Étude de la mortalité des érablières touchées par le verglas de janvier 1998

Mémoire de recherche forestière n° 151

Direction de la recherche forestière

par

Gabriel Roy

Québec

Étude de la mortalité des érablières touchées par le verglas de janvier 1998

Mémoire de recherche forestière n° 151

par

Gabriel Roy, ing.f., *Ph. D.*

Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de la recherche forestière
2007

Mandat de la DRF

Le mandat de la Direction de la recherche forestière (DRF) au sein du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) est de participer activement à l'amélioration de la pratique forestière au Québec. La concrétisation de ce mandat passe par la réalisation de travaux, principalement à long terme et d'envergure provinciale, lesquels intègrent à la fois des préoccupations de recherche fondamentale et de recherche appliquée.

Elle subventionne aussi des recherches universitaires à court ou à moyen terme. Ces recherches, importantes pour le Ministère, sont complémentaires aux travaux de la DRF ou réalisées dans des créneaux où elle ne peut s'impliquer.

Elle contribue à la diffusion de nouvelles connaissances, d'avis et de conseils scientifiques.

Les mémoires de recherche forestière de la DRF

Depuis 1970, chacun des Mémoires de recherche forestière de la DRF est révisé par un comité ad hoc formé d'au moins trois experts indépendants. Cette publication est produite et diffusée à même les budgets de recherche et de développement, comme autant d'étapes essentielles à la réalisation d'un projet ou d'une expérience. Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format pdf.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein, Québec (Québec)
Canada, G1P 3W8
Courriel : recherche.forestiere@mrnf.gouv.qc.ca
Internet : www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/
connaissances/recherche

© Gouvernement du Québec
On peut citer ce texte en indiquant la référence.

ISBN 978-2-550-51409-1
ISBN (PDF) 978-2-550-51410-7
F.D.C. 42
L.C. 390.7S85
2007-3036

Notes biographiques

Gabriel Roy est ingénieur forestier, diplômé de l'Université Laval depuis 1982. Il a obtenu de cette même université un diplôme de maîtrise ès science en 1990. En 1998, il termine ses études de doctorat à l'Université de Sherbrooke en collaboration de l'école supérieure de foresterie à Nancy, France. À l'emploi de la Direction de la recherche forestière depuis 1983, ses travaux de recherche portent sur l'aménagement acérico-forestier, l'écologie et la dynamique des érablières, l'étude des perturbations anthropiques et naturelles ainsi que sur l'aménagement écosystémique.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent en tout premier lieu aux gouvernements fédéral et provincial pour l'appui financier accordé au projet dans le cadre du programme conjoint d'aide aux sinistrés du verglas de janvier 1998. Nos remerciements s'adressent également à toute l'équipe technique qui a installé le dispositif et recueilli les diverses données sur le terrain. La diffusion de ces résultats n'aurait pas été possible sans la contribution du personnel de l'inventaire forestier du MRNF, le support de M. Michel Chabot pour la cartographie des dommages de verglas et l'apport de M. Jean-Pierre Carpentier à la mise au point des protocoles de recherche. Nous remercions également Mme Lise Charette et M. Patrice Tardif pour les judicieux conseils lors des analyses statistiques.

La critique du manuscrit de cet ouvrage est le fruit de la collaboration respective de Mme Lise Charette, de MM. Robert Bellemare, Michel Chabot et Vincent Roy. La recherche de documents a été confiée, en grande partie, à Mme Lucie Jobin, bibliotechnicienne. L'édition et la mise en page du mémoire étaient sous la responsabilité respective de M. Pierre Bélanger et de Mme Sylvie Bourassa.

Résumé

La tempête de verglas de janvier 1998 a provoqué d'importants dommages aux forêts de feuillus du Québec. Les nombreux arbres écimés ont soulevé d'importantes questions à propos de la mortalité des tiges et de la dynamique des érablières. Cette étude a été entreprise afin de répertorier et d'évaluer la mortalité consécutive au verglas. Les parcelles de l'inventaire forestier du MRNF ont servi de base à la récolte des données dendrométriques, pathologiques et écologiques. Les résultats montrent que les taux de mortalité supérieurs à 15 % sont observés dans les érablières dont le pourcentage de cime manquante dépasse 80 %. La population statistique révèle qu'un très petit nombre d'érablières ont conservé un pourcentage de cimes de moins de 20 % à l'été 1999. Il n'a pas été possible d'établir une relation des taux de mortalité et du diamètre des tiges. La mortalité mesurée à la suite du verglas est deux fois supérieure à celle d'avant verglas. Cependant, la mortalité consécutive au verglas est inférieure à la mortalité naturelle des érablières non aménagées. Les résultats des analyses indiquent que les espèces de transition sont près de quatre fois plus endommagées que les espèces compagnes. D'autre part, cette dernière catégorie d'espèces est significativement plus atteinte sur les milieux fertiles. L'ouverture du couvert forestier provoquée par le bris des cimes a surtout favorisé le nombre et la croissance des gaules des espèces compagnes. L'étude a permis d'identifier trois archétypes de mortalité associés aux effets d'une tempête de verglas. Ces archétypes sont désignés par le vocable respectif de « mortalité mécanique, physiologique et pathologique ». Ce sont les deux derniers archétypes qui expliquent pourquoi la mortalité persistera, sur plusieurs années, voire des décennies à la suite d'un verglas de cette ampleur. Toutefois, en l'absence d'autres perturbations, les valeurs de mortalité globale demeureront trop faibles pour modifier la dynamique naturelle des érablières.

Abstract

The ice storm of January 1998 caused extensive damage to hardwood forests in Québec. Many important questions were raised with respect to the many topped trees, concerning tree mortality and the dynamics of sugar maple stands. This study was undertaken to classify and evaluate mortality subsequent to the ice storm. MRNF inventory plots were used to gather mensurational, pathological and ecological data. Results show that mortality rates in excess of 15% occur in sugar maple stands where the percentage of missing crown is greater than 80%. The statistical population reveals that a very small number of sugar maple stands retained less than 20% of the crown by the summer of 1999. It was not possible to establish a relationship between mortality rates and stem diameter. Mortality measured after the ice storm is twice as high as the rate before the event. However, mortality following the ice storm is less than the natural mortality rate in unmanaged maple stands. Results of the analyses indicate that transition species are almost four times more damaged than are companion species. On the other hand, this latter category of species is significantly more affected on fertile sites. The opening of the forest cover caused by broken crowns especially stimulated the number and growth of saplings of companion species. The study identified three categories of mortality associated with the ice storm effects. These categories are referred to, respectively, as "mechanical, physiological and pathological mortality". The last two categories explain why mortality persists over several years, even decades, following an ice storm of this magnitude. However, in the absence of concomitant disturbances, the overall mortality values will remain too low to alter the natural dynamics of sugar maple stands.

Table des matières

page

Remerciements iii

Résumé v

Abstract vii

Liste des tableaux xi

Liste des figures xiii

Introduction 1

Chapitre premier – Méthode 3
- 1.1 Dispositif 3
- 1.2 Mesures dans la strate arborée 3
- 1.3 Mesures dans la strate des gaules 4
- 1.4 Analyses statistiques 4

Chapitre deux - Résultats 7
- 2.1 Relation entre les taux de mortalité et les valeurs de dommages de verglas 7
- 2.2 Relation de la mortalité et du diamètre des tiges 9
- 2.3 Comparaison du taux de mortalité mesuré avant et après l'avènement du verglas de 1998 9
- 2.4 Comparaison des taux moyens de dommages de verglas selon l'affinité des caractéristiques écologiques 13
- 2.5 État des gaules 13

Chapitre trois - Discussions 17

Conclusion 21

Références bilbiographiques 23

Liste des tableaux

page

Tableau 1. Résultats d'une analyse de la variance sur la variable des dommages de verglas des parcelles 10

Tableau 2. Résultats du test des comparaisons multiples de Tukey 10

Tableau 3. Régression logistique du taux de mortalité et du dhp 10

Tableau 4. Régression logistique de la relation de la mortalité/vigueur et du dhp 10

Tableau 5. Taux de mortalité selon l'espèce calculés sur une période de cinq années après l'avènement du verglas (1998-2002) 11

Tableau 6. Taux de mortalité selon l'espèce calculés avant l'avénement du verglas (1975 à 1987) 12

Tableau 7. Test de « *t* » relatif à des échantillons appariés sur les taux de mortalité avant et après le verglas de janvier 1998 13

Tableau 8. Résultats du test des comparaisons multiples des contrastes significatifs 14

Tableau 9. État des gaules dénombrées avant et cinq ans après la tempête de verglas de janvier 1998..... 15

Liste des figures

page

Figure 1. Limites des superficies forestières endommagées par le verglas de janvier 1998 et localisation des parcelles d'étude 3

Figure 2. Relation des taux de mortalité et du pourcentage de dommages de verglas par parcelle 7

Figure 3. Taux de mortalité cinq ans après le verglas de 1998 selon les classes de dommages attribuées au verglas en 1999 8

Figure 4. Profils des indices de croissance radiale selon les classes de dommages de verglas 8

Introduction

La tempête de verglas qui a sévi du 5 au 9 janvier 1998, a touché sévèrement les forêts du Québec, de l'Ontario, du Nouveau-Brunswick et du nord-est des États de la Nouvelle Angleterre (Boulet *et al.* 2000, Scarr *et al.* 2003, Chabot 1998, Gouvernement du Québec 1998, Abley et Bouchara 1998). Au Québec, près de 1,8 million d'hectares de forêts présentaient des dommages à des degrés divers (Chabot 1998, Castonguay *et al.* 2001). Une reconnaissance aérienne des superficies touchées, effectuée peu de temps après le verglas, soit du 19 janvier au 14 février 1998, révélait que 36 % des superficies recensées (1 770 682 hectares) étaient cartographiés dans les classes de dommages graves et très graves (Gouvernement du Québec 1998). La majorité de ces superficies supportait des forêts de feuillus (Chabot 1998, Castonguay *et al.* 2000).

Le verglas n'est certes pas un événement inhabituel dans les régions forestières de l'est de l'Amérique (Van Dyke 1999). Certains auteurs évoquent même le rôle écologique des effets d'une tempête de verglas sur la succession des forêts de feuillus (Whitney et Johnson 1984, Carvell *et al.* 1957, De Steven *et al.* 1991). Les vastes superficies touchées par cette tempête ainsi que l'épaisseur exceptionnelle des dépôts de glace (Abley et Bouchara 1998, Environnement Canada 1998) font de la tempête de verglas de janvier 1998 un événement, non seulement spectaculaire mais également unique. Cette tempête a provoqué des accumulations de glace de l'ordre de 70 à 110 mm (Barkley et McVey 2001, Environment Canada 1998) dans certaines régions de l'est de l'Ontario et de l'ouest du Québec, ce qui correspond au double des valeurs maximales rapportées par Savage (1998) pour le cas de tempêtes de verglas antérieures à 1998. Il s'agit sans aucun doute de la plus importante tempête de verglas enregistrée en Amérique du Nord (Hooper 1999, Hooper *et al.* 2001).

Les dommages attribués aux effets du verglas, lors de tempêtes antérieures, ont largement été décrits et rapportés dans la littérature (Van Dyke 1999, Hopkin *et al.* 2003, Lemon 1961). L'accumulation de glace, souvent accompagnée de rafales de vent, provoque l'altération de la cime d'un arbre, allant de bris ou cassures mineures à une perte complète de la cime, de même que le rabattement des jeunes tiges commerciales à divers degrés. À ces dommages s'ajoutent les effets prévisibles, à plus long terme, de la perte de croissance et de la diminution de la qualité des tiges (Lemon 1961, Melancon et Lechowiez 1987, Lautenschlager *et al.* 2003). Cependant, peu d'études abordent les conséquences de la mortalité à la suite d'un verglas. Cette lacune vient principalement du fait que peu de recherches intensives ont été effectuées à l'échelle régionale (Obenchain 1999) en rapport avec les tempêtes importantes de verglas. Certaines études indiquent toutefois que le taux de mortalité est corrélé à la résistance mécanique du bois ainsi qu'à l'épaisseur des dépôts de glace et à la force des vents (Abell 1934, Lemon 1961, Whitney et Johnson 1984). Dans le cadre d'une étude sur une tempête de verglas survenue en 1979 au sud de la Virginie, Whitney et Johnson (1984) rapportent qu'environ 38 % des tiges fortement endommagées sont mortes à la fin de la deuxième saison de croissance. Les taux de mortalité observés varient énormément selon les espèces. Ces auteurs notent également que les jeunes tiges situées sous le couvert forestier sont moins vulnérables aux effets d'un verglas comparativement aux tiges dominantes du couvert forestier. Enfin, quelques études dénotent une certaine relation proportionnelle du taux de mortalité et du degré de dommages de verglas des peuplements forestiers (Whitney et Johnson 1984, Lemon 1961).

La présente étude traite spécifiquement de la mortalité consécutive au verglas de 1998. Nous cherchons surtout à évaluer l'importance de l'intensification de la mortalité dans les érablières, au cours des cinq saisons de croissance qui ont suivi la tempête de verglas. La mortalité attribuable aux conséquences du verglas, est analysée selon les degrés de dommages de verglas, les caractéristiques des espèces de l'*Acératalia*, le diamètre des arbres et la mortalité naturelle. Cette étude a comme principal objectif de donner suite aux diverses préoccupations formulées par les intervenants forestiers au lendemain de la tempête de janvier 1998. Est-ce que la mortalité, conséquente à la tempête de verglas exceptionnelle de janvier 1998, peut modifier l'évolution écologique et la dynamique des érablières fortement endommagées?

Chapitre premier

Méthode

1.1 Dispositif

L'étude a été réalisée sur tout le territoire touché par le verglas, soit celui cartographié lors des recensements du 19 janvier et du 4 février 1998 (Gouvernement du Québec 1998). Ce territoire (Figure 1) couvre une superficie d'environ 47 300 km^2 (Chabot 1998). Les forêts étudiées sont localisées au sud du fleuve Saint-Laurent de même qu'au sud-ouest de la province. Elles appartiennent aux domaines écologiques des érablières à caryer, à tilleul et bouleau jaune ainsi qu'à bouleau jaune typique (Saucier *et al.* 2001). Les aires d'étude regroupent exclusivement des érablières cataloguées comme unité usuelle de production acéricole. Ces dernières ont été classifiées selon le type écologique (Saucier *et al.* 1998, Roy et Gagnon 1991).

L'étude de la mortalité conséquente de la tempête de verglas repose sur l'évaluation de la mortalité des essences décidues d'un réseau de 69 parcelles de recherche. Ces parcelles, choisies au hasard parmi l'ensemble des parcelles permanentes de la Direction des inventaires forestiers (DIF) du MRNF, sont localisées sur le territoire où les érablières ont subi divers degrés de dommages de verglas en janvier 1998 (Figure 1). Ces parcelles ont fait l'objet d'un remesurage, selon les normes en vigueur à la DIF (Anonyme 2003) à l'été 1997, avant l'avènement de la tempête de verglas, et d'un second à l'été 1998, après le passage de la tempête. Le remesurage de l'été 1998 a été effectué en utilisant la même méthode que celle employée par la DIF.

1.2 Mesures dans la strate arborée

Le diamètre à hauteur de poitrine (dhp : 1,30 m), l'état, l'espèce, la qualité de la tige et la proportion de cimes manquantes de tous les arbres présents ont été mesurés dans chaque parcelle circulaire d'une superficie de 400 m^2 (1/25 ha). Ces données ont été annuellement récoltées pendant les périodes estivales de 1998 à 2002. La hauteur de cinq arbres dominants ou codominants ainsi que le prélèvement d'un échantillon, à l'aide d'une sonde de Pressler, pour des fins d'analyse dendrochronologique ont complété les mesures de la strate arborée. Les largeurs de cernes de croissance ont été mesurées avec la procédure WinDendro (Anonyme 1995).

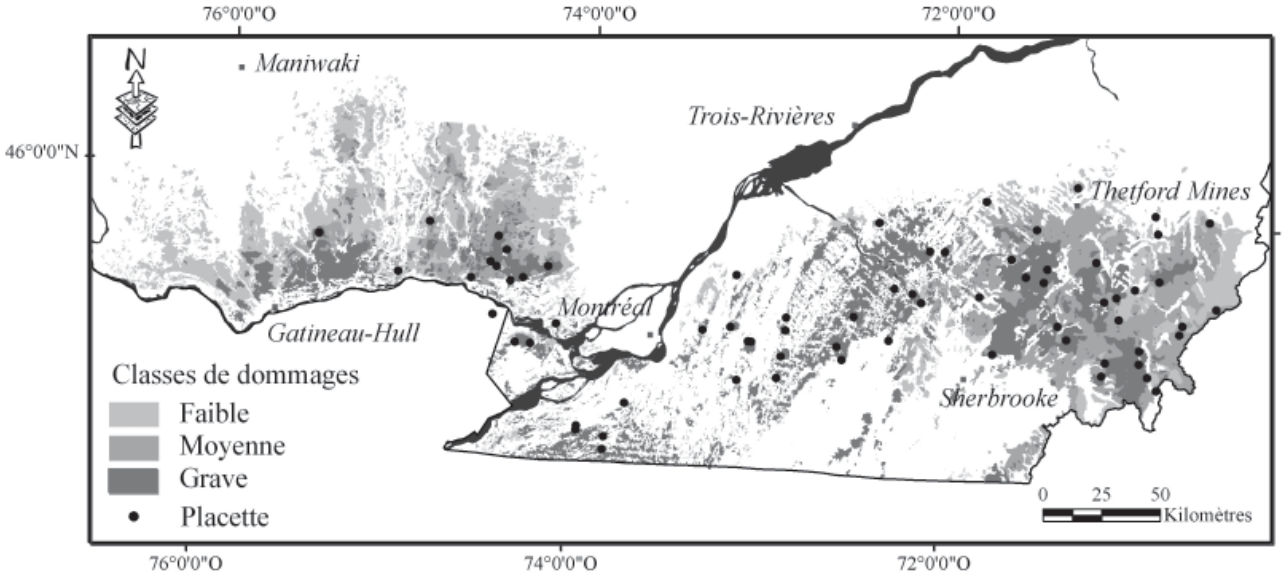

Figure 1. Limites des superficies forestières endommagées par le verglas de janvier 1998 et localisation des parcelles d'étude (avec l'approbation de la Direction de la conservation du MRNF, carte modifiée).

L'interdatation des données dendrochronologiques a été effectuée selon la procédure du laboratoire de Becker à Nancy, France et décrite dans Becker (1987, 1989). Tous les dendrochronogrammes des tiges échantillonnées ont été comparés à une courbe synthèse afin de déceler les erreurs de mesures, les faux-cernes et les cernes manquants (Roy *et al.* 1993). Les dendrochronogrammes montrent qu'une augmentation de la circonférence du tronc avec l'âge se traduit par une diminution des largeurs de cernes (Fritts 1976). Cette décroissance biologique normale est atténuée par l'utilisation d'une technique de standardisation. Cette technique consiste à tracer une courbe moyenne de croissance radiale en fonction de l'âge. La largeur d'un cerne à l'âge de 40 ans, par exemple, est la moyenne de toutes les largeurs de cernes élaborées par les tiges échantillonnées lorsqu'elles avaient 40 ans. Cette courbe théorique exprime essentiellement la loi biologique liant la croissance radiale à la circonférence des tiges vieillissantes. Connaissant l'âge de chaque cerne, l'opération de standardisation consiste à calculer le rapport de la largeur du cerne mesurée sur la largeur théorique du cerne à cet âge. La valeur ainsi obtenue est appelée indice de croissance. Cet indice de croissance, abstraction faite de l'influence de l'âge, sert à comparer des largeurs de cernes élaborées à des âges différents. La standardisation permet donc de comparer des dendrochronogrammmes entre eux (Becker 1989).

1.3 Mesures dans la strate des gaules

Le dénombrement des gaules s'est effectué selon l'espèce, dans une sous-parcelle de 3,57 m de rayon dont le centre coïncide avec celui de la parcelle. Cette procédure de dénombrement est identique à celle utilisée par la DIF (Anonyme 2003). Les mesures récoltées annuellement de 1998 à 2002 intègrent des données de dhp et de hauteur sur toutes les gaules identifiées et numérotées dans cette sous-parcelle. Les valeurs de dhp sont réparties selon des classes de 2 cm (Anonyme 2003).

1.4 Analyses statistiques

La relation du taux de mortalité, calculé pour la période de 1998 à 2002, et du pourcentage de dommages de verglas (cimes manquantes) des parcelles d'étude a d'abord été illustrée graphiquement puis analysée par régression linéaire. La proportion des dommages correspond à la moyenne des pourcentages de cimes manquantes. Ces dernières sont évaluées sur tous les arbres numérotés d'une même parcelle.Une analyse de la variance a été utilisée pour comparer les taux de mortalité moyens, calculés pour la période de 1998 à 2002, des différentes classes de dommages de verglas. Les taux de mortalité de chaque parcelle ont fait l'objet d'une transformation angulaire (arc sinus de la racine carrée du taux) afin d'homogénéiser la variance. Les parcelles d'étude ont été regroupées selon trois classes de dommages de verglas. Les parcelles dont la proportion de dommages est de 0 à 24 % de cimes manquantes composent la classe de dommages faible tandis que les parcelles dont la proportion de dommages est de 25 à 50 %, et de 51 % et plus, forment respectivement les classes de dommages moyenne et grave. Les différences significatives de ces trois classes de dommages de verglas ont été vérifiées à l'aide d'un test de comparaisons multiples de Tukey. Le seuil de signification statistique est de 5 %.

Une régression logistique (famille binomiale) a été utilisée pour comparer les taux moyens de mortalité et les valeurs de diamètre à hauteur de poitrine (dhp). Deux codifications ont servi à l'évaluation des taux de mortalité. La codification «1 » a servi à identifier les tiges mortes pendant les cinq années après l'avènement du verglas, et la codification « 0 » à identifier les tiges vivantes sans distinction du pourcentage de cimes manquantes. Les valeurs de dhp utilisées proviennent du relevé estival de 1998.

Un test « *t* » relatif à des échantillons appariés a permis de comparer les taux de mortalité avant et après l'avènement du verglas. Les données des deux derniers remesurages de la DIF du MRNF ont servi à calculer le taux de mortalité avant verglas, soit celui de la période de 1985 à 1997. Le taux de mortalité après verglas provient du traitement des données récoltées dans les mêmes parcelles au cours de la période de 1998 à 2002. Les valeurs de « arc sinus » de la racine carrée du taux de mortalité ont été utilisées pour les opérations de calcul.

Afin d'identifier les groupes d'espèces végétales plus vulnérables aux effets du verglas, les espèces dénombrées ont été regroupées selon l'affinité propre à deux ensembles de caractéristiques écologiques. Le premier ensemble reflète le régime hydrique (climax édaphique) et le second, le caractère évolutif du peuplement (climax climatique). Le premier, qu'on appellera « milieu », comprend les caractéristiques suivantes : *milieux xériques* (chêne rouge, hêtre à grandes feuilles, ostryer de Virginie), *milieux subhygrophites* (orme d'Amérique, frêne

noir, érable rouge), *milieux mésiques méridionaux* (tilleul d'Amérique, noyer cendré), et *milieux mésiques septentrionaux* (bouleau jaune, frêne d'Amérique). Le second ensemble, qu'on appellera « évolution », comprend les caractéristiques suivantes : *espèces dominantes* (érable à sucre, érable rouge, érable noire), *espèces compagnes* (bouleau jaune, hêtre à grandes feuilles, frêne d'Amérique, chêne rouge, ostryer de Virginie, tilleul d'Amérique, noyer cendré, orme d'Amérique, frêne noir), *espèces de transition* (ou espèces pionnières comme le peuplier faux-tremble, le peuplier à grandes dents, le bouleau gris et le bouleau blanc). Les analyses statistiques ont été effectuées en conjuguant les caractéristiques des deux ensembles, ce qui a donné lieu aux nouvelles combinaisons suivantes : espèces compagnes des milieux fertiles; espèces compagnes des milieux mésiques; espèces compagnes des milieux subhygrophites; espèces compagnes des milieux xériques; espèces dominantes des milieux mésiques; espèces de transition des milieux subhygrophites; et enfin, espèces de transition des milieux xériques. Toutes les autres combinaisons possibles ne contenaient aucune espèce échantillonnée. Le taux moyen des dommages de verglas en 1998 de chacune de ces combinaisons de caractéristiques a été calculé selon les pourcentages de cimes manquantes des arbres. Une analyse de la variance a été effectuée sur la variable pourcentage de dommages de verglas en 1998, à l'aide de la procédure MIXED de SAS version 9.1 (SAS Institute Inc., Cary, NC, USA), afin de comparer les combinaisons ainsi formées. Le paramètre combinaison est considéré comme un facteur à effets fixes alors que les paramètres parcelle et l'interaction parcelle × combinaison sont reconnues comme des effets aléatoires. Une transformation logarithmique a été appliquée dans le but d'homogénéiser la variance des erreurs. La parcelle d'étude a été intégrée au modèle (effets aléatoires) afin de prendre en compte le regroupement des tiges échantillonnées. Les comparaisons multiples deux à deux des moyennes ajustées ont été effectuées en calculant des intervalles de confiance simultanés, à l'aide de la macroprocédure SimIntervals, au taux d'erreur par expérience de $\alpha = 0{,}05$ (Westfall *et al.* 1999). Les moyennes ajustées et les intervalles de confiance associés ont été ramenés dans les unités d'origine en effectuant la transformation inverse et en appliquant une correction afin de corriger le biais induit par la transformation (Ung et Végiard 1988). En ce qui concerne les différences obtenues à partir des comparaisons deux à deux, les biais s'annulent en opérant la transformation inverse, ce qui équivaut à présenter un rapport de cotes (oddsratio).

Dans le cas de la strate des gaulis, la mortalité est mesurée globalement sans distinction de la mortalité découlant exclusivement des effets du verglas et de celle provenant d'autres causes. Cette démarche résulte de l'incertitude d'identifier et de distinguer les causes de la mortalité des gaulis. D'autre part, les travaux sylvicoles de récupération exécutés à l'été suivant la tempête de verglas ont quelque peu perturbé la strate des gaules de certaines parcelles d'étude. Par conséquent, seulement 49 parcelles d'étude ont servi à l'observation de l'état des gaules. Compte tenu des caractéristiques qui décrivent les données de base, le dénombrement des gaules s'est effectué selon les espèces, toutes classes de dhp confondues.

Chapitre deux

Résultats

2.1 Relation entre les taux de mortalité et les valeurs de dommages de verglas

La figure 2 illustre la relation obtenue entre la mortalité et le pourcentage de dommages de verglas à l'échelle des parcelles (r^2 = 0,62). Outre la pente positive de la courbe, la figure 2 illustre également un certain nombre de parcelles de valeurs de dommages de verglas inférieures à 30 %, conjuguées à des taux de mortalité élevés (> 10 %). Douze des parcelles échantillonnées révèlent un taux de mortalité supérieur à 10 % tandis que 35 parcelles n'enregistrent aucune mortalité cinq ans après la tempête de verglas. À l'exception de deux valeurs extrêmes, les valeurs de mortalité des parcelles varient de 0 à 20 %.

L'ensemble des tiges des 69 parcelles d'étude a ensuite été groupé par classe de 10 % de dommages de verglas, chacune comprenant un minimum de 50 tiges. La figure 3 illustre les taux de mortalité en fonction de la répartition des tiges des classes de dommages ainsi formées. Elle permet de mieux comprendre la relation des taux de mortalité et du pourcentage de cimes manquantes. Près de la moitié des arbres échantillonnés appartient à la classe de 0 à 10 %. Des taux de mortalité de 5 % et moins correspondent aux classes de dommages de 0 à 40 %. Ces valeurs de mortalité sont similaires ou légèrement supérieures à celles rapportées par Carpentier (1987) dans les érablières naturelles de même qu'à celles indiquées dans un rapport sur l'état de santé des forêts de l'Amérique du Nord (Lachance *et al.* 1995). Le taux de mortalité des classes de dommages de 41 % et plus atteint près du double des valeurs des classes précédentes et se maintient à des valeurs semblables jusqu'aux classes de dommages de 80 %. Les deux dernières classes présentent des valeurs de mortalité élevée. Près de 16 % des tiges qui ont perdu de 81 et 90 % de leur cime sont mortes au cours des cinq années du suivi. Le taux de mortalité est de 31 % dans le cas des tiges qui n'ont conservé que 10 % et moins de leur cime. Les histogrammes de la mortalité illustrés par la figure 3 montrent un profil en « escalier ascendant à paliers irréguliers », pour lequel les valeurs de cimes restantes de 40, 80 et 90 % représentent des seuils qui coïncident avec une hausse de mortalité des tiges commerciales. Le profil des histogrammes a l'apparence d'une fonction de type exponentiel.

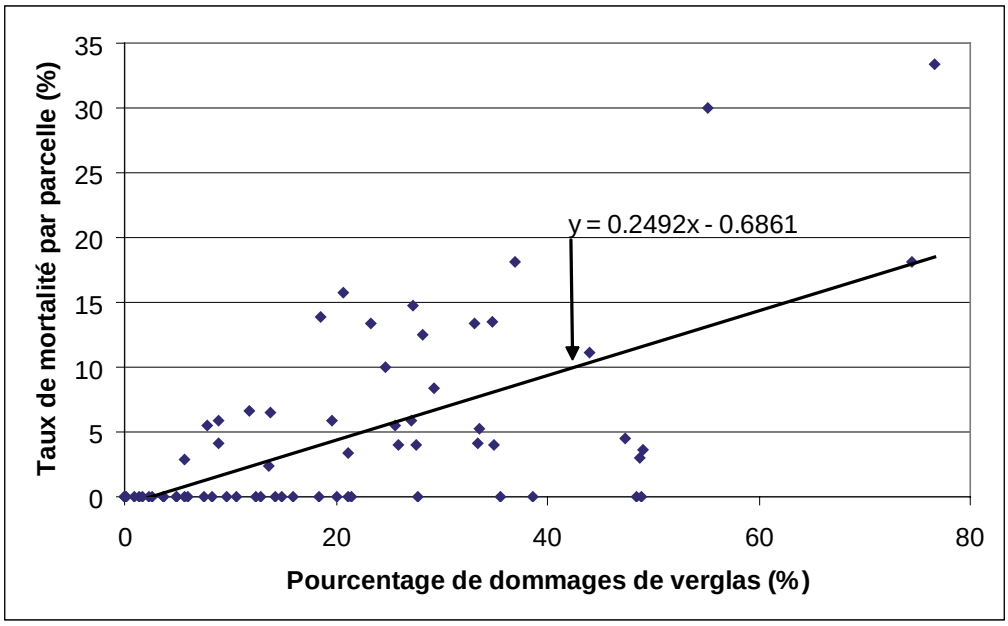

Figure 2. Relation des taux de mortalité et du pourcentage de dommages de verglas par parcelle.

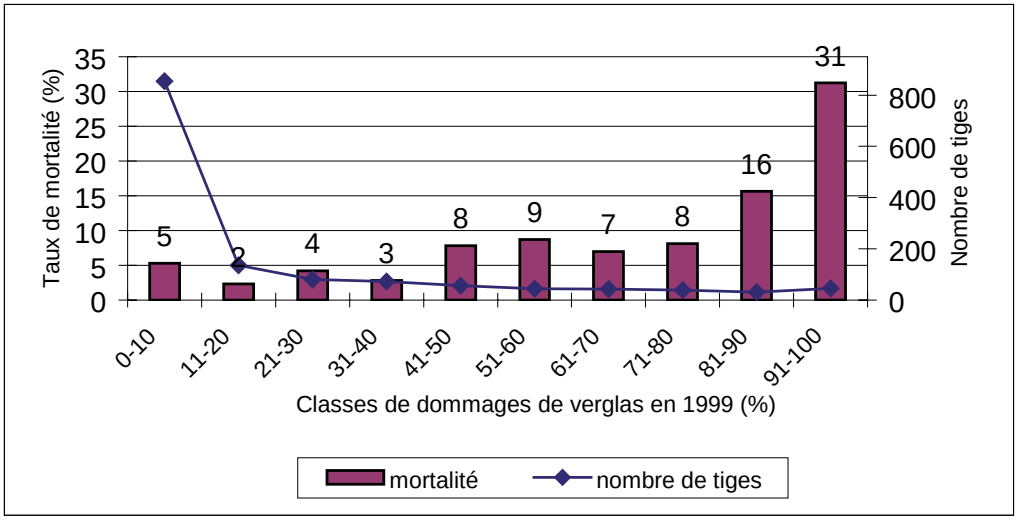

Figure 3. Taux de mortalité cinq ans après le verglas de 1998 selon les classes de dommages attribuées au verglas en 1999.

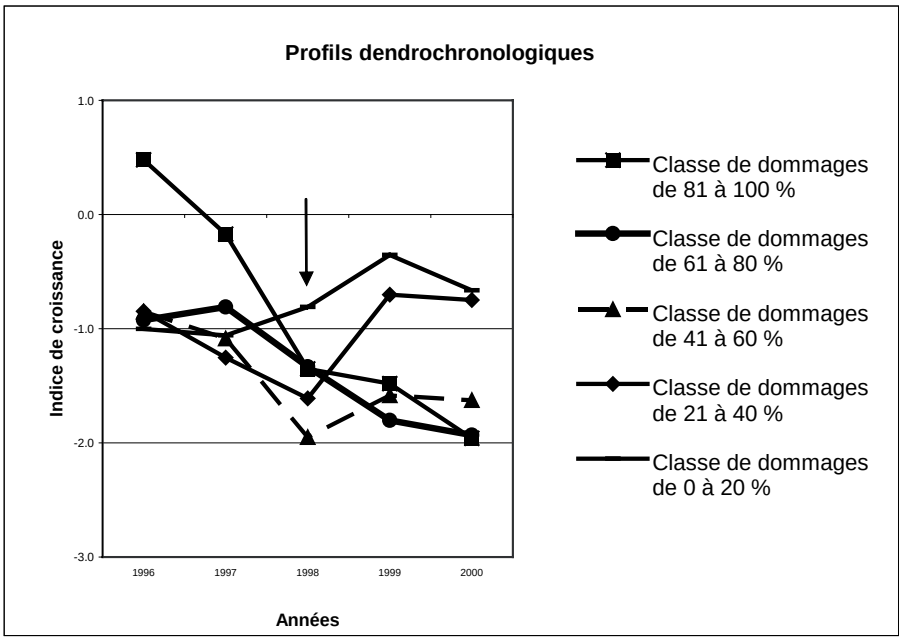

Figure 4. Profils des indices de croissance radiale selon les classes de dommages de verglas.

Le tableau 1 présente les résultats d'une analyse de la variance effectuée sur les variables de dommages de verglas des parcelles, comme mentionné à la section précédente. Ce tableau compare la valeur moyenne des classes de dommages de verglas. Les parcelles d'étude ont été regroupées selon les classes de dommages de verglas faible (15 % et moins), moyenne et élevée (75 % et plus). Les limites des trois classes ont été définies en fonction des résultats illustrés à la figure 3, ainsi qu'en fonction de ceux obtenus des profils dendrochronologiques (Figure 4) et du nombre minimal de parcelles de chaque classe.

Les résultats de l'analyse indiquent qu'il existe au moins une différence significative entre les classes de dommages de verglas ($p = 0,0068$). De plus, le test de comparaisons multiples de Tukey (Tableau 2) révèle une seule différence significative, soit entre la classe de dommages élevée et celle de dommages faible.

Afin de visualiser la reprise de la croissance après le verglas, les 291 tiges d'érable à sucre échantillonnées pour l'étude de dendrochronologie sont groupées selon cinq classes de dommages de verglas. Ces classes sont définies à la figure 4. Ainsi, toutes les tiges de 20 % et moins de dommages de verglas sont réunies dans la classe de dommages de nulle à faible. À l'opposé, la classe de dommages élevée à très élevée regroupe les tiges qui ont plus de 80 % de cimes manquantes. Les années 1996 à 2000, soit deux ans avant et après le verglas, sont illustrées sur cette figure. La flèche de la figure 4 indique l'année 1998, année de l'avènement du verglas.

Les profils moyens des indices de croissance indiquent de façon évidente que deux classes ont retrouvé le rythme de croissance d'avant verglas (Figure 4) . Ces deux classes regroupent les tiges de 40 % et moins de dommages de verglas. En outre, seule une classe de dommages de verglas ne montre pas de réduction de l'indice de croissance à l'été 1998. Elle réunit les tiges dont 20 % et moins de la cime est endommagée. Ces courbes montrent que la perte de 20 % et moins de cimes influence très peu l'accroissement des tiges et par conséquent, le taux de mortalité. Deux autres classes de dommages se démarquent par la pente négative de leurs courbes moyennes des indices de croissance. Les courbes de la figure 4 indiquent aussi que les tiges dépourvues de plus de 60 % de leur cime à la suite du verglas, ont encore une croissance radiale déficitaire à l'été 2000 par rapport aux valeurs qui prévalaient avant la tempête de verglas de 1998. Pour sa part, la classe de dommages de 41 à 60 % semble montrer une récupération du rythme de croissance d'avant le verglas des tiges de cette classe (Figure 4), dès l'été 1999.

2.2 Relation de la mortalité et du diamètre des tiges

Les résultats de la régression sont présentés au tableau 3. Des 1 490 tiges mesurées, seulement 183 (12,3 % des tiges échantillonnées) sont déclarées mortes cinq ans après le verglas. La mortalité des tiges comprend à la fois les cassures de la partie inférieure de la tige ainsi que les chablis. Ces résultats ne révèlent aucune relation significative du taux de mortalité et de la dimension des tiges au dhp.

Une analyse de régression similaire a également été exécutée sur des variables dites de faible vigueur. La vigueur des tiges de 20 % et moins de cimes restantes à la fin de l'été 2002, demeure très faible (Figures 3 et 4). Ces tiges sont destinées à mourir ou à devenir les tiges moribondes du peuplement. Par conséquent, une seconde analyse a été effectuée selon la codification suivante : 1 pour les tiges mortes et celles dont le pourcentage de cimes restantes est égal ou inférieur à 15 %; et 0 pour toutes les tiges dont le pourcentage de cimes restantes à l'été 2005 est supérieur à 15 %. Le tableau 4 présente les résultats de cette régression logistique. Ces résultats montrent qu'il n'y a pas d'argument statistique permettant de rejeter l'hypothèse nulle. Le paramètre dhp du modèle est non significatif. Il n'y a donc pas de relation significative entre les tiges écimées à plus de 80 % et leur diamètre à hauteur de poitrine.

2.3 Comparaison du taux de mortalité mesuré avant et après l'avènement du verglas de 1998

Les tableaux 5 et 6 présentent les taux de mortalité, après et avant l'avènement du verglas de 1998, calculés selon les diverses espèces étudiées. L'érable à sucre, espèce largement dominante de ce type écologique, obtient la valeur de mortalité la plus élevée.

Tableau 1. Résultats d'une analyse de la variance sur la variable des dommages de verglas des parcelles

Source de variabilité	Degrés de liberté	Somme des carrés	Valeur de F	Pr(F)
Classe de dommages de verglas	2	0,390077	5,39	0,0068
Erreur	67	2,424767		

Tableau 2. Résultats du test des comparaisons multiples de Tukey

Classes de dommages	Moyenne des différences	Erreur standard	Limite inférieure	Limite supérieure
Élevée contre faible	0,1830	0,0574	0,0454	0,32 ***
Élevée contre modérée	0,0546	0,0551	-0,0775	0,18700
Faible contre modérée	-0,1280	0,0551	-0,2600	0,00378

Tableau 3. Régression logistique du taux de mortalité et du dhp

Paramètre	Valeur	Erreur-type	Valeur de « *t* »	Degré de signification
Ordonnée à l'origine	-1,84229	0,18040	-10,212197	S.
Dhp 1998	-0,00101	0,00075	-1,347922	N.S.

Déviance nulle : 1 031,047 sur 1 463 degrés de liberté.

Valeur de « t » pour un test à 5 % est de 1,960

Tableau 4. Régression logistique de la relation de la mortalité/vigueur et du dhp

Paramètre	Valeur	Erreur-type	Valeur de « *t* »	Degré de signification
Ordonnée à l'origine	-1,75241	0,01704	-10,2483	S.
Dhp 1998	-0,00077	0,00070	-1,0962	N.S.

Déviance nulle : 1 118,651 sur 1 463 degrés de liberté.

Valeur de « t » pour un test à 5 % est de 1,960

Tableau 5. Taux de mortalité selon l'espèce calculés sur une période de cinq années après l'avènement du verglas (1998-2002)

Espèces	Taux de mortalité annuel (%)	Nombre de tiges** mortes de 1998 à 2002	Dhp moyen (mm)	Dhp maximum (mm)	Dhp minimum (mm)	Écart-type	+/- Erreur-type dhp (mm)	Poids selon la mortalité totale (%)*
1. Érable à sucre	1,46	109	228,73	775	92	134,38	± 25,23	59,2
2. Érable rouge	0,24	18	192,89	390	106	89,21	± 41,21	9,8
3. Bouleau jaune	0,16	12	203,42	301	109	56,46	± 31,94	6,5
4. Cerisier tardif	0,19	14	126,36	195	93	31,39	± 16,44	7,6
5. Hêtre à grandes feuilles	0,08	6	221,5	421	109	148,51	± 118,82	3,3
6. Ostryer de Virginie	0,07	5	147,8	172	104	26,93	± 23,60	2,7
7. Peuplier faux-tremble	0,13	10	151,7	304	105	58,01	± 35,95	5,4
8. Espèces compagnes autres***	0,08	6	246.7	420	120	–	–	3,3
9. Espèces de transitions autres****	0,05	3	168	–	–	–	–	2,2
Total	2,46	183	208,7	775	92	118,2	± 17,12	100

– Données non calculées
* Pourcentage calculé en fonction de la mortalité totale, toutes espèces confondues
** Pour un total de 1 490 tiges échantillonnées
*** Espèces compagnes, en majorité le Chêne rouge, le Frêne d'Amérique et le Noyer cendré.
**** Espèces de transitions, en majorité le Peuplier à grandes dents, le Bouleau gris et le Bouleau blanc.

Tableau 6. Taux de mortalité selon l'espèce calculés avant l'avènement du verglas (1975 à 1987)

Espèces	Nbre de tiges mortes de 1985 à 1997	Taux* de mortalité annuel (%)	Dhp moyen (mm)	Dhp maximum (mm)	Dhp minimum (mm)	Écart-type	+/- erreur-type dhp (mm)	Poids selon la mortalité totale (%)
Érable à sucre	62	0,54	214,22	518	93	98,10	± 24,42	52,5
Bouleau jaune	15	0,13	214,07	471	97	101,05	± 25,78	12,7
Érable rouge	12	0,10	135,21	305	93	112,03	± 29,42	10,2
Tilleul d'Amérique	5	0,04	191,6	267	126	51,04	± 44,74	4,2
Frêne d'Amérique	6	0,05	357,17	969	121	305,21	± 244,21	5,1
Chêne rouge	4	0,03	234,5	305	114	83,51	± 81,84	3,4
Orme d'Amérique	3	0,03	330,62	412	197	95,25	± 107,79	2,5
Cerisier de Pennsylvanie	2	0,02	–	199	138	–	–	1,7
Bouleau gris	2	0,02	–	152	133	–	–	1,7
Bouleau à papier	1	0,01	104	–	–	–	–	0,8
Cerisier tardif	2	0,02	–	220	230			1,7
Érable de Pennsylvanie	1	0,01	155	–	–	–	–	0,8
Peuplier faux-tremble	1	0,01	180	–	–	–	–	0,8
Frêne noir	1	0,01	265	–	–	–	–	0,8
Hêtre à grandes feuilles	1	0,01	107	–	–	–	–	0,8
Total	118	1,02	213,2	969	93	115,4	20,81	100

* Valeurs calculées à partir des deux derniers inventaires décennaux des parcelles d'étude permanentes de l'inventaire forestier du MRNF (1997 et 1985).
* Pour un total de 1 048 tiges mesurées, toutes espèces confondues.
– Données non calculées.

Afin de vérifier s'il existe une différence des taux de mortalité avant et après l'avènement du verglas, un test de « *t* » des échantillons appariés a été effectué. Les résultats sont présentés au tableau 7. Les résultats indiquent que les taux de mortalité passent de 1,02 %, avant le verglas à 2,46 % après celui-ci, toutes espèces confondues. Les résultats de l'analyse démontrent une différence significative des taux moyens de mortalité avant et après l'avènement du verglas (p = 0,0023). La différence des moyennes de mortalité de ces deux périodes (Tableaux 5 et 6) indique que le verglas a provoqué une augmentation de la mortalité de 1,44 %.

2.4 Comparaison des taux moyens de dommages de verglas selon l'affinité des caractéristiques écologiques

Le taux moyen de dommages de verglas a été calculé en fonction des valeurs de cimes manquantes des tiges de chacune des combinaisons de caractéristiques écologiques définies antérieurement. La valeur respective de dommages de verglas de chaque combinaison apparaît comme suit : espèces compagnes des milieux fertiles (44,38 %), espèces compagnes des milieux mésiques (20,43 %), espèces compagnes des milieux subhygrophytes (26,67 %), espèces compagnes des milieux xériques (19,15 %), espèces dominantes des milieux mésiques (20,46 %), espèces de transition des milieux subhygrophytes (37,49 %) et enfin, espèces de transition des milieux xériques (39,15 %). Les résultats de l'analyse de la variance indiquent qu'il existe une différence significative d'une combinaison à l'autre (pour 6 degrés de liberté au numérateur; 106 degrés de liberté au dénominateur; valeur de « F » de 5,23 et probabilité > F équivaut à < 0,0001).

Le tableau 8 présente les résultats du test des comparaisons multiples deux à deux uniquement pour les contrastes significatifs au seuil de 0,05 %. Les valeurs de ce tableau ont été ramenées dans les unités d'origine. Les résultats indiquent que les espèces compagnes des milieux fertiles sont 3,06 fois plus endommagées que celles des milieux xériques. Ils indiquent également que les espèces de transition sont de 2,4 à 3,8 fois plus endommagées que les espèces compagnes. Dans notre échantillonnage, le peuplier faux-tremble constitue plus de la moitié des tiges de l'ensemble des espèces de transition. Enfin, les espèces dominantes des milieux mésiques sont deux fois plus endommagées que les espèces de transition sur milieux subhygrophytes (Tableau 8).

2.5 État des gaules

Le tableau 9 regroupe des statistiques descriptives sur l'état des gaules avant l'avènement du verglas et sur une période de cinq ans après la tempête. L'ouverture du couvert forestier a stimulé la croissance des gaules. Une augmentation du nombre de gaules est observée dans toutes les parcelles retenues pour l'étude. La réduction du couvert a surtout avantagé les jeunes tiges d'érable à sucre (Tableau 9). En mesurant le pourcentage de gaules selon l'espèce, les données indiquent que les effets du verglas ont surtout stimulé à la fois la venue et la croissance des gaules de bouleau jaune, de hêtre à grandes feuilles et étonnamment de sapin baumier. À l'inverse, le cerisier de Pennsylvanie et l'érable à épis, deux arbustes ubiquistes des érablières, subissent une nette réduction du nombre de gaules. Les plus hauts taux de mortalité sont notés pour l'érable rouge et l'érable de Pennsylvanie. Toutefois la mortalité de ces deux espèces équivaut au nombre de recrues. Par conséquent, leur population résiduelle se maintient au même stade qu'avant la tempête de verglas.

Tableau 7. Test de « *t* » relatif à des échantillons appariés sur les taux de mortalité avant et après le verglas de janvier 1998

Valeur de « *t* »	Degrés de liberté	Valeur de « P »	Taux de mortalité moyen avant verglas	Taux de mortalité moyen après verglas
3,1102	138	0,0023	0,0829	0,1271

Tableau 8. Résultats du test des comparaisons multiples des contrastes significatifs

Contrastes	Rapport des cotes ajustées	Erreur standard	Limite inférieure (%)*	Rapport des taux moyens de dommages (%)*	Limite supérieure (%)*
Compagnes des milieux fertiles contre compagnes des milieux xériques	0,0195	0,3429	1,1195	3,0618	8,3744
Transitions des milieux subhygrophytes contre compagnes des milieux mésiques	0,0189	0,2624	1,0936	2,3619	5,1011
Transitions des milieux subhygrophytes contre compagnes des milieux xériques	0,0012	0,2677	1,3586	2,9794	6,5341
Transitions des milieux xériques contre compagnes des milieux xériques	0,0376	0,4416	1,0477	3,8273	13,9816
Dominantes des milieux mésiques contre transitions des milieux subhygrophytes	0,0143	0,2116	1,0955	2,0382	3,7920

* Valeurs ajustées et transformées par l'antilogarithme.

Tableau 9. État des gaules dénombrées avant et cinq ans après la tempête de verglas de janvier 1998

Espèces	Nombre de gaules			Nombre de gaules mortes	Gains/pertes en gaules		Nombre de gaules résiduelles
	DIF*	DRF**	Différentiel		Nombre	%***	
Érable à sucre	187	283	96	42	54	28,9	241
Érable rouge	27	45	18	17	1	3,7	28
Érable de Pennsylvanie	39	57	18	13	5	12,8	44
Érable à épis	31	31	0	5	-5	-16,1	26
Sapin baumier	23	49	26	2	24	104,3	47
Hêtre à grandes feuilles	13	35	22	1	21	161,5	34
Bouleau jaune	9	21	12	0	12	133,3	21
Frêne d'Amérique	15	22	7	6	1	6,6	16
Ostryer de Virginie	17	24	7	1	6	35,3	23
Cerisier de Pennsylvanie	23	22	-1	11	-12	-52,2	11
Peuplier à grandes dents et bouleau à papier	4	11	7	4	3	75,0	7
Autres****	29	35	6	6	0	0	29
Total	417	635	218	108	110	26,4	527

* DIF : Direction de l'inventaire forestier (1987)
** DRF : Direction de la recherche forestière (2002)
*** Pourcentage établi par rapport aux données de DIF
**** Rassemble : noyer cendré, tilleul d'Amérique, chêne rouge, pruche de l'Est, cerisier tardif

Chapitre trois

Discussions

La mortalité des forêts naturelles découle, en majorité, des effets de la compétition naturelle des abres qui se concurrencent pour la disponibilité des ressources du milieu. La mortalité « naturelle » des forêts de feuillus de l'est du Canada atteint environ 1 à 3 % par an (Lachance *et al.* 1995, Carpentier 1987, Hall *et al.* 1996). Le taux de mortalité peut augmenter lors d'agressions naturelles d'origines biotiques (insectes, bactéries, champignons) ou abiotiques (sécheresses, inondations, verglas, vent, neige). Ce fut le cas, notamment pendant la période de dépérissement des érablières, laquelle a engendré une mortalité de 5 à 9 % au cours des années 1984 à 1992 à l'intérieur de certains types d'érablières (Roy et Gagnon 1991). Le verglas de janvier 1998, d'une intensité sans précédent dans l'histoire contemporaine de l'est du Canada, a provoqué des taux de mortalité annuelle de 2,46 % (Tableau 5) dans l'ensemble des parcelles d'étude échantillonnées. Cette valeur de mortalité, particulièrement observable pour des tiges qui ont perdu plus de 80 % de leur cime, correspond à la limite supérieure des taux de mortalité naturelle reconnue dans certaines forêts de feuillus non aménagées de l'est du Canada. Cependant, l'analyse de la mortalité révèle que cette valeur significative est près du double de la mortalité d'avant verglas.

La littérature établit peu de lien formel entre la mortalité consécutive à un verglas et le diamètre des tiges. À titre d'exemple, Whitney et Johnson (1984) ont identifié, sur certains pins (*Pinus virginiana* Mill et *Pinus pungens* Lamb), un taux de mortalité particulièrement élevé uniquement pour les tiges d'un dhp de 10,0 à 19,9 cm et d'un pourcentage de cimes restantes de 50 % et moins. Les résultats de la présente étude ne permettent pas d'identifier une classe de dhp plus vulnérable à la mortalité consécutive au verglas de janvier 1998. La mortalité attribuée au verglas se manifeste de différentes façons. Ainsi, la cassure du tronc à la base de la cime afflige vraisemblablement davantage les tiges de 20 à 40 cm comme Melancon et Lechowiez (1989) le rapportent dans leur étude. D'autre part, la mortalité attribuable au chablis, conséquence du poids de la glace est observée surtout sur les tiges dominantes, en particulier sur celles des milieux subhygrophytes ou sur des tiges, de toute valeur de dhp, dont le système racinaire est infesté par l'Armilaire (*Armillaria mella* sp.). Les différentes manifestations de mortalité, ou archétypes de mortalité, intègrent une diversité des diamètres ce qui explique les résultats de cette étude.

Puisque l'érable à sucre représente l'espèce dominante des érablières, cette espèce assemble plus de la moitié de la mortalité observée dans les parcelles d'étude (Tableaux 5 et 6). Les résultats des analyses montrent que les espèces compagnes des milieux fertiles sont plus endommagées que celles des milieux xériques. Ces résultats s'expliquent par le fait que les milieux fertiles sont colonisés par des espèces ligneuses de plus faible résistance mécanique, comme le tilleul d'Amérique (Lemon 1961). À l'inverse, les milieux xériques se caractérisent par la présence d'espèces dont le bois est plus résistant comme le chêne rouge ou le hêtre à grandes feuilles. Les analyses statistiques indiquent également que les espèces dominantes, échantillonnées dans des milieux mésiques sont plus vulnérables aux effets du verglas que les espèces de transition des milieux subhygrophytes. La prédominance d'érablières mésiques situées au cœur des plus fortes accumulations de glaces (110 mm) (Environnement Canada 1998) de la plaine du Saint-Laurent explique ce résultat (Gouvernement du Québec 1998). À l'inverse, les milieux subhygrophytes sont localisés en général dans les zones plus accidentées des contreforts des Appalaches et des Laurentides. Ces milieux sont également des zones de moindre accumulation de glace (Environnement Canada 1998).

L'analyse statistique des données indique que les espèces de transition sont plus vulnérables aux cassures du tronc ou aux chablis consécutifs à l'accumulation de glace. Or, le peuplier constitue plus de la moitié des tiges de l'ensemble des espèces de transition. Cette espèce est également reconnue pour son bois de très faible résistance mécanique (Lemon 1961). Ces résultats montrent que le verglas constitue un mécanisme écologique comme l'ont rapporté certains auteurs tels Whitney *et al.* (1984) ou Lemon (1961). Ce mécanisme écologique modifie la composition (dynamisme) des peuplements, notamment en éliminant des espèces pionnières au profit des espèces climaciques.

L'étude atteste également que les espèces compagnes des milieux xériques sont moins vulnérables à la mortalité consécutive à une tempête de verglas, en raison surtout de la résistance des bois de chêne et de hêtre. Les espèces subhygrophyles ont des taux de mortalité de deux à trois fois supérieurs par rapport aux espèces compagnes des milieux mésiques et xériques. Dans ces milieux humides, les chablis y sont également plus fréquents, en raison d'un enracinement moins profond, et concourent à l'augmentation du taux de mortalité. L'analyse des données de mortalité indique quelques différences entre la mortalité naturelle (Tableau 6) et celle qui résulte des effets du verglas (Tableau 5). Près de 30 % de la mortalité naturelle touche le bouleau jaune, l'érable rouge et dans une moindre mesure, le frêne d'Amérique (Tableau 5). Or, certaines interventions sylvicoles ou perturbations naturelles augmentent la proportion de ces espèces en régénération. C'est le cas, entre autres, des bouleversements naturels ou anthropiques qui provoquent un brassage de l'humus dans le cas du bouleau jaune, ou encore, qui induisent une importante ouverture du couvert forestier (sans toutefois devenir une coupe totale). La mortalité naturelle tend graduellement à ramener la présence de ces trois espèces à des proportions plus faibles comme l'indique le calcul de la mortalité d'avant verglas (processus écologique naturel). Les données de l'inventaire forestier (Tableau 6) révèlent également une faible mortalité des espèces qui structurent l'étage intermédiaire comme le cerisier de Pennsylvanie et l'érable de Pennsylvanie. Ces espèces sont totalement absentes du relevé des espèces mortes des suites du verglas de 1998 (Tableau 5).

Outre le bouleau jaune et l'érable rouge, le cerisier tardif et le peuplier faux-tremble représentent plus de 13 % de la mortalité après verglas (Tableau 5). Ces deux espèces, semi-pionnière et pionnière, de moindre longévité, sont également vulnérables aux effets du verglas (Lemon 1961, Bruederle et Stearns 1985). D'autre part, les faibles taux de mortalité du frêne d'Amérique, espèce reconnue comme relativement flexible, et du chêne rouge, dont le bois est très résistant, représentent indubitablement un élément distinctif de la mortalité naturelle.

Hopkin *et al.* (2003) indiquent également qu'une mortalité annuelle de 1 à 3 % reflète les conditions normales des forêts de feuillus ontariennes. Ils soulignent que la mortalité conséquente aux effets du verglas a été importante pour *Acer saccharinum*, le tilleul, le frêne et le peuplier. *Acer saccharinum* est une espèce absente des érablières échantillonnées dans notre étude. Le frêne identifié dans notre dispositif est le frêne d'Amérique alors que l'espèce mentionnée dans le tableau de l'article de Hopkin *et al.* (2003) est le frêne de Pennsylvanie (espèce riveraine des milieux subhygrophites tout comme *Acer saccharinum*). Les différences de la composition des peuplements échantillonnés dans les études de l'Ontario et du Québec reflètent également des différences de populations statistiques, et de ce fait, la comparaison des résultats de ces études devient peu réaliste.

Les observations et les résultats de cette étude indiquent clairement la nécessité de définir trois archétypes de mortalité. Le premier que l'on nomme « mortalité mécanique » se rapporte aux arbres cassés par le poids de la glace accumulée sur la structure de la tige. Ce type de mortalité comprend également les chablis. Loin de représenter une fraction négligeable, les chablis constituent près de 20 % de la mortalité totale. L'ensemble de l'archétype de mortalité mécanique, lequel a provoqué une mort rapide dès la fin de l'été 1998, est comptabilisé dans les présents résultats. La mortalité des pins est particulièrement attribuée à cet archétype. Rhoades (1999) a observé que près de 75 % des pins de Virginie (*Pinus virginiana*) sont morts après une importante tempête de verglas survenue au sud-ouest de l'État de Virginie.

Le second archétype nommé « mortalité physiologique », correspond à la mortalité des tiges fortement endommagées, celles qualifiées de faible vigueur dans cette étude. Les résultats présentés dans cette étude montrent qu'elles intègrent la majorité des tiges de 10 % et moins de cimes résiduelles. Ces tiges ont reconstruit leur cime à partir des bourgeons adventifs issus de l'écorce du tronc. Dans l'optique où cette étape physiologie rétablit une cime fonctionnelle avant l'épuisement des réserves nutritives, l'arbre demeurera vivant. Everham et Brokaw (1996), dans leur étude sur la reconstruction de cimes endommagées, dénotent qu'une mortalité accrue s'est maintenue plusieurs années après la perturbation. Lemon (1961) souligne que la mortalité de l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* L.), fortement endommagé par les effets du verglas, survient une à deux années après la tempête. L'expérience acquise lors du verglas de 1983 dans Lanaudière, révèle que des tiges d'érable à sucre fortement endommagées se sont maintenues vivantes plus de dix ans après la perturbation climatique. L'analyse des données prélevées en 2005 indique également que la mortalité physiologique est un processus encore actif. Certaines

tiges moribondes sont mortes à l'été 2001 des suites d'une importante sécheresse survenue dans quelques parties de la Montérégie et à l'ouest du lac Mégantic. Ce lent processus n'entraînera toutefois que peu de mortalité compte tenu que le nombre de tiges écimées à plus de 85 % ne représente qu'une très faible proportion de la population échantillonnée (moins de 100 tiges sur un total de 1490). Il est possible, à même les résultats actuels, de vérifier l'hypothèse selon laquelle les effets d'un verglas tendent à éliminer les espèces pionnières, sujettes à des taux de mortalité élevés, au profit des espèces climaciques. D'autre part, les visites des érablières, en 2005, ont permis de constater que le feuillage résiduel des peupliers très endommagés présentait une coloration plus pâle que ceux des espèces climaciques, pour des taux similaires de dommages de cimes. Cette hypothèse sera vérifiée lors d'un remesurage décennal ultérieur. L'ensemble de la mortalité du second archétype n'est certainement pas totalement pris en compte dans les données de cette étude. Il est difficile d'estimer le nombre de tiges moribondes qui trépasseront au cours des prochaines années. Il est toutefois plausible d'envisager que ces mortalités toucheront surtout les espèces pionnières. Ces dernières sont faiblement représentées à l'intérieur des érablières échantillonnées de cette étude. La mortalité, dite physiologique, sera également observée sur les espèces de l'*Acérétalia* de faible vigueur initiale.

Enfin, le dernier archétype se définit comme la mortalité « pathologique ». Cette mortalité résulte de fissures de l'écorce de tiges (de 30 cm ou moins de diamètre) arquées ou rabattues sous le poids de la glace, ou encore, de la mortalité localisée du cambium (insolation) des arbres d'une forêt décimée par la tempête et brusquement exposés aux rayons solaires. Ces fissures sont des portes d'entrée propices à l'infection de l'aubier par une carie blanche spongieuse, *Cerrena unicolor* (Bull. : Fr.) Murril. Au fil du temps, ce champignon d'un magnifique carpophore vert olive affaiblit la résistance de la tige au grand vent et provoque une cassure caractéristique du tronc en forme de « chaise de barbier » (Boulet, 2005). Ces mortalités, directement attribuables aux effets de la tempête de verglas, surviennent plusieurs années voire des décennies après l'avènement et de fait, ne sont pas comptabilisées dans les données de la présente étude. Elles constituent toutefois qu'une faible perte de tiges résiduelles et ne représentent pas une cause de mortalité décisive ou préoccupante pour le devenir des peuplements forestiers.

Seulement cinq parcelles d'étude arborent des taux de mortalité supérieurs à 15 % (Figure 2). Trois de ces érablières sont de jeunes peuplements sur milieux fertiles, classifiés dans les érablières à bouleau jaune et noyer cendré. Ces peuplements en reconstruction renferment une forte proportion de cerisier tardif et une faible présence de bouleau blanc. Ces deux dernières espèces, reconnues comme très vulnérables aux effets du verglas (Bruederle et Strearns 1985, Lemon 1961) regroupent, en majorité, la mortalité des tiges recensée dans ces parcelles. Les deux derniers peuplements représentent des peuplements très âgés et endommagés par le verglas. Les parcelles d'étude ne regroupent qu'un très petit nombre de tiges (12 et 18 tiges respectivement). Les tiges de la catégorie des vétérans, endommagées à plus de 85 %, sont presque toutes mortes à la fin de l'été 2001, conséquence d'une intense sécheresse très localisée. Dans ces deux cas particuliers, le verglas a eu comme effets d'ajuster la proportion des espèces compagnes des jeunes peuplements et de rendre leur composition arborée semblable aux peuplements naturels. Pour ce qui est des vieilles érablières, le verglas a rajeuni le peuplement en stimulant les tiges du sous-bois. La tempête de verglas de janvier 1998 a par conséquent amélioré ces forêts et ne menace aucunement leur pérennité comme érablières.

Le taux de mortalité de la grande majorité des autres peuplements échantillonnés est inférieur à celui des forêts naturelles. Il est possible que ce taux de mortalité se maintienne encore quelques années en raison de la mortalité d'archétype physiologique. Cet archétype est représenté par les tiges de faible croissance (Figure 4). Ces tiges endommagées à plus de 81 % constituent près de 6,5 % de l'ensemble des tiges échantillonnées aux fins de cette étude. Ces valeurs de mortalité, de même que l'état de la strate de gaules indiquent que les effets de la tempête de verglas de 1998 n'influencent pas la pérennité des érablières endommagées.

Les effets à long terme des dommages de verglas sur la prédisposition des tiges aux maladies et aux attaques des insectes ne pourront être observés que dans plusieurs années. Ces agents pathogènes peuvent altérer la qualité des tiges des érablières et de fait, constituent un aspect des effets du verglas de janvier 1998.

Conclusion

Le taux de mortalité est un bon indicateur de la santé d'une forêt pourvu que l'on prenne en compte la moyenne de plusieurs années et le stade de développement du peuplement. La mortalité consécutive au verglas de janvier 1998 est de beaucoup inférieure aux taux préconisés au lendemain de la tempête (Boulet *et al.* 2000). La mortalité après verglas, mesurée de 1998 à 2002, est de 2,46 %. Cette valeur demeure près de deux fois supérieure au taux de mortalité d'avant la tempête ou de celui d'érablières jardinées (Majzen, comm. pers.). Ce taux de mortalité correspond toutefois à la limite supérieure du taux de mortalité naturelle rapporté dans les forêts de l'est du Canada. Les taux de mortalité découlant de cette étude sont inférieurs à ceux observés dans des écotopes différents des érablières de l'Est canadien (Rhoades 1999, Whitney et Jonnson 1984, Carpentier 1987, Lachance *et al.* 1995, Roy et Gagnon 1991) ou anticipés (Boulet *et al.* 2000).

Les résultats de cette étude confirment la recommandation du groupe d'experts qui, au lendemain de la tempête, préconisait la coupe exclusive des tiges commerciales en voie de perdition. Le faible taux de mortalité évalué dans cette étude corrobore l'avis de « patience et prudence » émis à l'endroit des propriétaires de boisés par le MRNF. Cet avis recommandait un suivi rigoureux de l'état de santé des peuplements endommagés par le verglas avant d'entreprendre toutes coupes abusives et injustifiées.

Références bibliographiques

ABELL, C.A., 1934. *Influence of glaze storms upon hardwood forests in the southern Appalachians.* Journal of Forestry 32 : 35-37.

ABLEY, M. et C. BOUCHARA, 1998. *Le grand verglas. Récit en image de la tempête de janvier 1998.* The Gazette (Montréal). Trad. C. Bouchera, Éd. Livres Toundra. Québec. Canada. 192 p.

ANONYME, 1995. *WinDendro, TM. User Manuel V. 5.0.* Régent Instruments INC. Québec, Canada. 46 p + annexes.

ANONYME, 2003. *Normes d'inventaire forestier : Placettes-échantillons permanentes.* Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers. 298 p.

BARKLEY, B. et G. MCVEY, 2001. *The role and response of the Eastern Ontario Model Forest to the 1998 ice storm.* The Forestry Chronicle 77 : 603-604.

BECKER, M., 1987. *Bilan de santé actuel et rétrospectif du sapin (*Abies alba *Mill.) dans les Vosges*. Étude écologique et dendrochronologique. Ann. Sci. For. 44 : 379-402.

BECKER, M., 1989. *The role of climate on present and past vitality of silver fir forest in the Vosges mountains of northeastern France.* Can. J. For. Res. 19 : 1110-1117.

BOULET, B., 2005. *Défauts externes et indices de la carie des arbres. Guide d'interprétation.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la conservation des forêts. 291 p.

BOULET, B., F. TROTTIER et G. ROY, 2000. *L'aménagement des peuplements forestiers touchés par le verglas.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles. Québec, Canada, 67 p.

BRUEDERLE, L.P. et F.W. STEARRNS, 1985. I*ce storm damage to a southern Wisconsin mesic forest.* Bull. of the Torrey Bot. Club 112(2) : 167-175.

CARPENTIER, J.-P., 1987. *Modélisation de la croissance et du rendement des peuplements d'érable à sucre.* Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement, Mémoire n° 91, 160 p.

CARVELL, K.L., E.H. TRYON et R.P. TRUE, 1957. *Effects of glaze on the development of Appalachian hardwoods.* Journal of Forestry 55(2) : 130-132.

CASTONGUAY, M., L. AUGUSTIN, M.-J. COUPAL, J. PÂQUET et G. BÉLANGER, 2001. *La tempête de verglas de 1998 : les programmes forestiers au Québec.* The Forestry Chronicle 77 : 599-601.

CHABOT, M., 1998. *Estimation des superficies et des volumes de bois touchés par le verglas de janvier 1998.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts, Québec, Canada, 50 p.

DE STEVEN, D., J. KLINE et P.E. MATTHIAE, 1991. *Long-term changes in a Wisconsin* Fagus-Acer *forest in relation to glaze storm disturbance.* Journal of Vegetation Science 2 : 201-208.

EVERHAM, E.M. et N.V.L. BROKAW, 1996. *Forest damage and recovery from catastrophic wind.* Botany Review 62 : 113-185.

ENVIRONMENT CANADA, 1998. *Preliminary map of freezing rain accumulations in mm between January 4th and 10th, 1998.* From : www.msc-smc.ec.gc.ca/events/icestom98/maps.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 1998. *Dommages causés à la forêt par le verglas de janvier 1998. Résultats préliminaires d'une reconnaissance aérienne réalisée entre le 9 janvier et le 4 février 1998.* Ministère des Ressources naturelles, Direction de la conservation des forêts, Québec, Canada. Carte.

HALL, J.P., L. MAGASI, L. CARLSON, K. STOLTE, E. NIEBLA, M. DE LOURDES DE LA I. DE BAUER, C.E. GONZALEZ-VICENTE et T. HERMANDEZ-TEJEDA, 1996. *L'état de santé des forêts nord-américaines.* North American Forestry Commission, Service canadien des forêts, Direction des sciences et du développement durable, Ottawa, Canada, 43 p.

HOOPER, M.C., 1999. *Impacts of a catastrophic ice storm on an old-growth.* Hardwood Forest. Unpublished M. Sc. Thesis, Department of Biology, McGill University, Montréal, Québec, Canada.

HOOPER, M.C., K. ARII et M. LECHOWEZ, 2001. *Impact of a major ice storm on an old growth hardwood forest.* Canadian Journal of Botany 79 : 70-75.

HOPKIN, A., T. WILLIAMS, R. SAJAN, J. PEDLAR et C. NIELSEN, 2003. *Ice storm damage to eastern Ontario forest : 1998-2001.* The Forestry Chronicle 79 : 47-53.

LACHANCE, D., A. HOPKIN, B. PENDREL et J.P. HALL, 1995. *Health of Sugar Maple in Canada.* Results from the North American Maple in Canada. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada. Report ST-X-10. 27 p.

LAUTENSCHLAGER, R.A., J.H. PEDLAR, J.A. WINTERS et C.M. NIELSEN, 2003. *Ice storm damage : Effects of competition and fertilization on the growth of sugar maple trees.* The Forestry Chronicle 79 : 63-69.

LEMON, P.C., 1961. *Forest ecology of ice storms.* Bulletin of the Torrey Botanical Club 88 : 21-29.

MELANCON, S. et M.J. LECHOWIEZ, 1987. *Differences in the damage caused by glaze on codominant* Acer saccharum *and* Fagus grandifolia. Canadian Journal of Botany 65 : 1157-1159.

MILLIKEN, G.A. et D.E. JOHNSON, 1984. *Analysis of Messy Data. Volume 1: Designed Experiments.* Van Nostrand Reinhold. New York. 473 p.

OBENCHAIN, A.M., 1999. *Assessing the effects of Ice Storm's 98 on eastern Ontario forests.* Insights 4(1) : 4-5.

RHOADES, R.W., 1999. *Ice storm damage in a small valley in southwestern Virginia.* Castanea 64(3) : 243-251.

ROY, G. et G. GAGNON, 1991. *Application de la phytosociologie à l'étude de l'évolution et du mécanisme du dépérissement des érablières dans le sud du Québec.* Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche n°102. 174 p + cartes et tableaux en pochette.

ROY, G., G. GAGNON et M. BECKER, 1993. *Résultats préliminaires d'une étude dendrochronologique des érablières appalachiennes. In* Comptes rendus du colloque : La recherche sur le dépérissement : un premier pas vers le monitoring des forêts. Min. des Forêts, Dir. de la rech. for. et Conseil de la rech.du Québec, mars 1992. p. 325-333.

SAVAGE, S., 1998. *The worst ice storm in Canadian history ? A closer look at a rare event.* From : www.tor.ec.gc.ca/events/icestorm98/icestorm98_html.

SCARR, T.A., A.A. HOPKIN et G.M. HOWSE, 2003. *Aerial Sketch-Mapping of the 1998 ice storm in eastern Ontario.* The Forestry Chronicle 79 : 91-98.

SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec.* Supplément de l'Aubelle n° 124, 12 p.

SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 2001. *Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec*. Carte couleur.

STEEL, G.D. et J.H. TORRIE, 1980. *Principles and procedures of statistics: A biometrical approach.* McGraw-Hill. Second Edition. 633 p.

UNG, C.-H. et S. VÉGIARD, 1988. *Problèmes d'inférence statistique reliés à la transformation logarithmique en régression.* Can. J. For. Res. 18 : 733-738.

VAN DYKE, O., 1999. *A literature review of ice storm impacts on forest in Eastern North America.* Ontario Ministry of Natural Resources. South Central Sciences Section. Pembroke, Ontario. Technical Report No. 112.

WESTFALL, P.H., R.D. TOBIAS, D. ROM, R.D. WOLFINGER et Y. HOCHBERG, 1999. *Multiple comparaisons and multiple test using the SAS System.* SAS Institue, Inc., Cary, NC, USA, 397 p.

WHITNEY, H.E. et W.C. JOHNSON, 1984. *Ice storms and forest succession in southwestern Virginia.* Bulletin of the Torrey Botanical Club 3 : 31-39.

Le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec est le gestionnaire des forêts au nom de la collectivité québécoise. Un des éléments de son mandat est d'assurer la pérennité et la santé des forêts au bénéfice des générations à venir. Les conséquences d'une tempête de verglas, la plus intense de toute l'histoire, qu'aient connue les forêts de l'est du Canada, constituent une préoccupation majeure du Ministère, dans les contextes d'aménagement écosystémique et de rendement soutenu. Par l'intensité et l'ampleur des dommages causés aux arbres sur de vastes superficies forestières, cette tempête de verglas est demeurée gravée dans notre mémoire collective. Le paysage de dévastation et de désolation engendré par la multitude de débris des arbres écimés a suscité de nombreuses inquiétudes et interrogations. Il était donc de la responsabilité du Ministère d'évaluer les effets de cette perturbation naturelle sur le devenir des forêts de feuillus endommagées à la suite de cet évènement exceptionnel. Les activités de mesure de la mortalité de nos forêts ont, entre autres comme objectif, de connaître l'évolution des peuplements de feuillus et, le cas échéant, d'orienter les mesures sylvicoles correctives adaptées à ces écosystèmes complexes de manière à léguer des forêts en santé aux générations suivantes.

Ressources naturelles et Faune
Québec

Le papier de ce Mémoire de recherche forestière est fabriqué à 100% avec des fibres recyclées.