
Le bois mort et la faune vertébrée
État des connaissances au Québec

Marcel Darveau
André Desrochers

Université Laval
Centre de recherche en biologie forestière
pour le ministère des Ressources naturelles

Québec 

Le bois mort et la faune vertébrée
État des connaissances au Québec

Marcel Darveau, ingénieur forestier, Ph.D.
André Desrochers, biologiste, Ph.D.

Université Laval
Centre de recherche en biologie forestière

pour le ministère des Ressources naturelles
Direction de l'environnement forestier

Sainte-Foy, août 2001

DEF-0199

Pour plus de renseignements :

Agathe Cimon
Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Téléphone : (418) 627-8646 poste 4162
Adresse électronique : agathe.cimon@mrn.gouv.qc.ca

Pour diffusion :

Direction de l'environnement forestier
Ministère des Ressources naturelles
880, chemin Sainte-Foy, 5^e étage, bureau 5.50
Québec (Québec) G1S 4X4

Téléphone : (418) 627-8646
Télécopieur : (418) 643-5651
Adresse électronique : lola.emond@mrn.gouv.qc.ca

N° de publication : DEF-0199

Remerciements

Nous remercions toutes les personnes qui ont contribué d'une façon ou d'une autre à ce rapport. Les personnes suivantes ont commenté des versions préliminaires du rapport : Gilles Beaupré, Normand Bertrand, Agathe Cimon, Bruno Drolet, Louis Imbeau, Paul-Émile Lafleur, Claudie Latendresse, Harmel L'Écuyer, Charles Maisonneuve, Marc Mazerolle, Daniel Tremblay et Christine Vallières. Ce rapport a été réalisé par le Centre de recherche en biologie forestière (CRBF) pour la Direction de l'environnement forestier (DEF) du ministère des Ressources naturelles (contrat n° CA-140907).

Avertissement

Les opinions émises dans ce rapport n'engagent que les auteurs et ne sont pas nécessairement endossées par le ministère des Ressources naturelles.

Sommaire

Les arbres morts sur pied, appelés chicots, fournissent des substrats d'alimentation, des sites de repos et des cavités de nidification à une foule d'espèces animales qui ont évolué en association avec les peuplements forestiers naturels. Les pratiques forestières actuelles, principalement orientées vers la production et la récolte d'arbres sains, provoquent une raréfaction des chicots et peuvent affecter la faune qui en dépend. Dans ce contexte, deux questions générales se posent : quel est l'état actuel des connaissances sur les chicots au Québec et comment s'assurer que la disponibilité des chicots ne pose pas de problèmes ? Dans le présent rapport, préparé pour la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles, nous faisons une synthèse des méthodes de relevés des chicots, des connaissances sur l'utilisation des chicots par la faune, des facteurs déterminant leur abondance en milieu naturel et des effets de l'activité humaine sur les chicots et la faune. Nous dressons aussi un bilan des données sur les chicots au Québec et examinons les approches courantes des bonnes pratiques forestières concernant les chicots, pour ensuite proposer une approche par seuils minimaux de gros chicots à maintenir sur les terres publiques québécoises. Ces seuils pourraient être déterminés par sous-domaine bioclimatique et par type écologique, selon le principe du filtre brut et du filtre fin. Ils s'appliqueraient autant aux interventions par coupe partielle que par coupe totale. Nous proposons aussi d'encourager les propriétaires de forêts à appliquer ces pratiques et présentons les multiples avantages de la protection des chicots en comparaison des programmes de pose de niochirs. Finalement, nous identifions des besoins d'action, de suivi et de recherche.

Référence : Darveau, M. et A. Desrochers, 2001. *Le bois mort et la faune vertébrée - État des connaissances au Québec*. Québec., Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier (DEF-0199). 37 p.

Table des matières

Introduction	1
1. Revue de littérature	3
1.1 Généralités.....	3
1.1.1 Définition	3
1.1.2 Approches méthodologiques courantes pour les études sur les chicots	4
1.2 Utilisation par la faune	5
1.2.1 Nidification.....	5
1.2.2 Abri.....	8
1.2.3 Alimentation.....	8
1.2.4 Communication acoustique.....	9
1.3 Facteurs déterminant l'abondance des chicots en milieu naturel.....	9
1.3.1 À l'échelle du peuplement.....	9
1.3.2 À l'échelle du paysage	10
1.3.3 Milieu riverain vs non riverain.....	11
1.4 Facteurs prédictifs de l'abondance d'oiseaux de cavité	11
1.5 Effets de l'activité humaine sur les chicots et la faune	13
1.5.1 À l'échelle du peuplement	13
1.5.2 À l'échelle du paysage	14
2. Données disponibles sur les chicots au Québec, dans les autres provinces et dans les états voisins	15
2.1 Banques de données provinciales.....	15
2.2 Données ponctuelles.....	15
2.2.1 Forêt feuillue	15
2.2.2 Forêt mixte	16
2.2.3 Sapinière boréale	17
2.2.4 Pessière noire boréale.....	17
3. Approches de bonnes pratiques forestières concernant la protection des chicots.....	19
3.1 Sur les terres publiques	19
3.1.1 Approche directe	19
3.1.2 Approche indirecte	20
3.1.3 Une proposition pour le Québec.....	20
3.2 Sur les terres privées	21
4. Production artificielle de chicots et de cavités.....	23
5. Besoins en termes d'actions, de suivis et de recherches	25
Références	27
Tableau 1 Liste des principales espèces de vertébrés qui utilisent les chicots, les cavités d'arbres et les débris ligneux au Québec	7

Introduction

Les arbres morts sur pied, appelés chicots, fournissent des substrats d'alimentation, des sites de repos et des cavités de nidification à une foule d'espèces animales qui ont évolué en association avec les peuplements forestiers naturels. Entre autres, en forêt tempérée, au moins une espèce d'oiseau forestier sur cinq niche dans une cavité qu'elle va soit creuser, soit réutiliser (Virkkala, 1987 ; Bock *et al.*, 1992 ; Dobkin *et al.*, 1995). Il a été démontré que la disponibilité de chicots et de cavités limitait la taille des populations de plusieurs de ces espèces tant en Europe que dans l'ouest de l'Amérique du Nord (Newton, 1994). Dans le Nord-Est américain, les arbres sont particulièrement petits et l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux de grande taille peut être limitée par la disponibilité de gros chicots.

Les pratiques forestières actuelles, qui sont principalement orientées vers la production et la récolte d'arbres sains, provoquent inévitablement une raréfaction des chicots et peuvent affecter la faune qui en dépend. Il n'existe aucune législation ou réglementation garantissant le maintien de chicots dans les forêts privées et les forêts publiques québécoises. Dans ce contexte, deux questions générales se posent : quel est l'état actuel des connaissances sur les chicots au Québec et comment s'assurer que la disponibilité des chicots ne limite pas régionalement les espèces qui en dépendent ?

L'objectif du présent rapport est donc (1) de faire une revue de littérature sur les chicots et la faune vertébrée, en particulier les oiseaux, (2) de présenter cette problématique des chicots pour différents types d'écosystèmes forestiers québécois et (3) d'identifier des besoins et des moyens concernant le suivi et la protection des chicots.

Pour alléger la présentation du rapport, nous avons utilisé les noms techniques français en usage pour les plantes (Marie-Victorin, 1964), les reptiles et amphibiens (Bider et Matte, 1996), les oiseaux (Devillers *et al.*, 1993) et les mammifères (Prescott et Richard, 1996) et nous référons le lecteur à ces ouvrages pour les noms scientifiques.

1. Revue de littérature

1.1 Généralités

1.1.1 Définitions

Il existe différentes définitions du terme chicot et de son équivalent anglais « *snag* ». Les dictionnaires Larousse et Robert définissent tous deux un chicot comme étant la souche d'un arbre coupé ou rompu, le reste d'une branche coupée ou brisée. De même, dans le document « Terminologie de la sylviculture au Canada », Weetman (1992) considère lui aussi que c'est « la partie restée sur pied de la tige cassée d'un arbre ». Cette définition sous-entend qu'un chicot est un moignon, le reste d'un arbre, peu importe qu'il soit mort ou encore vivant.

Chez les biologistes et les forestiers, on définit généralement les chicots comme des arbres morts encore debout (Hunter, 1990 ; Morrison et Raphael, 1993). Dans certains cas, on donne une définition un peu plus large qui inclut aussi les branches mortes d'arbres vivants (Evans et Conner, 1979 ; Picher, 1992) et les balais de sorcière (Bull *et al.*, 1997).

Même élargie, la définition de chicot est souvent vue comme trop restreinte et plusieurs auteurs vont plutôt utiliser des expressions orientées vers la fonction des chicots, soit principalement arbres à cavités ou arbres creux (« *cavity trees* ») (DeGraaf et Shigo, 1985 ; Cameron, 1996 ; Denis *et al.*, 1998) ou « *wildlife trees* » (Steeger *et al.*, 1996 ; Holt et Martin, 1997). On pourrait traduire littéralement ces expressions par arbres à faune ou encore, d'une manière plus élégante, parler plutôt de « vieux arbres » ou « d'arbres à rôle conservatoire » (Dubourdiou, 1997). Ces arbres sont nécessairement d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) d'au moins 20 cm, c'est-à-dire assez pour contenir un trou de pic. Les arbres morts < 20 cm n'en sont pas moins utiles, mais il est généralement admis que leur disponibilité ne pose pas de problème actuellement.

Une bonne partie de la confusion entre les termes relatifs au bois mort vient de différences entre les feuillus et les conifères : les feuillus ont plus tendance que les conifères à former des cavités dues à la carie et, de plus, les feuillus vivants peuvent avoir des cavités dans leurs branches mortes (McComb et Lindenmayer, 1999). Il n'est donc pas surprenant de voir le terme « chicot » utilisé par les aménagistes de forêts de conifères tandis que les expressions « bois mort sur pied » ou « arbres à cavités » seront utilisées par les aménagistes de forêts feuillues ou mixtes.

Curieusement, on dissocie généralement les chicots des débris ligneux (« *woody debris* »), même si ce sont deux états d'un même arbre, deux sortes de bois mort (« *dead wood* ») (Hunter, 1990).

Dans le présent rapport, nous utiliserons le terme « chicot » pour décrire l'ensemble des chicots de toutes classes de DHP, des arbres creux et des vieux arbres. Cette décision découle du fait que les arbres creux sont le plus souvent des arbres sénescents ou des chicots qui sont généralement affectés de la même manière par les pratiques sylvicoles.

1.1.2 Approches méthodologiques courantes pour les études sur les chicots

Il n'y a pas de méthode standard d'inventaire de chicots. On pourrait même avancer qu'il y a autant de méthodes qu'il y a eu d'articles et de rapports sur les chicots. Ces méthodes diffèrent en termes de technique et d'intensité de sondage, de forme et de dimension des places-échantillons, de diamètre minimal des arbres mesurés et d'évaluation du stade de détérioration des arbres. Néanmoins, on peut tout de même classer ces méthodes en cinq grandes familles correspondant *grosso modo* à cinq types ou objectifs d'études :

1. *Les modèles de mortalité d'arbres pour la production ligneuse.* Dans ce type d'étude, l'unité d'échantillonnage est en général l'arbre (DHP > 9 cm) et on utilise les volumineuses banques de données d'inventaire forestier classique, sans préciser l'état des arbres morts. Un exemple récent est l'étude de Monserud et Sterba (1999) qui ont utilisé les données de 22 000 places-échantillons permanentes pour prédire la mortalité des principales espèces d'arbres retrouvées en Autriche. Ce genre de travail a aussi été fait au Québec et est intégré au logiciel Sylva II (Lessard *et al.*, 1999).
2. *Les modèles de dynamique de chicots et de cavités.* Nous avons relevé seulement deux études de ce type. En Californie, Morrison et Raphael (1993) ont mesuré, marqué et classé, selon leur stade de détérioration, tous les chicots > 1,5 m haut et > 13 cm DHP dans huit places-échantillons de 8,5 ha. Ils ont effectué des remesurages après cinq et dix ans. Ici encore, l'unité d'échantillonnage est l'arbre, bien que l'on puisse stratifier par type de peuplement. L'avantage de ce type de modèle par rapport aux modèles de production ligneuse est que l'on évalue l'état des chicots. En Australie, Ball *et al.* (1999) ont développé un modèle de simulation de la dynamique de cavités d'arbres, un peu sur le même principe.
3. *Les descriptions d'habitats en vue de corrélations oiseaux-habitat ou en vue d'évaluation des effets d'altérations d'habitats.* Il s'agit typiquement d'études ponctuelles réalisées sur des territoires restreints pour caractériser l'habitat d'oiseaux nicheurs de cavités à l'échelle du peuplement. On a le plus souvent recours à un échantillonnage stratifié, un dispositif expérimental ou à un dispositif d'observation contrôlée de places-échantillons possédant des attributs particuliers (par exemple un brûlis). On n'y fait pas seulement une quantification de la densité des chicots, mais aussi une caractérisation poussée de leur état et parfois aussi des débris ligneux d'un DHP minimal (variant de 2 à 10 cm) dans des placettes circulaires ou rectangulaires de 0,04 à 1 ha (McComb et Muller, 1983 ; Swallow *et al.*, 1988 ; Schreiber et deCalesta, 1992 ; Renken et Wiggers, 1993 ; Darveau *et al.*, 1999 ; Thompson *et al.*, 1999 ; Gunn et Hagan, 2000).
4. *Les descriptions d'arbres utilisés par la faune.* Ce type d'étude procède d'abord par un relevé des cavités d'arbres ou par des observations sur le comportement alimentaire dans un territoire donné. Ensuite, on caractérise les arbres utilisés (par exemple : espèce, dendrométrie et santé) et on compare ces arbres à des arbres choisis au hasard dans le peuplement (souvent le voisin immédiat de chaque arbre utilisé) (Runde et Capen, 1987 ; Swallow *et al.*, 1988 ; Sedgwick et Knopf, 1990 ; Virkkala, 1990 ; Pasinelli et Hegelbach, 1997 ; Saab, 1998 ; Steeger et Hitchcock, 1998 ; Flemming *et al.*, 1999).

5. *Les relevés de biomasse au sol.* Van Wagner (1968) a développé une méthode qui permet d'évaluer le volume de débris ligneux au sol dans le cadre d'un projet de recherche sur les incendies de forêt. Les relevés sont très simples : on mesure le diamètre des débris qui croisent trois transects-lignes de 30 m de long disposés à 60° d'angle les uns par rapport aux autres et on utilise une formule pour convertir les diamètres en biomasse au sol. Cette méthode a été modifiée par Ståhl et Lämås (1996) pour des études de biodiversité mettant l'accent sur les gros débris ligneux qui sont assez rares et demandent des transects plus longs et plus larges (transects-bandes). La méthode de Ståhl et Lämås (1996), malgré ses qualités, demeure peu connue et peu utilisée tant pour les débris ligneux que pour les gros chicots.

Il est évident qu'il n'est pas du ressort de ce rapport d'évaluer en détail ces approches. Nous nous permettrons toutefois de faire le constat que ces approches peuvent être adéquates pour dresser un bilan ou une quantification des chicots et des débris ligneux dans les peuplements forestiers, mais il demeure qu'elles tiennent très peu compte des processus écologiques. En d'autres mots, on peut trouver des études indépendantes sur la carie des arbres vivants (DeGraaf et Shigo, 1985), la dynamique des chicots (Morrison et Raphael, 1993) et l'abondance des débris ligneux (Green et Peterken, 1997), mais aucune approche qui intègre bien ces trois stades d'un même arbre.

1.2 Utilisation par la faune

Même si des amphibiens telles la salamandre rayée (Petranka, 1998) et plusieurs espèces de mammifères (Prescott et Richard, 1996) s'abritent souvent sous un débris ligneux ou dans un terrier creusé à la base du tronc d'un gros arbre (Butts et McComb, 2000), il demeure que la faune utilisatrice de bois mort est largement dominée par les oiseaux (Tableau 1). Ce groupe est par ailleurs celui qui a fait l'objet du plus grand nombre d'études sur les relations faune-chicots. Par conséquent, la discussion qui suit portera principalement sur ce groupe.

1.2.1 Nidification

Les oiseaux de cavité constituent généralement de 20 à 40 % des effectifs d'oiseaux nicheurs d'une forêt, et parfois même jusqu'à 66 % (Hunter, 1990). L'avantage principal de nicher dans une cavité est la diminution du risque de prédation des œufs et des oisillons (Ricklefs, 1969).

On peut identifier trois catégories d'oiseaux nicheurs de cavités d'arbres : les excavateurs de cavités, les utilisateurs secondaires de cavités d'arbres et les espèces « corticoles » (qui nichent dans des cavités sous l'écorce). Les excavateurs sont principalement les pics, représentés par neuf espèces au Québec (David, 1996) (Tableau 1). Chacune creuse au moins une nouvelle cavité de nidification par an (Gauthier et Aubry, 1995). Ces espèces sont généralement considérées comme des espèces-clés (« *keystone species* ») des communautés d'oiseaux parce que plusieurs autres espèces dépendent directement des cavités qu'elles creusent (Daily *et al.*, 1993 ; Newton, 1994). Les pics creusent généralement leur trou directement sur le tronc ou une grosse branche d'arbre, mais il arrive que certains, dont le pic flamboyant, creusent dans le nœud pourri d'une branche tombée (Sedgwick et Knopf, 1990).

La mésange à tête noire, la mésange à tête brune, la sittelle à poitrine blanche et la sittelle à poitrine rousse sont aussi des espèces excavatrices de cavités. Toutefois, elles ne le font pas nécessairement chaque année puisqu'elles réutilisent souvent des cavités existantes (Gauthier et Aubry, 1995).

Les utilisateurs secondaires de cavités comptent une vingtaine de représentants au Québec. La moitié sont des canards (six espèces) et des hiboux (quatre espèces) et le reste sont des troglodytes, hirondelles, merlebleus, tyrans, etc. Quelques études ont fait un suivi de l'utilisation de cavités sur plusieurs années, permettant d'identifier les utilisateurs secondaires de cavités creusées par les principaux excavateurs (Peterson et Gauthier, 1985 ; Lumsden *et al.*, 1986 ; Rendell et Robertson, 1989 ; Johnsson, 1993 ; Sedgwick, 1997 ; Bonar, 2000).

Il a été démontré qu'en milieu naturel la disponibilité de cavités limite les populations de plusieurs espèces d'utilisateurs secondaires de cavités (Newton, 1994). Il n'est donc pas surprenant de voir ces espèces utiliser toutes sortes de cavités soit, par exemple, des « cheminées » d'arbres pourris, des nichoirs artificiels (Bordage, 1995) et même des cheminées de chalet (Johnson, 1967). Certaines espèces d'utilisateurs secondaires semblent capables d'agrandir une cavité creusée par un oiseau plus petit. Par exemple, à la Forêt Montmorency, on a vu le même trou successivement utilisé par un couple de pics mineurs et par des crécerelles d'Amérique (M. Darveau, données non publiées).

Les espèces corticales (Evans et Conner, 1979) comptent un représentant au Québec : le grimpereau brun (Gauthier et Aubry, 1995). Le grimpereau niche sous des lambeaux d'écorce dont la base décolle de l'arbre, mais qui demeurent attachés par le haut.

Tableau 1 Liste des principales espèces de vertébrés qui utilisent les chicots, les cavités d'arbres et les débris ligneux au Québec

Espèce¹	Nidification²	Abri	Alimentation	Communication acoustique
Amphibiens				
Triton vert		D		
Salamandre à points bleus		D		
Salamandre maculée		D		
Salamandre sombre du Nord		D		
Salamandre sombre des montagnes		D		
Salamandre rayée	DD	DD	D	
Salamandre à deux lignes				
Grenouille des bois				
Reptiles				
Couleuvre à ventre rouge		D		
Couleuvre rayée		D		
Oiseaux				
Canard branchu	CC			
Garrot à œil d'or	CC			
Garrot d'Islande	CC			
Petit garrot	CC			
Harle couronné	CC			
Grand harle	CC			
Crécerelle d'Amérique	CC	C		
Petit-duc maculé	CC	C		
Chouette rayée	C	C		
Nyctale de Tengmalm	CC	C		
Petite nyctale	CC	C		
Martinet ramoneur	CC	CC		
Pic à tête rouge	EECC	C	C	C
Pic à ventre roux	EECC	C	C	C
Pic maculé	EECC	C		C
Pic mineur	EECC	C	C	C
Pic chevelu	EECC	C	C	C
Pic tridactyle	EECC	C	CC	C
Pic à dos noir	EECC	C	CC	C
Pic flamboyant	EECC	C	CD	C
Grand pic	EECC	C	CD	C
Tyran huppé	CC	C		
Hirondelle noire	CC	C		
Hirondelle bicolore	CC	C		
Hirondelle à ailes hérissées	CC	C		
Mésange à tête noire	ECC	C		
Mésange à tête brune	ECC	C		
Mésange bicolore	ECC	C		
Sittelle à poitrine rousse	ECC	C		
Sittelle à poitrine blanche	ECC	C		
Grimpereau brun	C	C		
Troglodyte de Caroline	CC	C		
Troglodyte familial	CC	C		
Troglodyte mignon	C	CD		
Merlebleu de l'Est	CC	C		
Étourneau sansonnet	C	C		
Moineau domestique	C	C		

Espèce ¹	Nidification ²	Abri	Alimentation	Communication acoustique
Mammifères				
Vespertilion brun	C	C		
Vespertilion nordique	C	C		
Vespertilion pygmée de l'Est	C	C		
Chauve-souris argentée	C	C		
Chauve-souris rousse	C	C		
Chauve-souris cendrée	C	C		
Sérotine brune	C	C		
Tamias mineur	CD	CD		
Écureuil gris	C	C		
Écureuil roux	C	C		
Petit polatouche	CC	CC		
Grand polatouche	CC	CC		
Raton laveur	C	C		
Martre d'Amérique	CD	CD		
Pékan	CD	CD		

¹ Cette liste, établie d'après des livres de référence généraux (Ehrlich *et al.* 1988 ; Prescott et Richard 1996 ; Petranka 1998), n'inclut pas les mammifères qui creusent à l'occasion un terrier sous un arbre, puisque toutes les espèces terrestres peuvent le faire.

² EE = principalement excavateur, E = excave à l'occasion, CC = principalement dans un chicot, C = à l'occasion dans un chicot, DD = principalement dans ou sous des débris ligneux et D = à l'occasion dans ou sous des débris ligneux.

1.2.2 Abri

Les chicots fournissent un abri à plusieurs espèces animales, dont des reptiles, des amphibiens, des oiseaux, des mammifères et des insectes (Hunter, 1990). De Graaf et Shigo (1985) ont, entre autres, répertorié 24 espèces de mammifères qui établissent leur terrier dans ou sous des chicots. Bonar (2000) a pour sa part documenté l'utilisation annuelle de trous de grand pic par la faune en Alberta. Il a observé que des cavités étaient utilisées chaque mois de l'année.

Même si la fonction principale de ces abris est la protection contre les prédateurs, les chicots ont aussi une fonction secondaire de protection contre les pertes de chaleur. Il est connu que plusieurs oiseaux, dont les mésanges, sittelles et grimpeaux dorment dans des cavités d'arbres lors de nuits froides (Ehrlich *et al.*, 1988). Il a aussi été démontré que la température des cavités pouvait affecter la régularité de la séquence de ponte (Yom-Tov et Wright, 1993).

1.2.3 Alimentation

Ce sont en général des oiseaux nicheurs de cavités, et plus particulièrement des pics, qui s'alimentent sur les chicots et ces oiseaux préfèrent les chicots aux arbres vivants (Brawn *et al.*, 1982). Une exception serait le pic maculé qui perce l'écorce des arbres vivants et se nourrit de la sève qui s'en écoule. Peu d'études ont porté sur ce pic au Québec si ce n'est une étude de son comportement alimentaire dans des érablières en dépérissement qui a montré que les pics passaient moins de temps à s'alimenter sur les arbres dépérissants que sur les arbres sains (Gaulin et Mauffette, 1989). Pour en revenir aux autres pics, ils choisissent généralement pour l'alimentation des arbres moins pourris que pour la nidification (Swallow *et al.*, 1988). En

Oregon, Weikel et Hayes (1999) ont observé que le pic mineur préférait les feuillus aux conifères, plus particulièrement les chicots pourris.

Deux des neuf espèces de pics du Québec, soit le pic à dos noir et le pic tridactyle, s'alimentent exclusivement sur les chicots où ils se nourrissent respectivement de Cerambycidae et de Scolytidae. Des études réalisées en Alaska (Murphy et Lenhausen, 1998), en Alberta (Villard et Schieck, 1997) et au Québec (Drapeau *et al.*, 1999) ont montré que ces espèces envahissent massivement les brûlis dans les premiers mois suivant le passage du feu et qu'ils y demeurent abondants pendant environ deux ans. L'explication la plus plausible de ces colonisations serait que la nourriture y est beaucoup plus abondante et, en conséquence, le succès reproducteur serait meilleur (Murphy et Lenhausen, 1998).

En plus de l'usage habituel des chicots comme source d'arthropodes, il faut souligner leur importance potentielle comme sites de guet pour les rapaces diurnes. Par exemple, une expérience menée en Suède a démontré que la buse variable faisait une plus grande utilisation des parterres de coupes dotés de chicots que des parterres de coupes sans chicots (Widén, 1994).

1.2.4 Communication acoustique

On connaît peu de choses sur le rôle des chicots dans la communication acoustique chez les pics. Il apparaît intuitivement évident que les pics préfèrent les arbres creux et secs aux arbres sains pour le tambourinage (Steeger *et al.*, 1996 ; Bull *et al.*, 1997 ; Eberhardt, 1997). De plus, les chicots sont souvent les seuls perchoirs de chant disponibles pour les oiseaux nichant au sol dans les brûlis ou les parterres de coupe (Cameron 1996).

1.3 Facteurs déterminant l'abondance des chicots en milieu naturel

On peut distinguer des facteurs qui agissent à l'échelle du peuplement (par exemple la carie qui affecte de façon chronique des arbres dans les forêts matures et les forêts surannées) et des facteurs qui agissent à l'échelle du paysage (par exemple le feu).

1.3.1 À l'échelle du peuplement

On estime que les arbres morts sur pied représentent en moyenne de 5 à 10 % des arbres d'une forêt (Hunter 1990), avec des extrêmes de 0 à 100 %. L'abondance de chicots est liée aux facteurs de mortalité de la matière ligneuse. Ainsi, un arbre sain peut, à la suite d'une blessure mécanique, être infecté par un champignon de carie. Si c'est une carie de cœur, l'arbre réagit souvent par une compartimentation qui restreindra le développement de la carie et l'arbre pourra survivre plusieurs années. Pendant cette période, une cavité pourra être creusée par un pic. Autrement, la carie pourra progresser sous forme cylindrique et le bois pourri viendra à s'affaisser pour former une cavité (DeGraaf et Shigo, 1985). Plus un arbre est vieux, plus il est susceptible d'être affecté par la carie et plus il est susceptible d'avoir des cavités.

Dans des forêts feuillues riveraines au Colorado, Sedgwick et Knopf (1992) ont observé que, dans certains cas, des peuplements inéquiennes peuvent avoir une densité de cavités à l'équilibre,

c'est-à-dire que le nombre de nouvelles cavités qui apparaissent chaque année compense le nombre de cavités qui disparaissent. Dans leur cas, pour que ces conditions se réalisent, il fallait 80 nouvelles cavités par an par 100 ha de forêt et la densité de cavités à l'équilibre était de 250 cavités/100 ha.

Dans des peuplements équiennes, le nombre de chicots varie selon l'âge et l'origine du peuplement. Par exemple, quatre ans après un feu dans des pessières à lichens de la Jamésie, la densité de chicots d'au moins 6 cm DHP était de 660 tiges/ha, (Crête *et al.*, 1995). Dans des peuplements de 25 ans, la quasi-totalité des chicots étaient tombés et le recrutement était toujours faible dans des peuplements de 70 ans et plus.

Dans des peuplements mélangés où cohabitent deux espèces d'arbres de longévité différente comme, par exemple, la sapinière à bouleau blanc, la mort du sapin à la suite d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) peut affecter le bouleau blanc qui montrera alors des signes de dépérissement (Charest, 1997). Dans ces forêts, il est intéressant de noter que le bouleau peut survivre à deux rotations de sapin.

1.3.2 À l'échelle du paysage

À l'échelle du paysage, la qualité de station et les conditions d'humidité influencent la vulnérabilité des peuplements aux perturbations naturelles telles que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Archambault *et al.*, 1990) et le dépérissement de l'érable à sucre (Roy *et al.*, 1985). Dans ces deux exemples, les arbres ou les peuplements sur sites mésiques bien drainés étaient plus résistants que ceux sur stations pauvres sèches ou humides. Le recrutement de chicots devrait donc être plus élevé sur les stations sèches et les stations humides que sur les stations mésiques.

La fréquence et l'intensité des feux de forêt peuvent aussi être reliées à la qualité de station et aux conditions d'humidité (Dansereau et Bergeron, 1993), lesquelles varient à leur tour en fonction du paysage et de la position topographique et peuvent, en bout de ligne, influencer l'abondance et la répartition des chicots. En Suède, le modèle ASIO (pour « *Absent, Seldom, Intermediae, and Often* »), qui reconnaît quatre classes de fréquences de feu pour différentes combinaisons de conditions de sites, est utilisé comme guide pour le maintien et la restauration de la biodiversité dans le cadre de l'aménagement forestier durable (Angelstam, 1998). Selon ce modèle, on assume que dans des conditions climatiques intermédiaires en termes de précipitations, les sites très riches et humides ne brûlent jamais (c'est-à-dire récurrence > 300 ans), les sites mésiques rarement et les sites pauvres et secs souvent (40 à 50 ans). On pourrait prédire que certains sites seront plutôt propices à la production de gros arbres dans des peuplements inéquiennes qui produiront quelques chicots par an tandis que les autres produiront des peuplements équiennes de petits chicots à intervalle régulier.

Fait intéressant, les chicots issus de feux tombent en général plus vite que ceux issus d'autres causes, probablement parce qu'ils sont affaiblis à la base par le feu lui-même et parce qu'ils se retrouvent plus exposés aux intempéries dans les brûlis que dans les peuplements d'arbres vivants (Morrison et Raphael, 1993). D'autre part, le bois submergé se décomposera moins rapidement que le bois exposé à l'air (McComb et Lindenmayer, 1999).

1.3.3 Milieu riverain vs non riverain

La comparaison des milieux riverains et non riverains retient l'attention des chercheurs et des aménagistes depuis plusieurs décennies. Dans les années soixante, Prince (1968) mettait déjà en évidence que les milieux riverains situés dans des plaines inondables au Nouveau-Brunswick ont souvent des peuplements de feuillus de fort diamètre propices à la formation de cavités adéquates pour les canards. Ainsi, il a observé que les franges successives d'érable argenté et d'orme d'Amérique et, dans une moindre mesure, celles de saules et d'érable rouge, fournissaient la majorité des cavités utilisées par les canards dans ce type de milieu.

Dans une revue des connaissances sur l'habitat du grand pic, Renken et Wiggers (1993) ont constaté que des études réalisées au Missouri, en Virginie et en Oregon avaient tous mis en évidence que les nids de grand pic étaient toujours à moins de 150 m de l'eau et le plus souvent à moins de 50 m. Il semble que certaines caractéristiques structurales des forêts riveraines, comme une plus forte densité de gros arbres vivants et de gros chicots pourraient expliquer cette préférence du grand pic pour le milieu riverain dans ces régions.

Plus récemment, Dobkin *et al.* (1995) ont comparé la disponibilité de chicots > 24 cm de DHP entre des peuplements situés dans des combles à neige non riveraines et des milieux riverains dans les montagnes du *Great Basin* en Oregon. Ils ont aussi observé une plus grande disponibilité de chicots en milieu riverain et une préférence des oiseaux de cavité pour le milieu riverain. Par contre, en Indiana, Robb et Bookhout (1995) ont observé que les nids de canard branchu situés près de l'eau étaient plus sujets à la prédation que les nids éloignés de l'eau. Ils ont attribué cette prédation accrue en milieu riverain au comportement du principal prédateur rencontré dans cette étude, soit le raton laveur, qui se tient en bordure des cours d'eau. Des études récentes réalisées dans l'Ouest canadien (Pierre *et al.*, 2001) et en Europe (Pöysä *et al.*, 1997 ; Pöysä *et al.*, 1999), où le raton laveur est absent, semblent indiquer que la prédation n'est pas nécessairement plus fréquente en bordure des plans d'eau.

Dans une perspective plus générale, on peut considérer que le castor est un agent de perturbation du paysage qui joue de toute évidence un rôle significatif dans la création de chicots. Contrairement aux chicots issus de feu, les chicots d'étang à castor sont longévives (McComb et Lindenmayer, 1999) et ils atteignent au fil des ans des densités de cavités impressionnantes : en Ontario, Rendell et Robertson (1989) ont dénombré 178 cavités sur un étang de 15 ha, dont 100 cavités occupées ou défendues par des hirondelles bicolores.

1.4 Facteurs prédictifs de l'abondance d'oiseaux de cavité

Une des questions favorites des aménagistes de la faune s'intéressant aux chicots est l'identification des facteurs prédictifs de l'abondance des oiseaux de cavité. Plusieurs études ont porté sur cette question et ont mis en évidence six facteurs principaux : les caractéristiques du paysage (Savignac, 1996), les caractéristiques générales du peuplement (Swallow *et al.*, 1986 ; Finch, 1989 ; Thompson *et al.*, 1999), l'abondance de chicots (Dickson *et al.*, 1983 ; Zarnowitz et Manuwal, 1985 ; Schreiber et deCalesta, 1992), les caractéristiques des chicots (Swallow *et al.*, 1988 ; Land *et al.*, 1989 ; Welsh et Capen, 1992 ; Cameron, 1996 ; Saab, 1998), la

disponibilité d'insectes de l'écorce (Fayt, 1999) et, dans le cas des utilisateurs secondaires de cavités, la disponibilité de cavités (East et Perrins, 1988 ; Newton, 1994 ; Holt et Martin, 1997). Il est « amusant » de constater que dans chacune de ces études, on cherchait en général un facteur principal expliquant l'abondance ou l'utilisation de l'habitat par des oiseaux. Dans un cas, on a pu expliquer jusqu'à 96 % de la variance des populations d'oiseaux par les caractéristiques des chicots (Land *et al.*, 1989). Pourtant, ces six facteurs sont complémentaires et non pas exclusifs. En effet, les caractéristiques générales des peuplements permettent de prédire la présence des oiseaux à l'échelle du paysage, tandis que l'abondance et les caractéristiques des chicots sont des indicateurs de la présence de cavités et de sites d'alimentation dans les peuplements. Par exemple, les arbres choisis pour la nidification sont le plus souvent des arbres pourris, avec la tête cassée (Welsh et Capen, 1992 ; Saab, 1998). Finalement, il va de soi que la disponibilité d'insectes sur un chicot aide à prédire le choix des arbres pour l'alimentation et que la disponibilité de cavités limite les populations d'utilisateurs secondaires d'oiseaux de cavités.

Certains auteurs ont aussi cherché à établir des relations fonctionnelles entre les oiseaux et les chicots. Ainsi, dans l'état de New York, Swallow *et al.* (1988) ont observé que les pics sélectionnent toujours des arbres d'au moins 20 cm de DHP pour creuser une cavité et que, même s'ils sont moins sélectifs en ce qui a trait au choix des arbres pour l'alimentation, ils préfèrent quand même se nourrir sur des arbres d'au moins 20 cm. En Oregon, Schreiber et deCalesta (1992) ont posé l'hypothèse que la courbe du nombre d'espèces d'oiseaux en fonction de la densité de chicots devrait avoir un profil logistique (forme en « S »). Leurs résultats ont montré qu'à des densités de 25 chicots à l'hectare, on se situait toujours dans la partie exponentielle de la courbe logistique, c'est-à-dire que le nombre d'espèces spécifiques d'oiseaux augmentait encore et qu'il ne plafonnait pas.

Une autre question en apparence très simple est celle de la détermination du diamètre minimal d'arbre permettant la nidification d'une espèce donnée. On pourrait à prime abord établir cette valeur en se basant sur les dimensions d'une espèce donnée d'oiseau et sur la taille du plus petit arbre à cavité jamais répertorié pour cette espèce. Mais cette façon de procéder serait discutable, ne serait-ce que parce qu'une cavité coincée dans un chicot à peine plus gros que la cavité elle-même serait compressée, fragile et mal isolée (Conner, 1979). Il est donc recommandé de viser le diamètre moyen des arbres utilisés par une espèce donnée (Hunter, 1990). Cependant, l'exemple du grand pic, qui utilise des arbres de 50 cm dans l'ouest de l'Amérique du Nord mais qui peut s'accommoder d'arbres de 30 cm de DHP dans l'est suscite toutefois des questions à ce sujet (Lafleur et Blanchette, 1993). Une meilleure approche pourrait être d'aménager pour le plus gros oiseau de cavité d'une région donnée soit, dans le cas du Québec, le garrot à œil d'or. Au Nouveau-Brunswick, cette espèce semble montrer une forte préférence pour les arbres d'au moins 50 cm de DHP même si elle peut s'accommoder d'arbres de 35 cm (Prince, 1968). Une étude de la biologie de reproduction de cette espèce dont l'aire de répartition couvre toutes les régions forestières du Québec est actuellement en cours dans Portneuf et au nord du lac Saint-Jean (Maisonneuve *et al.*, 1999). Les résultats préliminaires de cette étude semblent indiquer que le garrot pourrait être tout aussi sélectif au Québec.

1.5. Effets de l'activité humaine sur les chicots et la faune

A priori, il est évident que la plupart des pratiques forestières courantes, qui favorisent la production d'arbres sains et sans défauts en vue de la récolte, sont défavorables à la production de chicots, particulièrement de gros chicots. Dans certains pays d'Europe, où le début de l'exploitation forestière remonte au Moyen Âge et où l'aménagement forestier intensif se pratique depuis plusieurs décennies, plusieurs espèces de pics sont menacées d'extinction ou sont déjà éteintes régionalement (Mikusinski et Angelstam, 1998). L'aménagement forestier y est considéré comme la première cause de déclin des pics (Sandstrom, 1992). La situation semble tout aussi drastique dans le sud-est de l'Amérique du Nord où une espèce, le pic à bec ivoire, en est disparue au cours des dernières décennies et une autre, le pic à face blanche, est considérée menacée de disparition (Reed, 1990). Dans le nord-est de l'Amérique, le cas du pic tridactyle, une espèce principalement associée aux pessières surannées et qui s'alimente et niche dans des chicots, reste à évaluer, car cette espèce pourrait souffrir grandement des pratiques forestières actuelles au nord du 49^e parallèle.

Conscients des effets de l'aménagement forestier sur les chicots, les aménagistes forestiers et les biologistes de la faune ont réalisé des études des effets de traitements sylvicoles sur les chicots et sur les espèces qui les utilisent. Ces études peuvent être classées selon l'échelle spatiale (peuplement vs paysage) et, dans le cas d'études sur la faune, selon les espèces ciblées. Ces espèces peuvent être classifiées en trois groupes selon leurs préférences d'habitats : les spécialistes des milieux forestiers avec couvert fermé (ex. : mésange à tête brune), les espèces de milieu ouvert (ex. : merlebleu de l'Est) et les espèces qui subsistent dans les forêts fermées mais qui préfèrent les forêts ouvertes par des perturbations intenses telles le feu ou une épidémie d'insectes (ex. : pic à dos noir).

1.5.1 À l'échelle du peuplement

Les traitements sylvicoles ont une influence sur la composition des peuplements, leur structure et leur densité. Pour déterminer dans quelle mesure un traitement sylvicole aura un effet sur les chicots, il faut tenir compte des caractéristiques du peuplement avant le traitement sylvicole et de l'intensité du traitement lui-même. Selon les combinaisons de facteurs pris en compte dans une étude, on pourra obtenir des effets très significatifs, par exemple que la coupe à blanc fait baisser la production annuelle de chicots de 100 à 1 par hectare en Oregon (Cline *et al.*, 1980). Néanmoins, d'autres chercheurs, comme McComb et Muller (1983), n'ont pas observé de différences de densités de chicots > 25 cm DHP entre des vieilles forêts et des forêts de seconde venue au Kentucky (2 chicots/ha dans les deux cas).

Un certain nombre de chercheurs ont mené des études visant à déterminer si les traitements sylvicoles affectaient les oiseaux nicheurs de cavités. Ici encore, les résultats varient selon les peuplements et les traitements sylvicoles, mais aussi selon une foule de facteurs liés aux oiseaux nicheurs eux-mêmes, par exemple, l'espèce d'oiseau, son niveau de population, celui de sa nourriture ou de ses prédateurs. La fidélité au territoire et les effets de refuges temporaires (Bierregaard et Lovejoy, 1988 ; Darveau *et al.*, 1995 ; Hagan *et al.*, 1996) peuvent aussi masquer certains effets à court terme. Malgré tous ces facteurs confondants, il a été démontré que des traitements de coupe partielle peuvent affecter les oiseaux de cavité préférant les forêts fermées.

Par exemple, en Finlande, Virkkala et Liehu (1990) ont étudié la mésange lapone, un pendant européen de la mésange à tête brune. Ils ont observé qu'elle était en moyenne quatre fois moins abondante et qu'elle avait un succès reproducteur moindre dans des peuplements ayant subi des coupes d'éclaircie (50 % du volume de bois sur pied) en comparaison des forêts non aménagées.

Dans des brûlis en Idaho, Saab (1998) a observé que les coupes de récupération de bois faisaient chuter les densités de chicots de 23 à 53 cm et de > 53 cm de DHP respectivement de 81 à 43 et de 17 à 5 chicots à l'hectare. Le pic chevelu, un oiseau qui préfère les forêts fermées, avait un meilleur succès de nidification dans les sites non coupés tandis que le contraire était vrai pour la crécerelle d'Amérique, une espèce de milieu ouvert. Pour sa part, le pic à dos noir préférait les sites où les chicots étaient regroupés plutôt que dispersés.

1.5.2 À l'échelle du paysage

Plusieurs études ont porté sur la nyctale de Tengmalm, une petite chouette boréale qui se nourrit essentiellement de campagnols (Hakkarainen *et al.*, 1997 ; Hayward, 1997). En Scandinavie, il a été démontré que cette nyctale a un meilleur succès reproducteur dans des paysages dominés par la coupe à blanc que dans des paysages dominés par les forêts matures à cause d'une plus grande abondance de campagnols dans les coupes. Cependant, la nyctale de Tengmalm est moins abondante dans les paysages coupés à blanc en raison d'un manque de cavités pour la nidification. En revanche, l'installation de nichoirs peut compenser pour le manque de cavités naturelles pour cette espèce.

On compte peu d'études des effets de bordure et de la fragmentation des forêts sur l'utilisation de cavités par les oiseaux. En Finlande, Kuitunen et Mäkinen (1993) ont comparé l'utilisation de nichoirs à grimpeur placés à différentes distances de bordures de forêt. Ils ont observé que l'utilisation des nichoirs augmentait avec leur éloignement de la bordure. Selon ces auteurs, l'évitement des bordures par le grimpeur pouvait être expliqué soit par une préférence de l'oiseau à nicher au centre de son territoire, ce qui l'éloigne de la bordure, ou encore par un risque de prédation accru près des bordures. Parallèlement, en Suède, Johnsson (1993) n'a pas observé de différence entre le succès de nidification d'oiseaux de cavité en bordure et à l'intérieur de la forêt. Toujours en Suède, Carlson (1994) a observé que, suite à une coupe à blanc, des oiseaux de forêt fermée pouvaient nicher jusqu'à 50 m de la forêt dans des cavités d'arbres résiduels qui se retrouvaient dorénavant dans la coupe.

En résumé, même si les principaux effets des traitements sylvicoles sont à l'échelle du peuplement, il y a lieu de considérer les effets à l'échelle du paysage.

2. Données disponibles sur les chicots au Québec, dans les autres provinces et dans les états voisins

2.1 Banque de données provinciales

La principale banque de données de la province de Québec est celle de la Direction des inventaires forestiers du ministère des Ressources naturelles (MRN). Les données de places-échantillons permanentes, qui permettent le suivi d'arbres individuels numérotés sur le terrain, pourraient être utilisées pour calculer des taux de production de chicots (croissance puis mortalité d'arbres). Ce genre de calcul a été fait lors de la préparation du logiciel Sylva II. Dans le modèle d'évolution par tige, on a calculé des taux de passage qui donnent la probabilité d'accroissement en diamètre ou de mortalité pour 21 essences ou groupes d'essences (Lessard *et al.*, 1999). Ces taux de passage sont disponibles par zone d'accroissement, par type de couvert, par densité de peuplement et par type de perturbation ou traitement. On pourrait s'en servir pour modéliser la production de chicots de certaines essences dans différentes régions.

2.2 Données ponctuelles

Plusieurs études qui ont porté sur la forêt québécoise ou les forêts des provinces ou états voisins seraient susceptibles de fournir de l'information indirecte sur les chicots. Par exemple, plusieurs études sur le dépérissement des érablières de la fin des années 1980 ont nécessité la prise de données sur l'état des arbres dans les érablières (Roy, 1986 ; DesGranges *et al.*, 1987 ; Houle, 1990 ; Bauce et Allen, 1991 ; Payette *et al.*, 1996 ; Darveau *et al.*, 1997). Toutefois, ces données n'ont pas nécessairement été compilées et publiées dans une optique « chicots » et il faudrait souvent retourner aux données originales pour extraire l'information pertinente aux chicots. En conséquence, nous ne présenterons ici que les études qui ont été réalisées dans une perspective chicots ou qui, à tout le moins, présentent des résultats sur ces derniers. De plus, étant donné que ces études présentent différents résultats de différentes façons (c'est-à-dire par classe de DHP, par essence, par stade de détérioration ou totaux seulement), nous n'avons pu dresser de tableau synthèse.

2.2.1 Forêt feuillue

Dans une forêt de seconde venue de hêtre-bouleau-érable issue d'un feu en 1910 dans le centre de l'état de New York, Welsh et Capen (1992) ont estimé la densité d'arbres à 731 tiges/ha, dont 81 étaient des arbres ≥ 15 cm DHP à potentiel de cavité et 13 étaient des arbres à cavité dans un échantillon de 582 points selon la méthode de Cottam et Curtis (1956). Les 81 arbres à potentiel de cavités se répartissaient comme suit : 16 tiges de 15 à 25 cm, 28 de 25 à 35 cm, 15 de 35 à 45 cm et 21 de 45 cm et plus.

Dans des érablières à sucre peu aménagées de la Seigneurie Nicolas-Riou de la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, Bergeron *et al.* (1997) ont établi 20 places-échantillons circulaires de 1 ha au semi-hasard pour le suivi des chicots. Ces places-échantillons avaient en moyenne des densités de 40 chicots ≥ 20 cm DHP, 11 chicots ≥ 30 cm et 2 chicots ≥ 40 cm à l'hectare. En comparaison, 20 places-échantillons du même type dans des érablières à bouleau jaune

aménagées pour la production acéricole sur le territoire du groupement forestier de l'Est du lac Témiscouata (toujours à la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent) avaient des densités de chicots de 10 chicots \geq 20 cm DHP, 5 chicots \geq 30 cm et 0,5 chicots \geq 40 cm à l'hectare.

Les mêmes chercheurs ont aussi inventorié cinq bandes relativement intactes de 20 x 500 m (1 ha) en bordure de lacs à la Seigneurie Nicolas-Riou et ils les ont comparées avec des bandes adjacentes situées à 20-40 m des lacs et ayant fait l'objet de coupes partielles. Il y avait en moyenne quatre chicots \geq 40 cm DHP à l'hectare dans la bande riveraine de 20 m contre un dans les 20 m adjacents (Bergeron *et al.*, 1997).

Dans des érablières à bouleau jaune en Outaouais (65 km au nord d'Ottawa), Doyon *et al.* (1999) ont évalué la densité de chicots dans des peuplements soumis à trois scénarios sylvicoles : (1) jardinage en 1982-1985 dans des peuplements ayant fait l'objet de coupes à diamètre limite depuis le début du siècle, (2) coupe par bandes (1/3 coupé au moment de l'étude) dans des peuplements issus de feu en 1910 et (3) témoins dans des peuplements aussi issus du feu de 1910. Ils ont évalué en 1994 la densité de chicots \geq 5 cm DHP dans 270 places-échantillons de 60 x 60 m réparties systématiquement dans ces peuplements. Les densités de chicots étaient en moyenne de 119 chicots à l'hectare dans les peuplements aménagés par coupes par bandes, 97 dans les jardinés et 156 dans les témoins.

Toujours en Outaouais, dans la Réserve Papineau-Labelle, L'Écuyer (1998) a échantillonné quatre transects de 20 m de largeur et de 1600 à 2300 m de longueur dans des érablières à feuillus intolérants et des érablières à bouleau jaune âgées d'environ 90 ans et ayant fait l'objet d'une coupe de jardinage en 1996. Il a dénombré en moyenne huit chicots \geq 34 cm DHP à l'hectare. Trente-quatre pour-cent (34 %) de ces chicots étaient des bouleaux jaunes, malgré le fait que cette essence ne constituait que 14 % des tiges vivantes et mortes du peuplement, une différence probablement attribuable à la longévité des chicots de bouleau jaune.

L'Écuyer (1998) a aussi calculé le taux de recrutement de chicots à partir de données inédites de Z. Majcen (Direction de la recherche forestière, MRN) concernant neuf blocs de 2 ha situés près de la Réserve Papineau-Labelle (Sainte-Véronique, Lac Simon et Forêt de Gatineau). Sur une période de 20 ans, il a calculé que chaque bloc devrait produire au moins deux chicots \geq 34 cm DHP par hectare, ce qui pourrait maintenir la densité de chicots à plus de 16 chicots à l'hectare si ces arbres restent debout.

2.2.2 Forêt mixte

Nous n'avons relevé aucune étude publiée sur les chicots en forêt mixte québécoise. Toutefois, une compilation préliminaire des résultats de la première année d'un projet visant le développement de systèmes sylvicoles adaptés à la forêt mélangée (SSAM), dans des sapinières à bouleau jaune du comté de Portneuf, suggère des densités moyennes de 31 chicots \geq 35 cm DHP à l'hectare et de six chicots \geq 50 cm DHP à l'hectare (M. Darveau, J. Huot et J.P.L. Savard, données inédites). Bien que la densité de gros chicots y soit élevée, la densité de cavités d'arbres situées à au moins 2 m du sol y est faible : moins de une cavité à l'hectare.

2.2.3 Sapinière boréale

Dans des sapinières à bouleau blanc issues de coupes à blanc dans les années 1950 à la Forêt Montmorency, Bergeron *et al.* (1997) ont établi 40 places-échantillons circulaires de 1 ha au semi-hasard pour le suivi des chicots. Ces places-échantillons avaient en moyenne des densités à l'hectare de 23 chicots ≥ 20 cm DHP, 4,0 chicots ≥ 30 cm et 0,2 chicots ≥ 40 cm. Toujours dans le cadre de cette étude, ils ont aussi établi au hasard 20 places-échantillons dans des parterres de coupe datant de 1985 à 1995. La densité moyenne de chicots ≥ 20 cm DHP était de 2,25 chicots à l'hectare.

Dans le cadre d'une étude de la disponibilité de chicots pour le garrot à œil d'or, Courteau *et al.* (1997) ont comparé les densités de gros chicots dans les deux types de peuplements qui, *a priori*, semblaient les plus intéressants pour un canard nicheur de cavité, soit : les peuplements riverains (proches des sites d'alimentation) et les bétulaies mésiques (qui contiennent des gros feuillus propices à la formation de cavités). Leur dispositif d'observation contrôlée comptait 20 places-échantillons de 1 ha, soit cinq répliqués dans des peuplements riverains et cinq dans des peuplements mésiques situés dans des paysages de forêt mature et dix autres situés dans des paysages dominés par des coupes à blanc de moins de 10 ans. Le bouleau blanc était presque absent du milieu riverain (0,2 chicots ≥ 30 cm DHP à l'hectare) en comparaison des bétulaies mésiques (20 chicots ≥ 30 cm DHP à l'hectare).

Dans le secteur du lac des Neiges, dans la Réserve des Laurentides, Desrochers *et al.* (1997) ont dénombré les chicots ≥ 10 cm DHP dans 30 parcelles de 0,04 ha dans chacun des trois types de peuplements suivants : perchis de 60 ans issus de coupe, futaies de plus de 70 ans issues de coupe et peuplements vierges à structure irrégulière dont les arbres dominants avaient entre 60 et 120 ans. Les densités moyennes de chicots étaient de 27 chicots à l'hectare dans les perchis, 348 dans les futaies et 164 dans les peuplements vierges.

Dans des sapinières vierges de la Gaspésie, G. Brunet (U. Laval, données inédites) a échantillonné 111 points d'observation au prisme à l'été 1998. Elle a relevé 10 arbres ≥ 30 cm de DHP (un vivant et neuf morts), dont trois étaient des chicots ≥ 40 cm de DHP.

À Terre-Neuve, Thompson *et al.* (1999) ont évalué les densités de chicots (≥ 10 cm DHP et ≥ 3 m haut) dans des forêts de seconde venue de 40 ans, de 64 ans et des peuplements vierges de 80 ans (total de 3 500 points d'échantillonnage). Les densités de chicots étaient en moyenne de 1 600 et 1 400 chicots à l'hectare dans les peuplements de 40 et 64 ans contre 800 pour les 80 ans. En revanche, les diamètres moyens des chicots étaient respectivement de 5,9 et 7,6 cm dans les peuplements de 40 et 64 ans contre 11,9 dans les 80 ans.

2.2.4 Pessière noire boréale

Dans le domaine de la pessière noire à mousses, plus précisément dans le secteur du Camp forestier Myrica, à environ 110 km au nord de Saint-Thomas-Didyme (au nord du lac Saint-Jean, aire commune 25-03), M. Darveau, A. Desrochers et J.P.L. Savard (données inédites) ont échantillonné en 1997 trois grilles de 1,5 x 1,5 km chacune. La première (grille Rivard) consistait

en une pessière noire vierge presque pure sur terrain plat. La deuxième (Nestaocano) était une mosaïque de pessières noires et de tremblais vierges sur terrain ondulé. La troisième (Imbeau) présentait les mêmes conditions écologiques que la Nestaocano, sauf qu'elle avait été coupée à blanc vers 1995. Dans ces grilles, on a effectué 168 transects de 0,5 ha dans des forêts > 90 ans non riveraines, 15 dans des forêts > 90 ans riveraines et 84 dans des coupes à blanc. La densité d'arbres vivants et morts ≥ 30 cm de DHP variait de seulement un arbre à l'hectare dans la grille Rivard à 24 arbres à l'hectare dans la Nestaocano. Fait intéressant, la densité d'arbres vivants et morts ≥ 30 cm de DHP demeurait de cinq tiges à l'hectare dans la grille Imbeau, pourtant coupée à blanc. La très faible densité de gros arbres dans la grille Rivard peut être expliquée par de plus petits diamètres chez l'épinette noire et par la quasi-absence du peuplier faux-tremble, qui contribuait pour 45 % des arbres ≥ 30 cm de DHP dans la grille Nestaocano et 50 % dans la Imbeau. Malgré la latitude élevée de ces sites ($49^{\circ} 45' N$), on a relevé la présence d'arbres ≥ 40 cm de DHP dans toutes les grilles, soit 2,0 tiges à l'hectare dans la grille Nestaocano, 1,0 dans la Imbeau et 0,2 dans la Rivard. Soixante-dix-sept pour cent (77 %) de ces arbres ≥ 40 cm de DHP étaient des peupliers faux-trembles.

Cent kilomètres au sud du secteur Myrica, dans le secteur du lac Montréal, Bertrand *et al.* (1998) ont effectué des relevés de chicots dans des blocs et massifs de forêt constitués de peuplements d'épinette noire originant de coupes des années 50 et de peuplements de 46 à 97 ans qui n'avaient pas été coupés à ce moment parce que trop jeunes. Dans ces derniers, la densité de chicots > 10 cm DHP variait de 16 à 305 chicots à l'hectare (en moyenne 145/ha) et il n'y avait pas de corrélation entre la densité de chicots et l'âge du peuplement ($P > 0,10$).

Dans des pessières sur sol argileux en Abitibi, P. Drapeau, Y. Bergeron et B. Harvey (UQAM, données inédites) ont comparé les surfaces terrières en chicots pour quatre âges de peuplements après feu, soit 1, 20, 95 et > 200 ans. La surface terrière moyenne en chicots était de 13 m²/ha dans les peuplements d'un an contre 2 à 3 m² dans les peuplements plus âgés. Lorsqu'ils considéraient seulement les chicots > 15 à 20 cm, les auteurs obtenaient des surfaces terrières de 7 m²/ha dans les peuplements d'un an (après feu) contre 0,5 m²/ha dans les peuplements âgés.

En bout de ligne, la revue des études ponctuelles sur les chicots au Québec que nous venons de présenter dans cette section du rapport sur les « données ponctuelles », illustre bien le problème du manque de standardisation des méthodes, particulièrement en ce qui a trait aux classes de diamètre utilisées. Ce problème nous empêche à toutes fins utiles de procéder à des comparaisons entre les études.

3. Approches de bonnes pratiques forestières concernant la protection des chicots

3.1 Sur les terres publiques

3.1.1 Approche directe

Il est reconnu que la protection des chicots nécessite l'application de mesures spécifiques de conservation à l'échelle du peuplement (Conner, 1978 ; Conner, 1979 ; Evans et Conner, 1979 ; DeGraaf et Shigo, 1985 ; Hunter, 1990 ; Forest practices code of British Columbia, 1995 ; Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1996 ; Steeger *et al.*, 1996 ; Bull *et al.*, 1997 ; Dubourdieu, 1997 ; Watt et Caceres, 1999). En fait, la gestion du bois mort est souvent la première pratique d'aménagement à laquelle on pense lorsqu'on veut protéger la biodiversité et la structure de la forêt (Hunter, 1990 ; Forest practices code of British Columbia, 1995 ; Dubourdieu, 1997).

Les mesures de protection de chicots peuvent être élaborées à partir des besoins spécifiques de la faune. Par exemple, Hunter (1990) a estimé le nombre de chicots d'un diamètre donné (minimal) requis pour quatre espèces de pics selon l'équation :

$$Y = M C (16-1)$$

où Y est le nombre de chicots requis par 100 ha, M est le nombre maximum de couples d'une espèce donnée par 100 ha, C est le nombre de cavités excavées par couple par an et (16-1) reflète le ratio du nombre de chicots acceptables vs les inacceptables, c'est-à-dire ceux qui présentent des caractéristiques propices à l'excavation (espèce, degré de pourrissement, etc.). Ainsi, il a évalué que les nombres et grosseurs de chicots nécessaires par 100 ha étaient : 395 chicots de 25 cm pour le pic chevelu, 94 de 30 cm pour le pic flamboyant, 146 de 30 cm pour le pic à dos noir et 35 de 50 cm pour le grand pic.

Ces résultats peuvent être ensuite entrés dans le modèle de Conner (1978) qui a proposé de calculer le nombre de chicots à maintenir selon l'équation :

$$Z = T(P-R)+Y$$

où Z est le nombre de chicots requis, T le temps avant la prochaine récolte, P la perte annuelle de chicots, R le recrutement annuel de chicots et Y le nombre de chicots requis (d'un diamètre donné). Même si de tels modèles paraissent séduisants en raison de leur simplicité, leur utilisation demeure limitée aux espèces dont on connaît bien la biologie et qu'on gère étroitement, comme certaines espèces menacées.

En pratique, plusieurs aménagistes utilisent une règle du pouce qui consiste soit à maintenir 5-10 gros chicots à l'hectare (Hunter, 1990), soit à maintenir un très gros arbre à l'hectare. (Dubourdieu, 1997). Quant au diamètre à partir duquel on considère qu'un chicot est gros ou très gros, il ne semble pas y avoir de constance parce que ce diamètre varie selon les essences et le potentiel du site. Cette règle du pouce se complique un peu lorsqu'on pense à long terme, surtout dans le cas des régimes de coupes totales. Dans ces cas, le plus simple est souvent de préserver des îlots de vieillissement (c'est-à-dire en rotation plus longue). Les îlots de vieillissement peuvent être particulièrement efficaces pour restaurer la structure de peuplements dégradés par

des récoltes ligneuses trop fortes ou trop fréquentes. Raphaël et White (1984) ont suggéré le maintien de parcelles de vieilles forêts de 0,1 ha par 2 ha de forêt (5 % du peuplement). Cline *et al.* (1980) et Hunter (1990) ont proposé de maintenir ces îlots sous forme de séparateurs de coupe ou de bandes riveraines, ce qui permettrait de combiner la fonction de maintien de chicots à celles de création d'écrans visuels et de corridors pour la faune. De plus, si on considère la sécurité des travailleurs forestiers, la préservation d'îlots non aménagés est préférable au maintien d'arbres isolés.

Dans les cas de travaux sylvicoles par coupe partielle nécessitant un martelage des arbres à prélever, on peut, lors du martelage « négatif » des arbres à prélever, profiter de l'occasion pour effectuer aussi un martelage « positif » de futurs chicots ou encore des arbres à cavité vivants ou morts à laisser sur pied lors de la coupe (Hunter, 1990 ; Bellhouse et Naylor, 1996 ; McComb et Lindenmayer, 1999 ; Watt et Caceres, 1999). En France, on a même standardisé l'utilisation du triangle et du cercle pour identifier à la peinture respectivement les arbres morts et les arbres creux (Denis *et al.*, 1998).

3.1.2 Approche indirecte

Même si la protection de chicots est le plus souvent vue comme une question d'aménagement à l'échelle du peuplement, il demeure qu'en bout de ligne, l'aménagement des mosaïques, qui favorise le maintien dans le temps et l'espace d'une variété d'écosystèmes, devrait contribuer à garantir la présence de chicots dans certains peuplements, comme par exemple les îlots de vieillissement dont il était question dans la section précédente.

Pour respecter la « répartition naturelle », on devrait diversifier les positions topographiques sur lesquelles on laisse des îlots de vieillissement de façon à ne pas se retrouver, en bout de ligne, avec un seul type de peuplement sur un seul type de station. Par exemple, si on considère le modèle simple et robuste d'aménagement de la forêt boréale suédoise présenté par Angelstam (1998) et déjà décrite dans le présent document, on pourrait stratifier le territoire sur la base de quatre fréquences de feu associées à quatre types de stations et gérer les îlots de vieillissement par strate.

3.1.3 Une proposition pour le Québec

Étant donné d'une part, le rôle écologique des gros chicots et l'urgence d'assurer le maintien des sites de nidification et d'abri pour la faune et, d'autre part, l'absence de mesures de maintien de gros chicots sur les terres publiques, nous proposons de fixer des seuils de nombres minimaux de chicots pour les terres publiques québécoises, selon l'approche suivante :

- Établir des strates de protection de chicots :
 - À l'échelle du territoire québécois, utiliser les 11 domaines et sous-domaines bioclimatiques reconnus par le MRN (Robitaille et Saucier, 1998) comme base de stratification pour des zones de grosseur de chicots.
 - À l'échelle du paysage, pour tenir compte de l'étagement de la végétation en relation avec les dépôts, les sols et autres attributs du paysage, stratifier le territoire par type écologique tel que défini dans les rapports de classification écologique par domaine et

sous-domaine bioclimatique du MRN (exemple : Grondin *et al.*, 1999) PROGCOMP. Si on devait regrouper des types écologiques pour simplifier la stratification, il faudrait maintenir un minimum de trois groupes correspondant aux principaux régimes hydriques (xérique, mésique et hydrique).

- Fixer des diamètres minimaux de gros arbres par sous-domaine bioclimatique et par regroupement de types écologiques :
 - En se référant à des données de peuplements matures vierges actuels ou anciens.
 - Le diamètre pourrait être fixé par des experts ou encore établi systématiquement comme celui du rang centile X de l'essence désignée pour la strate (la plus grosse et la plus longévive des 3 essences dominantes des peuplements). Par exemple, dans les sites mésiques de la sapinière à bouleau jaune de l'Est, le bouleau jaune pourrait être l'essence désignée et on pourrait établir qu'un gros bouleau jaune est un arbre d'au moins 50 cm DHP.
- Établir des mesures pour deux modes de protection de chicots (Watt et Caceres, 1999) :
 - Par arbre (adapté aux coupes partielles) : assurer en tout temps le maintien de 5-10 gros chicots d'essences variées par strate par hectare.
 - Par îlot de vieillissement (adapté aux coupes totales) : augmenter la période de rotation sur au moins 10 % de la superficie des peuplements, en maintenant toujours au moins un hectare sur chaque 20 ha de forêt, ce qui correspond à l'échelle du territoire moyen d'un pic. La période de rotation devrait être inspirée des régimes de perturbations naturelles (Gauthier *et al.*, 1998).

Ces mesures pourraient être intégrées à la planification forestière dès l'étape des plans généraux d'aménagement. Les essences désignées et les diamètres minimaux par strate pourraient être calculés par le MRN et rendus disponibles aux aménagistes dans un cahier biodiversité accompagnant le RNI ou en ajoutant un module chicots au logiciel Sylva II.

Dans des zones d'aménagement intensif, des inventaires de gros chicots et de gros débris ligneux devraient être intégrés aux inventaires écoforestiers (Bissonnette *et al.*, 1997).

3.2 Sur les terres privées

Sur les terres privées, on devrait encourager le développement de pratiques de protection sur une base volontaire. Les grosses compagnies intéressées par la certification environnementale devraient prendre les mêmes normes que sur les terres publiques.

Les petits propriétaires privés devraient être sensibilisés à l'importance de maintenir des gros chicots. Une manière simple et efficace serait d'encourager les petits propriétaires à identifier avec un petit panneau les arbres d'intérêt faunique. Un tel programme est déjà en vigueur en Colombie-Britannique. Les panneaux pourraient être fournis par l'État ou par des agences telles la Fondation de la faune du Québec et être distribués gratuitement aux propriétaires de boisés sur demande ou dans le cadre de campagnes de sensibilisation.

4. Production artificielle de chicots et de cavités

Il est souvent proposé par des aménagistes de suppléer au manque de chicots par l'installation de nichoirs artificiels. Cette pratique n'est pas nouvelle : dès 1753, Carl von Linné la décrivait comme une pratique ancienne des autochtones en Finlande (Bordage, 1995). En Suède, Fredga et Dow (1984) considèrent que le garrot à œil d'or est maintenant dépendant des nichoirs dans l'ensemble du pays. Plusieurs autres études ont montré que l'ajout de nichoirs peut faire augmenter la densité de populations d'oiseaux de cavité (Drent, 1987 ; Savard, 1988 ; Zicus, 1990 ; Bock *et al.*, 1992) ou que les oiseaux utilisant des nichoirs peuvent avoir un meilleur succès de nidification que ceux nichant dans des cavités naturelles (Purcell *et al.* 1997).

On peut aussi trouver facilement des informations sur la dimension appropriée de nichoirs pour différentes espèces (Evans et Conner, 1979), sur des études de préférences de dimensions de trous et nichoirs pour certaines espèces (Lumsden *et al.*, 1986) ou même des plans de nichoirs fabriqués avec des cartons de 2 litres de lait (Fleming et Petit, 1986).

Malgré leurs popularités, les programmes de nichoirs sont largement critiqués pour plusieurs raisons. Premièrement, ils entraînent des coûts élevés. Par exemple, Soullière (1986) a calculé que, dans l'état du Wisconsin, le programme de nichoirs à canard branchu coûtait de 25 à 120 \$ par jeune à l'envol (en dollars américains de 1986) et qu'il pouvait accommoder seulement 0,3 % de la population de cette espèce au Wisconsin. Deuxièmement, le nichoir est loin de remplir toutes les fonctions écologiques d'un chicot. Troisièmement, le microclimat y est moins stable (McComb et Noble, 1981). Quatrièmement, l'ajout de nichoirs peut altérer la composition des communautés d'oiseaux en favorisant les oiseaux de cavité aux dépens des oiseaux nichant dans un nid ouvert (Bock *et al.*, 1992). En ce sens, la pose de nichoirs dans des parcs de conservation et des réserves écologiques n'est pas souhaitable. Dans l'ensemble, les nichoirs peuvent être considérés comme une solution de dernier recours (Hunter, 1990) à utiliser de façon temporaire sur une superficie restreinte de territoire (McComb et Lindenmayer, 1999).

Une autre solution de rechange au manque de chicots dans un peuplement pourrait être la création de chicots par application d'herbicide, annelage du tronc, inoculation de pathogène ou étêtage (Conner, 1978 ; Hunter, 1990). Selon ces auteurs, seul l'étêtage pourrait avoir un potentiel. McComb et Lindenmayer (1999) considèrent pour leur part que cette pratique pourrait être appropriée pour les conifères, mais pas les feuillus.

Dans les années 1980, Petit *et al.* (1985) ont expérimenté des chicots artificiels en polystyrène. Cette méthode hybride entre les nichoirs et le maintien de chicots n'a toutefois pas connu de succès et n'a pas été recommandée par la suite.

5. Besoins en terme d'actions, de suivis et de recherches

Les chicots et les débris ligneux ont fait l'objet de plus d'une centaine d'articles scientifiques dans des revues avec comité de lecture et de plusieurs centaines de rapports scientifiques publiés. Toutefois, la contribution du Québec se limite à quatre rapports et articles (Bergeron *et al.*, 1997 ; Courteau *et al.*, 1997 ; L'Écuyer, 1998 ; Doyon *et al.*, 1999). Même si des améliorations seraient souhaitables dans plusieurs domaines, nous considérons que certaines sont prioritaires :

- Mettre en place un programme de protection de chicots sur les terres publiques québécoises.
- Sensibiliser le public et les propriétaires forestiers à la nécessité de protéger des chicots en mettant en évidence les bénéfices cachés qu'ils procurent.
- Développer une technique standard de relevés de chicots qui préciserait, entre autres, les formes de places-échantillons et les états de détérioration de chicots. Cette technique pourrait être présentée dans un document tel que celui de Runkle (1992) qui a proposé une méthode de caractérisation des trouées dans les peuplements forestiers.
- Caractériser les densités naturelles de chicots dans différentes régions du Québec en effectuant des relevés de chicots dans les dernières forêts vierges qui restent, et ce, avant qu'elles ne disparaissent.
- Déterminer, pour les principales essences québécoises, le temps nécessaire pour produire des arbres de gros diamètres par type écologique ou regroupement de types écologiques dans les différents domaines et sous-domaines écologiques du Québec.
- Effectuer des études de suivi des chicots touchant notamment la dynamique des chicots et leur longévité.
- Déterminer l'importance des cavités naturelles vs les cavités excavées par les pics pour les utilisateurs secondaires de cavités.
- Vérifier si la technique de création de chicots par étêtage d'arbres vivants est appropriée aux essences et aux conditions climatiques québécoises.
- S'assurer que les normes de maintien de chicots que l'on mettra en place au Québec seront réalistes et efficaces dans toutes les régions.
- Développer un programme de suivi qui permettra de mesurer l'abondance de certaines espèces d'utilisateurs de cavités et la dynamique des cavités et du bois mort dans différents types forestiers.
- Déterminer comment la répartition du bois mort affecte l'abondance et la persistance des espèces qui y sont associées.
- Déterminer l'impact sur la disponibilité des gros arbres et des chicots de la norme PROGCOMP qui autorise le prélèvement de tiges exploitables dans les lisières boisées riveraines (tout en laissant ≥ 500 tiges d'au moins 10 cm DHP et en maintenant une surface terrière ≥ 14 m²/ha) (Gouvernement du Québec, 1996) .
- Effectuer des études sur l'utilisation des balais de sorcière par la faune, particulièrement dans les sapinières et pessières où les balais de sorcières sont souvent plus gros que le diamètre des arbres sur lesquels ils se trouvent.

Références

- ANGELSTAM, P., 1998. *Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes*. J. Veg. Sci. 9 : 593-602.
- ARCHAMBAULT, L., R.R. GAGNON, G. PELLETIER, G. CHABOT, et L. BÉLANGER, 1990. *Influence du drainage et de la texture du dépôt sur la vulnérabilité du sapin baumier et de l'épinette blanche aux attaques de la Tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Can. J. For. Res. 20: 750-756.
- BALL, I.R., D.B. LINDENMAYER, et H.P. POSSINGHAM, 1999. *A tree hollow dynamics simulation model*. Forest Ecol. Manage. 123: 179-194.
- BAUCE, E. et D.C. ALLEN, 1991. *Etiology of a sugar maple decline*. Can. J. For. Res. 21: 686-693.
- BELLHOUSE, T. et B. NAYLOR, 1996. *The ecological function of down woody debris in the forests of Central Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources, CRST Technical Report 43.
- BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS et J.P. L. SAVARD, 1997. *Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional*. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, Série de rapports techniques 271.
- BERTRAND, N., C. PAQUET, et F. POTVIN, 1998. *Projet sépareurs de coupe - Cartographie forestière, configuration spatiale et relevés de végétation des structures étudiées*. Ministère des Ressources naturelles et Faune et Parcs Québec, Québec, QC, Rapport.
- BIDER, J.R. et S. MATTE, 1996. *The atlas of amphibians and reptiles of Quebec*. St. Lawrence Valley Natural History Society and Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Ste-Anne-de-Bellevue et Québec, Report No. CAT. 95-2628A-03.
- BIERREGAARD, R.O.J. et T.E. LOVEJOY. *Birds in Amazonian forest fragments: effects of insularization*. In Proceedings of Acta XIX Int. Ornith. Cong., Ottawa. Edited by H. Ouellet. Univ. Ottawa Press, pp. 1564-1579.
- BISSONNETTE, J., L. BÉLANGER, P. LARUE, S. MARCHAND, et J. HUOT, 1997. *L'inventaire forestier multiressource : les variables critiques de l'habitat faunique*. For. Chron. 73: 241-247.
- BOCK, C.E., A.J. CRUZ, M.C. GRANT, C.S. AID, et T.R. STRONG, 1992. *Field experimental evidence for diffuse competition among southwestern riparian birds*. Am. Nat. 140: 815-828.

- BONAR, R.L., 2000. *Availability of pileated woodpecker cavities and use by other species*. J. Wildl. Manage. 64: 52-59.
- BORDAGE, D., 1995. *Le Garrot à oeil d'or*. In *Les oiseaux nicheurs du Québec : atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux et Service canadien de la faune, Montréal, pp. 328-331.
- BRAWN, J.D., W.H. ELDER, et K.E. EVANS, 1982. *Winter foraging by cavity nesting birds in an oak-hickory forest*. Wildl. Soc. Bull. 10: 271-275.
- BULL, E.L., C.G. PARKS, et T.R. TORGENSEN, 1997. *Trees and logs important to wildlife in the Interior Columbia River Basin*. USDA Forest Service - Pacific Northwest Research Station, La Grande, Oregon, PNW-GTR 391.
- BUTTS, S.R. et W.C. MCCOMB, 2000. *Associations of forest-floor vertebrates with coarse woody debris in managed forests of western Oregon*. J. Wildl. Manage. 64: 95-104.
- CAMERON, R., 1996. *Utilisation des arbres à cavités par la faune dans les bouquets des parterres de coupe à blanc*. Serv. can. forêts - Atlantique, Fredericton, N.-B.
- CARLSON, A., 1994. *Cavity breeding birds and clearcuts*. Ornis Fenn. 71: 120-122.
- CHAREST, P., 1997. *Réponses du bouleau blanc à une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans les sapinières boréales*. Mém. B.Sc., Dép. biologie, Université Laval, Ste-Foy, QC.
- CLINE, S.P., A.B. BERG, et H.M. WIGHT, 1980. *Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, western Oregon*. J. Wildl. Manage. 44: 773-786.
- CONNER, R.N. *Snag management for cavity nesting birds*. In *Proceedings of Management of southern forests for nongame birds*. Asheville, NC. Edited by R.M. DeGraaf. USDA For. Serv., pp. 120-128.
- CONNER, R.N., 1979. *Minimum standards in forest wildlife management*. Wildl. Soc. Bull. 7: 293-296.
- COTTAM, G. et J. CURTIS, 1956. *The use of distance measures in phytosociological sampling*. Ecology 37: 451-460.

- COURTEAU, M., M. DARVEAU et J.P.L. SAVARD, 1997. *Effets des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le Garrot à oeil d'or (Bucephala clangula) en sapinière boréale*. Service canadien de la faune, région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy, Série de rapports techniques 270.
- CRÊTE, M., B. DROLET, J. HUOT, M.J. FORTIN et G.J. DOUCET, 1995. *Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise*. Can. J. For. Res. 25: 1509-1518.
- DAILY, G.C., P.R. EHRLICH et N.M. HADDAD, 1993. *Double keystone bird in a keystone species complex*. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 90 : 592-594.
- DANSEREAU, P.R. et Y. BERGERON, 1993. *Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec*. Can. J. For. Res. 23: 25-32.
- DARVEAU, M., P. BEAUCHESNE, L. BÉLANGER, J. HUOT et P. LARUE, 1995. *Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest*. J. Wildl. Manage. 59 : 67-78.
- DARVEAU, M., M. BOULET, et L. BÉLANGER, 1999. *Wildlife use of landscapes resulting from different management strategies in the boreal black spruce forest*. Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton, Project report 1999-29.
- DARVEAU, M., J. MARTEL, J.L. DESGRANGES et Y. MAUFFETTE, 1997. *Associations between forest decline and bird and insect communities in northern hardwoods*. Can. J. For. Res. 27: 876-882.
- DAVID, N., 1996. *Liste commentée des oiseaux du Québec*. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, QC.
- DEGRAAF, R.M. et A.L. SHIGO, 1985. *Managing cavity trees for wildlife in the Northeast*. USDA Forest Service, General Technical Report NE-101.
- DENIS, P., X. GAUQUELIN, C. LEH, L.M. NAGELEISEN, G. RITTER, M. ROCH, C. WEBER et H. WITTMANN, 1998. *Arbres morts - Arbres à cavités - Pourquoi ? Comment ?* Office national des forêts, Direction régionale Alsace, Strasbourg.
- DESGRANGES, J.L., Y. MAUFFETTE, et G. GAGNON, 1987. *Sugar maple forest decline and implications for forest insects and birds*. Trans. N. Amer. Wildl. and Nat. Res. Conf. 52: 677-689.
- DESROCHERS, A., L. BÉLANGER, J. HUOT, et M. DESPONTS, 1997. *Évaluation des impacts de la stratégie de protection des forêts sur la biodiversité dans la sapinière boréale humide*. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Ste-Foy, Rapport.

- DEVILLERS, P., H. OUELLET, É. BÉNITO-ESPINAL, R. BEUDELS, R. CRUON, N. DAVID, C. ÉRARD, M. GOSSELIN et G. SEUTIN, 1993. *Noms français des oiseaux du monde*. Éditions MultiMondes et Éditions Chabaud, Ste-Foy, Québec et Bayonne, France.
- DICKSON, J.D., R.N. CONNER et J.H. WILLIAMSON, 1983. *Snag retention increases bird use of a clear-cut*. J. Wildl. Manage. 47: 799-804.
- DOBKIN, D.S., A. C. RICH, J.A. PRETARE et W.H. PYLE, 1995. *Nest-site relationships among cavity-nesting birds of riparian and snowpocket aspen woodlands in the northwestern Great Basin*. Condor 97: 694-707.
- DOYON, F., J.P.L. SAVARD, D. GAGNON et J.J. GIROUX, 1999. *Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests*. In Biology and conservation of forest birds. Society of Canadian Ornithologists, Fredericton, pp. 103-114.
- DRAPEAU, P., Y. BERGERON et B. HARVEY. *Key factors in the maintenance of biodiversity in boreal forests at local and landscapes scales*. In Proceedings of Science and practice: sustaining the boreal forest, Edmonton, Alberta. Edited by T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie et G.A. Larkin. Sustainable Forest Management Network, pp. 52-57.
- DRENT, P.J., 1987. *The importance of nestboxes for territory settlement, survival and density of the Great Tit*. Ardea 75: 59-71.
- DUBOURDIEU, 1997. *Manuel d'aménagement forestier*. Office national des Forêts et Technique et Documentation Lavoisier, Paris.
- EAST, M.L. et C.M. PERRINS, 1988. *The effect of nestboxes on breeding populations of birds in broadleaved temperate woodlands*. Ibis 130: 393-401.
- EBERHARDT, L.S., 1997. *A test of an environmental advertisement hypothesis for the function of drumming in yellow-bellied sapsuckers*. Condor 99: 798-803.
- EHRlich, P.R., D.S. DOBKIN, et D. WHEYE, 1988. *The birder's handbook: A field guide to natural history of north American birds*. Simon & Schuster, New York.
- EVANS, K.E. et R.N. CONNER. *Snag management*. In *Proceedings of Management of north central and northeastern forests for nongame birds*. Edited by R.M. DeGraaf et K.E. Evans. USDA For. Serv., pp. 214-225.
- FAYT, P., 1999. *Available insect prey in bark patches selected by the Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* prior to reproduction*. Ornith. Fenn. 76: 135-140.

- FINCH, D.M., 1989. *Relationships of surrounding riparian habitat to nest-box use and reproductive outcome in House Wrens*. Condor 91: 848-859.
- FLEMING, W.J. et D.R. PETIT, 1986. *Modified milk carton nest box for studies of Prothonotary Warblers*. J. Field Ornithol. 57: 313-315.
- FLEMMING, S.P., G.L. HOLLOWAY, E.J. WATTS et P.S. LAWRENCE, 1999. *Characteristics of foraging trees selected by pileated woodpeckers in New Brunswick*. J. Wildl. Manage. 63: 461-469.
- FOREST PRACTICES CODE OF BRITISH COLUMBIA, 1995. *Biodiversity guidebook*. Province of British Columbia, Vancouver.
- FREDGA, S. et H. DOW, 1984. *Factors affecting the size of a local population of goldeneye, Bucephala clangula (L.) breeding in Sweden*. Viltrevy 13: 225-255.
- GAULIN, H. et Y. MAUFFETTE, 1989. *Le dépérissement des érablières et les modifications de comportement alimentaire du Pic maculé (Sphyrapicus varius)*. Groupe de recherche en écologie forestière, Université du Québec à Montréal, Montréal.
- GAUTHIER, J. et Y. AUBRY, 1995. *Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional*. Serv. can. faune, Assoc. québ. groupes ornithol. et Soc. québ. protection oiseaux, Montréal.
- GAUTHIER, S., A. LEDUC et Y. BERGERON, 1998. *Un modèle pour estimer la composition et la diversité naturelles de mosaïques forestières - Un exemple appliqué aux basses-terres d'Amos*. Ressources naturelles Canada, Ste-Foy, Note de recherche Fo29-46/4-1998F.
- GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 1996. *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public*. Gazette officielle du Québec 8 mai 1996, 128e année, no 19 : 2750-2786.
- GREEN, P. et G.F. PETERKEN, 1997. *Variation in the amount of dead wood in the woodlands of the Lower Wye valley, UK in relation to the intensity of management*. Forest Ecol. Manage. 98: 229-238.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est*. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Ste-Foy, Rapport 99-3046.
- GUNN, J. et J. HAGAN, 2000. *Woodpecker abundance and tree use in uneven-aged managed, and unmanaged, forest in northern Maine*. Forest Ecol. Manage. 126: 1 - 12.
- HAGAN, J.M., W.M. VANDER HAEGEN et P.S. MCKINLEY, 1996. *The early development of forest fragmentation effects on birds*. Conserv. Biol. 10: 188-202.

- HAKKARAINEN, H., E. KORPIMÄKI, V. KOIVUNEN et S. KURKI, 1997. *Boreal Owl responses to forest management : a review*. J. Raptor Res. 31: 125-128.
- HAYWARD, G.D., 1997. *Forest management and conservation of Boreal Owls in North America*. J. Raptor Res. 31: 114-124.
- HOLT, R.F. et K. MARTIN, 1997. *Landscape modification and patch selection: the demography of two secondary cavity nesters colonizing clearcuts*. Auk 114: 443-455.
- HOULE, G., 1990. *Growth patterns of sugar maple seedlings and mature trees in healthy and in declining hardwood stands*. Can. J. For. Res. 20: 894-901.
- HUNTER, M.L., 1990. *Wildlife, forest, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- JOHNSON, L.L., 1967. *The common goldeneye duck and the role of nesting boxes in its management in north-central Minnesota*. J. Minn. Acad. Sci. 34: 110-113.
- JOHANSSON, K., 1993. *The Black Woodpecker Dryocopus martius as a keystone species in forest*. Dept. Wildl. Ecol., Swedish Univ. Agric. Sc., Uppsala, Sweden.
- KUITUNEN, M. et M. MAKINEN, 1993. *An experiment on nest site choice of the Common Treecreeper in fragmented boreal forest*. Ornis Fenn. 70: 163-167.
- LAFLEUR, P.É. et P. BLANCHETTE, 1993. *Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le Grand Pic (Dryocopus pileatus L.) au Québec*. Min. Loisir, Chasse et Pêche du Québec, Québec, Doc. tech. 93/3.
- LAND, D., W.R. MARION et T.E. O'MEARA, 1989. *Snag availability and cavity nesting birds in slash pine plantations*. J. Wildl. Manage. 53: 1165-1171.
- L'ÉCUYER, H., 1998. *Évaluation de l'effet de la coupe de jardinage sur la disponibilité de chicots*. Direction de l'environnement forestier, ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, Note technique RN98-3038.
- LESSARD, G., S. BÉDARD, F. PELLETIER, G. GAUTHIER, S. VÉZINA, R. GAGNON, M. ROY, P. TRUDEL, É. DION, J. BLOUIN, J.P. ROBERT et Y. PHILLIBERT, 1999. *Méthode de calcul de la possibilité forestière avec Sylva II*. CERFO, MRN et FPBQ, Ste-Foy, Québec et Longueuil, Document de référence 13^e version.
- LUMSDEN, H.G., J. ROBINSON et R. HARTFORD, 1986. *Choice of nest boxes by cavity-nesting ducks*. Wilson Bull. 98: 167-168.
- MAISONNEUVE, C., R. MCNICOLL, A. DESROSIERS et G. LUPIEN, 1999. *Caractérisation de l'habitat de reproduction du garrot à oeil d'or en forêt boréale - Rapport d'étape interne - activités 1999*. Faune et Parcs Québec, Québec, Rapport.

- MARIE-VICTORIN, F., 1964. *Flore laurentienne*. Presses de l'Université de Montréal, Montréal, QC.
- MCCOMB, W. et D. LINDENMAYER, 1999. *Dying, dead, and down trees*. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 335-372.
- MCCOMB, W.C. et R.N. MULLER, 1983. *Snag densities in old-growth and second-growth Appalachian forests*. *J. Wildl. Manage.* 47: 376-382.
- MCCOMB, W.C. et R.E. NOBLE, 1981. *Microclimates of nest boxes and natural cavities in bottomland hardwoods*. *J. Wildl. Manage.* 45: 284-289.
- MIKUSINSKI, G. et P. ANGELSTAM, 1998. *Economic geography, forest distribution and woodpecker diversity in central Europe*. *Conserv. Biol.* 12: 200-208.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1996. *Biodiversité du milieu forestier - Bilan et engagements du Ministère des Ressources naturelles*. Gouvernement du Québec, Québec, Rapport RN96-3045.
- MONSERUD, R.A. et H. STERBA, 1999. *Modeling individual tree mortality for Austrian forest species*. *Forest Ecol. Manage.* 113: 109-123.
- MORRISON, M.L. et M.G. RAPHAEL, 1993. *Modeling the dynamics of snags*. *Ecol. Appl.* 3: 322-330.
- MURPHY, E.C. et W.A. LENHAUSEN, 1998. *Density and foraging ecology of woodpeckers following a stand-replacement fire*. *J. Wildl. Manage.* 62: 1359-1372.
- NEWTON, I., 1994. *The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds : a review*. *Biol. Conserv.* 70: 265-276.
- PASINELLI, G. et J. HEGELBACH, 1997. *Characteristics of trees preferred by foraging middle spotted woodpecker *Dendrocopos medius* in northern Switzerland*. *Ardea* 85: 203-209.
- PAYETTE, S., M.J. FORTIN et C. MORNEAU, 1996. *The recent sugar maple decline in southern Quebec : probable causes deduced from tree rings*. *Can. J. For. Res.* 26: 1069-1078.
- PETERSON, B. et G. GAUTHIER, 1985. *Nest site use by cavity-nesting birds of the Cariboo Parkland, British Columbia*. *Wilson Bull.* 97: 319-331.
- PETIT, D.R., K.E. PETIT, J.R. GRUBB, T.C. et L. REICHHARDT, 1985. *Habitat and snag selection by woodpeckers in a clear-cut: an analysis using artificial snags*. *Wilson Bull.* 97: 525-533.

- PETRANKA, J.W., 1998. *The salamanders of United States and Canada*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- PICHER, R., 1992. *Chicots de feuillus - Danger, mesure du risque et actions de prévention*. Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec, Québec, QC.
- PIERRE, J.P., H. BEARS et C.A. PASKOWSKI, 2001. *Effects of forest harvesting on nest predation in cavity-nesting waterfowl*. *Auk* 118: 224-230.
- PÖYSÄ, H., M. MILONOFF et J. VIRTANEN, 1997. *Nest predation in hole-nesting birds in relation to habitat edge: an experiment*. *Ecography* 20: 329-335.
- PÖYSÄ, H., M. MILONOFF et J. VIRTANEN, 1999. *Nest-site selection in relation to habitat edge: experiments in the common goldeneye*. *J. Avian Biol.* 30: 79-84.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD, 1996. *Mammifères du Québec et de l'est du Canada*. Éditions Michel Quintin, Waterloo, QC.
- PRINCE, H.H., 1968. *Nest sites used by Wood Ducks and Common Goldeneyes in New Brunswick*. *J. Wildl. Manage.* 32: 489-500.
- PURCELL, K.L., J. VERNER, et L.W. ORING, 1997. *A comparison of the breeding ecology of birds nesting in boxes and tree cavities*. *Auk* 114: 646-656.
- RAPHAEL, M.G. et M. WHITE, 1984. *Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada*. *Wildl. Monogr.* 86: 1-66.
- REED, J.M., 1990. *The dynamics of Red-cockaded Woodpecker rarity and conservation*. In Conservation and management of woodpecker populations. Dept. Wildl. Ecol., Swedish Univ. Agric. Sc., Uppsala, Sweden, pp. 37-56.
- RENDELL, W.B. et R.J. ROBERTSON, 1989. *Nest-site characteristics, reproductive success and cavity availability for Tree Swallows breeding in natural cavities*. *Condor* 91: 875-885.
- RENKEN, R.B. et E.P. WIGGERS, 1993. *Habitat characteristics related to Pileated Woodpecker densities in Missouri*. *Wilson Bull.* 105: 77-83.
- RICKLEFS, R.E., 1969. *An analysis of nesting mortality in birds*. Smithsonian Institution Press, Washington.
- ROBB, J.R. et T.A. BOOKHOUT, 1995. *Factors influencing wood duck use of natural cavities*. *J. Wildl. Manage.* 59: 372-383.

- ROBITAILLE, A. et J.P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les Publications du Québec, Québec.
- ROY, G., 1986. *Influence de quelques variables écologiques, pédologiques, météorologiques et d'aménagement acéricoles sur le taux de dépérissement des érablières*. Feuillet météorologique 25: 63-90.
- ROY, G., L. ROBITAILLE et G. GAGNON, 1985. *Étude des principaux facteurs du dépérissement des érablières au Québec*. Phytoprotection 66: 91-99.
- RUNDE, D.E. et D.E. CAPEN, 1987. *Characteristics of northern hardwood trees used by cavity-nesting birds*. J. Wildl. Manage. 51: 217-223.
- RUNKLE, J.R., 1992. *Guidelines and sample protocol for sampling forest gaps*. USDA Forest Service, PNW-GTR-283.
- SAAB, V.A., 1998. *Responses of cavity-nesting birds to stand-replacement fire and salvage logging in ponderosa pine/Douglas-fir forests of southwestern Idaho*. USDA Forest Service, Ogden, UT, Research Paper RMS-RP-11.
- SANDSTROM, U., 1992. *Cavities in trees: their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practise*. Swedish Univ. Agric. Sc., Uppsala.
- SAVARD, J.P.L., 1988. *Use of nest boxes by Barrow's goldeneyes: nesting success and effect on the breeding population*. Wildl. Soc. Bull. 16: 125-132.
- SAVIGNAC, C., 1996. *Sélection de l'habitat par le Grand Pic (*Dryocopus pileatus*) à différentes échelles spatiales dans la Mauricie*. Québec. Mém. M.Sc., Dép. biologie, Université Laval, Ste-Foy.
- SCHREIBER, B. et D.S. DECALESTA, 1992. *The relationship between cavity-nesting birds and snags on clearcuts in western Oregon*. Forest Ecol. Manage. 50: 299-316.
- SEDGWICK, J.A., 1997. *Sequential cavity use in a cottonwood bottomland*. Condor 99: 880-887.
- SEDGWICK, J.A. et F.L. KNOPF, 1990. *Habitat relationships and nest site characteristics of cavity-nesting birds in cottonwood floodplains*. J. Wildl. Manage. 54: 112-124.
- SEDGWICK, J.A. et F.L. KNOPF, 1992. *Cavity turnover and equilibrium cavity densities in a cottonwood bottomland*. J. Wildl. Manage. 56: 477-484.
- SOULLIÈRE, G.J., 1986. *Cost and significance of a Wood Duck nest-house program in Wisconsin : an evaluation*. Wildl. Soc. Bull. 14: 391-395.

- STÅHL, G. et T. LÄMÅS. *Assessment of coarse woody debris*. In Proceedings of Proc. Monte Verità Conference on the Assessment of biodiversity for Improved Forest Planning, 7-11 October 1996, Ascona, Switzerland, pp. 1-8.
- STEEGER, C. et C.L. HITCHCOCK, 1998. *Influence of forest structure and diseases on nest-site selection by red-breasted nuthatches*. J. Wildl. Manage. 62: 1349-1358.
- STEEGER, C., M. MACHMER et E. WALTERS, 1996. *Ecology and management of woodpeckers and wildlife trees in British Columbia*. Environ. Canada - Fraser River Action Plan, Delta, B.C.
- SWALLOW, S.K., R.J. GUTTIÉREZ et R.A.J. HOWARD, 1986. *Primary cavity-site selection by birds*. J. Wildl. Manage. 50: 576-583.
- SWALLOW, S.K., R.A.J. HOWARD et R.J. GUTIÉRREZ, 1988. *Snag preferences of woodpeckers foraging in a northeastern hardwood forest*. Wilson Bull. 100: 236-246.
- THOMPSON, I.D., H.A. HOGAN et W.A. MONTEVECCHI, 1999. *Avian communities of mature balsam fir forests in Newfoundland : age-dependence and implications for timber harvesting*. Condor 101: 311-323.
- VAN WAGNER, C.E., 1968. *The line intersect method in forest fuel sampling*. Forest Science 14: 20-26.
- VILLARD, M.A. et J. SCHIECK, 1997. *Immediate post-fire nesting by Black-backed woodpeckers*. *Picoides arcticus*, in northern Alberta. Can. Field-Nat. 111: 478-480.
- VIRKKALA, R., 1987. *Effects of forest management on birds breeding in northern Finland*. Ann. Zool. Fennici 24: 281-294.
- VIRKKALA, R., 1990. *Ecology of the Siberian Tit Parus cinctus in relation to habitat quality : effects of forest management*. Ornis scand. 21: 139-146.
- VIRKKALA, R. et H. LIEHU, 1990. *Habitat selection by the Siberian Tit Parus cinctus in virgin and managed forests in northern Finland*. Ornis Fenn. 67: 1-12.
- WATT, W.R. et M.C. CACERES, 1999. *Managing for snags in the boreal forests of northeastern Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources, Toronto, NEST Technical Note TN-016.
- WEETMAN, G.F., 1992. *Terminologie de la sylviculture au Canada*. Forêts Canada, Ottawa, Ontario, Publication Mas Fo42-170/1992.
- WEIKEL, J.M. et J.P. HAYES, 1999. *The foraging ecology of cavity-nesting birds in young forests of the northern coast range of Oregon*. Condor 101: 58-66.

- WELSH, C.J.E. et D.E. CAPEN, 1992. *Availability of nesting sites as a limit to woodpecker populations*. Forest Ecol. Manage. 48: 31-41.
- WIDÉN, P., 1994. *Habitat quality for raptors: a field experiment*. J. Avian Biol. 25 : 219-223.
- YOM-TOV, Y. et J. WRIGHT, 1993. *Effect of heating nest boxes on egg laying in the Blue Tit (Parus caeruleus)*. Auk 110: 95-99.
- ZARNOWITZ, J.E. et D.A. MANUWAL, 1985. *The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington*. J. Wildl. Manage. 49: 255-263.
- ZICUS, M.C., 1990. *Nesting biology of Hooded mergansers using nest boxes*. J. Wildl. Manage. 54: 637-643.

