la maîtrise des incendies et la récupération des superficies touchées par les perturbations naturelles ont pour effet de réduire les épisodes de recrutement massif et ainsi la disponibilité de grandes quantités de bois mort (Nappi, Drapeau et Savard, 2004).

Les pratiques sylvicoles ont aussi une influence sur la taille des arbres morts. D'une part, les arbres vivants de gros diamètre sont éliminés lors de la récolte et, d'autre part, les intervalles entre deux coupes sont trop courts pour que les arbres atteignent de forts diamètres, et ce, tant en forêt résineuse que feuillue (Fridman et Walheim, 2000; Angers et autres, 2005).

Finalement, l'aménagement forestier peut aussi influencer la représentativité des classes de décomposition. Par exemple, lors de perturbations à petite échelle qui ont cours de manière assez continue dans le temps, comme la mortalité par trouées en forêt feuillue ou en forêt boréale, le recrutement de bois mort est relativement continu dans le temps, et toutes les classes de décomposition sont par conséquent représentées (Despôts et autres, 2004; Pham et autres, 2004; Aakala et autres, 2008; Angers et autres, 2005). Une raréfaction des forêts soumises à ce genre de perturbations (causées par la pratique des coupes totales dont les révolutions ne permettent pas l'atteinte du stade de vieille forêt, à des interventions qui élimineraient des arbres dont la mortalité est anticipée prochainement, ou à l'abattage d'arbres morts lors des activités de coupe) pourrait interrompre la continuité de la représentation locale de tous les stades de décomposition du bois mort (Essen et autres, 1997; Roberge et Desrochers, 2004; Doyon, Gagnon et Giroux, 2005).

1.6.2 Modification des conditions environnementales faisant suite à la coupe

On dispose de relativement peu d'information concernant la dynamique des arbres morts après la coupe, mais les études disponibles suggèrent que les modifications des conditions environnementales influencent à la fois les taux de chute et les taux de décomposition.

Tout comme les arbres vivants, les chicots sont plus susceptibles au chablis en milieu ouvert qu'en forêt fermée. Même les coupes partielles de faible intensité semblent augmenter la probabilité de chute de chicots (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006; Garber et autres, 2005). Une réduction d'aussi peu que 5 m²/ha à la suite d'une coupe de jardinage ferait augmenter de près de 20 % la probabilité de chute des chicots (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006). Toujours à la suite de coupes partielles, la fréquence de récolte semble jouer un plus grand rôle que l'intensité de coupe : les chicots présentent une longévité sur pied plus courte lorsqu'ils sont situés dans des parcelles où les rotations sont plus rapprochées (Garber et autres, 2005). Chez l'épinette noire, les chicots issus d'un incendie, situés dans les îlots laissés à la suite de la récupération, sont aussi plus susceptibles de tomber que ceux situés dans un brûlis laissé intact (Angers et autres, en préparation). Comme « l'espérance de vie » des chicots est réduite en milieu aménagé, il est particulièrement important de prévoir un recrutement potentiel de chicots dans le temps afin de pallier la disparition prématurée des arbres morts sur pied.

Malgré ces influences sur sa dynamique, le bois mort déjà existant ou les arbres vivants, qui produiront finalement du bois mort, laissés en forêt aménagée sont utilisés par de nombreux organismes (Kaila, Martikainen et Punttila, 1997; Martikainen, 2001). Il demeure que certaines espèces, à la fois associées au bois mort et à des conditions environnementales de forêt d'intérieur, ne feront pas usage du bois mort si ces conditions environnementales recherchées ne sont pas présentes (Kaila, Martikainen et Punttila, 1997; Jonsson, Kruys et Ranius, 2005).

1.6.3 Considérations spatiales

En plus des caractéristiques du bois mort disponible à l'échelle du peuplement, sa répartition spatiale à plus grande échelle (échelle du paysage ou régionale) influence l'utilisation du bois mort par plusieurs espèces. Les espèces dont la capacité de dispersion est limitée y sont particulièrement sensibles. Ces espèces peu mobiles sont souvent associées à des habitats qui perdurent (par exemple, de gros débris ligneux bien décomposés) et ont, dans bien des cas, des modes de reproduction principalement asexués (Jonsson, Kruys et Ranius, 2005). Desponts et autres (2004) associent d'ailleurs la présence d'espèces invasives rares au fait que la disponibilité de gros débris ligneux est constante en forêt ancienne. En réduisant la proportion de forêts anciennes, en diminuant l'abondance de bois mort et en fragmentant la forêt, l'aménagement forestier peut mener à des extinctions locales de ces espèces (Jonsson, Kruys et Ranius, 2005), d'où l'importance de favoriser une certaine connectivité dans la planification spatiale des aires destinées au maintien du bois mort.

Dans un autre ordre d'idées, les décisions d'aménagement peuvent influencer les caractéristiques du bois mort disponible dans les zones aménagées. En règle générale, les sites dont la valeur écologique est la plus élevée en ce qui a trait au bois mort sont les sites les plus productifs (Sturtevant et autres, 1997; Harper et autres, 2003; Vaillancourt et autres, 2008). Ces derniers étant aussi les plus prisés par l'industrie, une attention particulière devrait être apportée afin de s'assurer que les sites les moins productifs ne seront pas systématiquement destinés au maintien du bois mort lors de la planification.

2. Particularités régionales de l'enjeu de la raréfaction du bois mort

À cause de la superficie du territoire québécois, la dynamique forestière varie énormément d'une région à l'autre. L'enjeu du bois s'exprime différemment selon les régions et doit être analysé et traité comme tel. Dans ce chapitre, les sections 2.1 à 2.3 traitent des régimes de perturbation induisant le recrutement du bois mort, des connaissances relatives à sa disponibilité ainsi que des formes de bois mort auxquelles on devrait porter une attention particulière pour les régions feuillues, boréales mixtes et boréales conifériennes. Puisque certains régimes de perturbations chevauchent plusieurs domaines, le lecteur notera quelques répétitions nécessaires pour que chaque domaine puisse voir ses enjeux traités indépendamment. Comme les interventions les plus courantes pratiquées en sapinière et en pessière sont similaires, la section 2.4 regroupe les connaissances relatives à l'influence de ces pratiques d'aménagement sur le bois mort dans les domaines des sapinières et de la pessière.

2.1 Les domaines bioclimatiques des érablières à caryer, à tilleul et à bouleau jaune

2.1.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort

En forêt feuillue, le régime des microtrouées constitue le principal type de perturbation naturelle. Sous ce régime, la mort d'un arbre ou d'un petit groupe d'arbres crée des trouées touchant environ 1 % de la superficie par année (Runkle, 1982). Le recrutement de bois mort est, par conséquent, assez continu dans le temps, tout comme la représentativité de tous les stades de décomposition. En l'absence de perturbations de plus forte intensité, les vieilles forêts feuillues maintiennent une disponibilité de bois mort présentant peu de grands écarts dans le temps. Le tableau 2 présente, entre autres, une synthèse des disponibilités de bois mort rapportées dans des peuplements feuillus tolérants non aménagés au Québec et dans des écosystèmes forestiers similaires.

D'autres types de perturbations ont aussi cours. Bien que leur fréquence et la fraction du territoire qu'elles perturbent soient de loin inférieures à celles du régime des microtrouées, elles engendrent des pics de recrutement de grandes quantités de bois mort dans le temps. Le verglas, brisant généralement des branches et de petits arbres, entraîne un recrutement ponctuel de débris ligneux de petite taille.

Les chablis sont généralement partiels et perturbent de petites superficies, alors que les chablis graves couvrant de grandes superficies sont rares (Canham et Loucks, 1984; Frelich et Lorimer, 1991). Chabot, Dumont et Huot (2007, dans Vaillancourt, 2008) ont estimé que les chablis graves (> 75 % de la surface terrière renversée) frappent annuellement en moyenne 0,0004 à 0,0009 % du territoire, selon que l'on se trouve dans l'érablière à bouleau jaune de l'Est ou de l'Ouest. Les chablis produisent surtout des débris ligneux au sol et des chicots brisés à différentes hauteurs. Les caractéristiques du bois mort après chablis sont fonction de l'espèce, de sa vulnérabilité au déracinement et au bris, de la taille de l'arbre et de la présence de carie (Webb, 1999). Une grande quantité de bois mort frais, surtout sous la forme de débris ligneux au sol et de chicots brisés à différentes hauteurs, sera donc rendue disponible. À moyen terme, les chicots tomberont et contribueront à la banque de débris ligneux au sol, et les arbres survivants, mais déstabilisés, permettront un recrutement de bois mort décalé dans le temps.

Finalement, bien que beaucoup moins fréquent qu'en forêt boréale, le feu est un autre agent de perturbation en forêt feuillue. Drever et autres (2006) ont calculé un cycle d'incendies graves de

494 ans dans l'érablière à bouleau jaune du Témiscamingue. À cause de la faible occurrence de cet agent de perturbation, peu d'études permettent de quantifier et de caractériser le bois mort laissé à la suite d'un incendie en forêt feuillue. On peut cependant s'attendre à ce qu'une majorité de tiges reste sur pied sous forme de chicots.

2.1.2 Influence de l'aménagement sur le bois mort et sur les formes de bois mort d'importance particulière

Au Québec, le jardinage par pied d'arbre constitue le type de coupe le plus commun en forêt feuillue. Bien qu'un couvert forestier soit maintenu en permanence, l'objectif du traitement et la récurrence des interventions peuvent s'avérer problématiques quant au bois mort.

Le jardinage vise à récolter en priorité les arbres présentant des défauts majeurs ou dont l'aspect permet d'appréhender la mort à court terme. Ces arbres sont effectivement ceux dont la probabilité de mortalité est la plus forte (Fortin, Bédard et Guillemette, 2008). La coupe implique donc l'exportation d'arbres vivants qui auraient finalement généré du bois mort à court ou moyen terme. De plus, la durée des rotations ne laisse aucune possibilité aux arbres de croître au-delà de leur maturité commerciale et, par conséquent, de permettre la croissance d'arbres de gros diamètre qui mourraient ensuite pour produire du bois mort de gros calibre.

Au Québec, le jardinage n'est pratiqué à grande échelle que depuis le début des années 1990, et la plupart des peuplements n'ont généralement connu qu'un seul traitement. En Outaouais, deux études ont permis de comparer la quantité et la qualité du bois mort après jardinage par rapport à celles trouvées en forêt non aménagée (tableau 2). Doyon, Gagnon et Giroux, (2005) ont observé une réduction de la quantité de chicots et une augmentation du volume de débris ligneux au sol, liées à l'abattage des arbres morts pendant la récolte et aux débris de coupe. Angers et autres (2005) n'ont pas observé de différence significative en ce qui concerne la taille, le volume et la quantité de bois mort, bien qu'une tendance ait été notée concernant la raréfaction des gros chicots. Cette absence de différence est vraisemblablement due en partie à la mortalité naturelle, bien que prématurée, après coupe qui serait relativement élevée à la suite du jardinage (Bédard et Brassard, 2002).

Dans les études de Doyon, Gagnon et Giroux (2005) et d'Angers et autres (2005), les résidus de coupe (souches et houppiers) ont grandement contribué au volume de débris ligneux observé après jardinage, confirmant ce qui avait été observé auparavant (Gore et Patterson, 1986; Hagan et Grove, 1996). Angers et autres (2005) ont d'ailleurs mesuré que les deux tiers du volume de bois mort étaient constitués de résidus de coupe. La contribution des résidus de coupe est particulièrement forte chez les espèces feuillues tolérantes à cause de la quantité de branches et de ramilles que contient leur houppier généralement plus développé que chez les autres espèces (Doyon, Gagnon et Giroux, 2005). Ces débris sont cependant souvent de plus petit calibre (Doyon, Gagnon et Giroux, 2005; Gore et Patterson, 1986; Hagan et Grove, 1996), dont la valeur écologique relative est moindre que celle des gros débris.

La récolte prioritaire des tiges présentant des défauts majeurs présente aussi un enjeu de biodiversité puisqu'elles possèdent, ou sont susceptibles de développer, des cavités naturelles, habitat essentiel aux nicheurs de cavités secondaires. Ces arbres présentent la plus faible valeur économique, mais par contre une très forte valeur écologique puisqu'ils peuvent être utilisés vivants et seront ajoutés à la réserve de bois mort à moyen terme. En Outaouais, après un seul traitement de jardinage, Angers et autres (2005) ont observé une diminution notable des arbres creux ou moribonds dans les coupes de jardinage par rapport aux forêts anciennes,

raréfaction qui avait aussi été rapportée dans le nord-ouest des États-Unis (Hagan et Grove, 1996; Hale, Pastor et Rusterholz, 1999).

L'aménagement influence non seulement la qualité et la taille, mais aussi la représentativité des classes de décomposition. Doyon, Gagnon et Giroux (2005) ont noté une raréfaction des chicots bien décomposés à la suite de la coupe de jardinage. Ce résultat s'expliquerait par l'abattage des chicots déjà existants lors de la récolte pour des questions de sécurité et par la plus grande susceptibilité à la chute des chicots causée par l'ouverture, même partielle, du couvert (Vanderwel, Caspersen et Woods, 2006).

Dans le nord-est des États-Unis, dans des écosystèmes feuillus similaires aux nôtres qui ont connu plusieurs rotations de jardinage, de nombreuses études comparatives ont fait état de la raréfaction des gros arbres vivants et des arbres présentant des défauts majeurs, ainsi que de la diminution du nombre de chicots et du volume de débris ligneux au sol, notamment ceux de gros calibre, par rapport aux vieilles forêts (Goodburn et Lorimer, 1998; Hagan et Grove, 1996; Hale, Pastor et Rusterholz, 1999; McGee, Leopold et Nyland, 1999, tableau 2). Il est par conséquent vraisemblable d'anticiper que la combinaison de la raréfaction des arbres vivants de gros diamètre et des tiges présentant des défauts majeurs, jumelée à la réduction de la mortalité à la suite de plusieurs rotations successives de jardinage, aura des conséquences directes sur le recrutement de chicots puis sur la production de débris ligneux à forte valeur écologique (c.-à-d. de gros diamètres et avec une représentation dans tous les stades de décomposition).

Même si les traitements diffèrent du jardinage, le même raisonnement, quant à la diminution de bois mort causée par l'annulation de la mortalité, s'applique aux forêts soumises à divers types de coupes partielles avec rétention de couvert, comme la récolte périodique de bois de chauffage, la coupe partielle en bandes riveraines ou l'aménagement acéricole (Leduc et Bergeron, 1998; Bergeron et autres, 1997).

Tableau 2 Disponibilité du bois mort dans les forêts anciennes et aménagées des domaines feuillus

| Domaine bioclimatique et référence | Région | Type de peuplement | Type d'aménagement (n ^{bre} de sites) | Densité de chicots (tiges/ha) | Densité de gros chicots (tiges/ha) | Volume de débris ligneux au sol (m ³ /ha) |
|---|--|---|---|--|---|---|
| Érablière à caryer Leduc et Bergeron, 1998 ¹ | Montérégie (Huntingdon) | Érablière à hêtre, érablière à pruche et érablière à tilleul | Forêts anciennes (n = 5) | - | - | 23 (2-53) 18 (0-46) (≥ 20 cm) |
| Carignan, 2006 (non publié) ² | Montérégie (mont Saint-Hilaire) | Érablière à hêtre | Forêt ancienne (n = 1) | 79 (0-208) | 47 (0-167) (≥ 20 cm) | - |
| Dufault, 2007 ² | Montérégie (mont Saint-Hilaire) | Érablière à hêtre | Forêt ancienne (n = 1) | 98 | 52 (≥ 20 cm) | - |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Montérégie (Rougemont) | Érablière à hêtre | Forêt ancienne (n = 1) | 41 | 36 (≥ 29,1 cm) | - |
| Érablière à tilleul de l'Ouest Doyon, Gagnon et Giroux, 2005 ⁴ | Outaouais | Érablière à feuillus tolérants | Non aménagée (n = 1) Jardinage (n = 1) | 156 ^a 97 ^b | - - | 36 ^a 61 ^b |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Outaouais | Érablière à tilleul et à hêtre et érablière à bouleau jaune et à hêtre | Forêts anciennes (n = 5) | 48 (24-76) | 19 (5-51) (≥ 29,1 cm) | - |
| Érablière à tilleul de l'Est Leduc et Bergeron, 1998 ¹ | Estrie | Érablière à sucre, érablière à bouleau jaune et érablière à érable rouge | Forêts anciennes (n = 4) | - | - | 54 (28-100) 41 (18-82) (≥ 20 cm) |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Estrie, Mauricie, Chaudière-Appalaches | Érablière à hêtre, érablière à hêtre et prucheraie, érablière à bouleau jaune et à hêtre, érablière à bouleau jaune, érablière à ostryer et érablière rouge à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 7) | 46 (15-76) | 28 (15-51) (≥ 29,1 cm) | - |
| Érablière à bouleau jaune de l'Ouest Angers et autres, 2005 ⁴ | Outaouais | Érablière à feuillus tolérants | Forêts anciennes (n = 6) Jardinage (n = 7) | 49 ^a (20-64) 44 ^a (19-60) | - - | 93 ^a (40-120) 101 ^a (62-134) |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Abitibi-Témiscamingue, Laurentides, Outaouais | Érablière à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 9) | 25 (15-31) | 19 (5-29) (≥ 29,1 cm) | - |
| | Laurentides, Abitibi-Témiscamingue, Outaouais | Érablière à bouleau jaune et à hêtre | Forêts anciennes (n = 5) | 28 (15-36) | 19 (15-31) (≥ 29,1 cm) | - |
| | Outaouais, Abitibi-Témiscamingue | Érablière à bouleau jaune, prucheraie à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 2) | 29 (18-41) | 20 (10-29) (≥ 29,1 cm) | - |
| | Laurentides | Érablière à tilleul, érablière à tilleul et à hêtre, prucheraie à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 3) | 28 (20-36) | 24 (15-31) (≥ 29,1 cm) | - |
| Érablière à bouleau jaune de l'Est Bergeron et autres, 1997 | Bas-Saint-Laurent | Érablière à bouleau jaune | Peu touché par l'activité humaine (n = 1) Acériculture/bois de chauffage (n = 1) | - - | 40 ^a (≥ 20 cm) 11 ^a (≥ 30 cm) 10 ^a (≥ 20 cm) 5 ^b (≥ 30 cm) | - - |
| Leduc et Bergeron, 1998 ¹ | Chaudière-Appalaches | Érablière à sucre | Forêts anciennes (n = 2) | - | - | 112 (93-130) 51 (18-83) (≥ 20 cm) |
| | | Érablière à hêtre | Forêts anciennes (n = 3) | - | - | 60 (7-115) 55 (6-103) (≥ 20 cm) |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Capitale-Nationale, Estrie | Érablière à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 3) | 58 (46-81) | 48 (31-71) (≥ 29,1 cm) | - |
| Sapinière à bouleau jaune de l'Est Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Bas-Saint-Laurent, Capitale-Nationale | Érablière à bouleau jaune et érablière à bouleau jaune et à hêtre | Forêts anciennes (n = 4) | - | - | 16 (10-28) 12 (5-20) (≥ 29,1 cm) |
| Sapinière à bouleau jaune de l'Ouest Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{3,5} | Laurentides, Lanaudière, Abitibi-Témiscamingue | Érablière à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 3) | - | - | 27 (15-36) 15 (10-20) (≥ 29,1 cm) |
| Régions hors Québec Hale et autres, 1999 ¹ | Minnesota | Érablière à tilleul | Forêts anciennes (n = 11) Jardinage (n = 10) | 34 ^a (0 - 75) 24 ^a (0 - 88) | - - | 55 ^a (12-121) 40 ^b (12-89) |
| Goodburn et Lorimer, 1998 ¹ | Wisconsin et Michigan | Érablière à sucre | Forêts anciennes (n = 6) Jardinage (n = 10) | 39 ^a 38 ^a | 23 ^a (≥ 30 cm) 13 ^b (≥ 30 cm) | 102 ^a 37 ^a (≥ 40 cm) 61 ^b 16 ^b (≥ 40 cm) |
| McGee et autres, 1999 ¹ | New York | Érablière à hêtre | Forêts anciennes (n = 6) Jardinage (n = 6) | 60 ^a (35-80) 43 ^a (17-72) | 19 ^a (10-40) (25-49 cm) 7 ^b (0-15) (25-49 cm) | 139 ^a (12 -181) 69 ^b (55-101) |
| Stewart et autres, 2003 ¹ | Nouvelle-Écosse | Érablière à bouleau jaune | Forêts anciennes (n = 2) | 56 | - | 52 |

1. DHP ≥ 10 cm

2. DHP ≥ 8 cm

3. DHP ≥ 9,1 cm

4. DHP ≥ 5,0 cm

5. Réseau des écosystèmes forestiers exceptionnels (forêts anciennes). Seuls les sites dominés par les feuillus tolérants ont été retenus.

6. Les lettres différentes indiquent une différence significative ($P < 0,05$) entre les types de traitements selon les auteurs.

7. Les chiffres entre parenthèses réfèrent à la fourchette de variabilité observée.

2.2 Les domaines bioclimatiques des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc

2.2.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort

Les épidémies d'insectes, le feu, les chablis et le régime des microtrouées constituent les grands types de perturbations en forêt boréale mixte. Chacun de ces régimes génère du bois mort selon un patron qui lui est propre.

Les épidémies

Les épidémies d'insectes, particulièrement de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, jouent un rôle dominant dans la dynamique du bois mort en sapinière (MacLean, 1980; Morin, 1994). Les taux de mortalité liés à la tordeuse des bourgeons de l'épinette varient selon les caractéristiques du peuplement et du paysage ainsi qu'au sein des domaines bioclimatiques (Bouchard, Kneeshaw et Bergeron, 2005). Ainsi, la mortalité peut être très forte à certains endroits alors que, dans certaines régions, par exemple sur la rive nord de la Gaspésie, les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sont moins fréquentes et moins graves qu'ailleurs (Blais, 1961). Chez le sapin baumier, la mortalité causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette et le recrutement de bois mort qui en découle sont décalés de quelques années par rapport à l'épidémie. La mortalité débute habituellement trois à quatre ans après la première défoliation grave (MacLean et Ostaff, 1989) et cesse généralement dans un délai similaire après la fin de la période de défoliation (Blais, 1981). Le recrutement est fonction de la gravité de l'épidémie et le bois mort généré prend le plus souvent la forme de chicots intacts qui se fragmentent par la suite (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Stocks, 1987). Ainsi, une grave épidémie produira un pic de disponibilité de bois mort dans le temps, alors qu'une défoliation moins grave mais répétée pourrait entraîner une mortalité et, par conséquent, un recrutement décalé dans le temps. Ce patron de recrutement se reflétera dans la représentation des stades de décomposition du bois mort (Vaillancourt et autres, 2008).

Le feu

Bien que sa récurrence soit moins importante que celle des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, plusieurs études ont mis en lumière l'importance du feu comme agent de perturbation dans les domaines bioclimatiques des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc. Les cycles des incendies varient dans le temps, mais sont généralement plus courts dans l'Ouest que dans l'Est (Bergeron et autres, 2006; Gauthier et autres, 2001). En sapinière, la plupart des régions présentent des cycles d'incendie suffisamment longs pour excéder la longévité des espèces en présence. En l'absence d'aménagement, les peuplements évoluent vers un régime de perturbations secondaires caractérisé par un patron de mortalité plus local et étendu dans le temps (voir plus bas).

Comme pour les épidémies, le patron de recrutement du bois mort est influencé par la gravité de la perturbation. Alors que la mortalité est souvent totale ou presque dans le cas d'un incendie grave, lors d'incendies légers ou modérés, la mortalité peut être décalée dans le temps (Jayen, 2004). Le recrutement de bois mort est, par conséquent, réparti sur une plus longue période, ce qui permet un approvisionnement de bois mort frais dans les années qui suivent l'incendie (Angers et autres, en préparation, nord-ouest de l'Abitibi; Nappi et autres, en préparation). Les espèces associées à des arbres moribonds ou récemment morts peuvent

ainsi persister dans le système (Nappi et autres, en préparation). Par ailleurs, les arbres vivants épargnés constituent une « réserve » d'arbres morts potentiels pour le futur.

Les chablis

La mortalité causée par les chablis est extrêmement variable et peut aller de très locale et très partielle à très grave et frapper de grandes superficies. Bien qu'ils marquent l'imaginaire par l'ampleur de la perturbation qu'ils peuvent engendrer (par exemple, les chablis de 1994 dans Charlevoix et en Gaspésie), les chablis graves (> 75 % de la surface terrière renversée) sont peu fréquents. Ils frappent annuellement en moyenne 0,019 et 0,024 % du territoire, selon que l'on se trouve dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est ou la sapinière à bouleau blanc de l'Est (Chabot, Dumont et Huot, 2007 dans Vaillancourt, 2008). Dans les deux sous-domaines mixtes de l'ouest, les superficies touchées sont encore plus réduites, représentant annuellement en moyenne 0,0098 % du territoire (Chabot, Dumont et Huot, 2007 dans Vaillancourt, 2008). En règle générale, les chablis sont partiels et touchent de petites superficies (voir plus bas).

À l'occasion d'un chablis grave, une grande quantité de bois mort frais est générée, surtout sous la forme de débris ligneux au sol et de chicots brisés à différentes hauteurs. Les caractéristiques du bois mort après chablis sont fonction de l'espèce, de sa vulnérabilité au déracinement et au bris, de la taille de l'arbre et de la présence de carie (Webb, 1999). Par exemple, chez le sapin baumier, la carie de souche le rend particulièrement sensible aux bris lors de forts vents. À moyen terme, les chicots brisés tomberont et contribueront à la réserve de débris ligneux au sol, et les arbres survivants, mais déstabilisés, permettront un recrutement de bois mort décalé dans le temps. Les chablis partiels occasionnent aussi un recrutement de bois mort au sol et d'arbres cassés, mais ils sont plus répartis dans l'espace et dans le temps (voir plus bas).

Les perturbations secondaires et la dynamique des trouées

En l'absence de perturbations graves sur des périodes dépassant la longévité des espèces en présence, des perturbations secondaires agissent en toile de fond. Ces agents de perturbation, comme les épidémies légères, les chablis partiels, les agents pathogènes ou simplement la sénescence, entraînent une mortalité par pied d'arbre ou par petit groupe d'arbres et permettent le développement d'une structure inéquienne (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Brunet, 2002; Pham et autres, 2004). Les trouées ainsi créées sont généralement petites (une majorité va de quelques dizaines de mètres carrés à 100 m² de superficie) et sont le plus souvent le résultat de la mort d'un arbre ou d'un petit groupe d'arbres (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Brunet, 2002; Pham et autres, 2004). Peu de trouées semblent être formées par un seul événement de mortalité : leur formation résulterait plutôt d'une succession d'événements dans le temps (Kneeshaw et Bergeron, 1998; Brunet, 2002; Pham et autres, 2004).

Depuis une dizaine d'années, de nombreux travaux ont documenté ce type de perturbations qui, bien moins spectaculaires, façonnent une plus grande portion du territoire que ce que l'on avait estimé jusqu'à maintenant (Kneeshaw et Bergeron, 1998; McCarthy, 2001; Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003). Par exemple, Brunet (2002) a estimé que ces peuplements représentent plus de 40 % du territoire sur la côte de Gaspé. Il est à noter que ce régime de perturbations secondaires n'a pas cours que dans les régions où les cycles d'incendie sont les plus longs — la Gaspésie et la Côte-Nord, par exemple. Kneeshaw et Bergeron (1998) l'ont aussi documenté dans la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest (Abitibi) et Messier et autres (2005), dans la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest (Témiscamingue).

Même s'il varie annuellement, le recrutement du bois mort induit par la dynamique des trouées est assez stable dans le temps, bien que ponctué d'évènements produisant des pics de recrutement causés, par exemple, par de forts vents ou une épidémie (Aakala et autres, 2007). Cette dynamique favorise la création de toutes les formes de bois mort (chicots, débris ligneux au sol), une disponibilité relativement constante des volumes de bois mort dans le temps ainsi qu'une représentativité de tous les stades de décomposition (Despouts et autres, 2004; Pham et autres, 2004; Aakala et autres, 2008; Vaillancourt et autres, 2008; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b], ouest de l'Abitibi). De plus, ce régime permet la croissance de gros arbres et, par conséquent, de gros chicots et débris ligneux (Aakala et autres, 2007; Vaillancourt et autres, 2008).

Une synthèse des principales études ayant rapporté des disponibilités de bois mort dans les forêts mûres, surannées et aménagées de la sapinière à bouleau blanc est présentée dans Côté, Boucher et Thiffault (2009). Le tableau 3 reprend certaines de ces études et présente des données complémentaires pour les domaines bioclimatiques des sapinières à bouleau jaune et blanc.

2.2.2 Importance particulière de certaines formes de bois mort

En forêt boréale mixte, le bois mort provenant de feuillus revêt une importance particulière. Les espèces feuillues, notamment le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc, présentent généralement une croissance plus forte que les résineux et atteignent conséquemment de forts diamètres plus rapidement (Gasse, 2007; Julien et Darveau, 2005). Une fois morts, ces individus peuvent être utilisés par des espèces dont la taille exige de forts diamètres (Bergeron et autres, 1997). De plus, les feuillus sont plus susceptibles de former des cavités naturelles que les résineux à cause de leur susceptibilité aux agents pathogènes (Vaillancourt, 2007; Gunn et Hagan, 2000).

Sur la Côte-Nord, à proximité de la rivière Saguenay, Vaillancourt et autres (2008) ont observé que le bouleau blanc et l'épinette blanche, étant donné les forts diamètres que peuvent atteindre ces espèces, contribuent de façon importante à la disponibilité de gros arbres, et ce, même si ces espèces compagnes sont en quantités beaucoup plus faibles que les espèces dominantes. Dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est, dans le secteur de la forêt Montmorency, Courteau, Darveau et Savard (1997) en sont venus à la conclusion que les bétulaies blanches jouent un rôle déterminant dans la production de gros arbres à cavité. En Abitibi, Gasse (2007) a démontré que les gros peupliers faux-trembles sont largement plus utilisés par les oiseaux nicheurs de cavités que les autres arbres, bien qu'ils soient moins abondants. Alors qu'il est encore vivant, le peuplier faux-tremble, particulièrement abondant dans l'ouest de la forêt boréale (Saucier et autres, 1998), est fréquemment colonisé par des champignons de carie qui colonisent l'arbre à la suite de bris de branches (Basham, 1991). Cet agent pathogène migre dans le tronc, formant des colonnes de pourriture entourées d'une coquille de bois sain. Les gros peupliers faux-trembles, vivants ou morts, sont ainsi plus faciles à excaver pour les excavateurs primaires (Jackson et Jackson, 2004) et les cavités créées sont récupérées par de nombreuses espèces utilisatrices secondaires de cavités (Martin, Aitken et Wiebe, 2004). Dans la sapinière à bouleau jaune, le bouleau jaune, le peuplier faux-tremble, le bouleau blanc, l'épinette blanche et le thuya occidental sont des espèces qui, selon le régime hydrique du site, contribuent grandement à la disponibilité de tiges de gros diamètre (Julien et Darveau, 2005).

En l'absence de feuillus, les vieux chicots de résineux bien décomposés sont les plus susceptibles d'accueillir les nicheurs secondaires de cavités. Les cavités naturelles de ces vieux chicots, particulièrement celles qui prennent la forme de cheminées (arbres étêtés dont la partie supérieure de la tige est creuse), résultent d'un processus de décomposition s'étalant sur une longue période de temps, peu importe l'espèce (Vaillancourt, 2007). Comme ce n'est qu'une faible proportion des arbres morts qui atteint ce stade, les autres étant tombés en cours de route, la conservation de ces vieux chicots est particulièrement importante (Vaillancourt et autres, 2008). Les chicots feuillus de stades de décomposition avancés présentent aussi une importance particulière pour certains insectes, dont les coléoptères xylophages (Saint-Germain, Drapeau et Buddle, 2007).

On doit garder à l'esprit que, même s'il représente un élément clé, le bois mort feuillu ne peut combler toutes les fonctions écologiques liées au bois mort (habitat, processus biogéochimiques). Par exemple, non seulement certaines communautés d'insectes inféodées au bois mort sont associées à des espèces résineuses (Saint-Germain, Drapeau et Buddle, 2007), mais les chicots feuillus ont une longévité inférieure à celle de la plupart des résineux et leur bois se décompose beaucoup plus rapidement (Alban et Pastor, 1993; Brais, Paré et Lierman, 2006; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [a et b], ouest de l'Abitibi).

Il est à noter que les sites les plus productifs présentent des disponibilités de gros chicots plus élevées et que les sapinières présentent généralement de plus fortes densités de gros arbres que les pessières (Sturtevant et autres, 1997; Aakala et autres, 2007; Vaillancourt et autres, 2008).

Tableau 3 Disponibilité du bois mort dans les forêts boréales mixtes anciennes

| Sous-domaine bioclimatique et référence ¹ | Région | Type de peuplement | Âge | N ^{bre} de sites | Densité de chicots (tiges/ha) | Densité de gros chicots (tiges/ha) | Volume de débris ligneux au sol (m ³ /ha) |
|--|---|--|-----------|---------------------------|-------------------------------|------------------------------------|--|
| Sapinière à bouleau jaune de l'Est Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{2,3} | Gaspésie | Sapinière à bouleau jaune et à thuya | > 240 ans | 1 | 75 | 25 (≥ 19,1 cm) ⁷ | - |
| Sapinière à bouleau blanc de l'Est Despons et autres, 2004 ⁴ | Gaspésie | Sapinière, sapinière à épinette blanche et sapinière à épinette noire | ≥ 87 ans | 3 | 203 | 37 (> 20 cm) | 63 |
| Pham et autres, 2004 ^{5,6} | Côte-Nord | Sapinière | > 225 ans | 4 | 138 (100-175) | - | 69 (29-117) |
| | | Sapinière à épinette noire | > 225 ans | 9 | 150 (25-300) | - | 60 (23-179) |
| Roberge et Desrochers, 2004 | Gaspésie | Sapinière | ≥ 87 ans | 1 | - | 51 (≥ 20 cm) 25 (≥ 30 cm) | - |
| Aakala et autres, 2007 ⁵ | Côte-Nord | Sapinière | > 225 ans | 2 | 214 (205-222) | 126 (116-137) (> 19 cm) | - |
| | | Sapinière à épinette noire | > 225 ans | 3 | 198 (175-229) | 82 (59-113) (> 19 cm) | - |
| | | Pessière noire | > 225 ans | 3 | 158 (134-204) | 46 (23-59) (> 19 cm) | - |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{2,3} | Bas-Saint-Laurent et Gaspésie | Sapinière à bouleau blanc montagnarde | > 110 ans | 2 | 180 (25-1300) | 88 (25-225) (≥ 19,1 cm) | - |
| | Côte-Nord | Sapinière à épinette blanche | > 210 ans | 1 | 200 | 150 (≥ 19,1 cm) | - |
| | Capitale-Nationale et Saguenay-Lac-Saint-Jean | Sapinière à épinette noire montagnarde et pessière noire à sapin montagnarde | > 125 ans | 2 | 450 (225-650) | 46 (0-175) (≥ 19,1 cm) | - |
| Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ^{2,3} | Abitibi-Témiscamingue et Mauricie | Pessière noire à sphaignes | > 205 ans | 4 | 197 (50-375) | 6 (0-25) (≥ 19,1 cm) | - |
| | Abitibi-Témiscamingue | Pessière noire à éricacées | > 135 ans | 1 | 267 (200-350) | 42 (0-75) (≥ 19,1 cm) | - |

1. Aucune donnée n'a été trouvée pour la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest.

2. Réseau des écosystèmes forestiers exceptionnels (forêts anciennes). Seules les forêts anciennes dominées par le sapin et les épinettes ont été retenues dans le cadre de cette analyse.

3. DHP ≥ 9,1 cm

4. DHP > 10 cm

5. DHP > 9 cm

6. Les sites de cette étude chevauchent les sous-domaines de la sapinière à bouleau blanc de l'Est et de la pessière à mousses de l'Est.

7. Les chiffres entre parenthèses réfèrent à la fourchette de variabilité observée.

2.3 Le domaine bioclimatique de la pessière à mousses

2.3.1 Régimes de perturbations et recrutement du bois mort

Le feu, les chablis et les perturbations secondaires menant à la formation de trouées constituent les grands types de perturbations en pessière. Chacun de ces régimes génère du bois mort selon un patron qui lui est propre.

Le feu

Le régime de perturbation de la pessière à mousses de l'Ouest se distingue principalement de celui de la pessière à mousses de l'Est par la longueur de son cycle d'incendie. Les cycles d'incendie varient dans le temps, mais sont généralement plus courts dans l'Ouest que dans l'Est (Bergeron et autres, 2006; Gauthier et autres, 2001). En l'absence d'aménagement, l'intervalle entre deux feux excède fréquemment la longévité des espèces et les peuplements évoluent vers un régime de perturbations secondaires où le régime des trouées prévaut (voir plus bas).

Le patron de recrutement du bois mort est influencé par la gravité de la perturbation. Alors que la mortalité est souvent totale ou presque dans le cas d'un incendie important, lors d'incendies légers ou modérés, la mortalité peut être décalée dans le temps (Nappi et autres, en préparation). Le recrutement de bois mort est, par conséquent, réparti sur une plus longue période, ce qui permet un approvisionnement en bois mort frais dans les années qui suivent l'incendie (Angers et autres, en préparation, nord-ouest de l'Abitibi). Les espèces associées à des arbres moribonds ou récemment morts peuvent ainsi rester plus longtemps dans le système (Nappi et autres, en préparation). Par ailleurs, les arbres vivants épargnés constituent une réserve d'arbres morts potentiels pour l'avenir.

Les chablis

La mortalité causée par les chablis est extrêmement variable et peut aller de très locale et très partielle à très grave et frapper de grandes superficies. Même si les chablis graves (> 75 % de la surface terrière renversée) n'y sont pas communs, la pessière à mousses est le domaine bioclimatique où cet agent de perturbation est le plus fréquent. Selon que l'on se trouve dans la pessière à mousses de l'Est ou de l'Ouest, ils représentent en moyenne 0,031 et 0,024 %, respectivement, du territoire touché annuellement (Chabot, Dumont et Huot, 2007 dans Vaillancourt, 2008). En règle générale, les chablis sont partiels et touchent de petites superficies (voir plus bas).

À l'occasion d'un chablis grave, une grande quantité de bois mort frais est générée, surtout sous la forme de débris ligneux au sol et de chicots brisés à différentes hauteurs. Les caractéristiques du bois mort après chablis sont fonction de l'espèce, de sa vulnérabilité au déracinement et au bris, de la taille de l'arbre et de la présence de carie (Webb, 1999). Par exemple, l'enracinement superficiel de l'épinette noire la rend particulièrement sensible au déracinement. À moyen terme, les chicots brisés tomberont et contribueront à la réserve de débris ligneux au sol, et les arbres survivants, mais déstabilisés, permettront un recrutement de bois mort décalé dans le temps. Les chablis partiels occasionnent aussi un recrutement de bois mort au sol et d'arbres cassés, mais ils sont plus répartis dans l'espace et dans le temps (voir plus bas).

Les perturbations secondaires et la dynamique des trouées

En l'absence de perturbations graves sur des périodes excédant la longévité des espèces en présence, des perturbations secondaires agissent en toile de fond. Ces agents de perturbation, comme les épidémies légères, les chablis partiels, les agents pathogènes ou simplement la sénescence, entraînent une mortalité par pied d'arbre ou par petit groupe d'arbres et permettent le développement d'une structure inéquienne (De Grandpré, Morissette et Gauthier, 2000; Harper et autres, 2002; Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003; Pham et autres, 2004). Même si les trouées sont souvent un peu plus grandes qu'en sapinière, leur formation en pessière est similaire. Les trouées sont relativement petites, sont le plus souvent le résultat de la mort d'un arbre ou d'un petit groupe d'arbres et leur formation résulte d'une succession d'évènements dans le temps (Pham et autres, 2004; St-Denis, 2008).

Depuis une dizaine d'années, de nombreux travaux ont documenté ce type de perturbations qui, bien moins spectaculaires, façonnent une plus grande portion du territoire que ce qu'on avait estimé jusqu'à maintenant (De Grandpré, Morissette et Gauthier, 2000; McCarthy, 2001; Harper et autres, 2002). Il est à noter que l'abondance de vieilles forêts inéquiennes et le régime de perturbations secondaires ne sont pas que les attributs des régions où les cycles d'incendie sont les plus longs — la Côte-Nord, par exemple. Bergeron et autres (2001), Harper et autres (2003) et Cyr et autres (2009) ont estimé que les forêts de plus de 100 ans représentaient historiquement de 52 à 67 % du paysage dans le nord-ouest du Québec, alors que St-Denis (2008) et Harper et autres (2002) ont documenté la dynamique des perturbations secondaires dans la pessière à mousses de l'Ouest (nord-ouest du Québec). L'analyse des données d'inventaire du ministère des Ressources naturelles et de la Faune a permis à Boucher, De Grandpré et Gauthier (2003) de constater que 34 % des placettes résineuses du nord de la pessière à mousses de l'Ouest, contenant principalement de l'épinette noire ou du sapin baumier, présentent une structure irrégulière ou une distribution diamétrale en « J » inversé. Dans la pessière à mousses de l'Est, cette proportion passe à 66 %.

En pessière, les plus vieux peuplements ne sont pas nécessairement les plus riches en bois mort. Dans certaines circonstances, notamment dans les sites paludifiés de la ceinture d'argile du nord-ouest du Québec, il vient un temps où la productivité diminue à mesure que s'écoule le temps depuis le dernier incendie (Simard et autres, 2007). La quantité de bois mort s'en trouve diminuée, si bien que la quantité de chicots et de débris ligneux des très vieilles forêts (ex. : 250 ans) diminue après avoir atteint un pic aux stades antérieurs (ex. : 175-225 ans, Harper et autres, 2003).

Même s'il varie annuellement, le recrutement de bois mort induit par la dynamique des trouées est assez stable dans le temps, bien que ponctué d'évènements générateurs de pics de recrutement causés, par exemple, par de forts vents ou une épidémie (Harper et autres, 2002; Aakala et autres, 2007; St-Denis, 2008). Cette dynamique favorise la production de toutes les formes de bois mort (chicots, débris ligneux au sol), une disponibilité relativement constante des volumes de bois mort dans le temps ainsi qu'une représentativité de tous les stades de décomposition (Pham et autres, 2004; Aakala et autres, 2008; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b], nord-ouest du Québec). De plus, ce régime permet la croissance de gros arbres et, par conséquent, de gros chicots et débris ligneux (Aakala et autres, 2007). Une synthèse de la disponibilité du bois mort dans les vieilles pessières est présentée dans le tableau 4.

2.3.2 Importance particulière de certaines formes de bois mort

L'épinette noire représente l'espèce dominante en pessière. Comme cette espèce est particulièrement susceptible au déracinement et que les diamètres qu'elle peut atteindre sont limités par rapport à d'autres espèces, les espèces compagnes peuvent jouer un rôle plus important que leur nombre ne le suggère. Par exemple, les chicots de pin gris sont particulièrement résistants à la chute (Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b], nord-ouest de Chibougamau). Dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est, l'épinette blanche contribue grandement à la disponibilité de tiges de gros diamètre (Julien et Darveau, 2005). La pessière de l'Est comporte aussi une composante de sapin baumier, espèce qui atteint des diamètres supérieurs à ceux de l'épinette noire, beaucoup plus forte que dans l'Ouest (Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2003). Tout comme en forêt boréale mixte, le bois mort provenant de feuillus revêt une importance particulière en forêt boréale coniférienne. Les arbres feuillus y sont moins abondants et souvent plus dispersés, formant des pochettes au sein d'une matrice de conifères ou étant parsemés au travers des peuplements résineux, mais constituent des éléments clés. Les feuillus, comme le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc, peuvent atteindre de forts diamètres dans un laps de temps relativement court et ainsi grandement contribuer à la disponibilité de bois mort de forte taille (Julien et Darveau, 2005; M. Darveau, A. Desrochers et J. P. L. Savard, données inédites dans Darveau et Desrochers, 2001). De plus, les feuillus sont plus susceptibles de former des cavités naturelles que les résineux à cause de leur susceptibilité aux agents pathogènes (Vaillancourt, 2007; Gunn et Hagan, 2000).

À plus grande échelle, les brûlis constituent aussi des « réserves » de bois mort d'importance particulière. En effet, à cause des très fortes disponibilités de bois mort et des conditions environnementales qu'on y trouve, les habitats générés par les incendies recèlent des assemblages d'espèces distincts de ceux présents dans les autres types de forêts non perturbées, coupées ou récupérées.

Finalement, il est à noter que les sites les plus productifs présentent les disponibilités les plus élevées de gros arbres et, conséquemment, de gros chicots (Harper et autres, 2003; Boucher, De Grandpré et Gauthier, 2006).

Tableau 4 Disponibilité du bois mort dans les pessières anciennes

| Sous-domaine bioclimatique et référence | Région | Type de peuplement | Âge | N ^{bre} de sites | Surface terrière ⁸ (m ² /ha) | Densité de chicots ⁸ (tiges/ha) | Densité de gros chicots ⁸ (tiges/ha) | Volume de débris ligneux au sol (m ³ /ha) |
|--|---|--|--------------|---------------------------|--|--|---|--|
| Pessière à mousse de l'Ouest Deans et autres, 2003 ¹ | Nord-Est ontarien (forêt modèle du lac Abitibi) | Pessière noire | 140 ± 37 ans | 8 | - | 96 | - | - |
| Drapeau et autres, 2003 ² | Abitibi et Nord-du-Québec | Pessière noire | 100-120 ans | 53 | 3 0,8 ≥ 20 cm | - | - | - |
| Harper et autres, 2005 ³ | Nord-du-Québec et Nord-Est ontarien (forêt modèle du lac Abitibi) | Pessière noire sur dépôts organiques | > 120 ans | 11 | 5 (0-14) 0,4 ≥ 20 cm | 285 (13-687) | 15 (0-50) (≥ 20 cm) | - |
| | | Pessière noire sur dépôts d'argile | > 120 ans | 22 | 10 (3-26) 2 ≥ 20 cm | 479 (137-1163) | 74 (0-250) (≥ 20 cm) | - |
| | | Pessière noire sur dépôts de sable | > 120 ans | 10 | 12 (2-64) 5 ≥ 20 cm | 440 (125-1850) | 123 (0-700) (≥ 20 cm) | - |
| Mascarúa López et autres, 2006 ^{2, 4} | Abitibi | Pessière noire | > 120 ans | 4 | 3 (2-4) | - | - | - |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ⁵ | Nord-du-Québec et Saguenay-Lac-Saint-Jean | Pessière noire à éricacées | > 120 ans | 7 | - | 189 (25-450) | 44 (0-150) (≥ 19,1 cm) | - |
| | Nord-du-Québec | Pessière noire à sphaignes | > 200 ans | 3 | - | 198 (50-375) | 29 (0-100) (≥ 19,1 cm) | - |
| | Nord-du-Québec | Pessière noire à sapin et sapinière à épinette noire | > 200 ans | 3 | - | 367 (325-400) | 122 (25-200) (≥ 19,1 cm) | - |
| Pessière à mousse de l'Est | | | | | | | | |
| Pham et autres, 2004 ^{6, 7} | Côte-Nord | Pessière noire | > 225 ans | 5 | - | 155 (75-200) | - | 47 (24-70) |
| Aakala et autres, 2007 ⁷ | Côte-Nord | Pessière noire | > 225 ans | 2 | - | 94 (89-98) | 30 (14-47) (> 19 cm) | - |
| | | Sapinière à épinette noire | > 225 ans | 2 | - | 160 (125-195) | 103 (78-128) (> 19 cm) | - |
| | | Sapinière | > 225 ans | 3 | - | 169 (104-220) | 122 (79-151) (> 19 cm) | - |
| Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009 (non publié) ⁵ | Côte-Nord et Saguenay-Lac-Saint-Jean | Pessière noire à sapin | > 120 ans | 19 | - | 337 (50-650) | 113 (0-325) (≥ 19,1 cm) | - |
| | Côte-Nord | Sapinière à épinette blanche | > 200 ans | 3 | - | 217 (100-350) | 79 (25-200) (≥ 19,1 cm) | - |

1. DHP présumé > 4 cm

2. DHP ≥ 5 cm

3. Adapté des données originales, DHP ≥ 10 cm.

4. Les sites de cette étude chevauchent les sous-domaines de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest et de la pessière à mousses de l'Ouest.

5. Réseau des écosystèmes forestiers exceptionnels (forêts anciennes). Seules les forêts anciennes dominées par le sapin et les épinettes ont été retenues dans le cadre de cette analyse, DHP ≥ 9,1 cm.

6. Les sites de cette étude chevauchent les sous-domaines de la sapinière à bouleau blanc de l'Est et de la pessière à mousses de l'Est.

7. DHP > 9 cm

8. Les chiffres entre parenthèses réfèrent à la fourchette de variabilité observée.

2.4 Influence de l'aménagement sur le bois mort dans les domaines des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc, et de la pessière à mousses

Les pratiques d'aménagement étant similaires en sapinière et en pessière, l'influence de l'aménagement sur le bois mort est comparable. Les principales pratiques sont abordées dans cette section pour les deux domaines.

2.4.1 Régime de coupes totales

À l'échelle du peuplement, qu'on les compare à des perturbations graves (ex. : incendies) ou partielles (ex. : forêt ancienne sous régime de trouées), les coupes totales en forêt boréale ont pour effet de réduire la quantité totale de bois mort, même pour des périodes de plusieurs décennies (Linder et Östlund, 1998; Sturtevant et autres, 1997; Drapeau et autres, 2002; Desponts et autres, 2002, 2004; Roberge et Desrochers, 2004; Vaillancourt et autres, 2008). La longueur des révolutions étant généralement plus courte que la durée de vie des espèces, le recrutement de bois mort lié à la mortalité par sénescence est annulé. La taille du bois mort est aussi influencée : les arbres vivants de forte taille sont récoltés et, dans les peuplements de seconde venue, la longueur des révolutions est trop courte pour que les arbres atteignent de très forts diamètres pour ensuite générer du bois mort de gros calibre. La représentativité des classes de décomposition peut aussi être touchée. En abattant les chicots présents lors de la coupe, soit pour des raisons de sécurité ou parce que leur bois est transformable (bois secs et sains), on les empêche d'atteindre un degré de décomposition très avancé. Ensuite, les chicots d'arbres matures produits dans les peuplements de seconde venue n'ont pas toujours le temps d'atteindre des stades de décomposition avancés avant que le peuplement soit récolté (Roberge et Desrochers, 2004). Après plusieurs révolutions, il pourrait en résulter une interruption de la représentativité de tous les stades de décomposition (Essen et autres, 1997). Lorsqu'ils parviennent au stade de la sénescence, les peuplements de seconde venue peuvent acquérir des caractéristiques (abondance, taille, stades de décomposition) en bois mort similaires aux forêts anciennes (Desponts et autres, 2002, 2004). Cette disponibilité est cependant généralement de courte durée puisque les peuplements ont déjà fait l'objet de récolte à ce stade.

Dans les secteurs où toutes les espèces ne sont pas attribuées, il est courant de rencontrer des arbres vivants et des chicots laissés dans les parterres de coupe, notamment du bouleau blanc (Courteau, Darveau et Savard, 1997; Sturtevant et autres, 1997). Bien qu'ils n'aient pas été laissés dans l'intention de créer du bois mort, ces arbres meurent souvent dans les années qui suivent la coupe et assurent un certain recrutement de chicots et de débris ligneux sur des périodes pouvant aller jusqu'à plusieurs décennies (Sturtevant et autres, 1997), s'ils ne font pas l'objet de récupération pour en faire du bois de chauffage par les communautés locales. Cette rétention fortuite est cependant tributaire des marchés de sorte que l'on ne peut s'y fier pour assurer une présence adéquate de bois mort.

2.4.2 Habitats résiduels (bandes riveraines, séparateurs de coupe, bouquets rémanents, blocs résiduels) et effet de lisière

Influence de l'ouverture du couvert et de l'effet de lisière sur le recrutement du bois mort

Dans les années qui suivent la coupe, on observe généralement une mortalité accrue dans les bandes résiduelles (séparateurs de coupe et bandes riveraines), les bouquets rémanents et aux abords des blocs résiduels par rapport à la forêt d'intérieur (Darveau et autres, 1994; Essen,

1994; Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006; Ruel, 2001; Bladon et autres, 2008). Les taux de mortalité sont fonction de la taille des habitats résiduels, augmentant généralement avec la réduction de la taille des fragments (Essen, 1994), et sont les plus élevés en bordure de coupe pour diminuer graduellement à mesure qu'on s'éloigne de la lisière (Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006). Dans les bouquets rémanents et chez les tiges isolées, la mortalité peut aller jusqu'à quadrupler dans les années suivant la coupe, par rapport à la forêt fermée. Cette mortalité est particulièrement notable chez les feuillus. Dans un dispositif expérimental dans une forêt mixte d'Alberta, le tiers des arbres résiduels décidus était mort après cinq ans et plus de la moitié des arbres vivants étaient en déclin (Bladon et autres, 2008). Plus les habitats résiduels ont une forme allongée (ratio longueur de lisière sur superficie de forêt résiduelle), plus ils sont perturbés par l'effet de lisière.

Le statut du bois mort généré (chicot ou débris ligneux au sol) diffère selon les études. En forêt boréale mixte et résineuse, on observe généralement une hausse du nombre de chicots ou du volume de débris ligneux à court et moyen terme dans ces habitats résiduels (Darveau et autres, 1994; Harper et autres, 2004; Gagné, Imbeau et Drapeau, 2007; Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006). Ces résultats semblent être fonction de la susceptibilité au chablis des espèces et des sites. Par exemple, les feuillus morts (peuplier, bouleau) prendraient surtout la forme de chicots alors que l'épinette, particulièrement susceptible au déracinement, contribuerait aux débris ligneux au sol (Bladon et autres, 2008; Angers, Drapeau et Bergeron, en préparation [b]; Angers et autres, en préparation). L'ouverture du peuplement et l'exposition accrue au vent seraient responsables de la mort par stress hydrique, de la chute ou du bris des tiges vivantes, mais aussi de la chute des chicots présents avant la coupe (Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006; Bladon et autres, 2008). Chez les chicots, ces chutes prématurées pourraient être responsables de la raréfaction des tiges en état avancé de décomposition dans les bandes résiduelles (Vaillancourt et autres, 2008).

Les résultats de Mascarúa López, Harper et Drapeau (2006) suggèrent que les séparateurs de coupe sont plus fortement influencés par l'effet de lisière que les bandes riveraines. Ces dernières seraient mieux adaptées à un environnement ouvert à cause de la lisière préexistante située à proximité du cours d'eau, contrairement aux séparateurs de coupe pour qui deux nouvelles lisières artificielles sont créées. Aussi, la largeur des séparateurs de coupe (≤ 60 m) ne serait pas suffisante pour tempérer l'effet des deux bordures et offrir des conditions de forêt d'intérieur. Dans les blocs de moins d'un hectare, les taux de mortalité sont plus élevés qu'en forêt d'intérieur, ce qui suggère que la superficie serait entièrement composée d'habitats de lisière (Essen, 1994). En forêt boréale scandinave, des fragments de 5 à 10 ha au minimum seraient requis pour qu'un habitat de forêt d'intérieur soit maintenu (Essen, 1994).

Caractéristiques des arbres vivants et du bois mort dans les bandes riveraines

La composition et la productivité des peuplements riverains sont influencées par les conditions édaphiques qu'on y retrouve. Par exemple, sur la Côte-Nord, alors qu'ils étaient dans un paysage où le sapin baumier est abondant, Vaillancourt et autres (2008) ont remarqué que le sapin et les arbres de fort diamètre étaient moins abondants dans les bandes résiduelles, au profit de l'épinette noire. Ces résultats sont en partie corroborés par Whitaker et Montevecchi (1997) qui ont aussi observé une moins forte abondance de bouleau blanc dans les peuplements riverains (sapinière à bouleau blanc, Terre-Neuve). La représentativité de la taille et de la composition des chicots par rapport à ce qui était disponible dans le paysage est, par conséquent, modifiée.

Influence de la récolte partielle et des décisions d'aménagement sur les caractéristiques du bois mort

Lors des opérations forestières, l'industrie peut récolter une partie des tiges dans les bandes riveraines ou les séparateurs de coupe. De toutes les bandes résiduelles où le bois mort a été échantillonné dans les études citées précédemment (Harper et autres, 2004; Gagné, Imbeau et Drapeau, 2007; Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006), seule une très faible proportion a été soumise à de la coupe partielle (C. Gagné, K. Harper, L. Mascarúa López, M.-A. Vaillancourt, 2009, comm. personnelles). Lorsqu'elle est mise en œuvre, cette pratique contribue à diminuer le potentiel de recrutement de bois mort et la disponibilité des grosses tiges, ces dernières étant récoltées de manière préférentielle (Vaillancourt et autres, 2008). La diminution de la densité de tiges à la suite de la coupe partielle entraîne aussi vraisemblablement une plus grande susceptibilité au chablis (Ruel, 1995; Mitchell, 1995). Bien que les nouvelles conditions environnementales dans les habitats résiduels contribuent à générer du bois mort à la suite de la coupe, ce recrutement est vraisemblablement de courte durée. Une fois le pic de recrutement passé, la production de bois mort se fera plus lente. De plus, la récolte éventuelle des séparateurs de coupe réduira la disponibilité des arbres morts et des arbres vivants générateurs de bois mort (Vaillancourt et autres, 2008).

Les caractéristiques du bois mort présent dans les bandes résiduelles versus celles des sites non aménagés peuvent être grandement influencées par les décisions d'aménagement. Ainsi, dans une étude menée sur la Côte-Nord, Vaillancourt et autres (2008) ont remarqué que les séparateurs de coupe présentaient des densités de gros arbres considérablement plus faibles que les peuplements non aménagés, ce qui aura inévitablement une influence sur la taille du bois mort généré à plus ou moins brève échéance. De toute évidence, le fait de maximiser les volumes récoltés en disposant les séparateurs de coupe dans des zones moins productives ou moins fournies en gros arbres a potentiellement eu un impact négatif sur la qualité des substrats laissés en place. Le même piège guette les mesures visant à recruter du bois mort en forêt boréale, mesures mises en œuvre dans le cadre des objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV) (bouquets rémanents et 20 % de superficie des bandes riveraines soustraites à l'exploitation forestière, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2005). Si les superficies désignées sont peu productives, il se peut que l'efficacité des mesures en soit réduite.

Représentativité des forêts mûres et surannées dans les paysages aménagés, importance et limites des habitats résiduels

Dans les paysages intensivement aménagés, les sites inaccessibles situés sur de fortes pentes, les bandes résiduelles et, plus récemment, les bouquets rémanents dans le cadre des coupes à rétention variable, représentent souvent les derniers fragments de forêts mûres et surannées. Ces éléments peuvent jusqu'à un certain point constituer des pochettes de bois mort dans les zones aménagées et jouer un rôle de refuge pour les espèces qui en dépendent (Imbeau et Desrochers, 2002; Leboeuf, 2004; Potvin et Bertrand, 2004; Gagné, Imbeau et Drapeau, 2007; Webb et autres, 2008). On doit cependant garder à l'esprit que le maintien des séparateurs de coupe n'est que temporaire et que leur récolte laissera que les bandes riveraines, les peuplements situés sur les pentes abruptes et les bouquets rémanents dans les aires aménagées. Ces habitats sont souvent suboptimaux par rapport à la forêt d'intérieur. En effet, les organismes associés au bois mort sont aussi sensibles aux conditions environnementales modifiées, à la fragmentation, à l'isolation et à la prédation associées à l'effet de bordure (Whitaker et Montevicchi, 1997; Darveau et autres, 1995, 2001; Imbeau et Desrochers, 2002; Moen et Jonsson, 2003; Potvin et Bertrand, 2004; Gagné, Imbeau et Drapeau, 2007).

En bref, à cause des taux de recrutement et de chute qui sont grandement influencés par l'effet de lisière, tout comme le sont les espèces utilisatrices de bois mort, la conservation des bandes riveraines et des bouquets rémanents de petite taille ne pourrait potentiellement pas assurer une dynamique du bois mort qui soit représentative des forêts mûres et surannées et fonctionnelle pour tous ses utilisateurs dans les zones aménagées.

2.4.3 Coupes de récupération faisant suite à des perturbations naturelles

Les perturbations naturelles majeures qui ont cours en forêt boréale (incendies, épidémies et chablis graves), particulièrement les incendies, génèrent de grandes quantités de bois mort (Hély, Bergeron et Flannigan, 2000; Drapeau et autres, 2002; Pedlar et autres, 2002; Harper et autres, 2005; Vaillancourt, 2008). Les superficies touchées par ces perturbations varient annuellement, mais représentent toujours une contribution majeure à la disponibilité du bois mort à l'échelle des régions touchées. À la suite de ces perturbations, de nombreuses espèces d'invertébrés, d'oiseaux et de mammifères, associées au bois mort, colonisent les aires touchées. On y trouve des assemblages d'espèces distincts de ceux présents dans les autres types de forêts non perturbées, coupées ou récupérées (Vaillancourt, 2008). Selon la gravité de la perturbation, la mortalité des arbres peut être décalée dans le temps, les arbres rendus moribonds par la perturbation mourant progressivement (Cooper-Ellis et autres, 1999; Jayen, 2004; Nappi et autres, en préparation). Le recrutement du bois mort aux premiers stades de décomposition est ainsi échelonné dans le temps et la présence des espèces qui y sont associées est, par conséquent, prolongée (Nappi et autres, en préparation).

Par la récolte des arbres morts ou moribonds qui ont toujours une valeur économique, les coupes de récupération réduisent considérablement la quantité totale et les attributs du bois mort disponible, notamment en ce qui a trait à la réduction des arbres brûlés de fort diamètre. Dans les sites récupérés, les communautés d'espèces associées au bois mort sont fortement perturbées, à court comme à long terme (Vaillancourt, 2008). Les volumes récupérés à la suite des incendies, chablis, épidémies d'insectes et maladies varient d'une année à l'autre en fonction de l'occurrence de ces événements, mais dépassent fréquemment les 2 000 000 m³ annuellement. Même si une proportion importante des volumes touchés par les perturbations n'est pas récoltée, les volumes qui font l'objet de récupération sont souvent concentrés à l'échelle régionale et l'abondance locale de grandes concentrations de bois mort est aussi réduite.

2.4.4 Rajeunissement de la matrice forestière

À l'échelle du paysage, la raréfaction de la disponibilité du bois mort est principalement causée par le rajeunissement de la matrice forestière causé par l'aménagement forestier, et ce, pour les domaines des sapinières à bouleau jaune et à bouleau blanc et pour celui de la pessière à mousses, tant dans les sous-domaines de l'Ouest que de l'Est. De nombreuses études démontrent qu'historiquement les vieilles forêts boréales inéquiennes, et conséquemment les attributs de bois mort qui y sont associés, représentaient une importante proportion du paysage et le dominaient très souvent (Bergeron et autres, 2001; Brunet, 2002; Cyr et autres, 2009). Le fait de tronquer la distribution des classes d'âge à l'âge d'exploitabilité des peuplements et d'appliquer un aménagement équienné sur l'ensemble du territoire boréal diminue la proportion de peuplements anciens par rapport au paysage naturel. Dans ce contexte, des mesures d'atténuation ou de restauration pourraient être mises en place afin d'éviter une crise sur le plan de la biodiversité comme celle que connaissent les Scandinaves depuis quelques décennies (Berg et autres, 1994).

2.4.5 Coupes avec conservation du bois mort

Dans le cadre d'un aménagement écosystémique, les pratiques sylvicoles doivent être développées de façon à s'inspirer de la dynamique naturelle des écosystèmes afin de maintenir les attributs des forêts naturelles importantes sur le plan de la biodiversité (Attiwill, 1994; Bergeron et Harvey, 1997). Dans les écosystèmes soumis aux perturbations secondaires de l'est de la forêt boréale, les coupes partielles et les coupes à rétention variable font actuellement l'objet d'essais expérimentaux (OPMV à l'échelle provinciale, Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet, Réseau d'essais de coupes partielles en Abitibi, Forêt modèle du lac Abitibi). Ces initiatives sont relativement récentes de sorte que peu de données sont disponibles pour l'instant et que les effets à long terme doivent être évalués.

Bien qu'il soit évident que les peuplements non traités, avec leurs densités de tiges et leur surface terrière plus forte, généreront à plus ou moins brève échéance plus de bois mort que les peuplements traités (Harvey et Brais, 2007), les premières données disponibles permettent de constater que, par rapport à la coupe totale, ces pratiques peuvent assurer la conservation des attributs de bois mort souvent similaires à ce que l'on trouve dans des forêts non aménagées d'âge similaire, du moins à court terme (Deans et autres, 2003). À long terme cependant, la modélisation de peupleraies soumises à des coupes partielles a révélé un délai notable dans la production de chicots et de gros arbres (Vanderwel et autres, en préparation). Cet objectif ne peut cependant être atteint que si la conservation du bois mort constitue un des objectifs spécifiques du traitement (Harvey et Brais, 2007). Dans les coupes de récupération, la récupération partielle permet aussi de réduire l'écart entre les conditions postincendie et postcoupe, et favorise certaines espèces associées au bois mort. Dans les peuplements résineux, un des enjeux principaux de la coupe partielle réside dans la forte susceptibilité des arbres au chablis lorsque la densité des peuplements est réduite (Ruel, 1995; Mitchell, 1995).

2.4.6 Exportation de la biomasse forestière

Dans les forêts publiques québécoises, les procédés de coupe par arbre entier étaient encore utilisés pour plus de la moitié des volumes récoltés en 2002-2003 (Claveau, 2004). L'exportation du feuillage et des petits débris ligneux que constituent les branches et les houppiers entraîne la perte des nutriments qui auraient été libérés lors de leur décomposition (notamment, les cations basiques), un plus grand stress nutritionnel pour le peuplement à venir et, potentiellement, une diminution de la productivité. La composition, la densité, la productivité, l'âge du peuplement, ainsi que le type de dépôt et la concentration en cations basiques influencent la susceptibilité des sols à l'appauvrissement nutritionnel (Paré, Rochon et Brais, 2002; Thiffault et autres, 2006). En forêt boréale mixte, la récolte par arbre entier pourrait être évitée sur les sols minces et les sables fluvio-glaciaires, surtout dans les peuplements de sapin et de peuplier faux-tremble, les espèces les plus exigeantes sur le plan nutritionnel (Paré, Rochon et Brais, 2002).

Dans cette perspective, le récent engouement pour la récupération des résidus forestiers aux abords des routes forestières et à même les parterres de coupe afin de produire de la bioénergie devrait être envisagé avec précaution.

3. Questions à la base de la description de l'enjeu écologique du bois mort

Afin d'aider à décrire l'enjeu écologique du bois mort, des questions à propos du recrutement et de la dynamique du bois mort en forêt non aménagée et aménagée ainsi que des formes de bois mort d'importance particulière sont présentées. Chaque question doit être envisagée en fonction de la région à l'étude. Il est important de préciser que ces questions sont présentées uniquement à titre indicatif pour mener à une description la plus complète qui soit de l'enjeu du bois mort.

3.1 Recrutement en forêt non aménagée

- Quels sont les régimes de perturbations naturelles, principaux et secondaires, générateurs de bois mort de la région à l'étude (incendies, épidémies, chablis, perturbations secondaires, mortalité par pied d'arbre, régime des trouées, etc.)?
- Pour chacun de ces régimes de perturbation, quel est le patron de recrutement du bois mort généré selon :
 - la gravité (% de mortalité);
 - le patron spatial (superficie et configuration spatiale);
 - le patron temporel (synchronisation de la mort);
 - les caractéristiques du bois mort généré : statut (chicots ou débris ligneux au sol), espèce, taille et stade de décomposition?
- Pour certains évènements perturbateurs, le recrutement peut-il être décalé dans le temps (mortalité décalée, arbres morts sur pied qui tombent au sol, etc.)?

3.2 Formes de bois mort d'importance particulière

- Certaines formes de bois mort vous apparaissent-elles particulièrement importantes dans la région à l'étude? Pour quelles raisons?
- Dans le paysage non aménagé, comment la disponibilité de chacune de ces formes de bois mort se maintient-elle (recrutement, occurrence, dynamique, distribution spatiale à différentes échelles)?
- Quels sont les sites les plus susceptibles de renfermer ou de générer chacune de ces formes de bois mort (âge, composition, productivité)?
- Dans la région à l'étude, certaines espèces au statut précaire ont-elles des exigences particulières quant au bois mort? Si oui, quelles sont les caractéristiques de bois mort qui leur sont spécifiques, selon :
 - l'espèce d'arbre;
 - le statut (chicot ou débris ligneux au sol);
 - le stade de décomposition;
 - la taille?

3.3 Influence des régimes d'aménagement

- Quels sont les régimes d'aménagement¹ actuellement en vigueur?
- Chacun de ces régimes influence-t-il :
 - la présence du bois mort au moment de l'intervention? Si oui, de quelle manière? Certaines formes de bois mort, notamment les formes de bois mort d'importance particulières indiquées précédemment, sont-elles touchées en particulier (espèce, statut, stade de décomposition, taille)? Certains types de sites en particulier sont-ils favorisés par les régimes d'aménagement (peuplement, âge, composition, productivité, distribution spatiale)?
 - les patrons de recrutement du bois mort à moyen et à long terme par rapport à la forêt non aménagée (gravité de la mortalité, patron spatial, patron temporel)? Si oui, pour quelles formes de bois mort (espèce, statut, stade de décomposition, taille)?
 - la composition à venir des peuplements par rapport à la forêt non aménagée, notamment en espèces compagnes? En d'autres termes, la composition en espèces du bois mort sera-t-elle maintenue à long terme à l'échelle du paysage?
 - la distribution diamétrale des tiges à venir par rapport à la forêt non aménagée, notamment en regard de la disponibilité de grosses tiges vivantes?
 - la dynamique du bois mort, notamment en regard des modifications des conditions environnementales?
- Si certains types d'aménagement visent à préserver une structure de forêt ancienne, la composition en essences et la quantité de bois mort qu'on y trouve représentent-elles un niveau acceptable (selon un principe de précaution raisonnable) par rapport à ce qui est observé en forêt ancienne non aménagée?
- Certaines formes de bois mort sont-elles impossibles à maintenir ou à favoriser par l'aménagement et ainsi condamnées à disparaître sous ce régime d'aménagement? Justifier le raisonnement. Si tel est le cas, quels moyens peuvent être envisagés pour pallier ce problème?

1. Par régime d'aménagement, on entend à la fois le scénario sylvicole et les traitements commerciaux et non commerciaux qui y sont associés, les normes d'interventions (ex. : opérations dans les séparateurs de coupes, les bandes riveraines, etc.), les modalités de mise en œuvre des OPMV et les modalités de coupe (ex. : coupe par arbre entier).

4. Suggestions pour la conservation du bois mort en aménagement forestier

Bien que la littérature concernant l'importance du bois mort soit très abondante, on dispose de très peu de connaissances sur les seuils minimaux de bois mort nécessaires au maintien des espèces et des processus biogéochimiques qui y sont associés. Il est donc préférable d'opter pour le principe de précaution en essayant de mitiger l'influence anthropique avec une approche de filtre brut.

4.1 Conservation du bois mort préexistant

Lorsque la sécurité des travailleurs n'est pas compromise, la conservation du bois mort préexistant est importante. Cette mesure peut représenter une contrainte opérationnelle supplémentaire, mais ces arbres morts présentant déjà un certain niveau de décomposition favoriseront une continuité des stades de décomposition dans le temps après la coupe, notamment en regard des arbres morts en état de décomposition avancée.

4.2 Conservation des gros arbres moribonds

Une attention particulière pourrait être apportée à la conservation des gros arbres moribonds. Le maintien de ces arbres, dont la mortalité est appréhendée à court ou moyen terme, permettrait un recrutement de bois mort. Vu l'importance des arbres et des chicots qui présentent des cavités pour les espèces cavicoles secondaires, les arbres présentant des défauts majeurs, principalement des cavités naturelles, pourraient aussi faire l'objet d'une conservation particulière. Ces arbres, surtout ceux dont les défauts sont multiples et présents sur la tige principale, présentent une faible valeur économique, ce qui pourrait contribuer à justifier leur conservation.

En forêt feuillue, la longévité sur pied des chicots générés excédant souvent la durée des rotations, on pourrait apporter une attention particulière à la conservation des chicots générés dans les rotations à venir afin que le cycle du bois mort puisse se produire en entier (c.-à-d. que des gros chicots de stades de décomposition avancés puissent perdurer sans être renversés lors d'une récolte ultérieure). Comme les chicots comportent souvent plus de risques pour les travailleurs lors des opérations de récolte en forêt feuillue qu'en forêt résineuse, on pourrait évaluer leur intérêt comme arbre refuge (faunique) lors du martelage (Boulet, 2007) et développer des stratégies de conservation, si cela s'avère nécessaire (par exemple, en établissant un rayon sans activités forestières autour de chicots à valeur écologique élevée [Watt et Caceres, 1999]).

4.3 Optimisation de la conservation du bois mort

On a vu que le bois mort de fort diamètre revêt une importance particulière au sein de tous les écosystèmes forestiers. Les sites les plus productifs sont les plus susceptibles de contenir ou de produire des gros arbres vivants puis finalement de générer du bois mort de gros calibre. Le critère de la productivité pourrait donc être utilisé lors de l'implantation d'au moins une certaine proportion des habitats visant le recrutement de bois mort.

Les feuillus, particulièrement le peuplier faux-tremble dans les domaines bioclimatiques boréaux de l'ouest, sont susceptibles de développer de forts diamètres ainsi que des cavités naturelles et ont plus tendance à mourir sur pied qu'à être déracinés que les conifères. Certains habitats visant le recrutement de bois mort pourraient, par conséquent, être centrés sur ces éléments. On doit cependant garder à l'esprit que le bois mort feuillu : 1- se dégrade plus rapidement que celui des conifères; et 2- ne peut combler les besoins de toutes les espèces utilisatrices de bois mort. On pourrait donc conserver une représentativité de la composition des arbres au sein des habitats visant le recrutement de bois mort, particulièrement où certaines espèces ne trouvent pas preneurs et pourraient être surreprésentées du fait que leur conservation influence peu les volumes récoltés (le bouleau blanc, par exemple). À proximité des régions habitées, on pourrait limiter la récolte de ces tiges par la population locale pour en faire du bois de chauffage.

Finalement, de nombreuses espèces utilisatrices de bois mort ont des capacités de dispersion limitées. Ainsi, les habitats visant le recrutement de bois mort devraient être disposés afin d'assurer une certaine connectivité spatiale et temporelle entre eux et avec les éléments définis permettant de maintenir des forêts mûres et surannées (refuges, îlots de vieillissement et zones de pratiques sylvicoles adaptées).

4.4 Bandes riveraines, bouquets rémanents, séparateurs de coupe et effet de lisière

Un peu à l'image des superficies épargnées par les perturbations naturelles graves, les habitats visant le recrutement de bois mort laissé en forêt aménagée (bandes riveraines intactes et bouquets rémanents) pourraient contribuer à la conservation de forêts mûres et surannées dans le paysage. On ne doit cependant pas s'attendre à ce que la dynamique naturelle du bois mort caractéristique de ces types de peuplements soit maintenue. Dans les habitats résiduels, l'ouverture du couvert et l'effet de lisière ont en effet pour résultat d'accélérer le recrutement et la chute du bois mort. De plus, leur superficie n'est actuellement pas suffisante pour procurer des conditions de forêt d'intérieur nécessaires à plusieurs espèces utilisatrices de bois mort. Ces phénomènes ont été documentés pour les bandes riveraines et les séparateurs de coupe (section 2.4.2) et seront vraisemblablement observables dans les bouquets rémanents de quelques centaines de mètres carrés. Avec des superficies de cet ordre (par exemple, un bouquet rémanent de 600 m² ne représente qu'un quadrilatère d'un peu moins de 25 m x 25 m), on peut s'attendre à ce que le bouquet rémanent soit entièrement perturbé par l'effet de lisière.

Bien que ces milieux soient fréquentés par les utilisateurs de bois mort et jouent un rôle certain, on ne peut garantir que cette seule stratégie puisse assurer le maintien du bois mort, de sa dynamique et de ses utilisateurs dans les milieux aménagés. En complément à ces mesures, les séparateurs de coupe pourraient constituer d'autres superficies, dont une partie pourrait éventuellement être conservée. La récolte décalée des séparateurs est coûteuse pour l'industrie, les séparateurs sont généralement plus larges que les bandes riveraines et, dans certaines régions, ils sont situés sur des sites plus productifs et dont les caractéristiques de bois mort sont plus intéressantes que dans les bandes riveraines (Vaillancourt et autres, 2008). Plusieurs auteurs ayant étudié la dynamique et l'utilisation du bois mort dans ces habitats suggèrent leur conservation ainsi que l'élargissement des bandes résiduelles afin de maintenir des conditions de forêts d'intérieur (Gagné, Imbeau et Drapeau, 2007; Mascarúa López, Harper et Drapeau, 2006; Vaillancourt et autres, 2008). Comme Drapeau et Imbeau (2006) l'ont suggéré, un statut de conservation permanente pourrait leur être conféré dans l'éventualité où la forêt mûre et surannée résiduelle représenterait moins de 20 % de la superficie du territoire aménagé. Finalement, les habitats linéaires étant le plus souvent perturbés par l'effet de lisière,

Potvin et Bertrand (2004) suggèrent la conservation de blocs de plus de 50 ha afin de conserver des conditions de forêt d'intérieur pour les espèces qui en dépendent.

4.5 Autres considérations

4.5.1 Forêts privées

À cause de la forte pression anthropique qui l'influence depuis des siècles, la forêt feuillue du sud du Québec a fortement été altérée. On dispose de peu d'information sur l'influence de l'historique d'aménagement sur la disponibilité du bois mort dans ces forêts, mais dans la perception populaire, le bois mort est souvent considéré comme un gage de mauvais aménagement et de gaspillage. La forêt feuillue méridionale est le plus souvent de tenure privée et n'est pas assujettie à la réglementation applicable sur les terres publiques. Alors que les écosystèmes du Sud sont les plus diversifiés, des mesures pourraient être adoptées afin d'informer les propriétaires forestiers sur l'importance du bois mort.

4.5.2 Coupes de récupération

Les superficies issues de perturbations graves (brûlis, épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et chablis) jouent un rôle important dans la disponibilité du bois mort aux échelles locales et régionales. Les plans de récupération de ces superficies pourraient être soumis à l'application de mesures particulières visant à maintenir une portion de ce type de forêt et, par conséquent, de bois mort.

4.5.3 Récolte des résidus forestiers

La popularité grandissante de la récolte des résidus forestiers pour en faire de la bioénergie relance le besoin de définir les conditions dans lesquelles l'exportation de ces résidus de coupe ne nuit pas à la fertilité des sols et d'implanter des modalités d'intervention conséquentes, et ce, autant lors de la coupe par arbre entier que pour la production de bioénergie.

4.5.4 Création artificielle de bois mort

Dans les régions où le bois mort s'est raréfié au point d'avoir des impacts sur la biodiversité, diverses méthodes de génération artificielle de bois mort ont été développées afin de restaurer la dynamique du bois mort ainsi que les communautés qui en dépendent. L'étêtage, l'annelage du tronc, l'injection de phytocides et l'inoculation avec des agents pathogènes permettent tous de créer, à court ou moyen terme, du bois mort (Hunter, 1990). L'étêtage, ou création de couches hautes (*high stumps*, généralement de 3 à 5 m de haut) est particulièrement utilisé en Scandinavie (Roberge, 2009, comm. personnelle). Cette méthode permet la récolte d'une certaine proportion du volume tout en créant des chicots dont l'espérance de vie sur pied est augmentée du fait que les tiges sans couronne offrent une moins grande prise au vent.

Bien qu'elles procurent un recrutement rapide, qu'elles soient particulièrement utiles comme mesures d'urgence dans un contexte de restauration et que le bois mort généré soit utilisé (Martikainen, 2001; Lindhe, Åsenblad et Toresson, 2004; Lindhe et Lindelöw, 2004), ces méthodes sont coûteuses et peuvent difficilement être envisagées à grande échelle. Dans des écosystèmes relativement peu aménagés comme ceux du Québec, une stratégie de conservation du bois mort existant et de génération passive par la rétention d'arbres vivants qui mourront tôt ou tard risque d'être plus efficace et moins coûteuse.

Bibliographie

- AAKALA, T., et autres (2007). "Trees dying standing in the north-eastern boreal old-growth forests of Quebec: spatial patterns, rates and temporal variation", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, p. 50-61.
- AAKALA, T., et autres (2008). "Standing dead trees and their decay-class dynamics in the north-eastern boreal old-growth forests of Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, p. 410-420.
- ALBAN, D. H., et J. PASTOR (1993). "Decomposition of aspen, spruce, and pine boles on two sites in Minnesota", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, p. 235-242.
- ANGERS, V.-A., et autres (2005). "Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 217, p. 275-293.
- ANGERS, V.-A., et autres (en préparation). "Snag dynamics after wildfire in three boreal species: a nine years monitoring".
- ANGERS, V.-A., DRAPEAU, P. et Y. BERGERON (en préparation a). "Decay rates and factors influencing wood decomposition in snags of four North American boreal tree species".
- ANGERS, V.-A., DRAPEAU, P. et Y. BERGERON (en préparation b). "Snag degradation pathways of four North American boreal tree species".
- ATTIWILL, P. M. (1994). "The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management", *Forest Ecology and Management*, vol. 63, p. 247-300.
- BASHAM, J. T. (1991). *Stem decay in living trees in Ontario's forests: a user's compendium and guide*, Information report O-X-408, Forestry Canada, Ontario region, Great Lakes Forestry Center, 64 p.
- BÉDARD, S., et F. BRASSARD (2002). *Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996*, ministère des Ressources naturelles, 15 p.
- BERG, A. B., et autres (1994). "Threatened plant, animal and fungus species in Swedish forests: Distribution and habitat associations", *Conservation Biology*, vol. 8, p. 718-731.
- BERGERON, Y., et D. CHARRON (1994). "Post-fire stand dynamics in a southern boreal forest (Québec): A dendroecological approach", *Ecoscience*, vol. 1, p. 173-184.
- BERGERON, D., et autres (1997). *Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional*, série de rapports techniques n° 271F, Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, 41 p.
- BERGERON, Y., et autres (2001). "Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 384-391.
- BERGERON, Y., et autres (2006). "Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p. 2737-2744.

- BERGERON, Y., et B. HARVEY (1997). "Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixed-wood forest of Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 92, p. 235-242.
- BLADON, K. D., et autres (2008). *Residual tree mortality following variable retention harvesting in boreal mixed-woods*, SFM Research Note Series no. 39, Sustainable forest management network, 4 p.
- BLAIS, J. R. (1961). "Spruce budworm outbreaks in the lower St. Lawrence and Gaspé regions", *Forestry Chronicle*, vol. 37, p. 192-202.
- BLAIS, J. R. (1981). "Mortality of balsam fir and white spruce following a spruce budworm outbreak in the Ottawa River watershed in Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 11, p. 620-629.
- BODDY, L. (2001). "Fungal community ecology and wood decomposition processes in angiosperms: from standing tree to complete decay of coarse woody debris", *Ecology Bulletin*, vol. 49, p. 43-56.
- BOUCHARD, M. (2001). « Les communautés d'insectes décomposeurs léiodides dans des sapinières de la Gaspésie », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, p. 126-130.
- BOUCHARD, M., D. KNEESHAW et Y. BERGERON (2005). Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 204, p. 297-313.
- BOUCHER, D., L. DE GRANDPRÉ et S. GAUTHIER (2003). « Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec », *Forestry Chronicle*, vol. 79, p. 318-328.
- BOULANGER, Y., et L. SIROIS (2006). "Post-fire dynamics of black spruce coarse woody debris in northern boreal forest of Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p.1770-1780.
- BOULET, B. (2003). *Les champignons des arbres de l'Est de l'Amérique du Nord*, Les Publications du Québec, 727 p.
- BOULET, B. (2007). *Défauts et indices de la carie des arbres : guide d'interprétation*, 2^e éd., Québec, Les Publications du Québec, 317 p.
- BRAIS, S., et autres (2005). "Coarse woody debris dynamics in a post-fire jack pine chronosequence and its relation with site productivity", *Forest Ecology and Management*, vol. 220, p. 216-226
- BRAIS, S., D. PARÉ et C. LIERMAN (2006). "Tree bole mineralization rates of four species of the Canadian eastern boreal forest: implications for nutrient dynamics following stand-replacing disturbances", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p. 2331-2340.
- BRUNET, G. (2002). *Reconstruction historique de la sapinière à bouleau blanc vierge de la Côte-de-Gaspé*, mémoire de maîtrise, Université Laval.
- CAMPBELL, L. J., et C. P. LAROQUE (2007). "Decay progression and classification in two old-growth forests in Atlantic Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 238, p. 293-301.
- CANHAM, C. D. et O. L. LOUCKS (1984). "Catastrophic windthrow in the pre-settlement forests of Wisconsin", *Ecology*, vol. 65, p. 803-809.

- CHABOT, M., Y. DUMONT et M. HUOT (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.
- CLAVEAU, J.-Y. (2004). *Procédés de récolte utilisés au Québec, dans les forêts du domaine de l'État, Rapport annuel 2002–2003*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de l'assistance technique.
- CLINE, S. P., A. B. BERG et H. M. WIGHT (1980). "Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, Western Oregon", *Journal of Wildlife Management*, vol.44, p. 773-786.
- COOPER-ELLIS, S., et autres (1999). "Forest response to catastrophic wind: results from an experimental hurricane", *Ecology*, vol. 80, p. 2683-2696.
- CÔTÉ, S., Y. BOUCHER et N. THIFFAULT (2009). « Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique », *Le Naturaliste canadien*, vol. 133, p. 65-72.
- COURTEAU, M., M. DARVEAU et J.-P. L. SAVARD (1997). *Effet des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le garrot à œil d'or (Bucephala clangula) en sapinière boréale*, série de rapports techniques n° 270, Service canadien de la faune, 22 p.
- CRÊTE, M., et autres (2004). *Pourquoi et comment maintenir du bois mort dans les forêts aménagées du Québec - Avis scientifique*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et du ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 35 p.
- CYR, D., et autres (2009). "Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7: doi: 10.1890/080088.
- DANSEREAU, P.-R., et Y. BERGERON (1993). "Fire history in the southern boreal forest of north-western Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 23, p. 25-32.
- DARVEAU, M., et autres (1995). "Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest", *Journal of Wildlife Management*, vol. 59, p. 67-78.
- DARVEAU, M., et A. DESROCHERS (2001). *Le bois mort et la faune vertébrée — État des connaissances au Québec*, rapport préparé pour le ministère des Ressources naturelles, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière, 37 p.
- DARVEAU, M., et autres (1994). "Mid-term effects of windfall on bird use of riparian forest strips", *International Congress of Game Biologists*, vol. 21, p. 104-109.
- DARVEAU, M., et autres (2001). "The use of riparian forest strips by mammals in a boreal balsam fir forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 143, p. 95-104.
- DE GRANDPRÉ, L., J. MORISSETTE et S. GAUTHIER (2000). "Long-term post-fire changes in the north-eastern boreal forest of Quebec", *Journal of Vegetation Science*, vol.11, p. 791-800.
- DEANS, A. M., et autres (2003). "A comparison of forest structure among old-growth, variable retention harvested, and clearcut peatland black spruce (*Picea mariana*) forests in boreal north-eastern Ontario", *Forestry Chronicle*, vol. 79, p. 579-589.
- DEGRAAF, R. M., et autres (1992). *New England wildlife: management of forest habitats*, USDA Forest Service General Technical Report NE-144.

- DEGRAAF, R. M., et A. L. SHIGO (1985). *Managing cavity trees for wildlife in the Northeast*, USDA Forest Service General Technical Report NE-101.
- DESPONTS, M., G. BRUNET et L. BÉLANGER (2001). « Diversité structurale et biodiversité des plantes vasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, p. 168-174.
- DESPONTS, M., et autres (2002). « Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes vasculaires », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, p. 2007-2093.
- DESPONTS, M., et autres (2004). "The eastern boreal old-growth balsam fir forest: a distinct ecosystem", *Canadian Journal of Botany*, vol. 82, p. 830-849.
- DOYON, F., et autres (1999). "Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests", dans DIAMOND, A. W., et D. N. NETTLESHIP (eds). *Biology and conservation of forest birds*, Fredericton, New-Brunswick. Society of Canadian Ornithologists, p. 103-114
- DOYON, F., D. GAGNON et J.-F. GIROUX (2005). "Effect of strip and single-tree selection cutting on birds and their habitat in a south-western Quebec northern hardwood forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 209, p. 101-115.
- DRAPEAU, P., et autres (2001). « Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, p. 41-46.
- DRAPEAU P., et autres (2002). "Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forests", dans LAUDENSLAYER, W. F., et autres (Technical Coordinators), *Proceedings of the Symposium on the Ecology and Management of Dead Wood in Western Forests, November 2-4, 1999*, Reno, NV, USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 181, p. 193-205.
- DRAPEAU, P., et autres (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*, vol. 3, p. 531-540.
- DRAPEAU, P., et L. IMBEAU (2006). *Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures*, avis scientifique présenté à la Direction de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 35 p.
- DREVER, C. R., et autres (2006). "Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec", *Forest Ecology and Management*, vol. 231, p. 27-37.
- DUFAULT, D. (2007). *Enclaves forestières décidues en matrice agricole et activité reproductrice d'une espèce aviaire sensible aux conditions d'intérieur de forêt*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 98 p.
- ESSEN, P.-A. (1994). "Tree mortality patterns after experimental fragmentation of an old-growth conifer forest", *Biological Conservation*, vol. 68, p. 19-28.
- ESSEN, P.-A., et autres (1997). "Boreal forests", *Ecology Bulletin*, vol. 46, p. 16-47.
- EVANS, K. E., et R. N. CONNER (1979). "Snag management", dans DEGRAAF, R. M. *Management of north central and north-eastern forests for nongame birds*, USDA Forest Service General Technical Report NC-51, p. 214-225

- EVERETT, R., et autres (1999). "Snag dynamics in a chronosequence of 26 wildfires on the east slope of the Cascade Range in Washington State, USA", *International Journal of Wildland Fire*, vol. 9, p. 223-234.
- FORTIN, M., S. BÉDARD et F. GUILLEMETTE (2008). *Estimation par simulation de Monte Carlo de la probabilité de mortalité quinquennale de l'érable à sucre, du bouleau jaune et du hêtre à grandes feuilles en peuplements de feuillus en fonction de la classification MSCR*, avis technique présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 8 p.
- FOSTER, J. R., et G. E. LANG (1982). "Decomposition of red spruce and balsam fir boles in the White Mountains of New Hampshire", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 12, p. 617-626.
- FRANKLIN, J. F., et autres (1981). *Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests*, USDA Forest Service General Technical Report PNW-118, 48 p.
- FRELICH, L. E., et C. G. LORIMER (1991). "Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the upper Great Lakes region", *Ecological Monographs*, vol. 61, p. 145-164.
- FRIDMAN, J., et M. WALHEIM (2000). "Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden", *Forest Ecology and Management*, vol. 131, p. 23-36.
- GAGNÉ, C. (2009). Communication personnelle. Salaberry de Valleyfield, CRÉ Vallée-du-Haut-Saint-Laurent, biologiste, responsable du Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire (PRIDIRT).
- GAGNÉ, C., L. IMBEAU et P. DRAPEAU (2007). "Anthropogenic edges: Their influence in the American three-toed woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 252, p. 191-200.
- GARBER, S. M., et autres (2005). "Snag longevity under alternative silvicultural regimes in mixed-species forests of central Maine", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, p. 787-796.
- GASSE, A. (2007). *Importance des arbres de grande taille en forêt boréale mixte sur la distribution des oiseaux cavicoles ainsi que sur les patrons d'alimentation du grand pic (Dryocopus pileatus)*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 88 p.
- GAUTHIER, S., et autres (2001). « Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, p. 10-17.
- GOODBURN, J. M., et C. G. LORIMER (1998). "Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, p. 427-438.
- GORE, F. A., et W. A. PATTERSON III (1986). "Mass of downed wood in northern hardwood forests in New Hampshire: Potential effects of forest management", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 16, p. 335-339.
- GUNN, J. S., et J. M. HAGAN III (2000). "Woodpecker abundance and tree use in uneven-aged managed, and unmanaged, forest in northern Maine", *Forest Ecology and Management*, vol. 126, p. 1-12.
- HAGAN, J. M., et S. L. GROVE (1996). *1995 Report: Single-tree Selection Cutting, Old-Growth, Birds, and Forest Structure in Maine*, Division of Conservation Forestry, Manomet Observatory, Report MODCF-96002 of the Manomet Observatory of Conservation Sciences, 26 p.

- HALE, C. M., J. PASTOR et K. A. RUSTERHOLZ (1999). "Comparison of structural and compositional characteristics in old-growth and mature, managed hardwood forests of Minnesota, U.S.A", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 1479-1489.
- HARMON, M. E. (1982). "Decomposition of standing dead trees in the southern Appalachian mountains", *Ecologia*, vol. 52, p. 214-215.
- HARMON, M. E., et autres (1986). "Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems", *Advances in ecological research*, vol. 15, p. 133-302.
- HARPER, K. A. (2009). Communication personnelle. Nouvelle-Écosse, Dalhousie University, professeure adjointe, School of Resource and Environmental Studies.
- HARPER, K. A., et autres (2002). "Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forests of Abitibi, Québec: A landscape scale study", *Silva Fennica*, vol. 26, p. 249-263.
- HARPER, K. A., et autres (2003). "Structure, composition and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario", *Environmental Reviews*, vol. 11, p. S79-S98.
- HARPER, K. A., et autres (2004). "Forest structure and composition at young fire and cut edges in black spruce boreal forest", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 289-302.
- HARPER, K. A., et autres (2005). "Structural development following fire in black spruce boreal forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 206, p. 293-306.
- HARVEY, B. D., et S. BRAIS (2007). "Partial cutting as an analogue to stem exclusion and dieback in trembling aspen (*Populus tremuloides*) dominated boreal mixedwoods: implications for deadwood dynamics", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, p. 1527-1533.
- HÉLY, C., Y. BERGERON et M. D. FLANNIGAN (2000). "Coarse woody debris in the south-eastern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, p. 674-687.
- HUGGARD, D. J. (1999). "Static life-table analysis of fall rates of subalpine fir snags", *Ecological Applications*, vol. 9, p. 1009-1016.
- HUNTER, M. L. Jr. (1990). *Wildlife, forests, and forestry: principles of managing forests for biological diversity*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, 370 p.
- IMBEAU, L., et A. DESROCHERS (2002). "Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers", *Journal of Wildlife Management*, vol. 66, p. 222-231.
- JACKSON, J. A., et B. J. S. JACKSON (2004). "Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites". *The Condor*, vol. 106, p. 37-49.
- JAYEN, K. (2004). *Utilisation des cartes d'impact de feux pour estimer la sévérité des feux et rôle de la sévérité des feux dans le succès de la régénération en forêt boréale dans le nord-ouest du Québec*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 48 p.
- JOHNSON, E. A., et D. F. GREENE (1991). "A method for studying dead bole dynamics in *Pinus contorta* var. *latifolia* — *Picea engelmannii* forests", *Journal of Vegetation Science*, vol. 2, p. 523-530.
- JONSSON, B. G., N. KRUYIS et T. RANIUS (2005). "Ecology of species living on dead wood - Lessons for dead wood management", *Silva Fennica*, vol. 39, p. 289-309.

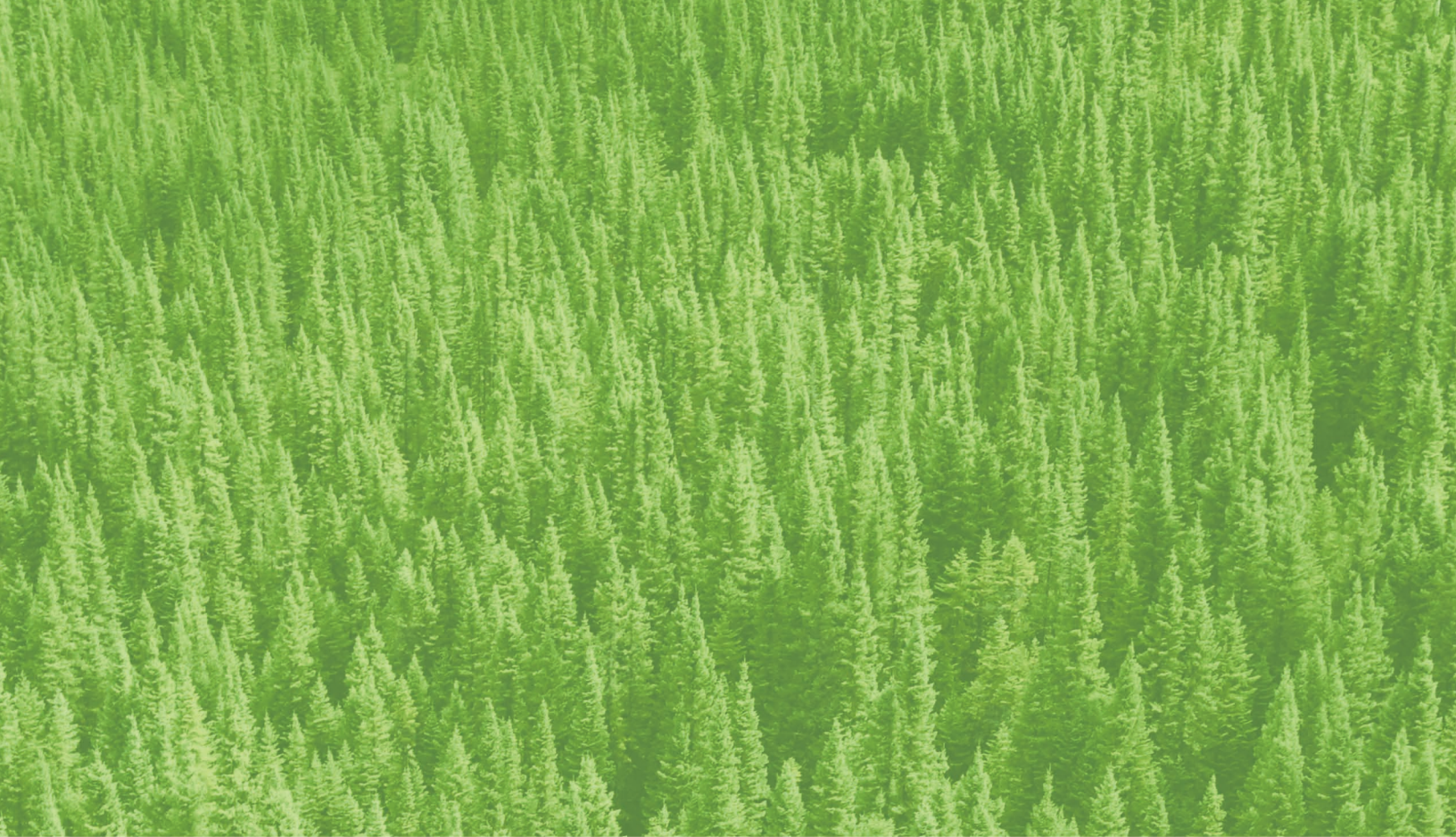
- JULIEN, D., et M. DARVEAU (2005). *Où sont les gros arbres d'intérêt faunique? Répartition des arbres par essences, âge, diamètres, qualité de stations et sous-domaines bioclimatiques dans les peuplements forestiers naturels du Québec*, rapport technique n° Q2005-3, Canards Illimités, Québec, 130 p.
- KAILA, L., P. MARTIKAINEN et P. PUNTTILA (1997). "Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest", *Biodiversity and Conservation*, vol. 6, p. 1-18.
- KNEESHAW, D., et Y. BERGERON (1998). "Canopy gap characteristics and tree replacement in the south-eastern boreal forest", *Ecology*, vol. 79, p. 783-794.
- KNEESHAW, D., et S. GAUTHIER (2003). "Old growth in the boreal forest: A dynamic perspective at the stand and landscape level", *Environmental Reviews*, vol. 11, p. S99-S114.
- KRUYS, N., et autres (1999). "Wood-inhabiting cryptogams on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 178-186.
- KRUYS, N., B. G. JONSSON et G. STAHL (2002). "A stage-based matrix model for decay-class dynamics of woody debris", *Ecological Applications*, vol. 12, p. 773-781.
- LAIHO, R., et C. E. PRESCOTT (2004). "Decay and nutrient dynamics of coarse woody debris in northern coniferous forests: A synthesis", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 763-777.
- LAMBERT, R. L., G. E. LANG et W. A. REINERS (1980). "Loss of mass and chemical change in decaying boles of a subalpine balsam fir forest", *Ecology*, vol. 61, p. 1460-1473.
- LEBŒUF, 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, 111 p.
- LEDUC, A., et Y. BERGERON (1998). *Traits distinctifs des forêts anciennes se développant sur sites mésiques dans le sud du Québec*, Direction de l'information et de la coordination de la recherche, ministère de l'Environnement et de la Faune et Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, 139 p.
- LEE, P. (1998). "Dynamics of snags in aspen-dominated mid-boreal forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 105, p. 263-272.
- LINDER, P., et L. ÖSTLUND (1998). "Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885-1996", *Biological Conservation*, vol. 85, p. 9-19.
- LINDHE, A., N. ÅSENBLAD et H.-G. TORESSON (2004). "Cut logs and high stumps of spruce, birch, aspen and oak — nine years of saproxylic fungi succession", *Biological Conservation*, vol. 119, p. 443-454.
- LINDHE, A., et A. LINDELÖW (2004). "Cut high stumps of spruce, birch, aspen and oak as breeding substrates for saproxylic beetles", *Forest Ecology and Management*, vol. 203, p. 1-20.
- MACLEAN, D. A. (1980). "Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: A review and discussion", *Forestry Chronicle*, vol. 56, p. 213-221.
- MACLEAN, D. A., et D. P. OSTAFF (1989). "Patterns of balsam fir mortality caused by an uncontrolled spruce budworm outbreak", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 19, p. 1087-1095.

- MACMILLAN, P. C. (1988). "Decomposition of coarse woody debris in an old-growth Indiana forest", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 18, p. 1353-1362.
- MÄKINEN, H., J. S. J. HYNYNEN et R. SIEVÄNEN (2006). "Predicting the decomposition of Scots pine, Norway spruce, and birch stems in Finland", *Ecological Applications*, vol. 16, p. 1865-1879.
- MARTIKAINEN, P. (2001). "Conservation of threatened saproxylic beetles: significance of retained aspen *Populus tremula* on clearcut areas", *Ecology Bulletin*, vol. 49, p. 205-218.
- MARTIN, K., K. E. H. AITKEN et K. L. WIEBE (2004). "Nest sites and nest webs for cavity nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning", *The Condor*, vol. 106, p. 5-19.
- MASCUARÚA LÓPEZ, L. (2009). Communication personnelle. Morella, Mexique, biologiste, CONUBRA Consultoría y Gestión Urbana.
- MASCARÚA LÓPEZ, L., K. A. HARPER et P. DRAPEAU (2006). "Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests", *Ecoscience*, vol. 13, p. 226-233.
- MCCARTHY, J. (2001). "Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests", *Environmental Reviews*, vol. 9, p. 1-59.
- MCCOMB, W. C., et R. N. MULLER (1983). "Snag densities in old-growth and second-growth Appalachian forests", *Journal of Wildlife Management*, vol. 47, p. 376-382.
- MCGEE, G. G., et J. P. BIRMINGHAM (1997). "Decaying logs as germination sites in northern hardwood forests", *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 14, p. 178-182.
- MCGEE, G. G., D. J. LEOPOLD et R. D. NYLAND (1999). "Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests", *Ecological Applications*, vol. 9, p. 1316-1329.
- MESSIER, J., et autres (2005). "A comparison of gap characteristics in mixed-wood old-growth forests in eastern and western Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, p. 2510-2514.
- MILLER, T. F., D. J. MLADENOFF et M. K. CLAYTON (2002). "Old-growth northern hardwood forests: spatial autocorrelation and patterns of understory vegetation", *Ecological Monographs*, vol. 72, p. 487-503.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS (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*, gouvernement du Québec, 48 p.
- MITCHELL, S. J. (1995). "The windthrow triangle: A relative windthrow hazard assessment procedure for forest managers", *Forestry Chronicle*, vol. 71, p. 446-450.
- MOEN, J., et B. G. JONSSON (2003). "Edge effects on liverworts and lichens in forest patches in a mosaic of boreal forest and wetland", *Conservation Biology*, vol. 17, p. 380-388.
- MORIN, H. (1994). "Dynamics of balsam fir in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 24, p. 730-741.
- MORRISON, M. L., et M. G. RAPHAEL (1993). "Modeling the dynamics of snags", *Ecological Applications*, vol. 3, p. 322-330.

- NAESSET, E. (1999). "Decomposition rate constants of *Picea abies* logs in southeastern Norway", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 372-381.
- NAPPI, A. (2000). *Distribution des pics et utilisation des arbres morts dans les forêts soumises aux perturbations naturelles en pessière à mousses*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 71 p.
- NAPPI, A., P. DRAPEAU et J.-P. L. SAVARD (2004). "Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife?", *Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 67-74.
- NAPPI, A., et autres (en préparation). "Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by bark-foraging birds and saproxylic insects".
- PARÉ, D., P. ROCHON et S. BRAIS (2002). "Assessing the geochemical balance of managed boreal forests", *Ecological Indicators*, vol. 1, p. 293-311.
- PEDLAR, J. H., et autres (2002). "Coarse woody debris in relation to disturbance and forest type in boreal Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 158, p. 189-194.
- PETRANKA, J. W., et autres (1994). "Effects of timber harvesting on low elevation populations of southern Appalachian salamanders", *Forest Ecology and Management*, vol. 67, p. 135-147.
- PHAM, A. T., et autres (2004). "Gap dynamics and replacement patterns in gaps of the north-eastern forest of Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 353-364.
- POTVIN, F., et N. BERTRAND (2004). "Leaving forest strips in large clearcut landscapes of boreal forests: A management scenario suitable for wildlife", *Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 44-53.
- RENVALL, P. (1995). "Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland", *Karstenia*, vol. 35, p. 1-51.
- ROBERGE, J.-M. (2009). Communication personnelle. Suède, Université suédoise des sciences agricoles, biologiste, chercheur, Département de la faune, de la pêche et des études environnementales.
- ROBERGE, J. M., et A. DESROCHERS (2004). « Comparaison des caractéristiques des gros chicots entre une sapinière primitive et une sapinière aménagée sur la péninsule gaspésienne, Québec », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 1-5.
- RUEL, J.-C. (1995). "Understanding windthrow: Silvicultural implications", *Forestry Chronicle*, vol. 71, p. 434-445.
- RUEL, J.-C., D. PIN et K. COOPER (2001). "Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width", *Forest Ecology and Management*, vol. 143, p. 105-113.
- RUNKLE, J. R. (1982). "Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America", *Ecology*, vol. 63, p. 1533-1546.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. M. BUDDLE (2007). Host-use patterns of saproxylic phloeophagous and xylophagous Coleoptera adults and larvae along the decay gradient in standing dead black spruce and aspen", *Ecography*, vol. 30, p. 737-748.
- SAINT-GERMAIN, M., P. DRAPEAU et C. HÉBERT (2004). "Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed black spruce in central Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 677-685.
- SAUCIER, J.-P., et autres (1998). « Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un des éléments hiérarchiques de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec », *L'Aubelle*, vol. 124, p.1-12.

- SCOTT, M. L., et P. G. MURPHY (1987). "Regeneration patterns of northern white cedar, an old-growth forest dominant", *American Midland Naturalist*, vol. 117, p. 10-16.
- SIITONEN, J., et autres (2000). "Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland", *Forest Ecology and Management*, vol. 128, p. 211-225.
- SIITONEN, J., et P. MARTIKAINEN (1994). "Occurrence of rare and threatened insects living on decaying *Populus tremula*: A comparison between Finnish and Russian Karelia", *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 9, p. 185-191.
- SIMARD, M.-J., Y. BERGERON et L. SIROIS (1998). "Conifer seedling recruitment in a south-eastern Canadian boreal forest: The importance of substrate", *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, p. 575-582.
- SIMARD, M., et autres (2007). "Forest productivity decline caused by successional paludification of Boreal soils", *Ecological Applications*, vol. 17, p. 1619-1637.
- SÖDERSTRÖM, L. (1988). "Sequence of bryophytes and lichens in relation to substrate variables of decaying coniferous wood in Northern Sweden", *Nordic Journal of Botany*, vol. 8, p. 89-97.
- SPIES, T. A., J. F. FRANKLIN et T. B. THOMAS (1988). "Coarse woody debris in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington", *Ecology*, vol. 69, p. 1689-1702.
- ST-DENIS, A. 2008. *Dynamique des trouées dans les peuplements d'épinettes noires du Nord-Ouest québécois*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 78 p.
- STÅHL, G., et autres (1999). "Wood-inhabiting cryptograms on dead Norway spruce (*Picea abies*) trees in managed Swedish boreal forests", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 178-186.
- STEWART, B. J., et autres (2003). "Selected Nova Scotia old-growth forests: Age, ecology, structure, scoring", *Forestry Chronicle*, vol. 79, p. 632-644.
- STOCKS, B. J. (1987). "Fire potential in the spruce budworm-damaged forests of Ontario", *Forestry Chronicle*, 63: 8-14.
- STORAUNET, K. O., et J. ROLSTAD (2002). "Time since death and fall of Norway spruce logs on old-growth and selectively cut boreal forest", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, p. 1801-1812.
- STURTEVANT, B. R., et autres (1997). "Coarse woody debris as a function of age, stand structure, and disturbance in boreal Newfoundland", *Ecological Applications*, vol. 7, p. 702-712.
- TAYLOR, S. L., et D. A. MACLEAN (2007). "Dead wood dynamics in declining balsam fir and spruce stands in New Brunswick, Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, p. 750-762.
- THIFFAULT, E., et autres (2006). "Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: Impact on soil and foliar nutrient status", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 70, p. 691-701.
- THOMAS, J. W., et autres (1979). "Snags", dans THOMAS, J. W. (ed) *Wildlife habitats in managed forests, the Blue Mountains of Oregon and Washington*, USDA, Agriculture Handbook 553, p. 60-77

- VAILLANCOURT, M.-A. (2007). *Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'est du Québec*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 99 p.
- VAILLANCOURT, M.-A. (2008). *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation et Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, 58 p.
- VAILLANCOURT, M.-A. (2009). Communication personnelle. Québec, Service canadien des forêts, biologiste, professionnelle de recherche.
- VAILLANCOURT, M.-A., et autres (2008). "Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, p. 2272-2285.
- VANDERWEL, M. C., et autres (en préparation). "Patterns of structural and species response to simulated partial harvesting of aspen-dominated stands".
- VANDERWEL, M. C., J. P. CASPERSEN et M. E. WOODS (2006). "Snag dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p. 2769-2779.
- VARADY-SZABO H., et autres (2008). *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire - Document d'aide à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique*, Gaspé, Consortium en foresterie de la Gaspésie–Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 p.
- WATT, W. R., et M. C. CACERES (1999). *Managing for snags in the boreal forests of North-eastern Ontario*, TN-016, Ontario Ministry of Natural Resources, North-eastern Science and Technology.
- WEBB, A., et autres (2008). "Use of remnant boreal forest habitats by saproxylic beetle assemblages in even-aged managed landscapes", *Biological Conservation*, vol. 141, p. 815-826.
- WEBB, S. L. (1999). "Disturbance by wind in temperate-zone forests", dans WALKER, L. R. *Ecosystems of the world: Ecosystems of disturbed ground*, Elsevier, p. 187-222.
- WHITAKER, D. M., et W. A. MONTEVECCHI (1997). "Breeding bird assemblages associated with riparian, interior forest, and non-riparian edge habitats in a balsam fir ecosystem", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, p. 1159-1167.
- YATSKOV, M., M. E. HARMON et O. N. KRANKINA (2003). "A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 33, p. 1211-1226.



*Ressources naturelles
et Faune*

Québec 