

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

Dynamique d'une population d'ostryers de Virginie (*Ostrea virginiana* (P. Mill.) K. Koch)
à sa limite de répartition nord-est américaine

Mémoire présenté à
l'Université du Québec à Rimouski

comme exigence partielle
du programme de
Maîtrise en Gestion de la Faune et de ses Habitats

Par
Maud Ablain

Décembre 2005

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

Table des matières

Remerciements	iii
Résumé.....	iv
Liste des tableaux	vi
Liste des figures	vii
Introduction	1
Matériel et méthode	4
Description de la région et du site d'étude	4
Échantillonnage et analyses	5
Résultats	11
Description du peuplement actuel.....	11
Devenir du peuplement.....	13
Répartition de la population d'ostryers de Virginie de Saint-Fabien	14
Croissance radiale de l'ostryer et climat.....	15
Répartition régionale de l'ostryer de Virginie	15
Discussion	16
Histoire du site et dynamique du peuplement.....	16
Contraintes climatiques.....	20
Distribution géographique locale et régionale de la population	21
Conclusion	22
Bibliographie.....	23
Tableaux.....	36
Figures.....	42

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes directeurs, Luc Sirois et Dominique Arseneault pour m'avoir confié ce projet et pour avoir compris et accepté ma vie d'étudiante impliquée. Je les remercie tous deux pour leur encadrement et leur disponibilité et pour leurs précieux conseils d'analyse et de rédaction. Je remercie également Alain Caron, sans qui Arcview serait resté un mystère et les stats de ma maîtrise : un trou noir. Mes assistants de recherche ont été d'une aide indispensable, tant sur le terrain qu'au laboratoire, alors merci à Sébastien Morasse, Marie-Andrée Leblanc et Yanick Larue. L'aide de Johanne Parent été très appréciée et essentielle pour l'identification anatomique de mes souches et pour le traitement au laboratoire de mes échantillons de pollen. Merci également à Yan Boulanger, d'avoir découvert des ostryers de Virginie à Saint-Fabien. Merci à tous ceux qui ont cherché l'ostryer sur leur terre sans jamais en trouver et à tous ceux qui m'ont envoyé leur témoignage ou leurs informations et qui ont ainsi participé à la documentation de la répartition de l'espèce dans la région du Bas-Saint-Laurent, Pierre Morin (MRN), Sylvain Fortin, Jean-Marie Ouellet, Gaétan Beaulieu, Serge Bernard et Normand Villeneuve (MRN). Et pour finir avec les remerciements reliés directement à mon projet, merci à Noël-Yvon Roy, pour m'avoir autorisé l'accès à son terrain.

La bonne réalisation d'une maîtrise nécessite un environnement propice. Aussi, ce paragraphe est consacré à tous ceux et celles qui ont été auprès de moi pendant ces trois années.

C'est plus qu'une maîtrise que je conclue par ces remerciements, c'est toute une période de ma vie à laquelle il est difficile de mettre un point final...

Résumé

Les limites de répartition géographique des espèces sont dues à des facteurs climatiques, historiques ou écologiques. Les populations en marge de l'aire de répartition des espèces y rencontrent des conditions écologiques plus contraignantes. Ces pressions doivent être identifiées afin d'aider à la conservation de ces populations disjointes en raison de leurs particularités génétiques et écologiques mais aussi parce qu'elles sont rares au sein des régions considérées.

L'objectif général de cette étude est de documenter le statut d'une des populations d'ostryers de Virginie (*Ostrya virginiana*) les plus nordiques dans l'est de l'Amérique et de mieux connaître la répartition septentrionale de l'espèce. Nous voulions connaître les tendances démographiques de cette population d'ostryers, estimer l'influence des températures et des précipitations sur la croissance des individus et évaluer si ces facteurs peuvent expliquer sa limite nordique. De plus, nous voulions identifier la dynamique écologique de la communauté forestière du site.

La forêt étudiée est située à Saint-Fabien (48°18' N et 68° 52' W ; Québec, Canada). La population d'ostryers est composée de 1647 individus. Nous avons déterminé le mode de reproduction à l'origine de chaque individu, à savoir par graine ou rejet de souche ainsi que leur position géographique. Le prélèvement de carottes sur les différentes espèces arborescentes de la forêt, y compris sur les ostryers, a permis de déterminer l'âge des populations et leur patron de croissance radiale. Les détentes de croissance ont été recherchées et le patron de croissance de l'ostryer a été comparé aux données de températures et de précipitations de la région.

L'espèce est présente sur d'autres sites dans la région. La reproduction sexuée de la population étudiée est importante (1204 individus) par rapport à la reproduction par voie végétative (443 individus) malgré sa position nordique. Aucune influence des températures n'a été mise en évidence. Également, la croissance des ostryers est faiblement contrainte par les précipitations de neige, et légèrement favorisée par les précipitations printanières. On retrouve la plupart des ostryers sur le versant sud-est du site d'étude. Le peuplement a

été principalement perturbé par des coupes et des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette qui semblent augmenter les possibilités de reproduction et de croissance des ostryers.

La population n'est pas en déclin et pourrait même être en voie d'initier une expansion sur le site. Aucune limitation dans son cycle vital (croissance et reproduction) n'a été détectée. Il est probable que la position de la population sur le versant sud-est, combinée aux perturbations anthropiques et naturelles, soit responsable de ces attributs de la population. Si la dynamique du peuplement étudié et les conditions écologiques locales se maintiennent, la population de Saint Fabien devrait subsister sur le site. Si ces conditions s'avèrent être régionales, l'espèce devrait se maintenir à l'échelle de la région et peut-être étendre sa distribution à partir des populations existantes.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Équations des courbes de croissance radiale des ostryers de plus de 5 cm de DHP et croissance radiale et en hauteur des gaulis d'ostryers.	37
Tableau 2 : Surface terrière relative pour les espèces arborescentes, fréquence des espèces de la strate arbustive haute (< 150 cm) et fréquence des espèces de la strate arbustive basse (< 30 cm). Les fréquences représentent le pourcentage de site avec occurrence de chaque espèce.	38
Tableau 3 : Fréquence relative des espèces herbacées et muscinales, en pourcentage, calculée à partir de l'occurrence des espèces dans les quadrats d'échantillonnage.....	39
Tableau 4 : Probabilités de remplacement pour l'ensemble des espèces arborescentes.....	40
Tableau 5 : Composition spécifique des tiges dominantes de la forêt actuelle et des cohortes simulées, en pourcentage de nombre de tiges estimé par espèce.....	40
Tableau 6 : Association entre la présence d'ostryer et une sélection de caractéristiques locales du peuplement et du site, estimée par un test de Mann-Withney	41

Liste des figures

- Figure 1 : Répartition de l'ostryer de Virginie dans l'est de l'Amérique du nord, sites avec ostryers recensés par cette étude et distribution des ostryers et des souches brûlées sur le site d'étude de Saint-Fabien.....43
- Figure 2 : Pourcentage de sapin baumier (en gris ; N=50), d'érable à sucre (blanc ; N=25) et de bouleau à papier (en noir ; N=23) coupés, par classe de diamètre basal (en cm).44
- Figure 3 : Structure d'âge (barres grises) et détentes de croissance (ligne noire) de l'ostryer de Virginie, du sapin baumier, du taxon *Acer* (érable à sucre et érable rouge) et occurrence des deux dernières épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette dans la région (Boulangier et Arseneault 2004) en ombragé.45
- Figure 4 : Structure d'âge de la population d'ostryers selon l'origine végétative ou sexuée des individus.46
- Figure 5 : Distribution spatiale générale des ostryers dans la zone d'étude en encart et distribution des ostryers de plus de 20 ans sur la moitié ouest du site d'étude.47
- Figure 6 : Pourcentage de localisation des ostryers et des sites disponibles par classes d'orientation.....48
- Figure 7 : Corrélation entre la croissance radiale des ostryers et les précipitations moyennes mensuelles, les précipitations totales annuelles ainsi que les précipitations moyennes mensuelles maximales et minimales pour l'année de croissance précédente et pour l'année de croissance courante. Les coefficients de corrélation sont les r de Pearson (barre pleine) et de Spearman (barre hachurée).49
- Figure 8 : Corrélation entre la croissance radiale des ostryers et les températures moyennes mensuelles, les températures moyennes annuelles ainsi que les températures moyennes mensuelles maximales et minimales pour l'année de croissance précédente et pour l'année de croissance courante. Les coefficients de corrélation sont les r de Pearson (barre pleine) et de Spearman (barre hachurée).50

Introduction

Les facteurs associés à la position de la limite de répartition géographique des espèces sont généralement d'ordre climatique, historique ou écologique. Le climat explique la répartition de nombreuses espèces d'arbres (Van Der Maarel et Austin 2005). Plusieurs études portant sur des populations à leur limite nordique ou alpine rapportent l'influence du climat sur leurs aires de répartition (Sakai et Weiser 1973), sur leur reproduction (Pigott et Huntley 1981 ; Hermanutz et al. 1989 ; Lalonde 1991 ; Tremblay et al. 1996 ; Karlsson et Weih 2001 ; Tremblay et al. 2002 ; Rasmussen et Kollman 2004) et la croissance des individus (Karlsson et Nordell 1996 ; Crescente et al. 2002 ; Takahashi et al. 2003). En particulier, la température est une des composantes du climat qui contraint les végétaux à leur limite nordique ou alpine de répartition (Lamarche et Mooney 1967 ; Wardle 1968 ; Black et Bliss 1980 ; Sakai et Larcher 1987 ; Bassow et al. 1994 ; Peterson et Peterson 2001 ; Lloyd et Fastie 2002). La température influence les étapes importantes du cycle vital des arbres en limitant la production de graines (Tremblay et al. 2002), leur germination (Tremblay et al. 1996 ; Hobbie et Chapin 1998) ou encore leur fertilité en provoquant des anomalies dans les processus de fécondation (Pigott et Huntley 1981). De plus, l'établissement et la survie des plantules sont moindres sous l'influence du froid (Black et Bliss 1980 ; Kearney 1982 ; Szeicz et MacDonald 1995 ; Hobbie et Chapin 1998 ; Suarez et al. 1999). Un climat froid provoque aussi une réduction des croissances radiales et verticales de plusieurs espèces à leurs limites nordiques (Payette et al. 1985 ; Lavoie et Payette 1992 ; Payette et Delwaide 1994 ; Brooks et al. 1998), en détériorant le tissu cambial ou en retardant le début de la saison de croissance (Fritts 1976). Les populations en

marge de l'aire de répartition des espèces y rencontrent donc des conditions écologiques plus contraignantes que dans le reste de leur aire de distribution. Ces pressions ont pour effet de restreindre le développement des populations ainsi que leur étendue ce qui peut conduire à des extinctions locales. Les particularités écologiques des écosystèmes entourant ces populations doivent être identifiées et documentées. La compréhension de telles données aidera à conserver des populations qui sont importantes tant sur le plan génétique qu'écologique mais aussi car elles sont rares à l'échelle des régions considérées.

La position des populations marginales pourrait refléter des variations climatiques ayant eu lieu durant l'Holocène (depuis 10 000 ans BP). Suite à la dernière déglaciation, l'aire de répartition de la plupart des espèces s'est étendue vers le nord (Terasmae et Anderson 1970 ; Davis 1981 ; Jackson et al. 1997 ; Strong et Hills 2003). Par la suite, certaines espèces ont affiché une contraction de leur aire en réponse à la détérioration du climat (derniers 3000 ans). À l'inverse, l'histoire plus récente du climat peut avoir influencé les limites actuelles de répartition des espèces qui résultent alors de nouvelles migrations des populations. En effet, les conditions climatiques restreignent parfois les populations marginales à leurs positions géographiques. Au-delà, la réalisation de leur cycle vital peut s'avérer impossible (Brooks et al. 1998 ; Hansen et al. 2001). Aussi un réchauffement du climat peut rendre des zones favorables au développement des populations. Il induit ainsi la colonisation de sites par exemple plus nordiques (Graumlich et Davis 1993 ; Lloyd et Graumlich 1997 ; Suarez et al. 1999) et produit une expansion de l'aire de répartition des espèces.

Certains facteurs écologiques peuvent également influencer la répartition des espèces comme le régime de perturbations et notamment le régime de feu (Bergeron et Brisson 1990 ; Despons et Payette 1992 ; Meilleur et al. 1997 ; Flannigan et Bergeron 1998 ; Engelmark et al. 2000 ; Asselin et al. 2003), la compétition (Flannigan et Woodward 1994 ; Davis et al. 1998), la disponibilité en nutriment (Davis et al. 2000 ; Jarvis et Linder 2000) ou encore les barrières physiques (Rupp et al. 2001).

Les populations d'ostryers de Virginie (*Ostrya virginiana* (P. Mill.) K. Koch) sont retrouvées du nord de la Nouvelle-Écosse au nord de la Floride et du sud-est du Manitoba au centre-est du Texas. Dans la région du Bas-Saint-Laurent, les ostryers sont à leur limite nord-est américaine de répartition géographique (Figure 1). L'ostryer de Virginie atteint rarement le statut de dominant ou de codominant dans les peuplements où il est présent. C'est un arbre résistant aux perturbations (feux modérés, coupes) et les ouvertures du couvert augmentent la production d'individus tant par voie sexuée que végétative (Metzger 1990). À la limite nordique de l'espèce, l'ostryer possède la capacité de développer des bourgeons de souche (Braun 1967). De plus, il est capable de supporter une grande variété de conditions écologiques (Greenidge 1984). Dans la partie nord de sa répartition, il est souvent associé à l'érable à sucre et au hêtre à grandes feuilles (Metzger 1990).

L'objectif général de cette étude est de documenter le statut d'une des populations d'ostryers de Virginie les plus nordiques connues dans l'est de l'Amérique. Cette population est située à Saint-Fabien, dans l'est du Québec, sur les bords du fleuve Saint-Laurent. Les différents facteurs biotiques et abiotiques pouvant influencer le cycle vital de l'ostryer de Virginie ont conduit à une étude comportant deux volets. Nous avons d'abord

étudié la dynamique de la population d'ostryers de Virginie. Nous souhaitons connaître ses tendances démographiques, estimer l'influence des températures et des précipitations sur la croissance des individus et évaluer si ces facteurs peuvent expliquer cette limite nordique. Nous avons également étudié la dynamique écologique de la communauté forestière du site, pour identifier les interactions entre la population d'ostryers et son environnement.

Matériel et méthode

Description de la région et du site d'étude

La région d'étude se situe dans le Bas-Saint-Laurent (Québec, Canada). Elle appartient au système géologique appalachien du Québec, composé de roches dures (grès, conglomérat, calcaire massif, quartzite) et de schiste (Héty 1998). Dans cette région, les températures moyennes mensuelles oscillent entre 15,6°C en juillet et -11,6°C en janvier, les précipitations moyennes annuelles sont de 930 mm, la durée de la saison de croissance est de 170 jours (température moyenne journalière > 5,6°C) et le nombre moyen de degrés jour par année (> 5°C) est de 1402,4 (Service Météorologique du Canada 2000).

La forêt étudiée occupe une colline de 210 m d'altitude, à proximité du village de Saint-Fabien (48°18 'N ; 68°52 'W), à la transition entre le sud de la forêt boréale et la forêt décidue. Dans cette zone, les peuplements sont composés d'un mélange de feuillus [érables (*Acer saccharum*, *Acer rubrum*), bouleaux (*Betula alleghaniensis*, *Betula papyrifera*) et peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*)] et de résineux [sapin baumier (*Abies balsamea*), épinettes (*Picea glauca*, *Picea mariana*) et thuya occidental (*Thuja occidentalis*)]. Le peuplement étudié est d'une superficie de 20,7 ha et est principalement

composé d'érable à sucre et de sapin baumier. En plus de l'ostryer, des espèces arborescentes peu communes dans la région sont présentes sur le site, comme le chêne rouge (*Quercus rubra*), le peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*) et le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*). Les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* (Clem)), les chablis et les feux forment le régime de perturbations naturelles de ces forêts sub-boréales. La dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette a eu lieu entre 1975 et 1992 (Boulangier et Arseneault 2004). La forêt du Bas-Saint-Laurent est exploitée depuis au moins le début du XIX^{ème} siècle, notamment en bordure du fleuve Saint-Laurent où se trouve le site d'étude (Fortin et al. 1993). La forêt étudiée est privée et actuellement exploitée pour le bois de chauffage et la production acéricole. Le site est traversé par un chemin forestier depuis 1855 (Coulombe 1978).

Échantillonnage et analyses

La composition de l'ensemble du peuplement a été décrite le long de transects d'environ 200 m, perpendiculaires au grand axe de la colline et espacés de 30 m. Quarante-six points d'échantillonnage ont été répartis à tous les 60 m sur les transects et leurs positions géographiques ont été enregistrées avec un GPS (système de positionnement géographique) à correction différentielle. À chaque point, trois quadrats de superficie croissante (1, 9 et 50 m²) ont respectivement servi à mesurer le recouvrement et la fréquence des espèces dans les strates herbacées, arbustives et arborescentes. Pour la strate arborescente, nous avons de plus mesuré les diamètres à hauteur de poitrine (DHP) et dans

chaque quadrat, 8 arbres sélectionnés aléatoirement ont été carottés à 30 cm du sol à l'aide d'une sonde de Presler. De plus, les indices de perturbation (présence d'arbres renversés, de souches coupées, d'arbres calcinés) ont été relevés. Le diamètre à la base de ces souches et des arbres renversés a été noté. Les événements d'épidémies de tordeuse des bourgeons d'épinette ayant eu lieu dans la région ont été relevés dans la littérature (Boulangier et Arseneault 2004).

La population d'ostryers de Virginie a été exhaustivement inventoriée grâce à une autre série de transects de 200 m de long, équidistants de 10 m et perpendiculaires au grand axe de la colline. Tous les individus ont été différenciés quant à leur origine végétative (rejet de souche, indiqué par une agrégation de tiges) ou sexuée (tige solitaire). Les ostryers ont été échantillonnés différemment selon qu'ils avaient un DHP supérieur ou inférieur à 5 cm. Les ostryers de moins de 5 cm de DHP ont été mesurés (hauteur et diamètre à la base (DB)). Leur âge a été déterminé par le dénombrement des cicatrices de bourgeons terminaux. Les ostryers de plus de 5 cm de DHP ont tous été positionnés au GPS à correction différentielle et chaque ostryer a été carotté à 30 cm du sol à l'aide d'une sonde de Presler.

En laboratoire, nous avons mesuré et compté les cernes de toutes les carottes prélevées (ostryer et autres espèces) grâce à un micromètre Velmex dans le but de déterminer l'âge des arbres et d'étudier leur patron de croissance. Le programme Jolts (Holmes 1999) a permis d'identifier les épisodes de détentes dans le patron de croissance radiale des arbres. Les détentes de croissance ont été définies comme une augmentation de 50% de la croissance moyenne durant 10 ans par rapport à celle des 10 années précédentes.

Le compte des cernes des carottes nous a fourni les structures d'âge des différentes espèces présentes sur le site. Lorsque nécessaire pour les ostryers, le nombre de cernes centraux manquant dans la carotte a été estimé en adaptant la méthode de Villalba et Veblen (1997) : une courbe de référence présentant la croissance radiale cumulée selon l'âge a été produite, grâce au logiciel TableCurve2D 4.0. (Jandel Scientific 2004), à partir des carottes présentant de la moelle, tant pour les individus issus de multiplication végétative que d'une graine (Tableau 1 ; équations 1 et 2). Sur les échantillons ne présentant pas de moelle, nous avons estimé le rayon du cercle qui correspond à la distance entre le dernier cerne visible et la moelle de l'arbre. Nous avons ensuite mis cette mesure en relation avec les courbes de croissance de référence afin d'estimer le nombre de cernes manquants. Deuxièmement, afin d'estimer la différence entre l'âge à la base de l'arbre et celui à hauteur de carottage (de 30 à 250 cm), nous avons créé une courbe « âge-hauteur » pour chaque mode de reproduction (Tableau 1 ; équations 3 et 4). Pour cela, 60 individus de $DB < 5$ cm ont été récoltés, 30 issus de rejet de souche (RS) et 30 issus de régénération par graine (RG) et nous avons déterminé leur âge à 0 cm, 30 cm, 100 cm, 200 cm et 300 cm de hauteur. Grâce à ces courbes de référence, nous avons estimé l'ajustement de l'âge à réaliser en fonction de la hauteur de carottage.

Certains des ostryers de $DHP < 5$ cm étaient trop âgés pour être datés par compte des cicatrices de bourgeons mais trop petits pour être carottés, de sorte que nous avons construit un modèle de croissance afin d'estimer leur âge. Pour ce faire, les cernes des 60 jeunes tiges récoltées ont été comptés et mesurés à la base de la tige grâce à un micromètre Velmex. Nous avons alors créé une courbe de la croissance moyenne du diamètre selon

l'âge (Tableau 1 ; équation 5) que nous avons finalement mis en relation avec les DB préalablement notés des individus dont nous voulions connaître l'âge.

Le patron de distribution spatiale des ostryers a été examiné. Nous avons tout d'abord réalisé une analyse exploratoire afin de déterminer si les ostryers étaient répartis de façon aléatoire sur le site. Pour cela, nous avons fixé un point aléatoire sur la colline puis nous avons calculé la distance de ce point aux 180 ostryers de plus de 5 cm de DHP ainsi qu'à 180 points sélectionnés aléatoirement (Extension Xtool Pro de ArcGIS 9.1 (ESRI inc.)). Nous avons ensuite comparé la distribution de fréquence des distances des deux groupes (ostryers et points aléatoires) grâce à un test de Kolmogorov-Smirnoff qui nous a permis de déterminer si la distribution des ostryers était significativement différente d'une distribution aléatoire. L'autocorrélation spatiale de l'âge des individus a ensuite été analysée par le calcul de l'indice de Moran (Legendre et Legendre 2004). Cet indice permet de mesurer le degré d'autocorrélation d'une variable grâce à des valeurs oscillant entre -1 et $+1$ qui correspondent respectivement à une autocorrélation négative et positive complète. Pour terminer, nous avons tenté de déterminer à l'aide d'un SIG si les caractéristiques du peuplement et du site (composition du peuplement, régime de perturbations et topographie) ont une influence sur l'établissement et la répartition des individus. Pour cela, nous avons sélectionné des variables indicatrices de perturbations, susceptibles d'avoir influencé la répartition de l'ostryer : surface terrière des souches coupées (érable à sucre, sapin baumier et totale), recouvrement et surface terrière d'espèces retrouvées après perturbation : cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*), framboisier (*Rubus idaeus*) (Osawa 1994) et érable à épis (*Acer spicatum*) (Déry et al. 2000). Nous avons aussi retenu des variables

descriptives du peuplement traduisant des associations interspécifiques ou une structure particulière du peuplement : surface terrière (érable à sucre, sapin baumier et totale), recouvrement arbustif haut et bas pour l'érable à sucre et le sapin baumier et âge moyen des arbres. Finalement, nous avons considéré l'inclinaison de la pente calculée grâce aux données d'hypsométrie et à l'extension 3D Analyst de ArcGIS 9.1 (ESRI inc.). Toutes ces caractéristiques ont été comparées par un test de Mann-Whitney entre 14 quadrats de 50 m² associés à l'ostryer (situés à moins de 20 m d'un ostryer) et 14 choisis aléatoirement et situés à plus de 20 m d'un ostryer. En revanche, l'influence de l'orientation des pentes sur la présence d'ostryers a été évaluée en comparant l'orientation de la pente des sites de localisation de 186 ostryers de DHP > à 5 cm géoréférencés à l'orientation de 186 autres sites choisis aléatoirement. Les résultats des calculs d'orientation des pentes ont été compilés en 9 classes (plat, nord, nord-est, est, sud-est, sud, sud-ouest, ouest, nord-ouest) pour tester la similarité des deux distributions de fréquence par un test du K χ^2 .

Nous avons analysé les corrélations entre divers paramètres du climat et la croissance radiale des ostryers issus de graines. Les données de températures et de précipitations utilisées (entre 1922 et 2001) proviennent de la station de Pointe-au-Père située à 50 km du site d'étude (Service Météorologique du Canada 2000). Le programme COFECHA (Holmes 1983) a été utilisé pour sélectionner, parmi les 102 ostryers issus de graines, ceux dont les patrons de croissance étaient les plus fortement corrélés entre eux, et ce dans le but d'obtenir des patrons de croissance représentatifs de l'histoire communes des ostryers sur le site. Les séries de croissance brutes de 18 individus ont été conservées et transformées en séries résiduelles à l'aide du programme ARSTAN (Holmes 1983). Cette transformation

s'est faite en deux étapes : 1- Standardisation à l'aide d'une spline cubique préservant au moins 50% de la variance de la croissance annuelle sur une période de 60 ans. Cette courbe s'ajuste à la courbe de croissance des individus et permet de supprimer les variations de croissance à long terme en divisant la valeur observée par la valeur théorique ; 2- Élimination de l'autocorrélation par modélisation autorégressive afin de rendre indépendantes les données successives au sein de chaque série de croissance. La corrélation entre les croissances radiales et les variables climatiques a ensuite été estimée par un test de Pearson ou un test de Spearman, selon que les variables présentaient une distribution normale ou non. Pour les températures, nous avons utilisé les moyennes mensuelles, les moyennes mensuelles maximale et minimale et la moyenne de l'année de croissance (du mois d'octobre de l'année $(t-1)$ au mois de septembre de l'année (t)). Pour les précipitations, nous avons pris en compte les moyennes mensuelles, les moyennes mensuelles maximale et minimale, et les précipitations totales de l'année de croissance. Nous avons testé la relation entre la croissance et les variables climatiques pour l'année de croissance et pour l'année précédente.

Nous avons simulé l'évolution future de la composition de la portion de forêt contenant de l'ostryer en utilisant un modèle basé sur les probabilités de transition inter et intraspécifique. L'hypothèse de base du modèle est que la composition de la forêt dans le futur dépend de la composition actuelle de la régénération des espèces arborescentes. À chacun des 52 points d'échantillonnage du secteur ouest de la colline où sont concentrés les ostryers (Figure 1), nous avons considéré les trois arbres dominants les plus proches du point et déterminé le nombre de tiges susceptibles d'être opprimées (DHP inférieur à 15 cm

et hauteur supérieure à 1,30 m) dans un cercle de trois mètres de rayon centré sur l'arbre dominant. La même méthode a été utilisée pour chaque ostryer dominant. Nous avons ensuite réalisé le calcul de la probabilité P_{ij} que l'espèce (i) remplace l'espèce (j). Cette probabilité correspond à l'abondance relative de l'espèce (i) sous l'espèce (j). Les simulations de composition ont été effectuées en multipliant les probabilités de transition avec les données d'abondance calculées. Ce modèle ne tient pas compte des perturbations anthropiques de la forêt. Nous avons donc apporté une correction au modèle en supprimant, à chaque itération, le pourcentage d'arbres dominants coupés par rapport aux arbres dominants vivants, tel qu'indiqué par l'abondance des souches, pour les trois espèces les plus exploitées soit l'érable à sucre, le sapin baumier et le bouleau à papier.

D'autres populations d'ostryers ont été recherchées dans la région grâce à un avis lancé auprès d'organismes présents sur le terrain (compagnies d'exploitation forestière, Ministère des Ressources naturelles, agences régionales de mise en valeur des forêts privées, organismes de gestion en commun, Fédération des producteurs de bois du Québec, contacts personnels). Les peuplements susceptibles de contenir de l'ostryer ont été visités, validés, décrits et géoréférencés.

Résultats

Description du peuplement actuel

Les espèces arborescentes ayant la plus importante surface terrière dans le peuplement sont l'érable à sucre (29,5% de la surface terrière), le sapin baumier (21,8%), l'érable rouge (13,6%), l'épinette blanche (12,4%) et le bouleau à papier (7,5%) (Tableau 2). L'ostryer

représente 0,2% de la surface terrière totale du peuplement forestier. D'après leur fréquence relative, les espèces dominant la strate arbustive haute sont le sapin baumier (14,8%), l'érable à sucre (14,4%), l'érable à épis (9,3%) et le noisetier à long bec (7,2%) (Tableau 2). Les espèces présentant les plus fortes fréquences relatives dans la strate arbustive basse sont l'érable à sucre (24,8%), l'érable de Pennsylvanie (11,6%), l'érable à épis (10,1%) et le sorbier d'Amérique (9,3%) (Tableau 2). L'aralie à tige nue, la trientale boréale et le maïanthème du Canada présentent les fréquences les plus importantes pour la strate herbacée avec des valeurs respectives de 11,8%, 9,4% et 7,4% (Tableau 3).

Les principales espèces exploitées dans le peuplement sont le sapin baumier (36,8%), l'érable à sucre (18,4%) et le bouleau à papier (16,2%) qui représentent au total 71,4% des 136 souches coupées. Près de la moitié (48%) des sapins coupés avaient un diamètre basal >15 cm (Figure 2) alors que 52% des érables à sucre coupés étaient compris dans la classe de DB de 5 à 10 cm. Les souches de bouleaux sont réparties dans les différentes classes de diamètre de façon quasiment homogène (Figure 2). Des souches brûlées ont été retrouvées uniquement sur le versant sud-est du site (Figure 1). Le nombre de cernes annuels encore présents sur ces souches est trop faible pour permettre une interdatation par dendrochronologie. Cependant, la décomposition avancée des souches laisse supposer que le feu est antérieur à la plupart des arbres présents sur la colline.

Le peuplement possède plus de 84% d'individus âgés de moins de 30 ans. Si l'on considère les espèces séparément, l'érable à sucre et l'érable rouge sont deux populations âgées (>110 ans) dont les tiges arborescentes présentent un pic de recrutement entre 1930 et 1950 (Figure 3). À l'inverse, la population de sapin baumier est jeune (<60 ans) et ne

présente pas d'épisode de recrutement. L'ostryer et les érables présentent des épisodes de détentes de croissance approximativement synchronisés. Les érables exposent en effet un pic de détente de croissance en 1938-1945 et en 1979-1988 (Figure 3) comparativement à deux épisodes de détente vers 1927-1938 et 1974-1985 chez l'ostryer. Cette dernière période de détentes est également synchronisée avec celle du sapin vers 1985.

La population d'ostryers est composée de 1647 individus, dont seulement 11% ont un DHP de plus de 5 cm. Le schéma général de la structure d'âge de la population tend vers une courbe exponentielle négative (Figure 4). La population se reproduit majoritairement par voie sexuée puisque les individus issus de graine (RG) sont au nombre de 1204, alors que 443 individus sont issus d'un rejet de souche (RS). L'effectif des individus issus de RG diminue de 90% (de 543 à 54) et celui des individus issus de RS réduit de 62% (de 162 à 60) entre les classes d'âge 5-10 ans et 10-15 ans. Les classes d'âge comprises entre 40 et 60 ans sont moins bien représentées que les classes de 60 à 90 ans. La population d'ostryers est présente sur le site depuis au moins 144 ans comme le suggère l'âge de l'individu le plus vieux.

Devenir du peuplement

Le calcul des probabilités de transition suggère que plusieurs espèces ont une probabilité d'auto-remplacement supérieure à 50% comme le sapin baumier, l'érable à sucre et le sorbier d'Amérique. L'ostryer a de plus fortes chances de se remplacer lui-même que de remplacer les autres espèces mais son taux d'auto-remplacement n'est que de 13,9%. Les probabilités de remplacement interspécifique varient selon les espèces.

Certaines montrent un fort potentiel de se retrouver dans la canopée (Tableau 4) comme le sapin baumier qui remplace le hêtre à grande feuille, l'épinette blanche et le chêne rouge dans plus de 50% des cas. De même, l'érable à sucre a plus de 50% de chance de remplacer le thuya occidental. Les probabilités que l'ostryer remplace l'érable à sucre et le sapin baumier sont respectivement de l'ordre de 2% et de 1% (Tableau 4). Finalement, l'ostryer est remplacé fortement par l'érable à sucre (62%) et moindrement par le sapin baumier (12%).

Dans la simulation de l'évolution de la composition forestière (Tableau 5), chaque itération correspond au temps nécessaire pour que les arbres atteignent la canopée. L'évolution de la composition de la forêt après une itération présente une augmentation de 28% de sapin baumier (Tableau 5). À l'inverse, l'érable à sucre et l'ostryer présentent des diminutions respectives de l'ordre de 3,4% et 2,5%. Au terme de 7 itérations, l'évolution de la composition forestière conserve les mêmes tendances qui sont presque stabilisées dès la deuxième itération.

Répartition de la population d'ostryers de Virginie de Saint-Fabien

La population est cantonnée à la moitié ouest de la colline (Figure 5) et les individus y sont regroupés de façon non aléatoire (Kolmogorov-Smirnoff, $p < 0,01$). Les groupes d'ostryers ne sont pas formés de cohortes équiennes puisque leur âge n'est pas autocorrélé spatialement (Indice de Moran (I) = 0,027 ; $p < 0,01$). La population est située préférentiellement (Test du χ^2 , $p < 0,01$) sur le versant sud-est puisque l'ostryer n'occupe pas toutes les classes d'orientation disponibles sur la colline. On retrouve 60,8% des

ostryers sur les pentes sud-est, 31,7% sur des pentes nulles et aucun sur des pentes orientées au nord (nord, nord-est et nord-ouest) (Figure 6) alors que seulement 33,9% des sites disponibles sur la colline sont orientés au sud-est et que 19,9% sont orientés au nord-ouest. La répartition de l'ostryer est associée à la surface terrière de l'érable à sucre (Mann-Withney, $U=51.5$; $p<0,05$) et au recouvrement de l'érable à sucre dans la strate arbustive haute ($U=55.5$; $p<0,05$) et basse ($U=26$; $p<0,01$) (Tableau 6). Par contre, la présence de l'ostryer n'est pas reliée à la présence de souches coupées, ni à l'inclinaison de la pente ($U = 108,5$; $p>0,05$).

Croissance radiale de l'ostryer et climat

Le climat a une faible influence sur la croissance des individus. La croissance radiale de l'ostryer est faiblement corrélée aux précipitations du mois de février de l'année de croissance (t) ($r=-0,271$; $p<0,05$), positivement à celles du mois de juin de l'an (t) ($r=0,261$; $p<0,05$) et aux précipitations du mois d'avril de l'an ($t-1$) ($r=0,262$; $p<0,05$) (Figure 7). Par contre, les températures moyennes mensuelles ne présentent aucune corrélation significative avec la croissance des ostryers (Figure 8).

Répartition régionale de l'ostryer de Virginie

La population de Saint-Fabien n'est pas unique dans la région d'étude (Figure 1). Il y a quatre populations dans le Bas-Saint-Laurent (Saint-Fabien méridional, Sainte-Angèle-de-Mérici, exposées au sud-est et deux au sud-est d'Amqui exposées au sud-ouest) où les arbres trouvés étaient exposés au sud-est. Une autre population a été identifiée en Gaspésie

il y a une dizaine d'années mais elle a depuis été détruite et remplacée par une plantation d'épinette (Sylvain Fortin, communication personnelle). Le Ministère des Ressources naturelles nous a transmis la position de 7 placettes d'échantillonnage contenant de l'ostryer en Gaspésie, près de Pointe-à-la-Croix ; ces placettes sont orientées au sud-est et au sud-ouest. Enfin, des recherches bibliographiques ont permis de recenser une population à l'Anse-St-Jean au Saguenay-Lac-Saint-Jean (Rousseau 1976).

Discussion

Histoire du site et dynamique du peuplement

La population d'ostryers se trouve dans un peuplement qui a visiblement subi plusieurs perturbations au cours de son histoire récente. La forêt est jeune et contient des espèces caractéristiques de milieux perturbés comme l'érable à épis, l'érable de Pennsylvanie et le framboisier ou encore des espèces intolérantes à l'ombre comme le peuplier faux-tremble, le peuplier baumier ou le peuplier à grandes dents. Les détentes de croissance et les structures d'âge des différentes espèces nous permettent de dater les plus importantes perturbations récentes.

Les détentes de croissance du sapin baumier suggèrent que les deux dernières épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette en 1947-1958 et en 1975-1992 ont touché le site (Boulangier et Arseneault 2004). L'existence du dernier épisode épidémique est appuyée par les détentes de croissance affichées par les érables (1979-1988) et les ostryers (1974-1985) qui traduisent une ouverture du couvert. De même, les détentes de sapin en 1952-62 ont probablement été provoquées par la mort d'individus touchés par

l'épidémie de 1947-58. Au cours de l'épidémie de 1975-92, la proportion des sapins en détente de croissance est peu importante et les détentes s'étalent sur une longue période, suggérant que l'ouverture du couvert a été faible et progressive. L'épidémie a pu être légère localement mais il est aussi probable qu'un épisode de coupe ait eu lieu en même temps que l'épidémie, provoquant l'échelonnement de la création de trouée. En effet, la coupe de récupération a été utilisée de façon importante lors de la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette particulièrement dans la région du Bas-Saint-Laurent (Anonyme 2004). La dernière grande perturbation identifiée se situe dans les années 1930 comme le suggèrent le pic de recrutement des érables (1930-1950) et des ostryers (1910-1950) et leurs périodes de détentes de croissance respectives soit 1938-1945 et 1927-1938. Cette perturbation pourrait correspondre à une coupe. Les autres épisodes de coupe sont connus grâce aux souches analysées qui indiquent que les coupes réalisées ont été sélectives en terme d'espèces, le sapin baumier, l'érable à sucre et le bouleau à papier étant les principales essences exploitées. Ces coupes avaient une surface réduite puisque les souches coupées étaient rarement en groupe de plus de 5 individus. De plus, il n'y a pas eu de coupe totale récemment puisque le peuplement présente des arbres âgés de plus de 100 ans. Finalement, la perturbation la plus ancienne pouvant être retracée est un feu ayant eu lieu supposément avant le développement du peuplement actuel et de la population d'ostryers.

Ces différentes perturbations ont influencé la population d'ostryers. L'espèce présente en effet des détentes de croissance (1927-38 ; 1974-85) et un pic de recrutement (1910-1950) qui correspondent à des événements de coupe ou d'épidémie. L'ouverture du couvert a donc favorisé l'établissement des plantules et la croissance des ostryers, une espèce

généralement moins abondante dans les forêts à couvert dense, au cœur de son aire de distribution (Greenidge 1984). Les perturbations ont peut-être favorisé l'implantation de l'ostryer sur le site et sans doute induit le développement de la population tel qu'il est observé aujourd'hui.

L'expérience de simulation réalisée suggère qu'il y aura dans le futur une augmentation de la proportion de sapin baumier dans le peuplement. Cela implique que le nombre de sapin dominant actuel ne représente pas un état stable de la population et donc que des événements comme des coupes ou des épidémies ont provoqué une réduction des sapin dominants. Néanmoins, le futur du sapin baumier ainsi modélisé reste incertain puisqu'il est difficile de prédire à quelle fréquence le sapin baumier sera prélevé de sorte que l'augmentation simulée ne se traduira pas forcément sur le terrain. À l'inverse du sapin, nos simulations suggèrent que l'érable à sucre diminuera dans le peuplement. Cette réponse est associée à l'augmentation du sapin baumier, vu les faibles probabilités pour l'érable à sucre de remplacer le sapin et les fortes chances que ce dernier succède à l'érable. Si le sapin baumier est exploité de manière soutenue, il est possible que l'érable reste plus abondant dans le peuplement que ne le suggère le modèle.

Une des hypothèses de départ de notre modèle est que les probabilités de transition ne changent pas en fonction de la composition de la forêt. Cette hypothèse n'est valide qu'à court terme (Logofet et Lesnaya 2000) ou si la forêt est proche d'un état stationnaire (Horn 1975). Dans le cas présent, il est difficile de déterminer si la composition de la forêt est proche de son équilibre considérant les fréquentes perturbations survenues et l'immaturation de la forêt. Aussi, le réalisme des simulations diminue avec le nombre de composition

forestière simulée. De plus, il existe des différences de longévité entre les espèces considérées. L'échelle de temps entre deux simulations est donc inconnue, et il y a peu de chance que les compositions discutées existent réellement à un temps t dans les proportions données. Il faut donc considérer que les compositions spécifiques procurées par le modèle ne reflètent qu'une tendance générale. À cet égard, nos résultats suggèrent que la population d'ostryers se stabilisera à moins de 50% de son effectif actuel en l'absence d'un épisode de recrutement majeur dans un futur proche.

La structure d'âge de la population d'ostryers se rapproche d'une courbe exponentielle négative (Leak 1975) suggérant que la population étudiée pourrait être stable ou en expansion. En effet, une telle structure traduit la capacité de la population à se régénérer. Si l'hypothèse de stabilité est retenue, alors l'écart existant entre les classes d'âge 5-10 ans et 10-15 ans implique qu'il existe une forte mortalité des jeunes tiges, de façon récurrente. Sur notre site, cette mortalité s'appliquerait principalement aux individus issus de graine ce qui serait appuyé par le fait que les clones profitent de la translocation à partir de l'individu mère (Kramer et Kozlowski 1979). Ils peuvent ainsi présenter un meilleur taux de survie car ils sont moins assujettis aux variations de leur habitat contrairement aux individus solitaires. D'autre part, si l'écart entre les classes 5-10 et 10-15 représente un récent pic de recrutement, alors la population pourrait être en expansion. Ces forts effectifs provoqueraient une augmentation d'individus reproducteurs dans le futur et permettraient à la population d'accroître son importance.

De façon contradictoire, le modèle montre que la proportion d'ostryers tend à diminuer dans la forêt. Cette diminution provient entre autre de la faible capacité de

l'ostryer à remplacer le sapin baumier et l'érable à sucre. De plus, l'ostryer présente une forte propension à être remplacé par d'autres espèces. Deux éléments expliquent cette différence entre les prévisions du modèle et l'information contenue dans la structure d'âge. Tout d'abord, l'échantillonnage réalisé pour le modèle considérait uniquement les tiges de plus de 1,30 m de haut. Le pic enregistré dans la structure d'âge n'a donc pas été comptabilisé puisque les tiges étaient inférieures à cette hauteur. Ensuite, le modèle est basé sur l'hypothèse que les espèces ont besoin d'une ouverture du couvert pour accéder à la canopée ce qui s'applique moins aux espèces tolérantes à l'ombre et aux espèces se reproduisant par rejet de souche comme l'ostryer. Le modèle sous-estime donc le potentiel de maintien et d'expansion de la population.

Contraintes climatiques

Les ostryers se sont établis majoritairement par voie sexuée suggérant que la régénération sexuée n'est pas un facteur limitant pour l'ostryer sur le site. Il est donc possible que des facteurs autres que climatiques soient responsables de la limite de répartition de l'ostryer. Il est également probable que la population rencontre des conditions favorables sur le site qui ne limiteraient pas la reproduction sexuée de la population. L'ostryer se reproduit également par multiplication végétative et cet attribut est caractéristique des populations nordiques d'ostryers (Braun 1967).

La croissance de la population étudiée présente des relations faibles avec les paramètres météorologiques. Malgré la position septentrionale de la population, la croissance des ostryers n'est pas contrainte par les températures froides comme c'est

parfois le cas pour des espèces à leur limite nordique de répartition (Crescente et al. 2002) ou à proximité de cette limite (Archambault et Bergeron 1992 ; Tardif et al. 2001). Les températures froides réduisent la croissance (Kramer et Kozlowski 1979) en limitant par exemple les activités photosynthétiques (Fritts 1976 ; Etherington 1978). Nos résultats suggèrent donc que l'ostryer est adapté aux températures régionales ou qu'il répond à des facteurs plus importants que les températures comme les perturbations du peuplement rencontrées sur le site.

La croissance est légèrement contrainte par les précipitations de neige en février. Cette relation peut être due au retardement du début de la saison de croissance par l'enneigement (Hansen-Bristow 1986 ; Peterson et Peterson 2001). Les relations significatives entre la croissance de l'ostryer et les précipitations d'avril de l'année précédente ainsi que les précipitations du mois de juin sont trop faibles pour être interprétées sans aucun doute.

Distribution géographique locale et régionale de la population

La localisation préférentielle de la population d'ostryers de Virginie sur un versant exposé au sud-est procure vraisemblablement des conditions climatiques locales favorables à son développement et son maintien. En effet, les versants sud sont souvent préférés par les populations d'arbres à leur limite nordique de répartition (Pigott et Huntley 1978 ; Lalonde 1991 ; Elliott et Baker 2004). De plus, les populations d'ostryer retrouvées ailleurs dans la région sont également situées sur des versants sud, suggérant que certaines caractéristiques générales de ces versants procurent un environnement favorable à l'ostryer

(condition d'ensoleillement, protection des vents dominants, etc). La croissance et la reproduction sont sans doute moins limitées sur les versants sud qu'elles ne le seraient aux autres expositions. Cette situation expliquerait la reproduction sexuée importante de la population et la faible influence du climat régional sur la croissance.

Conclusion

Cette étude documente la répartition nordique de l'ostryer de Virginie dans l'est de l'Amérique du nord. L'espèce est présente à l'échelle des régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie. Bien que l'état de la population soit précaire, elle semble devoir se maintenir sur le site de Saint-Fabien, voire initier une expansion. De plus, aucune limitation dans son cycle vital (croissance et reproduction) n'ont été détectées. Il est probable que la position de la population sur le versant sud-est et les perturbations anthropiques et naturelles soient responsables de ces attributs de la population. L'espèce devrait donc se maintenir dans la région et peut-être étendre sa distribution à partir des populations existantes à la suite d'un futur réchauffement climatique (Iverson et Prasad 2001). L'importance exacte de l'ostryer de Virginie dans les écosystèmes Bas-laurentien est encore inconnue. Il est également difficile de prévoir le rôle qu'il pourrait jouer dans l'évolution de ces écosystèmes. Il est donc important de conserver les populations d'ostryers de Virginie afin de préserver leur rôle écologique et également le potentiel des forêts à s'adapter aux changements à venir.

Bibliographie

- Anonyme. 2004. « Portrait forestier de la région du Bas-Saint-Laurent ». Document d'information sur la gestion de la forêt publique préparé à l'usage de la commission d'étude scientifique, technique, publique et indépendante chargée d'examiner la gestion des forêts du domaine de l'état. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. pp 102
- Archambault, S. et Y. Bergeron. 1992. « An 802-year tree-ring chronology from the Quebec boreal forest ». **Canadian Journal of Forest Research**, 22, pp 674-682.
- Asselin, H., S. Payette, M-J. Fortin et S. Vallée. 2003. « The northern limit of *Pinus banksiana* Lamb. in Canada : explaining the difference between the eastern and western distributions ». **Journal of Biogeography**, 30, pp 1709-1718.
- Bassow, S. L., K. D. McConnaughay et F.A. Bazzaz. 1994. « The response of temperate tree seedlings grown in elevated CO₂ to extreme temperature events ». **Ecological Applications**, 4, pp 593-603.
- Bergeron, Y. et J. Brisson. 1990. « Fire regime in red pine stands at the northern limit of the species' range ». **Ecology**, 71, pp 1352-1364.

- Black, R. A. et L. C. Bliss. 1980. « Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada ». **Ecological Monographs**, 50, pp 331-354.
- Boulanger, Y. et D. Arseneault. 2004. « Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years ». **Canadian Journal of Forest Research**, 34, pp 1035-1043.
- Braun, E. L. 1967. **Deciduous forests of eastern north America**. New York : Hafner. 596 pp.
- Brooks, J. R., L. B. Flanagan et J. R. Ehleringer. 1998. « Responses of boreal conifers to climate fluctuations : indications of tree-ring widths and carbon isotope analyses ». **Canadian Journal of Forest Research**, 28, pp 524-533.
- Coulombe, M. 1978. **Histoire de Saint-Fabien : 1828-1978**. Saint-Fabien : Corp. Municipale de Saint-Fabien. 446 pp.
- Crescente M. F., L. Gratani et W. Larcher. 2002. « Shoot growth efficiency and production of *Quercus ilex* L. in different climates ». **Flora**, 197, pp 2-9.

- Davis, A. J., L. S. Jenkinson, J. H. Lawton, B. Shorrocks et S. Wood. 1998. « Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming ». **Nature**, 391, pp 783-786.
- Davis, M. A., J. P. Grime et K. Thompson. 2000. « Fluctuating resources in plant communities : a general theory of invasibility ». **Journal of Ecology**, 88, pp 528-534.
- Davis, M. B. 1981. « Quaternary history and the stability of forest communities ». pp 132-154, dans D. C. West, H. H. Shugart, et D. B. Botkin, éditeur. **Forest succession : concepts and applications**. New-York, USA : Springer-Verlag.
- Dery, S., L. Belanger, S. Marchand et S. Cote. 2000. « Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue ». **Canadian Journal of Forest Research**, 30, pp 801-816.
- Despots, M. et S. Payette. 1992. « Recent dynamics of jack pine at its northern distribution limit in northern Quebec. Canadian ». **Canadian Journal of Botany**, 70, pp 1157-1167.

- Elliott, G. P. et W. L. Baker. 2004. « Quaking aspen (*Populus tremuloides* Michx.) at treeline: a century of change in the San Juan Mountains, Colorado, USA ». **Journal of Biogeography**, 31, pp 733-745.
- Engelmark, O., Y. Bergeron et M. D. Flannigan. 2000. « Age structure of eastern white pine, *Pinus strobus* L., at its northern distribution limit in Québec ». **Canadian Field Naturalist**, 114, pp 601-604.
- Etherington, J. R. 1978. **Plant physiological ecology**. London : E. Arnold. 68 pp.
- Flannigan, M. D. et F. I. Woodward. 1994. « Red pine abundance : current climatic control and responses to future warming ». **Canadian Journal of Forest Research**, 24, pp 1166-1175.
- Flannigan, M. D. et Y. Bergeron. 1998. « Possible role of disturbance in shaping the northern distribution of *Pinus resinosa* ». **Journal of Vegetation Science**, 9, pp 477-482.
- Fortin, J. C., A. Lechasseur, Y. Morin, F. Harvey, J. Lemay et Y. Tremblay. 1993. **Histoire du Bas-Saint-Laurent**. Institut Québécois de recherche sur la culture, Sainte-Foy, Québec. Québec : Les presses de l'Université Laval. 860 pp.

Fritts, H. C. 1976. **Tree rings and climate**. Caldwell, N.J. : The Blackburn Press, 567 pp.

Graumlich, L. S. et M. B. Davis. 1993. « Holocene variation in spatial scales of vegetation pattern in the Upper Great Lakes ». **Ecology**, 74, pp 826-839.

Greenidge, K. N. H. 1984. « Distribution and ecological characteristics of ironwood, *Ostrya virginiana* (Miller) K. Koch, in northeastern Nova Scotia ». **Rhodora**, 86, pp 139-149.

Hansen, A. J., R. P. Neilson, V. H. Dale, C. H. Flather, L. R. Iverson, D. J. Currie, S. Shafer, R. Cook et P. J. Bartlein. 2001. « Global change in forest : responses of species, communities, and biomes ». **BioScience**, 51, pp 765-779.

Hansen-Bristow, K. 1986. « Influence of increasing elevation on growth characteristics at timberline ». **Canadian Journal of Botany**, 64, pp 2517-2523.

Hermanutz, L. A., D. J. Innes et I. M. Weis. 1989. « Clonal structure of arctic dwarf birch (*Betula glandulosa*) at its northern limit ». **American Journal of Botany**, 76, pp 755-761

- Hétu, B. 1998. « La déglaciation de la région de Rimouski, Bas-Saint-Laurent (Québec) : indices d'une récurrence glaciaire dans la mer de Goldthwait entre 12400 et 12000 BP ». **Géographie physique et Quaternaire**, 52, pp 1-23.
- Hobbie, S. E. et F. S. Chapin. 1998. « An experimental test of limits to tree establishment in Arctic tundra ». **Journal of Ecology**, 86, pp 449-461.
- Holmes, R. L. 1983. « Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. **Tree-Ring Bulletin**, 43, pp 69-78.
- Holmes, R. L. 1999. « Dendrochronology program library and the dendroecology program library ». Laboratory of Tree-ring Research, University of Arizona, Tucson, Ariz.
- Horn, H. S. 1975. « Markovian processes in forest succession ». pp 196-211 dans M. L. Cody et J. M. Diamond (ed.) **Ecology and Evolution of Communities**. Cambridge : Harvard University Press.
- Iverson, L. R. et A. M. Prasad. 2001. « Potential changes in tree species richness and forest community types following climate change ». **Ecosystems**, 4, pp 186-199.

- Jackson, S. T., J. T. Overpeck, T. Webb III, S. E. Keattch et K. H. Anderson. 1997. « Mapped plant-macrofossil and pollen records of late Quaternary vegetation change in eastern north America ». **Quaternary Science Review**, 16, pp 1-70.
- Jandel Scientific. 2004. « TableCurve 2D ». Automated fitting software. Californie. États-Unis.
- Jarvis, P. et S. Linder. 2000. « Constraints to growth of boreal forests ». **Nature**, 405, pp 904-905.
- Karlsson, P. S. et K. O. Nordell. 1996. « Effects of soil temperature on the nitrogen economy and growth of mountain birch seedling near its presumed low temperature distribution limit ». **Ecoscience**, 3, pp 183-189.
- Karlsson, P. S. et M. Weih. 2001. « Soil temperature near the distribution limit of the mountain birch (*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*) : implications for seedling nitrogen economy and survival ». **Arctic, Antarctic, and Alpine Research**, 33, pp 88-92.
- Kearney, M. S. 1982. « Recent seedling establishment at timberline in Jasper National Park, Alberta ». **Canadian Journal of Botany**, 60, pp 2283-2287.

Kramer, P. J. et T. T. Kozlowski. 1979. **Physiology of woody plants**. Toronto : Academic Press. 411 pp

Lalonde, D. 1991. « Distribution et dynamique des communautés d'érables rouges à leur limite nord de répartition en Abitibi (Québec) ». Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec à Montréal.

Lamarche, V. C. et H. A. Mooney. 1967. « Altithermal timberline advance in Western United States ». **Nature**, 213, pp 980-982.

Lavoie, C. et S. Payette. 1992. « Black spruce growth forms as a record of a changing winter environment at treeline, Quebec, Canada ». **Arctic and Alpine Research**, 24, pp 40-49.

Leak, W. B. 1975. « Age distribution in virgin red spruce and northern hardwood ». **Ecology**, 56, pp 1451-1454.

Legendre, P et L. Legendre. 2004. **Numerical Ecology**. Amsterdam : Elsevier. 853 pp.

Little, E. L., Jr. 1971. **Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods** . U.S. Department of Agriculture Miscellaneous Publication 1146, 9 p., 200 maps. <http://climchange.cr.usgs.gov/data/atlas/little/>

- Logofet, D. O. et E. V. Lesnaya. 2000. «The mathematics of Markov models: what Markov chains can really predict in forest successions ». **Ecological Modelling**, 126, pp 285-298. ..
- Lloyd, A. H. et L. J. Graumlich. 1997. « Holocene dynamics of treeline forests in the Sierra Nevada ». **Ecology**, 78, pp 1199-1210.
- Lloyd, A. H. et C. L. Fastie. 2002. « Spatial and temporal variability in the growth and climate response of treeline trees in Alaska ». **Climatic Change**, 52, pp 481-509.
- Meilleur, A., J. Brisson et A. Bouchard. 1997. « Ecological analyses of the northernmost population of pitch pine (*Pinus rigida*) ». **Canadian Journal of Forest Research**, 27, pp 1342-1350.
- Metzger, F. T. 1990. **Silvics of North America, volume 2, hardwoods : *Ostrya virginiana* (Mill.) K Koch, Eastern hophornbeam.** (ed. par R. M. Burns and B. H. Honkala), pp 490-496. United States Department of Agriculture Handbook 654, Washington, DC.

- Osawa, A. 1994. « Seedling responses to forest canopy disturbance following a spruce budworm outbreak in Maine ». **Canadian Journal of Forest Research**, 24, pp 850-859.
- Payette, S., L. Filion, L. Gauthier et Y. Boutin. 1985. « Secular climate change in old-growth tree-line vegetation of northern Québec ». **Nature**, 315, pp 135-138
- Payette, S. et A. Delwaide. 1994. « Growth of black spruce at its range limit in Arctic Quebec, Canada ». **Arctic and Alpine Research**, 26, pp 174-179.
- Peterson, D. W. et D. L. Peterson. 2001. « Mountain hemlock growth responds to climatic variability at annual and decadal time scales ». **Ecology**, 82, pp 3330-3345.
- Pigott, C. D. et J. P. Huntley. 1978. « Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range. I. Distribution in north-west England ». **The New Phytologist**, 81, pp 429-441.
- Pigott, C. D. et J. P. Huntley. 1981. « Factors controlling the distribution of *Tilia cordata* at the northern limits of its geographical range. III. Nature and causes of seed sterility ». **The New Phytologist**, 87, pp 817-839.

- Rasmussen, K. K. et J. Kollman. 2004. « Poor sexual reproduction on the distribution limit of the rare tree *Sorbus torminalis* ». **Acta Oecologica**, 25, pp 211-218.
- Rousseau, C. 1976. **Géographie floristique du Québec-Labrador, Distribution des principales espèces vasculaires**. Québec : Les presses de l'Université Laval. 799 pp.
- Rupp, T. S., F. S. Chapin, III et A. M. Starfield. 2001. « Modeling the influence of topographic barriers on treeline advance at the forest-tundra ecotone in northwestern Alaska ». **Climatic Change**, 48, pp 399-416.
- Sakai, A. et W. Larcher. 1987. **Frost survival of plants : responses and adaptation to freezing stress**. Berlin : Springer. 321 pp.
- Sakai, A. et C. J. Weiser. 1973. « Freezing resistance of trees in north America with reference to tree regions ». **Ecology**, 54, pp 118-126.
- Service Météorologique du Canada. 2000. **Canadian daily climate data : temperature and precipitation, Quebec**. CD-ROM. Environment Canada, Downsview, Ontario.
- Strong, W. L. et L. V. Hills. 2003. « Post-Hypsithermal plant disjunctions in western Alberta, Canada ». **Journal of Biogeography**, 30, pp 419-430.

- Suarez, F., D. Brinkley et M. W. Kaye. 1999. « Expansion of forest stands into tundra in the Noatak National Preserve, northwest Alaska ». **Ecoscience**, 6, pp 465-470.
- Szeicz, J. M. et G. M. MacDonald. 1995. « Recent white spruce dynamics at the subarctic alpine treeline of north-western Canada ». **Journal of Ecology**, 83, pp 873-885.
- Tardif, J., J. Brisson et Y. Bergeron. 2001. « Dendroclimatic analysis of *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia*, and *Tsuga canadensis* from an old-growth forest, southwestern Quebec ». **Canadian Journal of Forest Research**, 31, pp 1491-1501.
- Takahashi, K., H. Azuma et K. Yasue. 2003. « Effects of climate on the radial growth of tree species in the upper and lower distribution limits of an altitudinal ecotone on Mount Norikura, central Japan ». **Ecological Research**, 18, pp 549-558.
- Terasmae, J. et T. W. Anderson. 1970. « Hypsithermal range extension of white pine (*Pinus strobus* L.) in Quebec, Canada. Canadian ». **Canadian Journal of Earth Sciences**, 7, pp 406-413.
- Tremblay, M-F., Y. Maufette et Y. Bergeron. 1996. « Germination responses of northern red maple (*Acer rubrum*) populations ». **Forest Science**, 42, pp 154-159.

Tremblay, M-F., Y. Bergeron, D. Lalonde et Y. Maufette. 2002. « The potential effects of sexual reproduction and seedling recruitment on the maintenance of red maple (*Acer rubrum* L.) populations at the northern limit of the species range ». **Journal of Biogeography**, 29, pp 365-373.

Van der Maarel, E. et M. P. Austin. 2005. **Vegetation Ecology**. Blackwell Publishing, Malden, Mass. 395 pp.

Villalba, R. et T. T. Veblen. 1997. « Improving estimates of total tree ages based on increment core samples ». **Ecoscience**, 4, pp 534-542.

Wardle, P. 1968. « Engelmann spruce (*Picea engelmanni* Engel.) at its upper limits on the front range, Colorado ». **Ecology**, 49, pp 483-495.

Tableaux

TABLEAUX

Tableau 1 : Équations des courbes de croissance radiale des ostryers de plus de 5 cm de DHP et croissance radiale et en hauteur des gaulis d'ostryers.

Type de croissance	Équation de la courbe	R ² ajusté	F	p
1.radiale : RS de DHP>5cm	Croissance radiale cumulée= $-14093,576 + 14051,495 \exp(-\text{âge}/-112,06202)$	0,99900	F(2;19)=11087,698	0,001
2.radiale : MV de DHP>5cm	Croissance radiale cumulée= $-179,73769 + 342,04568 * (\text{âge}^{0,70817146})$	0,99927	F(2;21)= 16606,5170	0,001
3.hauteur : gaulis d'ostryer : RS	Nombre de cerne = $0,40084525 + 0,025390117 * \text{hauteur}$	0,92521	F(1;3)=77,226546	0,01
4.hauteur : gaulis d'ostryer : MV	Nombre de cerne = $0,061468531 + 0,016970091 * \text{hauteur}$	0,88476	F(1;3)=49,066747	0,01
5.radiale : gaulis d'ostryer : tous	Diamètre = $-6,9616228 + 8,750351 * \text{nombre cerne}^{0,554652}$	0,75163	F(2;16)=30,652499	0,001

Tableau 2 : Surface terrière relative pour les espèces arborescentes, fréquence des espèces de la strate arbustive haute (< 150 cm) et fréquence des espèces de la strate arbustive basse (< 30 cm). Les fréquences représentent le pourcentage de site avec occurrence de chaque espèce.

Espèce	Strate arborescente Surface terrière (%)	Strate arbustive haute Fréquence (%)	Strate arbustive basse Fréquence (%)
<i>Acer saccharum</i>	29,50	14,41	24,81
<i>Abies balsamea</i>	21,81	14,83	6,20
<i>Acer rubrum</i>	13,62	4,66	7,75
<i>Picea glauca</i>	12,47	2,54	
<i>Betula papyrifera</i>	7,56	2,12	4,65
<i>Sorbus americana</i>	3,86	6,78	
<i>Populus tremuloides</i>	3,37	5,51	2,33
<i>Acer pensylvanicum</i>	2,83	5,51	11,63
<i>Thuja occidentalis</i>	1,65	1,27	
<i>Populus balsamifera</i>	1,17	2,97	0,78
<i>Prunus pensylvanica</i>	0,98	2,54	1,55
<i>Fagus grandifolia</i>	0,43	0,85	
<i>Picea mariana</i>	0,36		
<i>Ostrya virginiana</i>	0,20	1,27	0,78
<i>Populus grandidentata</i>	0,10	1,27	
<i>Amelanchier laevis</i>	0,01	2,54	0,78
<i>Prunus virginiana</i>	0,01		
<i>Ulmus americana</i>	0,001		
<i>Quercus rubra</i>	0,001	2,12	3,10
<i>Acer spicatum</i>		9,32	10,08
<i>Corylus cornuta</i>		7,20	4,65
<i>Taxus canadensis</i>		4,66	
<i>Sambucus pubens</i>		2,54	0,78
<i>Rubus idaeus</i>		1,69	8,53
<i>Shepherdia canadensis</i>		1,27	9,30
<i>Cornus stolonifera</i>		1,27	
<i>Salix discolor</i>		0,85	0,78
<i>Rubus fruticosus</i>			1,55

Tableau 3 : Fréquence relative des espèces herbacées et muscinales, en pourcentage, calculée à partir de l'occurrence des espèces dans les quadrats d'échantillonnage

Espèce	Fréquence	Espèce	Fréquence
<i>Aralia nudicaulis</i>	11,88	<i>Prunella vulgaris</i>	0,99
<i>Trientalis borealis</i>	9,41	<i>Smilacina racemosa</i>	0,99
<i>Maianthemum canadense</i>	7,43	<i>Smilacina stellata</i>	0,99
Graminées	6,44	<i>Solidago canadensis</i>	0,99
<i>Diervilla lonicera</i>	5,94	<i>Trifolium sp.</i>	0,99
<i>Hieracium sp.</i>	5,45	<i>Actaea rubra</i>	0,50
<i>Aster macrophyllum</i>	4,46	<i>Agrimonia striata</i>	0,50
<i>Cornus canadensis</i>	3,96	<i>Ajuga reptans</i>	0,50
<i>Galium sp.</i>	3,47	<i>Circea alpina</i>	0,50
<i>Vicia cracca</i>	2,97	<i>Clintonia borealis</i>	0,50
<i>Fragaria virginiana</i>	2,48	<i>Dryopteris marginalis</i>	0,50
<i>Plantago major</i>	2,00	<i>Erigeron canadensis</i>	0,50
<i>Dryopteris spinulosa</i>	1,98	<i>Hieracium pratense</i>	0,50
<i>Solidago sp.</i>	1,98	<i>Linnaea borealis</i>	0,50
<i>Epipactis helleborine</i>	1,49	<i>Lithospermum officinale</i>	0,50
<i>Achillea millefolium</i>	1,49	<i>Lycopodium sp.</i>	0,50
<i>Anaphalis margaritacea</i>	1,49	<i>Melilotus alba</i>	0,50
<i>Fragaria vesca</i>	1,49	<i>Oxalis montana</i>	0,50
<i>Lonicera canadensis</i>	1,49	<i>Plantago lanceolata</i>	0,50
<i>Pteridium aquilinum</i>	1,49	<i>Polytrichum sp.</i>	0,50
<i>Chimaphila umbellata</i>	0,99	<i>Pyrola elliptica</i>	0,50
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>	0,99	<i>Pyrola secunda</i>	0,50
<i>Equisetum sp.</i>	0,99	<i>Ranunculus repens</i>	0,50
<i>Eryngium sp.</i>	0,99	<i>Ribes glandulosum</i>	0,50
<i>Habenaria sp.</i>	0,99	<i>Rumex sp.</i>	0,50
<i>Impatiens capensis</i>	0,99	<i>Trillium erectum</i>	0,50

Tableau 4 : Probabilités de remplacement pour l'ensemble des espèces arborescentes

Espèce remplacée	Espèce remplaçante												
	<i>N</i>	<i>ACS</i>	<i>ABB</i>	<i>PIG</i>	<i>BEP</i>	<i>SOA</i>	<i>POT</i>	<i>THO</i>	<i>POB</i>	<i>FAG</i>	<i>OSV</i>	<i>POG</i>	<i>QUR</i>
<i>Ostrya virginiana (OSV)</i>	111	0,620	0,120	0,006	0,046	0,013	0,011	0,001	0,001	0	0,139	0	0
<i>Acer saccharum (ACS)</i>	59	0,609	0,326	0,005	0,003	0,009	0,023	0	0	0,003	0,022	0	0,001
<i>Betula papyrifera (BEP)</i>	13	0,319	0,395	0	0,089	0,140	0,057	0	0	0	0	0	0
<i>Abies balsamea (ABB)</i>	9	0,179	0,565	0,005	0,077	0,073	0	0,087	0	0,005	0,010	0	0
<i>Picea glauca (PIG)</i>	8	0,135	0,744	0,008	0,023	0,015	0,075	0	0	0	0	0	0
<i>Populus tremuloides (POT)</i>	6	0,219	0,344	0,063	0,047	0,031	0,297	0	0	0	0	0	0
<i>Sorbus americanus (SOA)</i>	3	0,021	0,426	0	0,043	0,511	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fagus grandifolia (FAG)</i>	2	0,076	0,774	0	0,019	0,019	0	0,057	0	0,057	0	0	0
<i>Quercus rubra (QUR)</i>	2	0,231	0,769	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thuja occidentalis (THO)</i>	1	0,833	0,167	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 5 : Composition spécifique des tiges dominantes de la forêt actuelle et des cohortes simulées, en pourcentage de nombre de tiges estimé par espèce

Espèce	Actuelle	Itération 2	Itération 3	Itération 4	Itération 5	Itération 6	Itération 7
<i>Acer saccharum</i>	42,22	38,83	35,49	35,59	35,49	35,36	35,27
<i>Abies balsamea</i>	15,75	43,77	43,98	43,86	43,86	43,87	43,89
<i>Ostrya virginiana</i>	4,17	1,68	1,52	1,43	1,42	1,41	1,41
<i>Picea glauca</i>	16,38	0,70	0,67	0,55	0,51	0,50	0,49
<i>Betula papyrifera</i>	6,93	3,04	4,32	4,37	4,37	4,37	4,38
<i>Sorbus americana</i>	6,30	6,26	7,43	8,13	8,49	8,67	8,77
<i>Populus tremuloides</i>	4,41	4,01	2,34	1,78	1,60	1,54	1,52
<i>Thuja occidentalis</i>	1,89	1,43	3,88	3,92	3,91	3,91	3,91
<i>Populus balsamifera</i>	1,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Fagus grandifolia</i>	0,63	0,23	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
<i>Quercus rubra</i>	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03

Tableau 6 : Association entre la présence d'ostryer et une sélection de caractéristiques locales du peuplement et du site, estimée par un test de Mann-Withney

Type de variable		U	p
<i>Descripteurs du peuplement</i>			
Recouvrement	Strate arbustive basse		
	Érable à sucre*	26	0,001*
	Sapin baumier	112	0,15
	Strate arbustive haute		
	Érable à sucre*	55,5	0,039*
	Sapin baumier	114,5	0,399
Surface terrière	arbres vivants		
	Érable à sucre*	51,5	0,032*
	Sapin baumier	107	0,679
	Totale	119	0,335
Âge moyen		108	0,646
<i>Indices de perturbation</i>			
Surface terrière	souches coupées		
	Totale	96,5	0,941
	Sapin baumier	92	0,717
	Érable à sucre	82,5	0,242
Recouvrement	Strate arbustive basse		
	Érable de Pennsylvanie	83,5	0,273
	Framboisier	105	0,317
	Érable à épis	118,5	0,158
	Strate arbustive haute		
	Érable de Pennsylvanie	120	0,13
Érable à épis	85	0,405	
<i>Descripteurs du site</i>			
Pente		108,5	0,619

* : différence significative entre les quadrats avec ostryer et ceux sans ostryer.

Figures

FIGURES

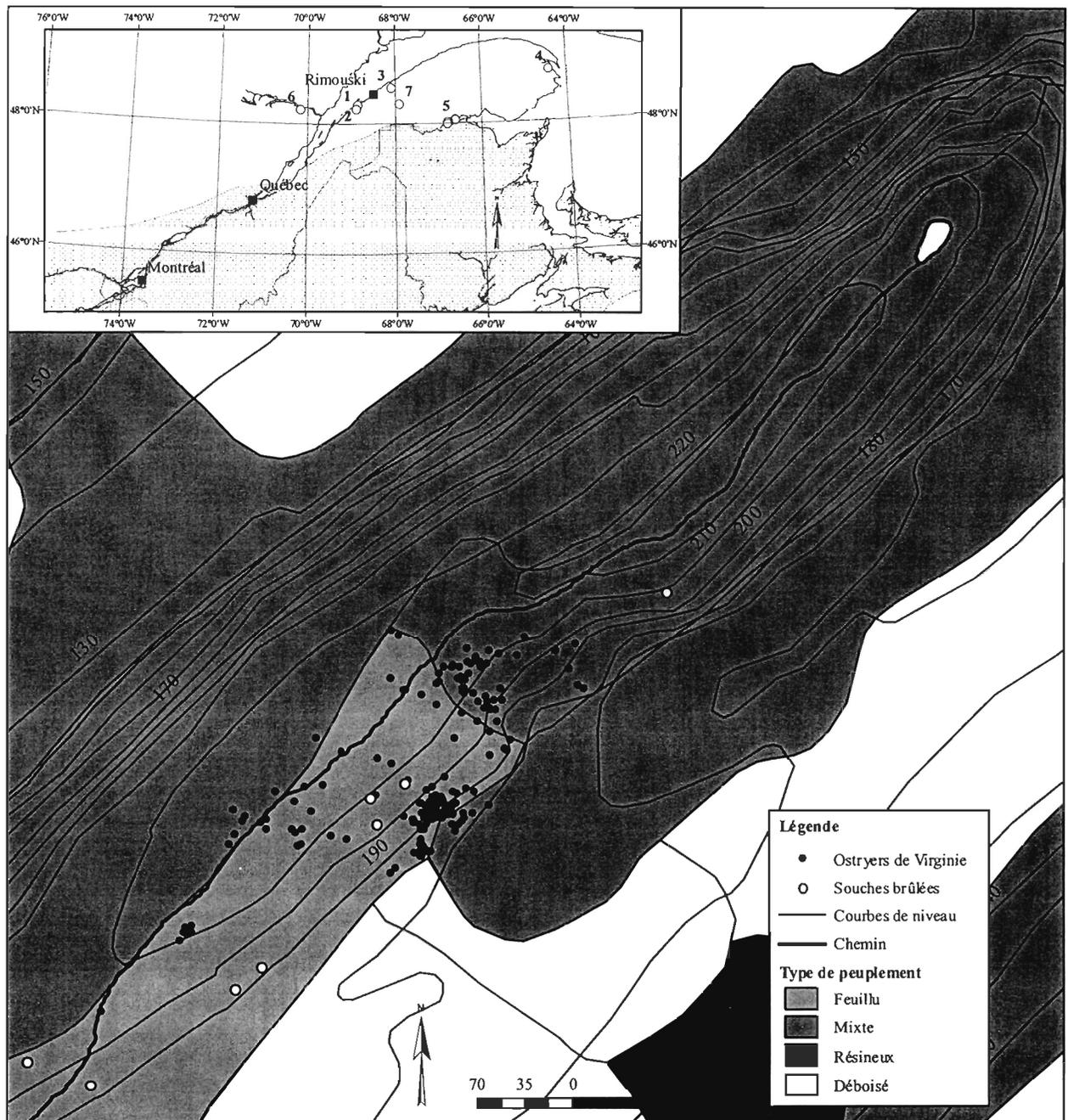


Figure 1 : Répartition de l'ostryer de Virginie dans l'est de l'Amérique du nord (dans l'encart en zone pointillée; Little 1971), sites d'ostryer recensés par cette étude (2 : Saint-Fabien méridional, 3 : Saint-Angèle-de-Mérici, 4 : Gaspé, 5 : Campbellton, 6 : Anse-Saint-Jean (Rousseau 1976), 7 : Amqui.) et distribution des ostrysers et des souches brûlées sur le site d'étude de Saint-Fabien. Le site d'étude correspond au numéro 1 dans l'encart.

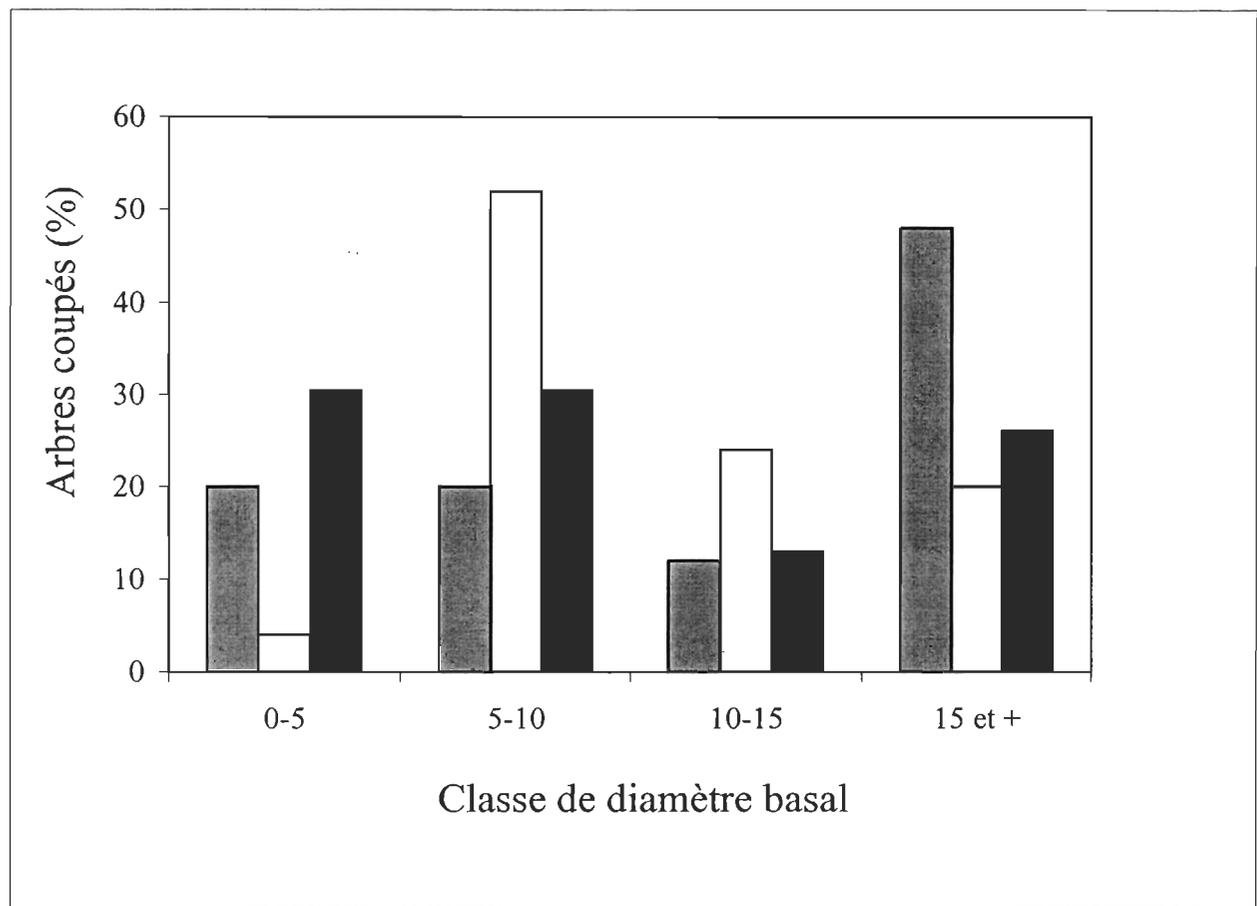
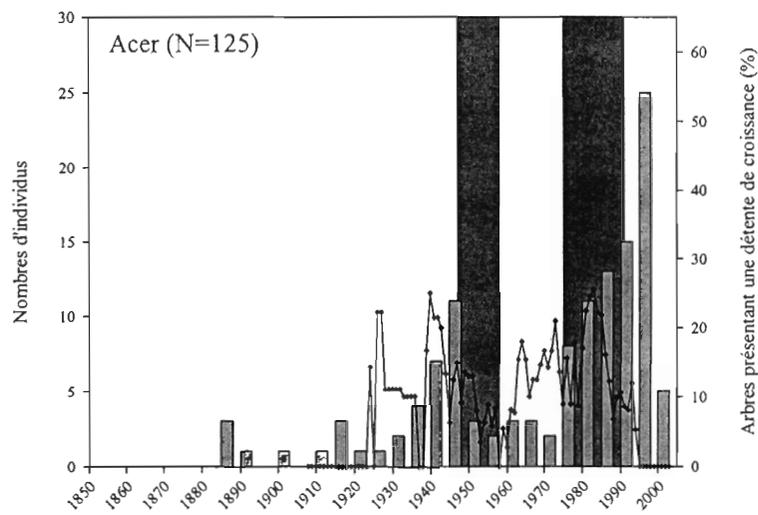
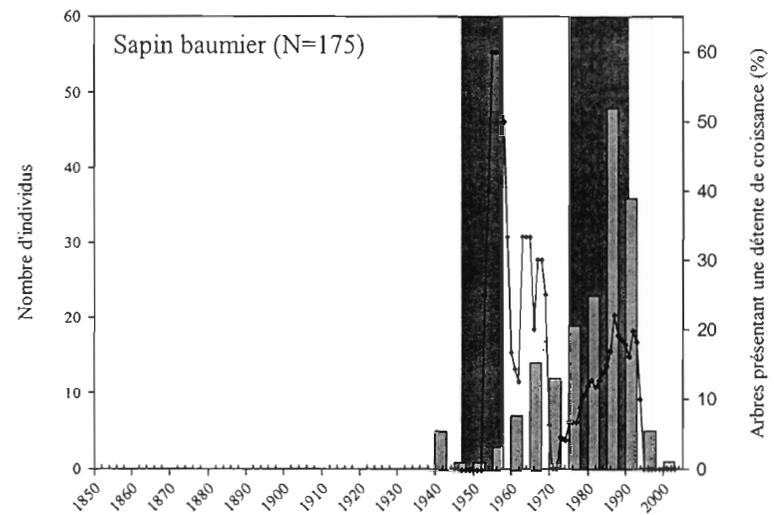


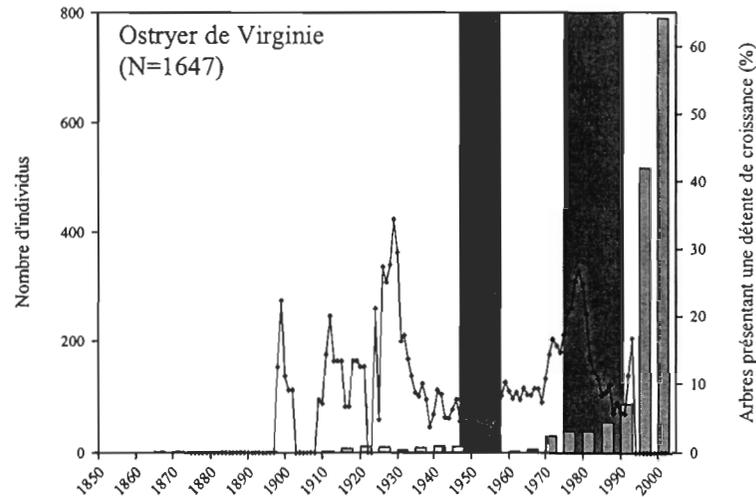
Figure 2 : Pourcentage de sapin baumier (en gris ; N=50), d'érable à sucre (blanc ; N=25) et de bouleau à papier (en noir ; N=23) coupés, par classe de diamètre basal (en cm).



Année d'établissement et de détente de croissance



Année d'établissement et de détente de croissance



Année d'établissement et de détente de croissance

Figure 3 : Structure d'âge (barres grises) et détentes de croissance (ligne noire) de l'ostryer de Virginie, du sapin baumier, du taxon Acer (érable à sucre et érable rouge) et occurrence des deux dernières épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette dans la région (Boulanger et Arseneault 2004) en ombragé.

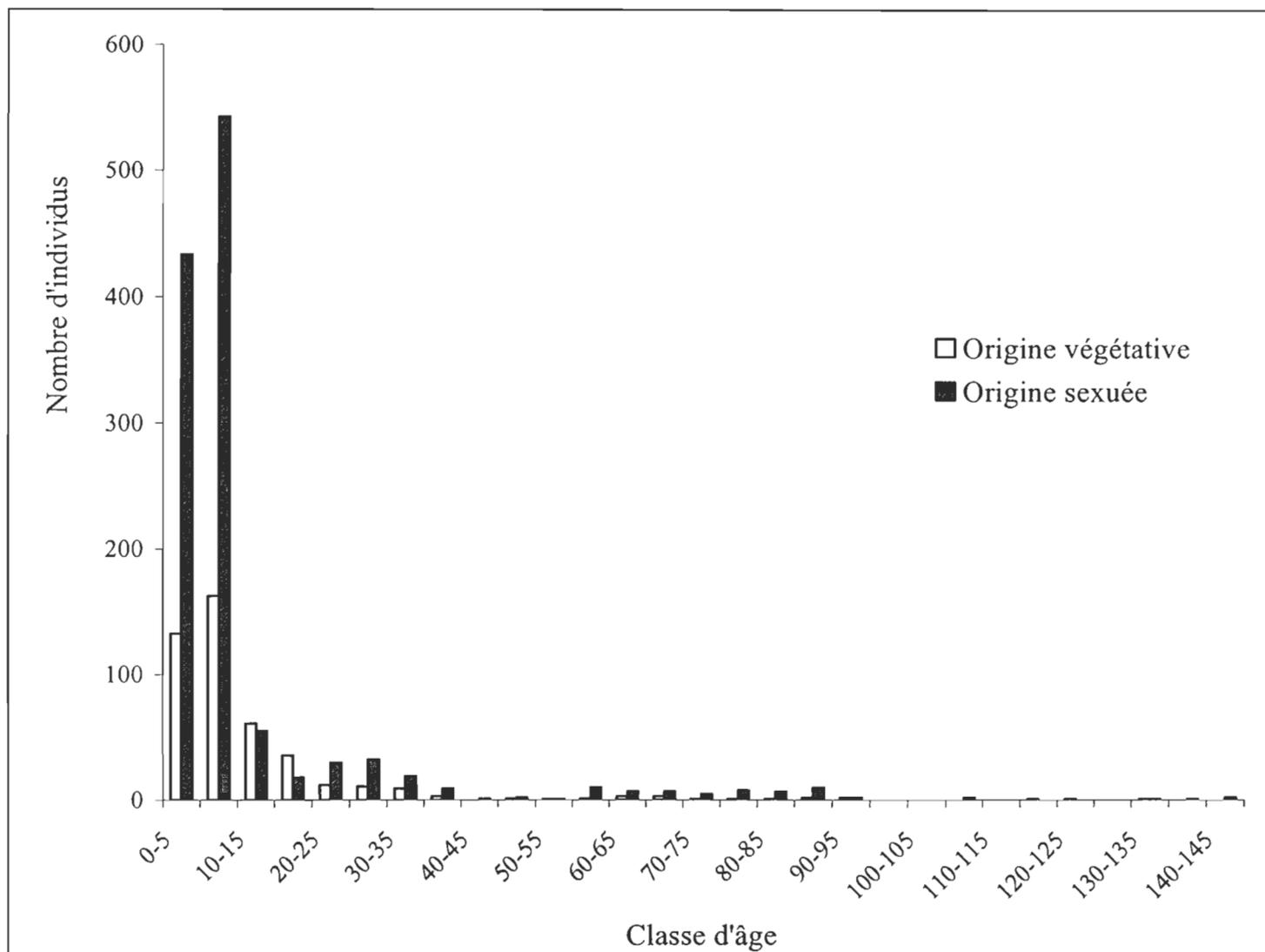


Figure 4 : Structure d'âge de la population d'ostryers selon l'origine végétative ou sexuée des individus.

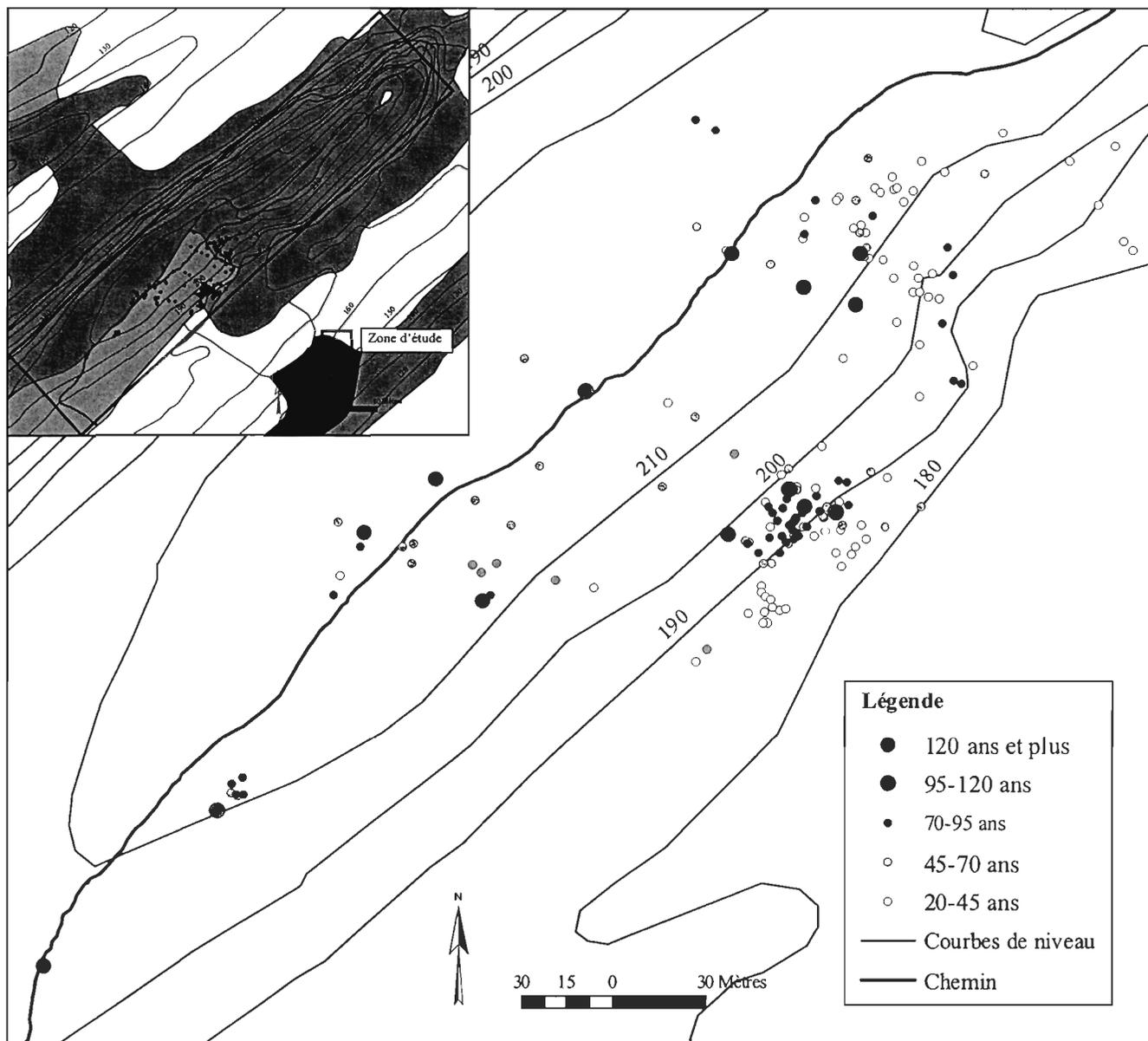


Figure 5 : Distribution spatiale générale des ostryers dans la zone d'étude en encart et distribution des ostryers de plus de 20 ans sur la moitié ouest du site d'étude.

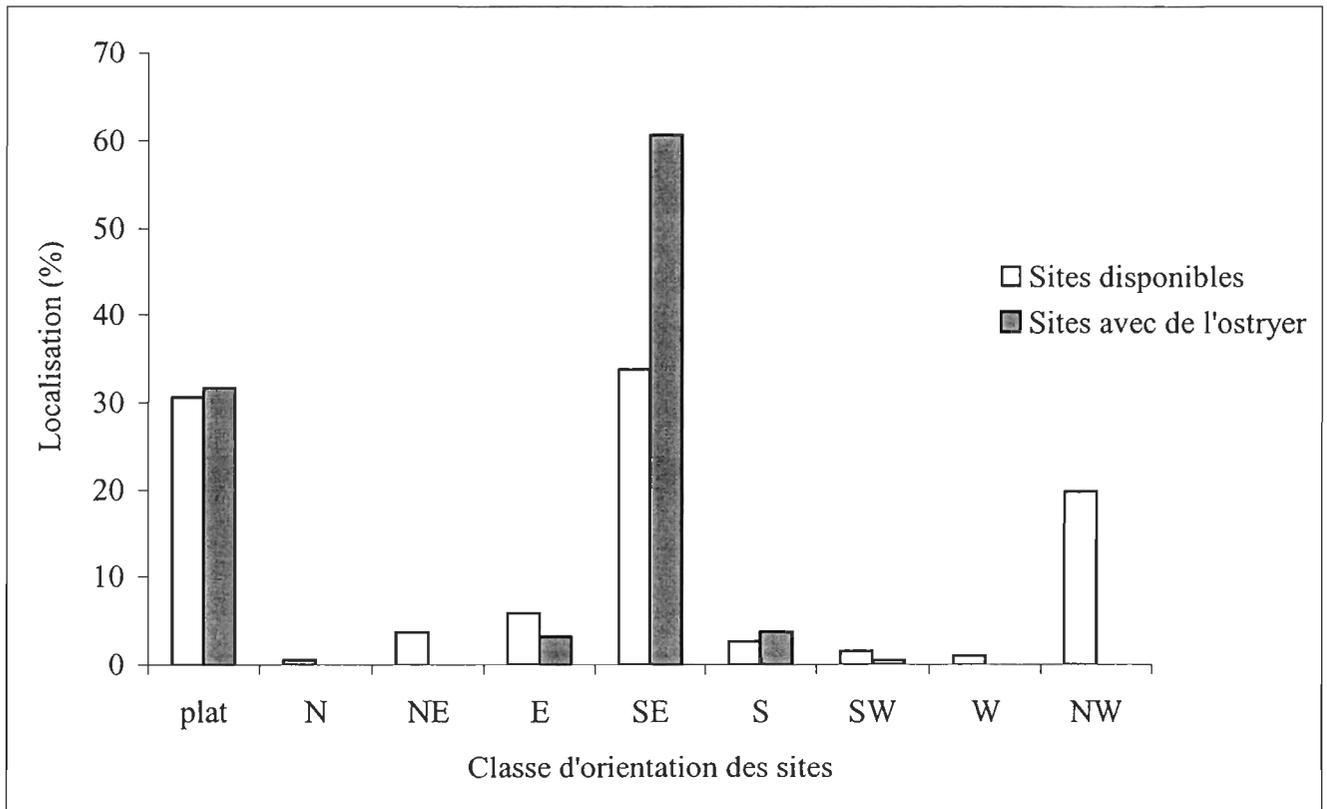
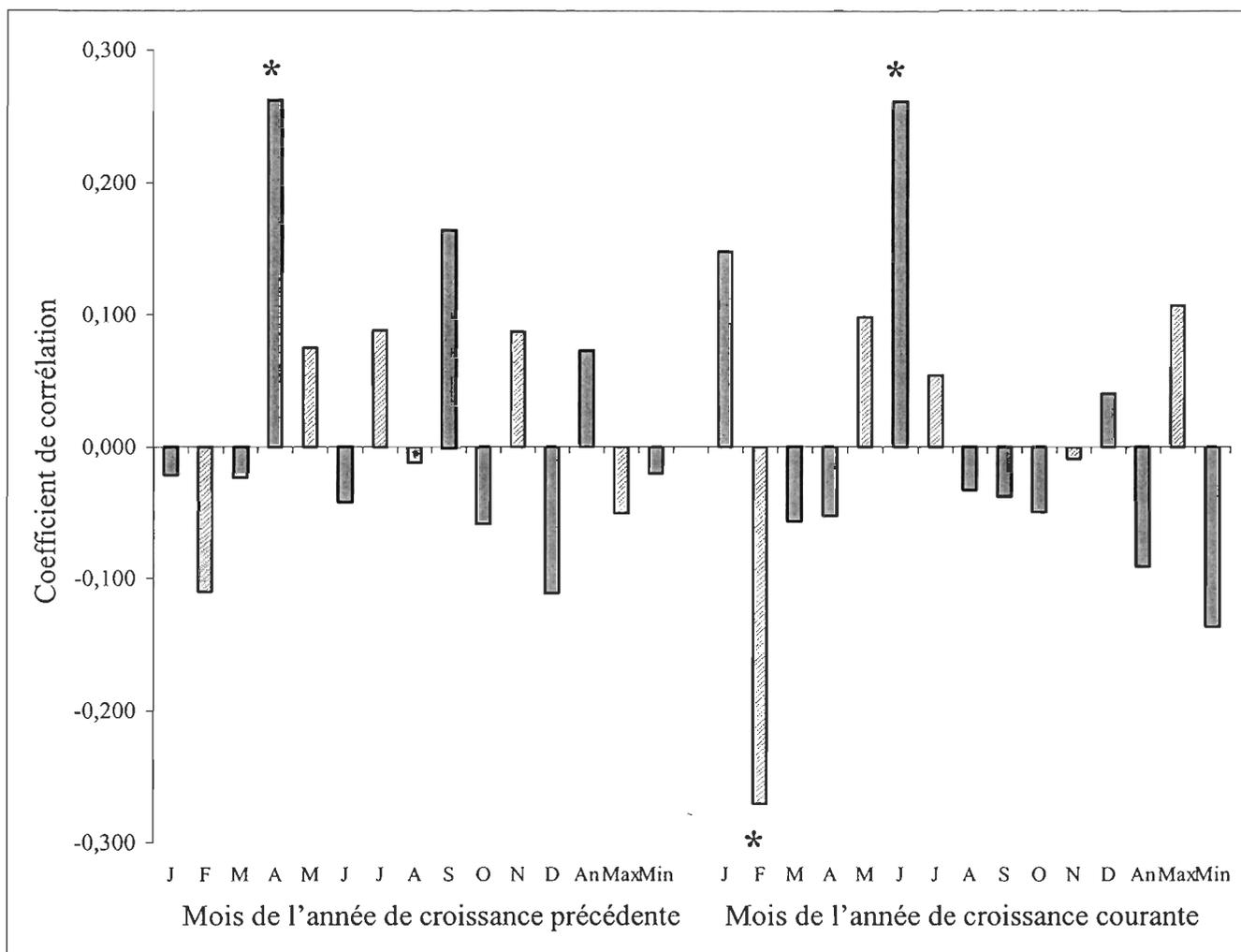


Figure 6 : Pourcentage de localisation des ostryers et des sites disponibles par classes d'orientation.



* : $p < 0,05$

Figure 7 : Corrélation entre la croissance radiale des ostryers et les précipitations moyennes mensuelles, les précipitations totales annuelles (an) ainsi que les précipitations moyennes mensuelles maximales (Max) et minimales (Min) pour l'année de croissance précédente et pour l'année de croissance courante. Les coefficients de corrélation sont les r de Pearson (barre pleine) et de Spearman (barre hachurée).

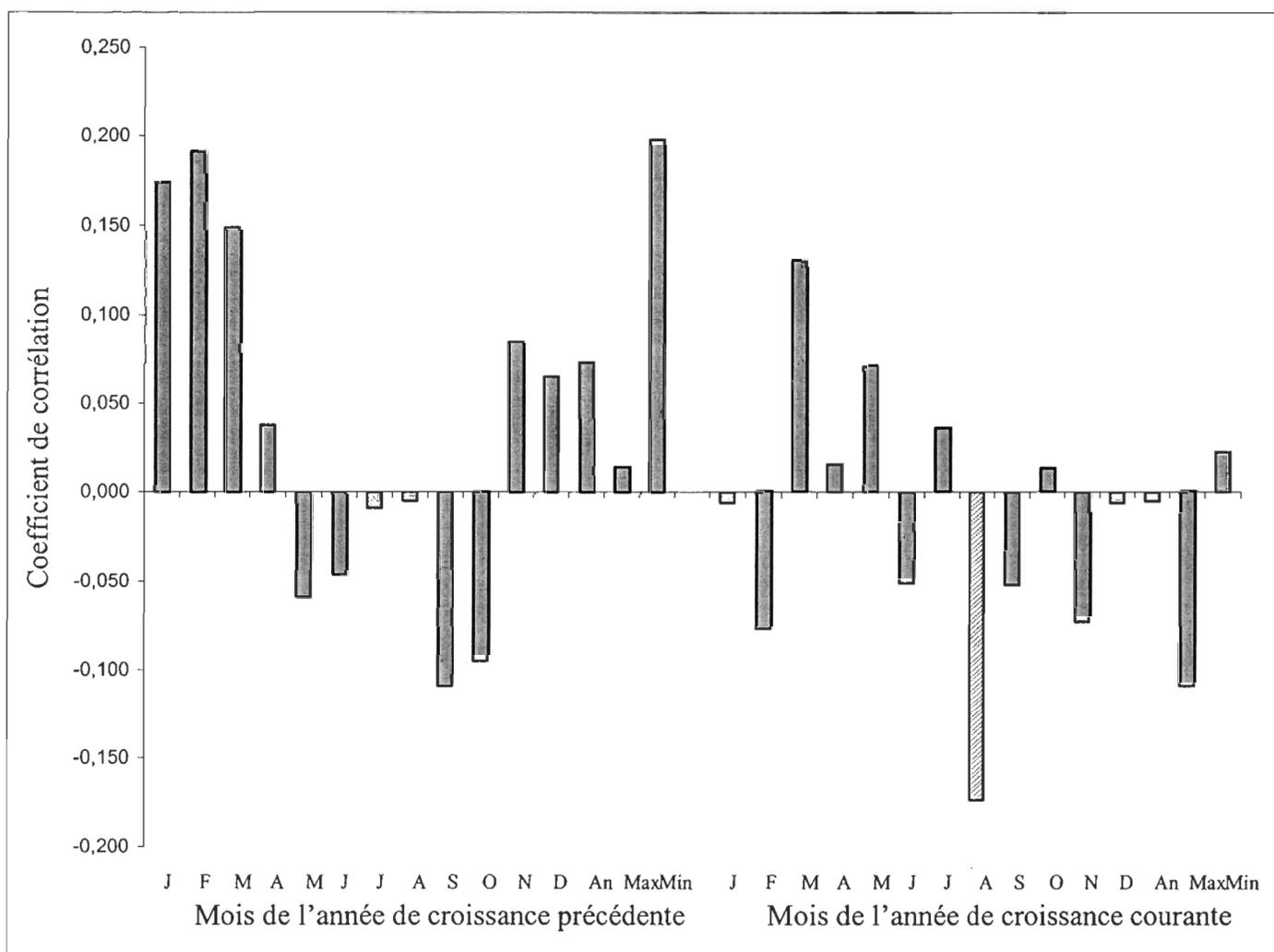


Figure 8 : Corrélation entre la croissance radiale des ostryers et les températures moyennes mensuelles, les températures moyennes annuelles (an) ainsi que les températures moyennes mensuelles maximales (Max) et minimales (Min) pour l'année de croissance précédente et pour l'année de croissance courante. Les coefficients de corrélation sont les r de Pearson (barre pleine) et de Spearman (barre hachurée).