

Université de Montréal

Insuffisance de la régénération naturelle dans les jeunes forêts de feuillus
du sud du Québec issues de la déprise agricole

Par

Loïc D'Orangeville

Département de sciences biologiques
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures
en vue de l'obtention du grade de M.Sc.
en sciences biologiques

Novembre 2006

© Loïc D'Orangeville, 2006



dk

3

054

2007

V1004

Direction des bibliothèques

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Insuffisance de la régénération naturelle dans les jeunes forêts de feuillus
du sud du Québec issues de la déprise agricole

présenté par :

Loïc D'Orangeville

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Anne Bruneau
(président-rapporteur)

André Bouchard
(directeur de recherche)

Alain Cogliastro
(codirecteur de recherche)

Christian Messier
(membre du jury)

RÉSUMÉ

Certaines régions de l'est de l'Amérique du Nord comme la Nouvelle-Angleterre et le sud-ouest du Québec ont assisté dans le dernier siècle à un abandon graduel du territoire agricole. Ce changement majeur d'utilisation du territoire a libéré de nombreux sites maintenant dominés par des communautés végétales de début de succession. Le contexte d'isolement et de perturbation de ces forêts du paysage agroforestier pourrait compromettre leur régénération naturelle. Des friches, au nombre de 28, âgées de 15 à 61 ans et dominées par une strate d'arbres pionniers, ont été échantillonnées afin d'évaluer leur régénération, particulièrement les semis de hauteur >30 cm constituant les tiges d'avenir. L'objectif de cette étude est de mesurer si, dans divers paysages agro-forestiers allant de 28% à 59% de couvert forestier, l'abondance, la composition et la distribution de la régénération en arbres feuillus de haute valeur sont suffisantes pour assurer l'avenir des communautés forestières, tout en analysant les facteurs associés à l'importance de cette régénération.

Nos résultats montrent que la régénération naturelle en feuillus nobles dans les jeunes peuplements de feuillus intolérants est généralement insuffisante : 56,5% des parcelles ne contenaient aucune espèce de valeur. L'application de la sélection pas-à-pas des variables, l'analyse de redondance, le partitionnement de la variance et l'usage de S.I.G. ont révélé l'association d'une mauvaise régénération en feuillus nobles aux peuplements à canopée plus ouverte, jeunes et peu structurés sur des sols à pH plus acide et isolés dans des paysages fortement agricoles. D'ailleurs, la rareté des sources de semences dans le paysage est souvent associée à un appauvrissement de la flore et de la faune entraînant un ralentissement du rythme de succession dans les sites dégradés. De plus, la faible pierrosité caractéristique des peuplements mal régénérés pourrait refléter une perturbation initiale plus importante de l'agriculture passée sur ces sites. Les peuplements pionniers sont des candidats à des interventions de régénération artificielle en arbres feuillus par la plantation sous couvert afin d'accroître leur potentiel.

Mots-clés : régénération naturelle; stocking; friches agricole; paysage agro-forestier; forêt dégradée; germination; sol; *Acer rubrum*; *Prunus serotina*; *Fraxinus*; Montérégie.

ABSTRACT

Regions of eastern North America such as New England or the southern part of the province of Quebec have experienced in the last century a gradual loss of agricultural lands. This major shift in land use management has released numerous sites now dominated by early-successional plant communities. The context of heavy disturbance and isolation of these stands in agroforested landscapes may compromise their natural regeneration. 28 old-fields ranging from 15 to 61 years of age, all characterised by a closed canopy of pioneer tree species, were sampled for their regeneration, the emphasis being on seedlings of height >30 cm. The aim of this study was to measure if, in various agro-forested landscapes ranging from 28% to 59% of forest cover, high-value hardwood species regeneration is sufficient while analysing the main factors important to that regeneration.

Our results show that high-value hardwood regeneration on former farmland now dominated by early-successional forest is generally insufficient: 56.5% of all plots did not contain any high-value species. Stepwise variable selection, redundancy analysis, variation partitioning and G.I.S. revealed an association of poor regeneration with sites characterised by a young and open canopy, on more acidic soils, and isolated in heavily agricultural landscapes. In fact, scarcity of seed sources in the landscape is often correlated to an impoverishment of the flora and fauna slowing down the successional dynamic of degraded stands. Also, the low stoniness typically found on the poorly stocked sites could reflect a stronger initial disturbance due to past cropping. We suggest underplanting as a way of improving the potential of these communities.

Key Words: regeneration; stocking; old-fields; agroforested landscape; degraded stand; germination; soil; *Acer rubrum*; *Prunus serotina*; *Fraxinus*; Montérégie.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	III
ABSTRACT	IV
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VI
LISTE DES FIGURES	VII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	VIII
REMERCIEMENTS	X
INTRODUCTION	1
MÉTHODOLOGIE	6
<i>Région d'étude</i>	<i>6</i>
<i>Localisation des sites</i>	<i>10</i>
<i>Inventaire des peuplements</i>	<i>12</i>
<i>Analyses spatiales</i>	<i>13</i>
<i>Compilation des données</i>	<i>13</i>
<i>Analyses statistiques</i>	<i>14</i>
RÉSULTATS ET DISCUSSION	20
<i>Changement de dominance et insuffisance de la régénération</i>	<i>20</i>
<i>Une gamme variée de barrières à la régénération</i>	<i>26</i>
<i>Deux parcours successionnels distincts selon l'intensité de l'empreinte agricole et la structure du peuplement</i>	<i>30</i>
CONCLUSION	42
BIBLIOGRAPHIE	45
ANNEXE	XI

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU I. Moyennes climatiques de chacune des trois municipalités étudiées (Ministère de l'Environnement du Canada 2004).	6
TABLEAU II. Quantité de semis en régénération exprimée sous la forme de fréquences en arbres par espèce ou par groupe d'espèces.	23
TABLEAU III. Relation entre l'abondance de la régénération en semis et les variables structurales, édaphiques et spatiales significatives.	28
TABLEAU IV. Corrélations linéaires de Pearson entre les variables environnementales et l'abondance des principales espèces de semis de plus de 30 cm en régénération. Pour chaque variable, la gamme des valeurs [min. et max.] associées à l'espèce est présentée.	34

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1. Localisation des trois secteurs agro-forestiers étudiés dans la région de la Montérégie.....	8
FIGURE 2. Les trois secteurs d'étude, soit A) le médaillon du Haut-Saint-Laurent, B) le médaillon d'Acton et C) le médaillon de Cowansville.....	9
FIGURE 3. Peuplements de succession secondaire dominés par des feuillus intolérants. Municipalité du Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada.....	11
FIGURE 4. Composition des peuplements et de la régénération exprimée en densités relatives des principales espèces d'arbres dans la strate arborescente et la strate de sous-bois.....	20
FIGURE 5. Partitionnement de la variance du tableau d'abondance de la régénération en semis d'arbres (DHP < 1 cm), toutes espèces confondues, montrant les contributions respectives de la structure végétale, des conditions édaphiques et du contexte spatial après sélection progressive par en avant des variables significatives ($p=0,05$).....	27
Figure 6- Diagramme de dispersion de l'analyse canonique de redondance (ACR) des principales espèces en régénération (semis < 1cm de diamètre représentés par les vecteurs rayés) en fonction des espèces d'arbres ainsi que des variables abiotiques conservées lors de la sélection progressive à $p=0,05$ (vecteurs pleins).....	31

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

- A_{60} : fraction forestière autour du peuplement dans un rayon de 60m.
- A_{100} : fraction forestière autour du peuplement dans un rayon de 100m.
- ACR : analyse canonique de redondance.
- ACRU : érable rouge (*Acer rubrum*).
- ACSA : érable à sucre (*Acer saccharum*).
- BEPO : bouleau gris (*Betula populifolia*).
- DHP : Diamètre à hauteur de poitrine (hauteur = 1.30m).
- DI_{moyen} : moyenne des distances entre chaque individu d'une espèce et le centre de la placette.
- D_m : densité moyenne (nombre d'individus appartenant à une espèce par hectare).
- D_{rel} : densité relative (proportion du nombre d'individus d'une espèce par rapport au nombre total d'individus de toutes les espèces).
- F: distribution d'une espèce dans un peuplement de l'échantillon.
- F_{max} : fréquence maximale de l'espèce sur un des sites de l'échantillon.
- F_{rel} : fréquence relative (distribution d'une espèce par rapport à toutes les espèces).
- FRAM : Frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*).
- FRPE : Frêne de Pensylvanie (*Fraxinus pensylvanica*).
- FRSP : Frêne sp. (*Fraxinus americana et pensylvanica*).
- G : surface terrière (aire occupée par une espèce exprimée en m²/hectare).
- G_{rel} : Surface terrière relative.
- H_A : épaisseur de l'horizon A.
- IR : indice de régénération.
- Janv. : janvier
- Juil. : juillet
- M.R.C. : Municipalité régionale de comté.
- N sites : nombre de sites.
- P_{AN} : Précipitations annuelles moyennes.
- POTR : peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*).
- PRSE : cerisier tardif (*Prunus serotina*).

R_{moyen} : moyenne des rayons d'arbre à des individus d'une même espèce.

R^2 : coefficient de détermination

R^2_a : coefficient de détermination ajusté

S.D. : écart type.

S.V.C. : somme des valeurs propres canoniques.

T_{AN} : Température annuelle moyenne.

T_{SA} : Température saisonnière moyenne.

ULAM : orme d'Amérique (*Ulmus americana*).

V.I. : Valeur d'importance.

REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier mes directeurs de recherche Alain Cogliastro et André Bouchard pour m'avoir guidé durant ces deux dernières années. Plus précisément, merci à Alain Cogliastro pour m'avoir suivi de près et encouragé tout au long de ma formation, en plus de stimuler ma réflexion lors de nos discussions. Également, merci à André Bouchard pour ses précieux conseils et son esprit de synthèse. Je suis aussi reconnaissant envers tous les membres du laboratoire d'écologie végétale qui forment une belle et stimulante équipe.

Merci à Stéphane Daigle pour ses conseils de statisticien rigoureux ainsi qu'à mon frère Vincent pour ses suggestions de mathématicien créatif. Il me faut aussi souligner tout le travail d'analyse spatiale effectué par Nicolas Soucy-Gonthier et Marc Delage, sur lequel je me suis basé pour la localisation de mes sites d'études ainsi que pour mes propres analyses. Je suis reconnaissant à Marc Delage pour son aide et sa participation tout au long de mon projet. Également, merci à toute ma famille pour m'avoir supporté lorsque je tentais de leur expliquer la progression de mes recherches. Merci à mes amis pour m'avoir obligé à parler d'autres choses...

J'aimerais également remercier Valérie Haf-Gagné, Mélodie Boulet et Frédéric Boivin pour leur aide sur le terrain durant les deux étés d'échantillonnage. Merci aux propriétaires des peuplements étudiés pour nous avoir, si gentiment parfois, autorisé l'accès aux sites.

Merci aux membres de mon jury, Anne Bruneau et Christian Messier, pour leurs commentaires pertinents.

Enfin, je remercie les organismes subventionnaires d'avoir financé ce projet, notamment le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT) grâce à une bourse Action concertée Fonds forestier à Alain Cogliastro et André Bouchard, le PMVRMF – Volet II Montérégie octroyé à Alain Cogliastro et André Bouchard ainsi qu'une subvention octroyée à André Bouchard par le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG).

INTRODUCTION

Depuis des milliers d'années, les paysages forestiers à travers le monde ont été défrichés pour faire place à des exploitations agricoles (Briggs et al. 2006). Le déclin rapide des écosystèmes forestiers mondiaux se poursuit encore aujourd'hui : les pertes nettes de superficie forestière sur la période 2000–2005 sont estimées à 7,3 millions d'hectares par année, une superficie qui correspond à peu près à celle du Panama (FAO 2005). Les effets de la conversion des systèmes naturels en systèmes agricoles sont bien documentés : mélange des strates supérieures de sol, destruction des caractéristiques microtopographiques, épuisement des nutriments du sol par les cultures, la fertilisation, le chaulage et l'érosion. Cette dégradation des contenus et équilibres nutritifs des sols peut se refléter encore 100 ans après l'abandon agricole (Compton et Boone 2000).

Bien que le continent américain subisse encore aujourd'hui des pertes forestières nettes, certaines régions de la côte Est de l'Amérique du Nord, comme la Nouvelle-Angleterre et le Québec, assistent à un abandon graduel de territoires agricoles marginaux. Les stratégies agricoles modernes ciblent les sols les plus productifs, libérant ainsi de nombreuses surfaces ensuite colonisées par une végétation de succession secondaire (Motzkin et al. 1996, Bouchard et Domon 1997, Donohue et al. 2000). Ces peuplements de début de succession sont actuellement une composante importante des paysages agro-forestiers, et leur évolution suit des trajectoires successionales complexes influencées par l'historique d'utilisation agricole, les conditions environnementales et le contexte spatial de fragmentation du paysage. L'aménagement de ces communautés vers des peuplements forestiers matures et stables pourrait apporter une contribution significative à la production forestière, à la conservation des territoires forestiers ou encore à la qualité du paysage. Une connaissance approfondie de la dynamique de régénération dans ces peuplements permettrait d'identifier les conditions de succès d'établissement et de croissance, dans le but d'obtenir des activités de régénération artificielle plus performantes.

Pour corriger l'insuffisance de la régénération, c'est-à-dire une abondance d'arbres en sous-bois trop faible pour assurer la pérennité d'un peuplement forestier, l'enrichissement par plantation sous couvert suscite beaucoup d'intérêt (Bardon et al. 1999, Burgess et Wetzel 2000, MacDonald et Thompson 2003, Paquette et al. 2006), alors que d'autres proposent une méthode moins interventionniste consistant à favoriser la régénération en place par des travaux d'aménagement (Harmer et al. 1997, Tappeneir et al. 1997, Beckey 2000). Avant de choisir un mode d'intervention, il est prudent d'évaluer si la végétation qui se développe sur place par régénération naturelle peut produire une communauté cible satisfaisante, pour des raisons économiques évidentes (Bradshaw 1990, Harmer et al. 1997). De plus, la régénération naturelle est considérée avoir plusieurs avantages écologiques puisque la variabilité génétique est maintenue et les espèces en régénération sont souvent adaptées aux conditions abiotiques des sols, bien que ces besoins changent avec le développement des individus (Kozlowski 2002).

La succession secondaire des peuplements forestiers perturbés peut se résumer en quatre étapes : 1) stade d'initiation du peuplement, 2) stade d'exclusion des tiges, 3) stade de transition et 4) stade mature (Kozlowski 2002). Plusieurs études sur l'établissement des arbres dans des friches ont souligné les difficultés, pour de nombreuses espèces, à s'établir durant certaines phases de la succession secondaire (DeSteven 1991a, Gill et Marks 1991, Burton et Bazzaz 1995). Dans un territoire à vocation fortement agricole, le stade d'initiation du peuplement, de par la disponibilité des semences, risque d'être sensible à plusieurs facteurs spatiaux (Jimenez et Armesto 1992, Matlack 1994, McEuen et Curran 2004). La proximité (Herault et al. 2004, Hooper et al. 2004) et l'abondance (Battaglia et al. 2002) des îlots forestiers, comme sources de semences, sont importantes tant en forêt tempérée que tropicale. Également, les espèces à dispersion des propagules par le vent, ou anémochores, sont généralement favorisées (Buell et al. 1971, Pickett 1982, Foster et Gross 1999, Bellemare et al. 2002). En contrepartie, les espèces barochores comme le noyer et les chênes, dont les graines ne peuvent être dispersées que sur de courtes distances par des mammifères, sont peu favorisées. À l'intérieur même du peuplement, la distribution spatiale de la régénération peut aussi varier selon la forme de la friche à cause de l'effet de bordure (Meiners et al. 2001). La taille de la friche à

coloniser risque aussi d'influer sur les succès de colonisation : il a été calculé chez les espèces à dispersion par le vent que la colonisation des petits boisés (10 ha), souvent très isolés, était un évènement relativement rare (Greene et Johnson 1995). D'ailleurs, bien que la surface minimale requise pour le succès d'établissement d'une communauté forestière représentative de la diversité végétale associée aux forêts non-perturbées est encore aujourd'hui mal définie (Ashby 1990), la majorité des friches agricoles d'Amérique du Nord sont caractérisées par de petites surfaces de moins de 10 ha (Lavoie et Saint-Louis 1999). Passé le stade d'initiation du peuplement, le stade d'exclusion des tiges est caractérisé par une mortalité d'arbres élevée ainsi qu'une forte compétition pour la lumière, l'eau et les éléments minéraux, ce qui a pour effet de limiter la croissance des semis (Canham et Marks 1985). En théorie, la lumière qui atteint le sous-bois devrait être faible durant la phase d'exclusion des tiges puis augmenterait avec les trouées caractérisant la phase suivante, le stade de transition, quoique la frontière entre ces deux stades de succession semble difficilement perceptible (Denslow et Guzman G 2000). Lors du stade de transition, le développement des semis est favorisé par l'augmentation de l'hétérogénéité de structure du peuplement et de la disponibilité des ressources. Dans des forêts de succession secondaire du nord-est américain, la mortalité de la régénération a justement été fortement corrélée avec la faible disponibilité de la lumière (Horsley 1993). Il a d'ailleurs été remarqué que la densité de semis et de gaules en régénération augmentait avec une réduction de la surface terrière résiduelle (après différents degrés d'intervention), bien que cette relation puisse être inversée pour les semis de l'année, plus tolérants à l'ombre (Fredericksen et al. 1998).

Bien que la disponibilité de la lumière soit un facteur déterminant, la prédation des semis, notamment par le chevreuil (*Odocoileus virginianus*), reste à travers le nord-est américain une des principales justifications d'échec de régénération (Burton et Bazzaz 1995, Fredericksen et al. 1998, Townsend et al. 2002, Horsley et al. 2003). L'impact de ce facteur est difficile à prévoir précisément. Il peut dépendre de la quantité de régénération (Harmer et al. 1997), du nombre de chevreuils et de la disponibilité des sources alternatives de nourriture (Fredericksen et al. 1998). Le broutage préférentiel de certaines plantes peut même modifier la structure d'un peuplement (DeSteven 1991b).

Cela nous porte à croire que la régénération des jeunes forêts tempérées en milieu agro-forestier, bien que déterminée en partie par des facteurs déterministes telle l'autécologie des espèces, la structure du peuplement et la qualité des sols, est dépendante de plusieurs éléments stochastiques telle la proximité et la fécondité des sources de propagules ainsi que la prédation.

Au sud-ouest du Québec, la région de la Montérégie présente une mosaïque agricole à couvert forestier variable. Ce territoire est dans sa quasi-totalité divisé entre petits propriétaires privés, et les communautés forestières y occupent moins de 30% des surfaces (Soucy-Gonthier et al. 2003). Actuellement, deux phénomènes parallèles y sont observés. Premièrement, les basses terres, plus riches et désormais cultivables grâce aux nouvelles techniques de drainage, voient leur territoire forestier rétrécir au profit de l'industrie agricole. Entre 1999 et 2002, la Montérégie a d'ailleurs perdu près de 4% de sa superficie forestière, soit plus de 12 500 hectares de forêts (Soucy-Gonthier et al. 2003). Deuxièmement, les nouvelles réalités agricoles empêchent la culture de surfaces pierreuses et de petite dimension d'origine glaciaire (Pan et al. 1999). Ces surfaces, néanmoins productives, sont abandonnées par l'agriculture et retournées à la forêt. Ainsi, on retrouve actuellement dans la région de nombreuses forêts de début de succession. Des études à l'échelle des espèces, des communautés et des paysages ont clairement démontré le caractère perturbé de ces communautés forestières résiduelles puisque les facteurs abiotiques du milieu ne suffisent pas à expliquer leur composition (Meilleur et al. 1994, Bouchard et Domon 1997, de Blois et al. 2001). Celles-ci sont dominées par des arbres de début de succession et de faibles dimensions, sans grande valeur commerciale. À cause de la récurrence des perturbations humaines, ces forêts de début de succession abondent dans la partie méridionale densément habitée du Québec.

Quelques études présentent des cas où la régénération naturelle de jeunes peuplements issus de la déprise agricole est pauvre (Harmer et al. 1997, Fike et Niering 1999). Dans une perspective d'aménagement et de récolte, certains avancent même qu'elle ne suffirait pas à assurer leur pérennité (Tappeneir et al. 1997). Cependant, la

succession des friches agricoles en milieu tempéré n'a pas fait l'objet de beaucoup de recherches. En effet, l'étude de la dynamique de ces milieux s'est longtemps limitée à l'établissement des semis dans des cultures récemment abandonnées encore au stade herbacé (Rice et al. 1960, DeSteven 1991a, b, Gill et Marks 1991, Myster 1993, Foster et Gross 1999). À notre connaissance, très peu d'études ont abordé la dynamique des friches rendues à un stade évolutif plus tardif et dominées par une communauté arborée (Bellemare et al. 2002).

La régénération naturelle des communautés forestières issues de la déprise agricole à l'échelle d'une région, par l'analyse de nombreux sites dispersés dans trois paysages agro-forestiers selon un gradient d'occupation forestière, constitue la problématique de base de cette étude. Les objectifs spécifiques de ce projet consistent à *i)* mesurer le niveau de régénération en espèces de feuillus nobles de ces communautés et *ii)* analyser l'importance de la structure végétale, des conditions édaphiques et du contexte spatial des peuplements sur cette régénération. Le contexte paysager et le degré de perturbation initial de ces milieux devraient hypothéquer sérieusement l'abondance et la composition de la régénération. D'abord, cette régénération pourrait révéler un nombre insuffisant d'espèces d'arbres feuillus à bois nobles étant donnée l'isolation de ces jeunes peuplements des sources potentielles de propagules. Également, les conditions édaphiques, qui ont pu conditionner l'utilisation passée des sols, pourraient influencer l'abondance et la composition des semis. Enfin, des structures variables entre les peuplements, induisant différents régimes lumineux, pourraient également moduler l'abondance et la composition de la régénération.

Méthodologie

Région d'étude

Dans le sud-ouest du Québec, trois municipalités à vocation agro-forestière de la vallée du Saint-Laurent ont été choisies pour refléter un gradient d'intensité de la déprise agricole et de persistance d'un couvert forestier. Il s'agit des Municipalités régionales de comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent, d'Acton et de Brome-Missisquoi (Fig. 1), dont les surfaces boisées occupent respectivement 27,8%, 41,4% et 58,7% du territoire (Soucy-Gonthier et al. 2003). Le choix de ces trois territoires répondait au besoin d'obtenir un vaste portrait de la régénération dans les jeunes communautés forestières issues de la déprise agricole qui tient compte des importantes variations régionales dans l'utilisation du territoire.

TABLEAU I. Moyennes climatiques de chacune des trois municipalités étudiées (Ministère de l'Environnement du Canada 2004).

MRC	Station météorologique (coordonnées)	T _{AN}	T _{SA}	P _{AN}	Degrés-jours >5 °C
Haut-St-Laurent	St-Anicet (45°7' N 74°21' O)	6,5 °C	Janv. : -9,6 °C Juil. : 20,9 °C	989,2 mm (pluie : 813 mm)	2136,2
Acton	St-Hyacinthe 2 (45°34' N 72°55' O)	6,2 °C	Janv. : -10,5 °C Juil. : 21,1 °C	1057,9 mm (pluie : 856 mm)	2131,4
Brome-Missisquoi	Brome (45°10' N 72°34' O)	5,3 °C	Janv. : -10,5 °C Juil. : 19,4 °C	1266,7 mm (pluie : 994 mm)	1872,7

M.R.C. : Municipalité régionale de comté; T_{AN} : Température annuelle moyenne; T_{SA} : Température saisonnière moyenne; P_{AN} : Précipitations annuelles moyennes; Janv. : janvier; Juil. : juillet

Ces MRC sont localisées dans la région de la Montérégie, au nord de la frontière américaine et au sud du fleuve Saint-Laurent, limitées à l'ouest par la province canadienne de l'Ontario et à l'est par la région de l'Estrie (Fig.1). Cette région fait partie de la sous-zone tempérée nordique du nord-est de l'Amérique du Nord, caractérisée par un climat de type continental humide (Tab. I), et correspond à la région forestière des

Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972). Le Haut-Saint-Laurent est situé dans le domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme alors que Brome-Missiquoi et Acton sont situés dans le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul (Grandtner 1966). Les caractéristiques climatiques des trois régions sont relativement homogènes quoique Brome-Missiquoi présente une saison de croissance un peu plus courte et des précipitations plus abondantes causées par sa position légèrement plus élevée en altitude (Tab. I).

Sur sol mésique, le domaine de l'érablière à caryer cordiforme est généralement dominé par l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), accompagné du caryer cordiforme (*Carya cordiformis* [Wangenh.] K. Koch), du tilleul (*Tilia americana* L.), du frêne d'Amérique (*Fraxinus americana* L.) et du hêtre (*Fagus grandifolia* Ehrh.). Les sites perturbés sont occupés par l'érable rouge (*Acer rubrum* L.), le bouleau gris (*Betula populifolia* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), et ces mêmes espèces occupent également les sites xériques, accompagnées du pin blanc (*Pinus strobus* L.) (Meilleur et al. 1994). Les milieux plus humides sont quant à eux envahis par l'érable rouge, le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.) et l'érable argenté (*Acer saccharinum* L.) entre autres (Bergeron et al. 1988).

La végétation climacique de l'érablière à tilleul en serait une également dominée par l'érable à sucre, accompagné du hêtre, de l'ostryer (*Ostrya virginiana* [P. Mill.] K. Koch), du frêne d'Amérique, de la pruche, du cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh.) et du tilleul (Bouchard et Maycock 1978). Les sites xériques sont dominés surtout par les résineux, notamment la pruche, l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et le sapin baumier (*Abies balsamea* L. [Mill.]) alors que le thuja occidental (*Thuja occidentalis* L.), le sapin baumier, l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* L.) et le frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.) occupent les vallées humides (Bouchard et Maycock 1978).

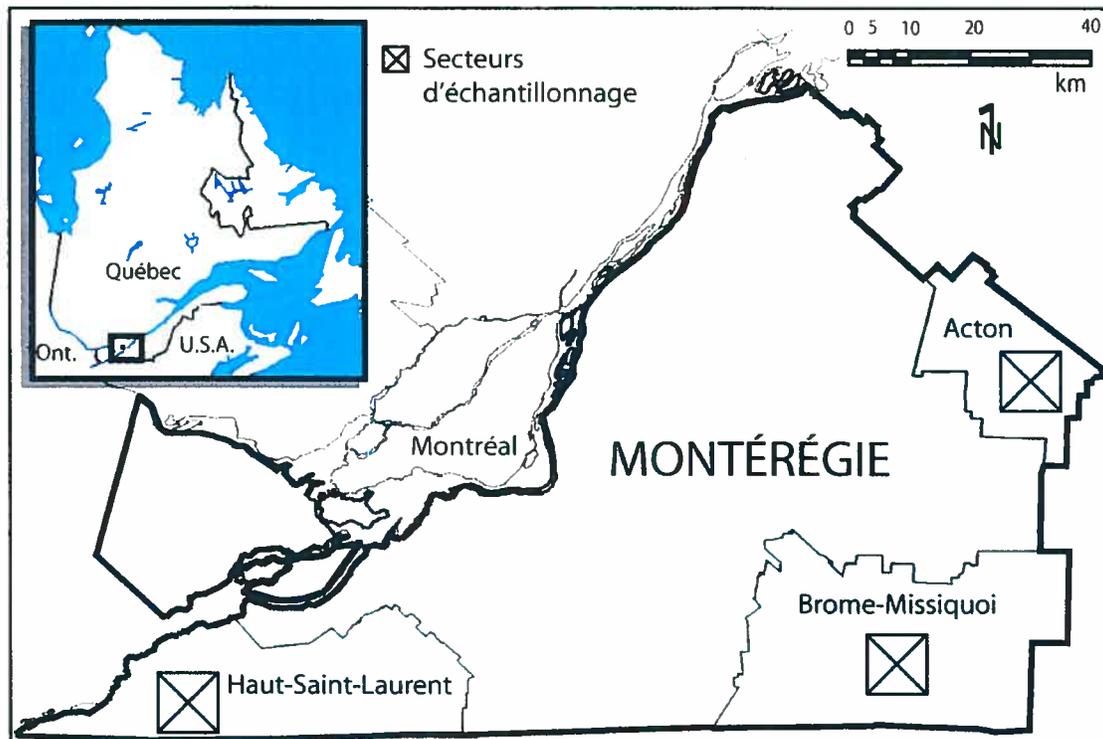


FIGURE 1. Localisation des trois secteurs agro-forestiers étudiés dans la région de la Montérégie. À l'intérieur de cette région, trois secteurs d'échantillonnage ont été établis dans 3 municipalités régionales de comté (MRC). Chaque secteur d'échantillonnage présente une superficie de 121 km² (11 km x 11 km).

Afin d'identifier rapidement les peuplements arborés qui nous intéressent à l'intérieur de ces vastes territoires, la localisation des sites d'étude s'est faite en analysant trois images récentes du satellite IKONOS-2 de grande qualité (résolution de 4m multispectral), une par MRC, représentant chacune un secteur d'échantillonnage de 121 km² (Fig. 2).

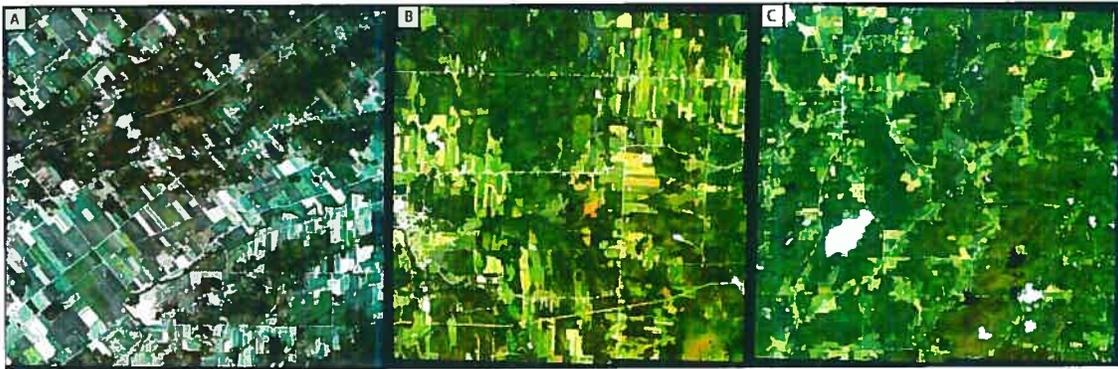


FIGURE 2. Les trois secteurs d'étude, soit A) le médaillon du Haut-Saint-Laurent, latitude Nord : 45° 00'-45° 06', longitude Ouest : 74° 12'-74° 21', B) le médaillon d'Acton, latitude N. : 45° 32'-45° 38', longitude O. : 74° 23'-74° 31', et C) le médaillon de Cowansville, latitude N. : 45° 03'-45° 09', longitude O. : 74° 41'-74° 50'. Chaque image fait 11 km de côté, soit 121 km². Les photos proviennent de 3 images multispectrales du satellite IKONOS-2 de 4,0 m de résolution spatiale avec correction géométrique standard. Les images des secteurs d'Acton et de Cowansville ont été captées le 18 août 2003 à 16h11 (GMT), celle du secteur de Huntingdon a été captée le 9 septembre 2000 à 15h25 (GMT).

Le secteur du Haut-Saint-Laurent est situé à environ 60 m d'altitude (altitude moyenne des sites échantillonnés) dans les basses-terres du Saint-Laurent, une large plaine uniforme qui formait le lit de la mer post-glaciaire de Champlain. Le relief plat argileux de ce territoire est parcouru de faibles ondulations formées par des dépôts de till ou de délavage (Laplante 1959; Bariteau 1988). Les sols de ce secteur sont des bruns forestiers formés de till calcaire, dont la roche-mère est composée de limon graveleux pierreux calcaire (Mailloux & Godbout 1954). Le territoire maintient une vocation

fortement agricole mais on constate un abandon graduel des activités agricoles sur les dépôts morainiques en faveur des basses terres argileuses (Bouchard et Domon 1997, Pan et al. 1999).

Comparés au Haut-Saint-Laurent, les secteurs d'Acton et de Brome-Missisquoi sont caractérisés par une plus grande diversité de dépôts de surface ainsi qu'une utilisation des sols plus variée où différents types de friches, surtout arbustives et arborées, cohabitent avec des secteurs agricoles ou forestiers. Le secteur d'Acton, s'élevant à environ 180 mètres au-dessus de la mer (altitude moyenne des sites échantillonnés), est situé à la jonction de deux régions physiographiques distinctes : bien qu'à l'intérieur des frontières géographiques du plateau appalachien, il longe les limites des basses-terres du Saint-Laurent. Le relief y est légèrement vallonné et les sols sont variés, de type podzolique ou brun forestier allant de tills francs dérivés de matériaux schisteux à des sables grossiers de délavage (Cann et al. 1948, Laplante 1959).

La MRC de Brome-Missisquoi présente une topographie variée : le massif des monts Sutton, prolongement des Montagnes Vertes du Vermont, occupe la section est, alors que dans la section ouest se terminent les basses-terres du Saint-Laurent. C'est d'ailleurs à l'ouest que se concentre toute l'activité agricole, alors que la topographie de l'est et du centre du territoire empêche l'exploitation de grandes cultures, ce qui fait de cette MRC la plus forestière de la Montérégie. Le secteur d'étude est situé dans la partie centrale du territoire, à une altitude d'environ 230 mètres (altitude moyenne des sites échantillonnés), et présente un relief varié, ondulé à montagneux (Cann et al. 1948). Les sols sont de type podzolique, surtout formés de till franc composé de schiste argileux et d'ardoise (Cann et al. 1948).

Localisation des peuplements de feuillus intolérants

À l'issue d'un traitement d'image approfondi (Delage et al. 2005) suivi d'une interprétation visuelle, d'une classification et d'une validation sur le terrain, tous les peuplements forestiers dominés par des feuillus intolérants, d'au moins 0,5 ha de

superficie, ont pu être identifiés (Annexe 1). Trois critères supplémentaires tirés des cartes éco-forestières du ministère des Ressources naturelles nous ont permis de nous limiter aux sites sur sol mésique, de faible pente et de dépôt supérieur à 25 cm d'épaisseur, afin de s'assurer du bon potentiel sylvicole et forestier des sites par la présence d'un drainage bon à imparfait et d'une épaisseur suffisante de sol. Nous avons ensuite validé les sites potentiels sur le terrain pour s'assurer qu'il s'agissait bien de forêts de feuillus intolérants, et que ces forêts étaient réellement abandonnées. Les propriétaires ont été interrogés pour vérifier que les sites mesurés possèdent tous un historique d'usage agricole après défrichage et obtenir les autorisations d'inventaire. 28 peuplements répartis également sur les trois régions ont ainsi pu être échantillonnés. Ces forêts incluent différents contextes spatiaux (par exemple voisinage agricole ou forestier), différentes compositions végétales (peupleraies, bétulaies, etc.) et différents degrés d'ouverture du milieu correspondant entre autres à différents âges (Fig. 3).



FIGURE 3. Peuplements de succession secondaire dominés par des feuillus intolérants. À gauche, un jeune peuplement dominé par des bouleaux gris âgés de 20 ans en moyenne. À droite, un peuplement de peupliers faux-trembles âgés d'environ 44 ans. Municipalité du Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada. Crédit photo : L. d'Orangeville.

Inventaire des peuplements

L'ensemble de l'échantillonnage nécessaire à la réussite du projet a été complété durant les mois de mai à octobre 2004 et 2005 avec comme objectif la multiplication des stations d'échantillonnage afin d'obtenir un portrait le plus large possible de la structure et de la régénération des communautés selon un échantillonnage systématique. À l'intérieur de chaque site, plusieurs transects étaient tirés perpendiculairement au côté le plus long du peuplement (Annexe 2). Le nombre de transects et de placettes variait proportionnellement à la taille du site en question, allant de 2 à 4 transects par site, également distancés. La superficie des sites étudiés allait de 0,5 ha à 5 ha. Un nombre de 15 à 35 placettes circulaires de 5 m² par site, placées aux 5 mètres, a été échantillonné, produisant un total de 595 placettes réparties sur 28 sites. Pour chaque placette, la présence d'espèces de semis d'arbres en régénération de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) < 1 cm a été notée sous deux classes : ceux de moins de 30 cm et ceux de plus de 30 cm de hauteur. La méthode des quadrants centrés sur le point (Cottam et Curtis 1956) a été appliquée afin d'évaluer la composition et l'importance des espèces dominantes, une placette sur deux. L'espace autour du centre de chaque placette était divisé en 4 quadrants de 90° pour noter l'espèce, le DHP et la distance de l'individu le plus proche dans chaque quadrant (annexe 2). En divisant chaque point d'inventaire en quatre quarts, on quadruple la quantité d'information récoltée par point, et ainsi on accroît le degré de précision des mesures. C'est pourquoi la méthode des quadrants centrés sur le point est reconnue pour son efficacité. Ces mesures ont été prises pour trois classes d'individus : les gaules (1 cm < DHP < 5 cm), les arbres (DHP > 5 cm) ainsi que les arbustes (DHP > 1 cm). Quatre mesures de l'ouverture du couvert par placette ont été prises à l'aide du densiomètre sphérique concave (Forest Densimeters Model-C, Bartlesville, OK, U.S.A.), une placette sur deux. Les quatre mesures se prenaient aux 4 points cardinaux à hauteur de poitrine (1,30 m) et leur moyenne était notée. Afin de préciser l'âge des sites, 4 à 6 carottes de bois ont été extraites des arbres dominants pour chaque site, en évitant les arbres vétérans qui auraient pu être présents alors que le site avait encore une vocation agricole.

Des échantillons de sol (environ 150 g extraits à une profondeur de 15-20 cm) ont été prélevés sur deux placettes de chaque transect et le pourcentage de pierrosité visible en surface a été noté. Les différents extraits de sol appartenant au même site étaient mélangés sur le terrain afin de produire un homogénat par site pour l'analyse. L'analyse des sols a permis de déterminer la distribution de taille des particules (sable, limon, argile) par des analyses hydrométriques (Boyucos 1962). Également, le pH des échantillons a été déterminé avec un pH-mètre dans une solution 2 : 1 d'eau et de sol. De plus, l'épaisseur des horizons de sol LFH et A a été mesurée et le drainage de chaque site caractérisé à l'aide de pédons de sol (Day et McMenamin 1982), un par transect, creusés jusqu'à environ 70 cm de profondeur.

Analyses spatiales

L'étude des relations entre la régénération des peuplements et leur contexte spatial a été réalisée à partir d'analyses spatiales effectuées sur les cartes numériques d'utilisation des sols tirées de l'analyse des images du satellite IKONOS-2 traitées et interprétées (Fig. 2 et Annexe 1). Ces cartes d'utilisation des sols classent le territoire en 6 catégories : forêt, friche ligneuse haute (*i.e.* arborée), friche ligneuse basse (*i.e.* arbustive), friche herbacée, plantation, ou « agricole et autres ». La forme et la taille des sites ainsi que l'utilisation des sols autour de chaque site ont été analysées à l'aide du système d'information géographique (SIG) SIGIS 2.55 (Daoust et Jean 1997-2006). La superficie de chaque site ainsi que la longueur de son périmètre ont été mesurées pour décrire leur taille et leur forme, car ces deux variables font varier l'intensité de l'effet de bordure, un facteur influençant la régénération (Murcia 1995, Meiners et al. 2002). De plus, les distances minimales entre chaque peuplement et son plus proche îlot forestier ont été calculées. Enfin, des zones tampon de différents rayons (60, 100, 160 et 250 m) ont été construites autour du périmètre de chaque peuplement, afin de mesurer l'abondance relative de ces îlots forestiers dans le voisinage immédiat des peuplements à l'étude. Ces rayons ont été choisis pour refléter les capacités connues de dispersion des principales espèces ligneuses de la région (Battaglia et al. 2002). À l'intérieur de chaque zone tampon, la surface

recouverte par des zones à vocation forestière a été mesurée puis divisée par la surface totale couverte par la zone tampon afin de fournir un indice de recouvrement forestier autour de chaque site sur des zones à rayon variable.

Compilation des données

Étant donné que les variables mesurées se déclinent sous plusieurs échelles, que ce soit au site pour les variables édaphiques et spatiales, à chaque placette pour la régénération ou une placette sur deux pour le couvert forestier, elles ont été ramenées à une unité expérimentale commune, celle du site. Les résultats sont destinés à être généralisés précisément à cette échelle.

L'analyse dendrochronologique des carottes d'arbres a servi à dater l'âge des sites depuis le moment de leur abandon. La datation de ces carottes ne donne qu'un estimé minimal de l'année d'abandon agricole, étant donné qu'il subsiste un délai entre l'abandon d'une terre et la colonisation par des espèces arborescentes (Pickett 1982, Inouye et al. 1987). Quoique les écarts n'étaient pas importants entre les échantillons d'un même site (S.D. = 4,1 années en moyenne), la valeur maximale a été conservée comme âge d'abandon.

La méthode d'échantillonnage des quadrants centrés sur le point permet de dresser un portrait de l'importance relative de chaque espèce d'arbre, gaule et arbuste dans les peuplements étudiés (Barbour et al. 1999). Pour les besoins de cette étude, nous avons compilé pour chaque station étudiée ainsi que pour chaque espèce une série d'indices calculés comme suit :

$$\text{Densité relative } (D_{rel}) = \frac{\text{nombre d'individus d'une espèce dans l'échantillon}}{\text{nombre total d'individus dans l'échantillon}} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{Densité moyenne } (D_m) = \frac{10\,000}{(DI_{moyen})^2} \quad (2)$$

$$\text{Fréquence relative (Fr}_{\text{rel}}) = \frac{\text{fréquence d'une espèce dans l'échantillon}}{\text{fréquence de toutes les espèces dans l'échantillon}} \times 100 \quad (3)$$

$$\text{Surface terrière par hectare (G)} = D_{\text{rel}}/100 \times D_m \times \pi(R_{\text{moyen}})^2 \quad (4)$$

$$\text{Surface terrière relative (G}_{\text{rel}}) = \frac{G}{G \text{ total (toutes espèces)}} \times 100 \quad (5)$$

où DI_{moyen} représente la moyenne des distances (en m) entre chaque individu d'une espèce et le centre de la placette, et R_{moyen} la moyenne des rayons d'arbre à hauteur de poitrine mesurés sur les individus d'une même espèce. Ces indices ont été utilisés de deux manières dans des analyses distinctes : une analyse spécifique, où la moyenne de l'addition des trois indices D_{rel} , F_{rel} et G_{rel} a permis la construction de valeurs d'importance (V.I.) par espèce et par station, et une analyse structurale, chacun des indices étant employé, toutes espèces confondues, par strate végétale (arbustes, gaules et arbres).

Afin de quantifier la régénération des stations, un indice de régénération (IR) simple fut généré. Les indices de régénération, ou *stocking*, mesurent dans un peuplement la suffisance de la régénération en place susceptible d'éventuellement remplacer les arbres dominants. Ils sont utilisés depuis des décennies dans une perspective d'aménagement afin d'évaluer, de manière partiellement subjective, la nécessité d'intervenir dans un peuplement (Gingrich 1967). Les variations méthodologiques dans les inventaires de régénération comme dans la construction des IR varient selon les sites et les régions (Haddon 1988). La régénération peut se limiter aux semis comme elle peut inclure la strate des gaules, et les indices peuvent se décliner en nombre d'individus, en surface terrière, en volume ou en proportion de parcelles régénérées, en relation avec une norme préétablie. Cette norme préétablie, au-delà de laquelle le peuplement est considéré comme bien régénéré, varie selon les buts recherchés par les intervenants et constitue l'aspect subjectif des indices de régénération. Par exemple, si l'objectif est d'évaluer le risque d'enrésinement d'une forêt feuillue, l'indice de régénération inclura toutes les

espèces feuillues, sans distinction, alors qu'une autre étude pourrait très bien ne s'intéresser qu'à la distribution d'une espèce en particulier et se limiter à celle-ci pour la construction de son indice. Au Québec, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune mesure le succès de régénération selon le taux d'occupation d'une superficie par des arbres d'une essence ou d'un groupe d'essences. Il correspond à la proportion de placettes occupées par au moins un individu de l'essence ou du groupe d'essences recherchées par rapport au nombre total de placettes établies sur le territoire, exprimé en pourcentage. Étant donné que la présente étude s'est faite dans une perspective d'aménagement et veut trouver le plus d'échos chez les intervenants forestiers, la méthode d'inventaire employée est tirée des méthodes d'échantillonnage décrites par le gouvernement du Québec (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune 2006). Pour l'évaluation de la régénération naturelle, le Ministère propose l'inventaire de placettes circulaires distantes de 5 m entre elles, regroupées en plusieurs grappes uniformément réparties sur le site, dont le rayon varie selon l'objectif d'aménagement.

Les semis de moins de 30 cm ont été exclus du calcul de l'IR. En effet, les taux de mortalité chez les semis dans les premières années de croissance sont très élevés (pathogènes, insectes, compétition herbacée, etc.) alors que les plus développés se sont affranchis des risques élevés de mortalité et constituent les tiges d'avenir du peuplement (Tappeneir et al. 1997). De plus, étant donné que seule la strate des semis de ces jeunes peuplements montre un changement de dominance dans la composition en espèces, passant d'espèces de feuillus intolérants de faible valeur commerciale à des essences nobles, le calcul de l'IR fut limité aux cohortes de semis d'arbres ($DHP < 1$ cm), sans tenir compte des gaules, largement dominées par des espèces pionnières.

Analyses statistiques

a. Analyses multivariées

Afin d'analyser les contributions relatives de la structure végétale, des conditions édaphiques et du contexte spatial à l'abondance, la distribution et la composition de la régénération, une série d'analyses canoniques de redondance (ACR) (Legendre et

Legendre 1998) ont été générées à l'aide du logiciel R (R Development Core Team 2005). La matrice des variables réponses ainsi que les matrices de variables explicatives furent centrées et réduites afin de rendre les variables de dimension homogène (Legendre et Legendre 1998). Pour chaque variables explicative (sauf les V.I. par espèce) était ajouté son développement quadratique, cubique et logarithmique, puisque la réponse des espèces aux variations des variables environnementales n'est pas nécessairement linéaire (Legendre et Legendre 1998, Makarenkov et Legendre 2002).

Trois matrices explicatives furent employées, la première contenant les variables spatiales, la seconde les variables édaphiques et la troisième les variables de structure végétale : ouverture de la canopée, âge du peuplement et V.I. des principales espèces d'arbres (V.I. > 5% sur au moins un site). Pour réduire le nombre de variables résultantes et la colinéarité entre elles, une sélection progressive par en avant des variables ($p < 0,05$) a été appliquée sur chacune des matrices (Legendre et Legendre 1998).

Afin de comprendre si les semis > 30 cm réagissaient différemment des autres semis, la sélection progressive a été répétée pour chaque groupe de variables pour les semis > 30 cm et les semis de toutes tailles confondues. La sélection progressive n'a pas été appliquée aux V.I. des arbres car ces variables représentent une structure végétale qui doit être considérée comme un tout.

L'application d'une transformation de Hellinger sur les variables d'abondance d'espèces, en canopée et en régénération, a permis de contourner le problème des doubles zéros et a rendu possible l'utilisation d'ACRs utiles au partitionnement de la variance (Legendre et Gallagher 2001). Le partitionnement de la variance, développé par Borcard et al. (Borcard et al. 1992), permet d'estimer la proportion de la variance de la matrice-réponse attribuable exclusivement à chacun des trois groupes de facteurs spatiaux, édaphiques et structuraux, en contrôlant l'effet des autres groupes de facteurs par l'emploi d'ACRs partielles. Cette partie des analyses statistiques a été effectuée sur toutes les espèces de semis, toutes tailles confondues, afin d'obtenir un portrait plus global des contributions des facteurs d'influence à l'abondance et la distribution de la régénération.

Les ACRs partielles qui pouvaient être testées ainsi que les tests de sélection progressive ont tous été effectués par permutation (9999) des résidus sous modèle réduit. La contribution non-biaisée des différents groupes de variables à l'explication de la variation a été calculée a posteriori par R^2 -ajusté (Legendre et Legendre 1998). Cette analyse fut complétée avec la fonction *varpart* de la librairie *vegan* (Oksanen et al. 2005).

Un diagramme de dispersion associé à une ACR simple fut produit afin d'illustrer le sens des relations entre les variables employées dans le partitionnement de la variance et la régénération. La matrice explicative employée comprenait les variables environnementales conservées par sélection progressive ainsi que les VI par espèce. Le graphique est présenté à l'échelle de type II afin de préserver les corrélations entre les variables (Legendre et Legendre 1998).

b. Analyses univariées

Des corrélations linéaires simples de Pearson ont permis de mesurer l'intensité de la relation linéaire entre les variables environnementales et l'IR des quatre principales espèces de feuillus dans les friches arborées, soit le cerisier tardif, l'érable rouge, l'érable à sucre et le frêne d'Amérique et/ou frêne de Pennsylvanie (Legendre et Legendre 1998). Comme le but de cette étude n'est pas de modéliser les relations entre les variables environnementales et la régénération dans les friches, ni d'assumer de lien fonctionnel entre ces variables, aucune régression linéaire ni test statistique ne furent effectués.

Afin de contraster les valeurs réelles des différentes variables et d'illustrer les conditions du milieu à des fins comparatives, les valeurs maximales et minimales de chaque variable environnementale, associées aux gradients d'abondance de semis par espèce, ont été extraites des courbes linéaires de corrélation produites. Par exemple, l'indice maximal de régénération du cerisier tardif sur un site n'a jamais dépassé 75% (valeur maximale) et a parfois été de 0% (valeur minimale). Les valeurs de chaque variable environnementale associée à l'IR de cerisier tardif de 0% et celles de chaque variable associée à l'IR de cerisier tardif de 75%, ont ainsi été notées. Aux variables

environnementales employées dans l'analyse ont été ajoutées les fréquences relatives et surfaces terrières calculées par strate végétale, soit les strates d'arbustes, de gaules et d'arbres, toutes espèces confondues afin de mettre en lumière l'influence respective de ces strates sur l'abondance des semis en régénération.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Changement de dominance et insuffisance de la régénération

Les résultats montrent clairement un changement de dominance végétale au niveau de la strate des semis (Fig. 4). La canopée et la sous-canopée des peuplements sont dominées par des espèces pionnières de faible valeur commerciale. Le bouleau gris domine largement, composant 48,6% des arbres et 36,3% des gaules de ces peuplements (Fig. 4). Au Québec, le bouleau gris colonise un spectre d'habitats très large. Il est commun dans les boisés ouverts, les friches, les dépotoirs et parterres de coupes, et le long des routes et des canaux de drainage. Il est capable de s'établir et de croître dans plusieurs conditions de sols, variant de sableux à organiques et de très bien à très mal drainés (Bouchard et Maycock 1978, Meilleur et al. 1994, Lavoie et Saint-Louis 1999). Sa capacité de dispersion phénoménale en fait d'ailleurs un excellent colonisateur de friches (Matlack 1989).

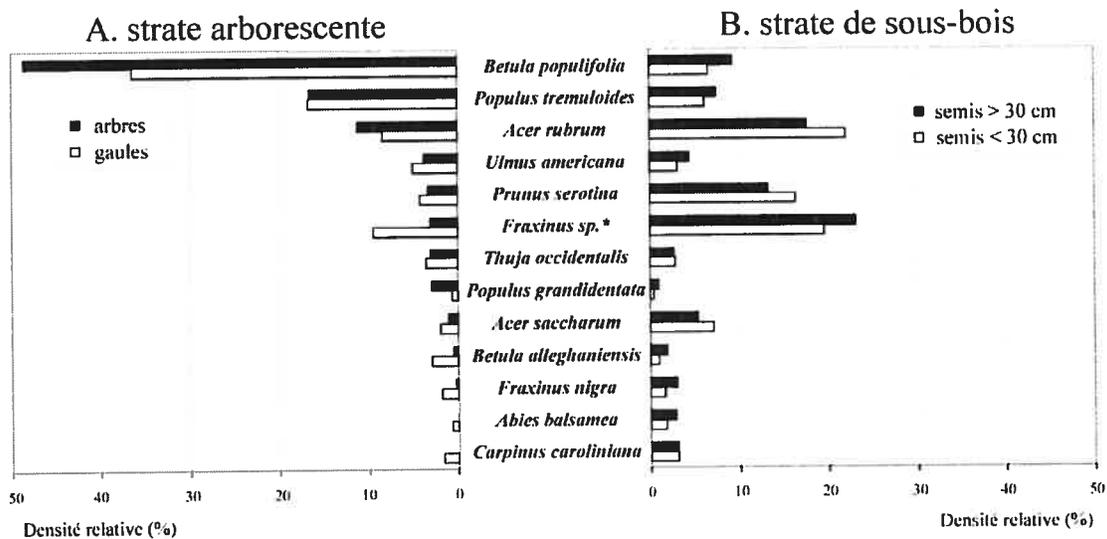


FIGURE 4. Composition des peuplements et de la régénération exprimée en densités relatives des principales espèces d'arbres dans la strate arborescente et la strate de sous-bois.

Densité relative : proportion du nombre d'individus d'une espèce par rapport au nombre total d'individus de toutes les espèces. Seules les espèces ayant une densité > 2% sont présentées. A : strate arborescente (arbres et gaules); B : strate de sous-bois (semis).

**Fraxinus sp.* inclut *F. americana* et *F. pennsylvanica*;

Second en abondance, le peuplier faux-tremble est une espèce intolérante à l'ombre possédant une excellente capacité de dispersion, avec une densité relative de 16,6% en arbres et 16,7% en gaules (Fig. 4). Ces deux espèces se retrouvent également dans la régénération en semis, mais nettement moins fréquemment que l'érable rouge, le frêne d'Amérique ou de Pennsylvanie¹ et le cerisier tardif. L'érable rouge se démarque en étant à la fois abondant en canopée et en sous-étage. Dans tout le nord-est de l'Amérique du Nord, un grand nombre de forêts de succession secondaire issues de coupes ou d'abandon agricole présentent une régénération dominée par l'érable rouge, et cette espèce est souvent qualifiée d'opportuniste (Kittredge et Ashton 1990, Meilleur et al. 1994, Mercier et al. 2001). Par ailleurs, il a été observé que cette espèce s'installe très tôt suite à un abandon agricole, alors que d'autres espèces comme le frêne américain ou les espèces des genres *Quercus*, *Prunus*, *Carya* et *Ulmus* arrivent plus tardivement (Rankin et Pickett 1989). Le cerisier tardif ainsi que le frêne sont également de bons colonisateurs, une caractéristique qui n'est pas limitée à notre région d'étude puisqu'on les retrouve en abondance dans la régénération des forêts de succession secondaire du nord-est des Etats-Unis (Fredericksen et al. 1998, Fike et Niering 1999). Bien que plus tardif que l'érable rouge, le frêne s'installe assez tôt puisqu'il a été retrouvé régulièrement dans la strate des gaules (densité relative = 9,5%). Sont également présents en régénération l'érable à sucre, qui montre une bonne capacité de recrutement malgré une faible présence en canopée, ainsi que l'orme d'Amérique (*Ulmus americana* L.), le charme de Caroline (*Carpinus caroliniana* Walt.), le thuja occidental, le frêne noir, le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] P. Mill.) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton).

Toutes proportions gardées, les densités relatives de semis entre espèces ne sont pas fortement différenciées entre ceux < 30 cm et ceux > 30 cm. La très nette dominance des espèces de début de succession dans les strates de gaules et d'arbres indique pour la majorité des sites étudiés l'atteinte d'un stade d'exclusion des tiges de ces espèces (Kozłowski 2002), avec présence très clairsemée de gaules et d'arbres d'espèces de fin de

¹ Les semis de ces deux espèces étant difficilement distinguables à ce stade de leur développement, ces deux espèces ont été compilées ensemble dans toutes les analyses. Nous employons donc ici le terme «frêne» pour simplifier la lecture, bien qu'il fasse référence aux *Fraxinus americana* et *F. pennsylvanica*.

succession. Cette présence pourrait indiquer l'initiation d'une transition. Alors que la moyenne d'âge de ces peuplements est de 30 ans (S.D. = 11,7 ans), nous pouvons nous interroger sur la suffisance de ces semis pour établir la prochaine génération de forêt.

Tandis que la Figure 4 montrait la composition de la régénération en place sans égard à l'abondance des semis, le Tableau II présente la quantité de semis en régénération par espèce et selon deux groupes d'espèces : les feuillus de haute valeur et les autres espèces. Les espèces étiquetées «feuillus de haute valeur», ou «feuillus nobles», regroupent toutes les essences décrites par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec pour le reboisement avec des feuillus dans la zone de la forêt feuillue du domaine privé québécois (Dumont 1997). Le frêne, l'érable à sucre, le cerisier tardif et l'orme d'Amérique sont tous retrouvés sur de nombreux sites, tout comme l'érable rouge, le peuplier faux-tremble et le bouleau gris, des espèces de moindre valeur. La majorité des autres espèces en régénération montrent une capacité de dispersion limitée (Tab. II). On peut en conclure que les espèces à grande dispersion, notamment de type anémochore, sont davantage adaptées au contexte agro-forestier du nord-est américain.

De plus, il est intéressant de voir que seule une minorité d'espèces d'arbres ont présenté la capacité de coloniser massivement un peuplement. L'érable rouge, le frêne, le cerisier tardif, le charme de Caroline et le thuja occidental sont les seules espèces présentant un coefficient de distribution de plus de 60% sur au moins un site (Tab. II). D'ailleurs, ces espèces sont également anémochores, sauf le cerisier tardif, dont la dispersion des semences se fait par les oiseaux. Ces deux modes de dispersion permettent de survoler les étendues cultivées des paysages agricoles et de coloniser les îlots forestiers, ce qui explique leur domination de la régénération, tel que décrit dans les communautés végétales du nord-est américain (Foster et Gross 1999, Greene et al. 1999, Holl 1999).

TABLEAU II. Quantité de semis en régénération exprimée sous la forme de fréquences en arbres par espèce ou par groupe d'espèces.

	Semis>30cm			Semis<30cm		
	% F (S.D.)	N sites	%F _{MAX}	% F (S.D.)	N sites	%F _{MAX}
Feuillus nobles						
<i>Fraxinus L.*</i>	27,2 (5,9)	19	93,3	35,8 (6,8)	17	100,0
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	15,6 (4,1)	21	75,0	29,9 (5,1)	23	100,0
<i>Acer saccharum</i> Marsh.	6,4 (2,7)	11	56,3	12,9 (3,7)	17	81,3
<i>Ulmus americana</i> L.	5,2 (1,3)	16	28,0	5,7 (2,2)	15	53,3
<i>Betula alleghaniensis</i> Britt.	2,2 (1,1)	2	30,0	1,7 (0,8)	5	18,8
<i>Tilia americana</i> L.	1,0 (0,9)	3	20,0	1,5 (1,3)	4	33,3
<i>Quercus macrocarpa</i> Michx.	0,2 (1,2)	1	6,3	1,9 (1,2)	5	25,0
Autres essences						
<i>Acer rubrum</i> L.	20,7 (4,7)	18	75,0	40,2 (6,5)	21	100,0
<i>Betula populifolia</i> Marsh.	10,9 (2,0)	18	33,3	11,9 (2,2)	17	40,0
<i>Populus tremuloides</i> Michx.	8,9 (2,4)	15	45,8	11,3 (2,1)	18	31,3
<i>Carpinus caroliniana</i> Walt.	3,7 (3,0)	4	81,3	5,7 (4,0)	4	93,8
<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.	3,5 (2,6)	4	50,0	3,0 (2,2)	4	43,8
<i>Abies balsamea</i> (L.) P. Mill.	3,4 (1,6)	3	45,0	3,2 (1,3)	5	35,0
<i>Thuja occidentalis</i> L.	3,2 (2,6)	4	68,8	5,2 (3,1)	8	75,0
<i>Populus balsamifera</i> L.	1,3 (0,5)	6	10,0	1,0 (0,6)	4	12,5
<i>Populus grandidentata</i> Michx.	1,2 (1,3)	2	33,3	0,8 (1,0)	2	26,7
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carr.	0,7 (0,5)	2	11,8	1,8 (1,1)	3	29,4
<i>Ostrya virginiana</i> (P. Mill.) K. Koch	0,5 (0,4)	3	6,7	1,5 (1,1)	4	25,0
<i>Prunus pensylvanica</i> L. f.	0,5 (0,3)	1	8,6	2,2 (1,1)	3	31,4
<i>Carya cordiformis</i> (Wangenh.)K.Koch	0,5 (0,4)	3	6,7	3,2 (2,2)	6	46,7
Groupe des feuillus nobles	43,5 (5,2)	28	-	62,5 (5,0)	28	-
Groupe des autres essences	47,7 (4,7)	28	-	65,2 (4,9)	28	-
Toutes espèces confondues	68,6 (3,8)	28	-	86,1 (2,8)	28	-

**Fraxinus L.* comprend les espèces *Fraxinus americana* et *penmsylvanica*.

F = nombre de placettes dans lesquelles on retrouve l'espèce ou une des espèces du groupe d'espèces / total des placettes x 100. Seules les espèces possédant une fréquence >1% pour au moins un des deux groupes de semis sont présentées; S.D. = Écart type; F_{MAX} = Fréquence maximale de l'espèce sur un des sites; Fmin non présenté car aucune espèce n'est présente sur tous les sites; N. sites = Nombre de sites où l'espèce est présente.

Sur les 28 sites échantillonnés, 9 présentent un IR en feuillus de haute valeur (fréquence des semis > 30 cm toutes espèces nobles confondues) de plus de 60% et 13 sites présentent un IR en feuillus nobles de moins de 40%. Tous sites confondus, presque un tiers des placettes mesurées (31,4% S.D.= 3,8) ne présentent aucun semis de plus de 30 cm en régénération. Également, 43,5% des placettes échantillonnées (S.D. = 5,2) contiennent au moins un semis de feuillus nobles de plus de 30cm de hauteur (Tab. II). Ce résultat démontre que la pérennité d'espèces feuillues de haute valeur n'est pas assurée pour une forte proportion des jeunes communautés des paysages agroforestiers. En confondant toutes les espèces arborescentes (feuillus nobles et autres essences), il apparaît que 12 peuplements sur 28 présentent un IR de moins de 60%.

Cette faible régénération en espèces de haute valeur, déjà constatée non seulement au Québec (Brisson et Bouchard 2003) mais également dans les forêts du nord-est des États-Unis et dans la vallée du Mississippi (McWilliams et al. 1995, Fredericksen et al. 1998, Battaglia et al. 2002), engendre un questionnement sur la pérennité des forêts de valeur dans les paysages tempérés agro-forestiers. L'impact de l'activité humaine sur les paysages a eu pour conséquence d'empêcher de plus en plus d'écosystèmes forestiers de fournir les biens et services nécessaires aux besoins de la population humaine en croissance (Hobbs et al. 2006). De plus, la conversion de forêts en systèmes agricoles exploités puis abandonnés est la source principale d'un appauvrissement mondial en diversité biologique (Dobson et al. 1997). Cet appauvrissement se fait également dans les forêts où la récolte de bois a été intense (Brisson et Bouchard 2003). Qu'en est-il pour les peuplements présentés ici : sont-ils dégradés ? Bien que notre étude ne soit pas exhaustive, nous croyons possible et nécessaire d'évaluer leur valeur selon le sens défini par la Convention internationale sur la biodiversité (2001) :

« Degraded forest: a secondary forest that has lost, through human activities, the structure, function, species composition or productivity normally associated with a natural forest type expected on that site. Hence, a degraded forest delivers a reduced supply of goods and services from the given site and maintains only limited biological diversity. Biological

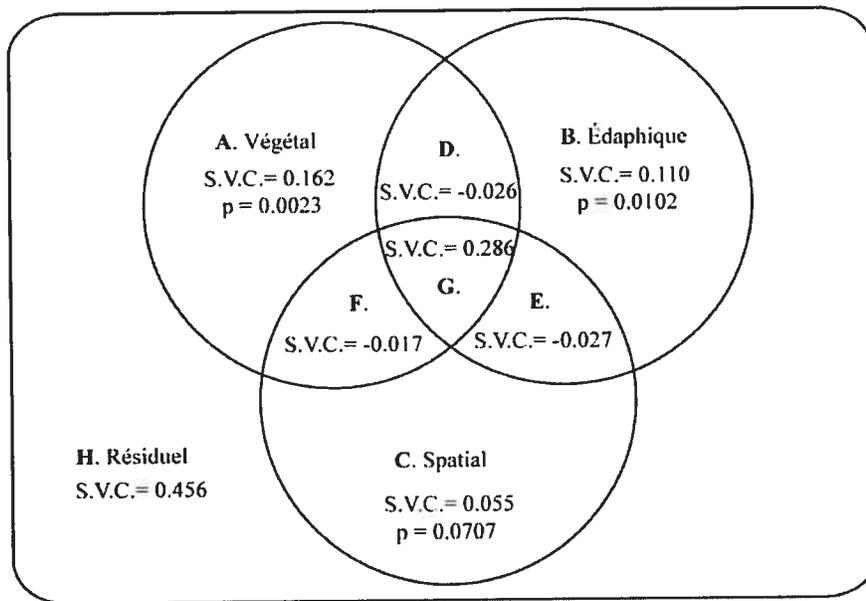
diversity of degraded forests includes many non-tree components, which may dominate in the under canopy vegetation. »

De nombreux sites dégradés empêchent l'établissement d'arbres et sont dominés par des végétaux arbustifs ou herbacés (DeSteven 1991a, b, Gill et Marks 1991, Myster 1993, Benjamin et al. 2005), ou encore des espèces exotiques (Fike et Niering 1999, Zimmerman et al. 2000). À l'opposé, les peuplements présentés ici ont montré une bonne capacité d'établissement d'une cohorte dominante d'arbres à l'intérieur d'une trentaine d'années en moyenne. De plus, la régénération ligneuse est exclusivement composée d'espèces indigènes. Ces peuplements tendraient donc vers une structure similaire à une forêt naturelle dominée par une strate d'espèces arborescentes. Cependant, la composition des espèces en régénération est encore loin d'inclure des espèces de succession plus tardive associées aux forêts matures, et la faible régénération pourrait hypothéquer la production de biens et services des sites. Ces forêts ne correspondent ainsi que partiellement à la définition de peuplements dégradés principalement en raison de la déficience en régénération. Cette déficience en espèces feuillues de haute valeur suggère un ralentissement de la dynamique successionale prolongeant les stades intermédiaires qui précèdent l'apparition de peuplements matures de haute valeur. Dans ces nouvelles forêts issues d'abandon agricole, l'identification de barrières à l'abondance et au développement des semis est une étape essentielle pour la compréhension de leur succession et des possibilités d'aménagement.

Une gamme variée de barrières à la régénération

La structure végétale, les conditions de sol et les caractéristiques spatiales des peuplements dans le paysage sont des facteurs déterminants pour la résilience des communautés forestières dans les paysages agro-forestiers du sud du Québec. Des variables des trois jeux de données ont été sélectionnées par le processus de sélection progressive (Tab. III) précédant l'analyse du partitionnement de la variance (Fig. 5). La structure végétale apparaît plus influente que les autres groupes de variables puisqu'elle explique à elle seule 16,2% de l'abondance de la régénération en semis toutes espèces confondues (<30 cm et >30cm) (Fig. 5). Les conditions édaphiques ont également une influence déterminante. Prises isolément, les variables de sol expliquent 11,0% de la régénération. Le contexte spatial est moins influent : en contrôlant les autres variables, il explique 5,5% de la régénération à lui seul. Tous les tests statistiques sont hautement significatifs, sauf pour le test de la matrice spatiale. Les résultats associés à cette matrice, bien que non-significatifs ($p=0,0707$), seront néanmoins considérés car l'erreur de type I est encore très faible et peut être tolérée (Legendre et Legendre 1998).

Il convient de préciser les valeurs négatives des fractions [D], [E] et [F]. Prenons par exemple la fraction [E] : celle-ci exprime la fraction de la variation attribuable indifféremment à la matrice spatiale ou édaphique. La valeur de cette fraction est obtenue par soustraction et non par estimation à partir d'un modèle de régression comme pour les fractions [A], [B] et [C]. Le fait que cette fraction soit négative indique simplement que les groupes de variables édaphiques et spatiales ont des effets opposés, c'est-à-dire que chacun annule la contribution de l'autre au modèle conjoint de régression (Legendre et Legendre 1998).



A.C.R. sur une partie des données	Groupe de variables testées	S.V.C.
ADFG	Végétal	0.406
BDEG	Édaphique	0.343
CEFG	Spatial	0.298
ABDEFG	Végétal et édaphique	0.489
ACDEFG	Végétal et spatial	0.434
BCDEFG	Édaphique et spatial	0.382
A.C.R. globale		
ABCDEFGH	Végétal, édaphique et spatial	0.544

*S.V.C.= Somme des valeurs propres canoniques

FIGURE 5. Partitionnement de la variance du tableau d'abondance de la régénération en semis d'arbres (DHP < 1 cm), toutes espèces confondues, montrant à partir d'analyses canoniques de redondances (ACR) les contributions respectives de la structure végétale, des conditions édaphiques et du contexte spatial après sélection progressive par en avant des variables significatives ($p=0,05$).

Les résultats montrent par contre que l'influence combinée des 3 groupes de variables, la fraction [G], explique une grande partie de la régénération : 28,6%. Ce résultat indique une forte influence commune aux trois facteurs. Dans le développement des peuplements, les variables structurelles et édaphiques ont pu s'influencer mutuellement, et la position du site dans le paysage (variables spatiales) a dû modifier les caractéristiques structurelles et édaphiques par la disponibilité des propagules entre autres. Également, l'historique d'utilisation de ces territoires agricoles pourrait être exprimé par cette fraction. En effet, les caractères édaphiques d'un territoire à vocation agricole déterminent la présence ou l'absence de peuplements forestiers (Pan et al. 2001). Les peuplements successionnels possédant des caractéristiques édaphiques communes pourraient ainsi montrer une certaine similitude au niveau du contexte spatial. Ces hypothèses expliqueraient que la régénération soit particulièrement influencée par l'effet « combiné » des trois matrices, effet que l'on pourrait associer à l'historique de perturbation des sites et qui illustre la complexité du paysage.

TABLEAU III. Relation entre l'abondance de la régénération en semis et les variables structurales, édaphiques et spatiales significatives.

Matrice	Variable	Semis > 30 cm	Tous semis
		R ²	R ²
Structure végétale	Ouverture de la canopée	0,144***	0,162***
	Âge du peuplement	0,066*	0,087**
Sol	pH du sol	0,267***	0,300***
	Pierrosité visible	-	0,060**
	Épaisseur de l'horizon A	0,061**	0,056*
Spatiale	Abondance de boisés voisins (r=60m)	0,237***	0,061*
	Abondance de boisés voisins (r=100m)	-	0,289***

***p<0,001; ** p< 0,01; * p<0,05; - p>0,05

Variables conservées par le modèle de régression par sélection progressive par en avant à un seuil $\alpha = 0,05$. Précisions sur les variables : pour les semis > 30cm, les variables pH et lumière sont sous la forme logarithmique, la variable âge sous sa forme carrée et horizon A sous sa forme cubique. Tous semis confondus, la lumière et le pH sont sous leur forme logarithmique, l'âge sous sa forme carrée, l'horizon A sous sa forme cubique.

L'ensemble des variables mesurées lors de cette étude expliquent 54,4% de l'abondance de la régénération en semis (<30 cm et >30cm), toutes espèces confondues. Le modèle de régression présenté ici (Tab. III) ne permet pas pour le moment de préciser le sens des variables (*i.e.* influence positive ou négative). L'analyse canonique présentée au chapitre suivant (Fig. 6), permettra justement de détailler le sens des relations entre ces variables et la régénération.

L'influence de la structure végétale sur la régénération a été confirmée, puisque l'ouverture de la canopée et l'âge du site ont été retenus par la sélection progressive par en avant (Tab. III). L'ouverture de la canopée est davantage associée à la présence de la régénération que ne l'est l'âge depuis l'abandon.

Trois variables de sol expliquent de manière significative l'abondance de la régénération. Il s'agit du pH du sol, de la pierrosité de surface et de l'épaisseur de l'horizon A. Soulignons que la pierrosité visible n'est pas significative pour l'abondance des semis de plus de 30 cm. Le pH du sol est, de loin, la variable possédant le plus fort pouvoir explicatif de la variance de la régénération ($R^2 = 0,267$ pour les semis > 30 cm). L'épaisseur de l'horizon LFH, le drainage et la texture du sol n'ont pas été retenus comme des facteurs significatifs (Tab. III). Les sites choisis pour cette étude étaient tous compris dans une gamme relativement restreinte de classes de drainage allant de bon à imparfait, ce qui explique pourquoi le drainage n'est pas une variable significative.

Les variables spatiales conservées mesurent l'abondance de boisés autour de chaque peuplement à l'intérieur de rayons de 60 et 100 m. Ni la surface du site, ni son périmètre et ni la distance au plus proche îlot forestier n'ont été conservés par l'algorithme de sélection (Tab. III).

Deux parcours successionnels distincts selon l'intensité de l'empreinte agricole et la structure du peuplement

Les espèces de semis composant la régénération s'amalgament en deux groupes distincts (Fig. 6) : un premier groupe, associé aux peuplements plus jeunes, à couvert forestier ouvert et possédant un historique agricole lourd, est composé de semis d'érable rouge, de bouleau gris et de cerisier tardif, alors qu'un second groupe, associé aux peuplements développés sur des sites abandonnés depuis plus longtemps, de structure plus fermée, aux sols moins acides, plus pierreux et donc moins perturbés, est composé de semis d'érable à sucre et de frêne d'Amérique et de Pennsylvanie.

L'axe I de la figure 6, représentant 38,5% de la variance de notre analyse de redondance, est fortement associé au régime lumineux en sous-bois (Fig. 6). Ce régime lumineux est lui-même inversement corrélé à l'âge des peuplements. L'ouverture de la canopée, davantage corrélée à l'abondance de la régénération que ne l'est l'âge du peuplement (Tab. III), exprime la quantité de lumière disponible pour la croissance des semis. Cette relation négative entre la survie de la régénération et la disponibilité de la lumière a été confirmée par plusieurs études, notamment dans les forêts de succession secondaire. En effet, dans les communautés où la lumière en sous-étage n'est pas limitante (i.e. les communautés successioneuses), une luminosité trop importante favorise la compétition par les herbacées et arbustes qui dominent tôt dans la succession, au détriment de semis d'arbres (Burton et Bazzaz 1995). L'autre variable de structure végétale, soit l'âge du site, décrit de manière synthétique et indirecte l'évolution de la structure végétale tendant vers une plus faible densité de tiges ainsi qu'une strate arborescente plus développée.

La régénération est fortement influencée par la position du peuplement dans le paysage, plutôt que par les caractéristiques spatiales du peuplement même (Tab. III & Fig. 6). Les résultats montrent que l'abondance de boisés dans le paysage autour du peuplement est un facteur déterminant et ce, à plusieurs rayons distincts. La régénération serait alors davantage assurée par une abondance de boisés proches que par la présence

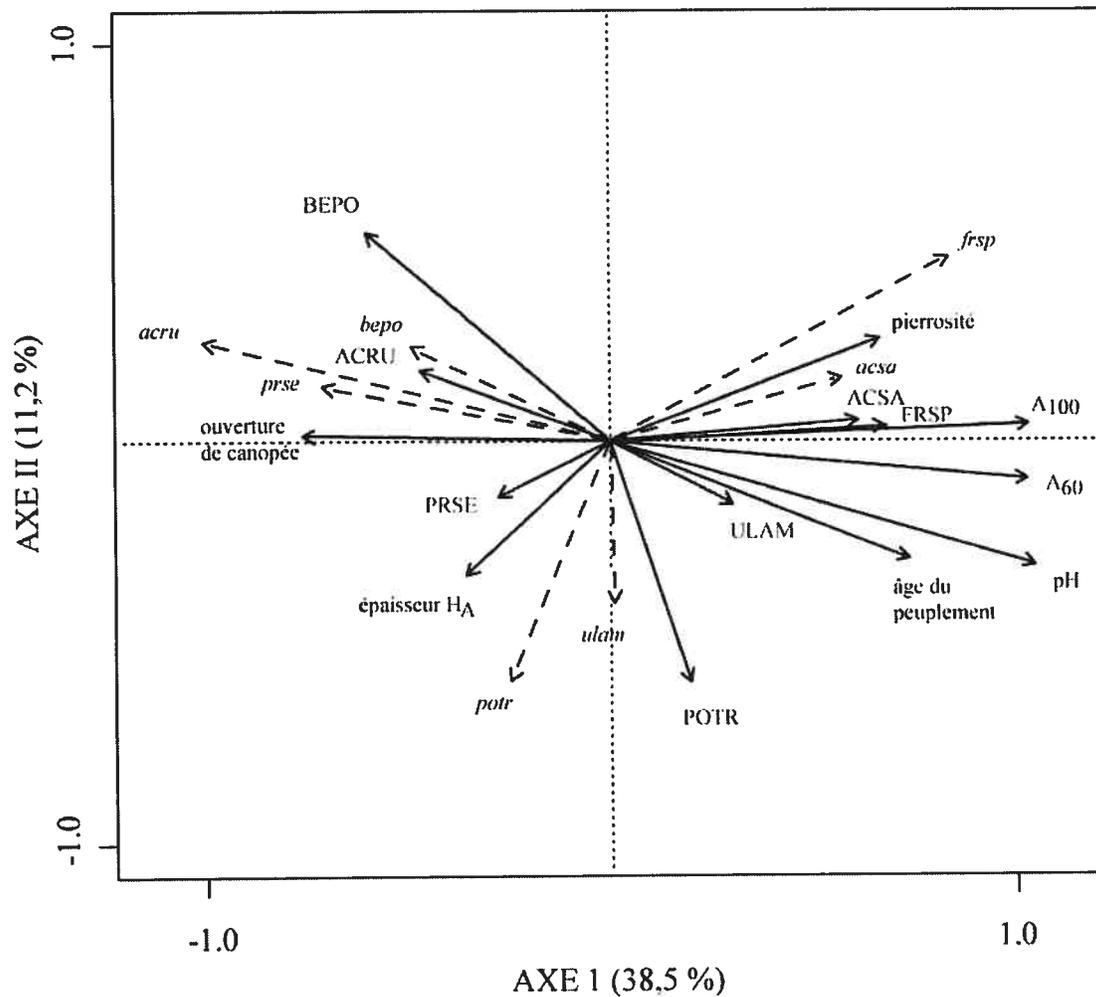


Figure 6- Diagramme de dispersion de l'analyse canonique de redondance (ACR) des principales espèces en régénération (semis < 1cm de diamètre représentés par les vecteurs rayés) en fonction des espèces d'arbres ainsi que des variables abiotiques conservées lors de la sélection progressive à $p=0,05$ (vecteurs pleins).

Cadrage de type 2 préservant les corrélations entre variables; variance totale = 1,00; l'axe I représente 38,5% de variance, l'axe II représente 11,2% ; après 9999 permutation sous modèle réduit, $F=2,907$ et $p=0,0001$; ACRU : érable rouge; PRSE : cerisier tardif; POTR : peuplier faux-tremble; ULAM : orme d'Amérique; FRAM : Frêne d'Amérique; FRPE : Frêne de Pennsylvanie; FRSP : Frêne d'Amérique ou de Pennsylvanie; ACSA : érable à sucre; BEPO : bouleau gris; H_A = épaisseur de la couche d'humus; A₆₀ et A₁₀₀ = abondance de boisé dans le paysage autour du peuplement à des rayons de 60m et 100m respectivement.

d'un seul boisé. Évidemment, cela sous-entend que ces boisés proches devraient contenir des arbres matures d'espèces nobles. Ces boisés représentent des sources de propagules qui vont modeler la composition des peuplements selon la capacité de dispersion des différentes espèces d'arbres (Dzwonko 1993, Matlack 1994, Battaglia et al. 2002). L'abondance de semis est significativement associée à l'abondance de boisés dans des rayons de 60 m ($R^2 = 0,061$; $p < 0,05$) et surtout 100 m ($R^2 = 0,289$; $p < 0,001$) (Tab. III). Étant donné que l'analyse de sélection employée tient compte et exclut les variables colinéaires, ces différents rayons devraient exprimer la capacité de dispersion de différentes espèces d'arbres. On voit que la plus grande partie de l'abondance des semis est expliquée par la proportion de boisés dans un rayon de 100 m (Tab. III). La majorité des semis recensés dans cette étude appartiennent justement à des espèces dont la capacité de dispersion correspond à cette distance sauf pour le cerisier tardif, dont la dispersion dépend des oiseaux qui se nourrissent de ses fruits (Burns et al. 1990, Jobidon 1995).

Pour les semis déjà établis (>30 cm), l'influence de la distance des sources de propagules devrait perdre de son importance. En effet, d'autres facteurs dont l'intensité varie selon les peuplements, comme la prédation, la disponibilité des nutriments ou la compétition végétale, devraient modifier différemment dans le temps les schémas d'abondance des semis entre les sites et ainsi réduire la corrélation de cette abondance avec le contexte spatial. Effectivement, l'abondance des semis > 30 cm n'est pas corrélée au contexte spatial à $r = 100$ m. Cependant nos résultats montrent une corrélation significative à 60 m ($R^2 = 0,237$; $p < 0,001$). Il reste que l'abondance de la cohorte de semis > 30 cm est largement dépendante de la cohorte de jeunes semis < 30 cm, ce qui pourrait justifier cette corrélation significative à 60 m. Néanmoins, il faut retenir que l'abondance de la régénération est positivement influencée par la quantité de boisés à l'intérieur de rayons de 60 et 100 m, alors qu'il n'y a aucun effet quand cette mesure s'étend à des rayons plus grands de 160 et 250 m.

Le diagramme d'ordination révèle que l'abondance de semis d'érable à sucre, tout comme ceux du frêne, est positivement corrélée avec l'abondance de boisés dans des rayons de 60 et 100 m ($r > 0,700$ dans tous les cas) (Fig. 6 & Tab. IV), alors que les semis de cerisier tardif, érable rouge et bouleau gris sont présents dans un contexte paysager opposé, où les boisés sont rares. Il a été mesuré que la dispersion de l'érable à sucre se fait dans un rayon d'environ 100 m (Burns et al. 1990). De plus, cette espèce ne produit pas de banque de graines, et a un taux de germination de plus de 95%, ce qui fait d'elle une espèce sensible à la proximité des zones forestières (Burns et al. 1990). L'érable rouge par contre, dont le mode de dispersion est identique à l'érable à sucre, semble favorisé dans les paysages agricoles. En général, l'érable rouge est considéré posséder un rayon de dispersion un peu plus important que l'érable à sucre (Burns et al. 1990). Il est par contre moins performant que l'érable à sucre ou le frêne en sous-bois et il est possible qu'il soit favorisé en absence de ces espèces (Pacala et al. 1994, Delucia et al. 1998, Finzi et Canham 2000).

La position sur le diagramme des semis de feuillus pionniers à grande dispersion est intéressante (Fig. 6). Comme le peuplier faux-tremble, les graines du bouleau gris ont la capacité de voyager sur des kilomètres (Matlack 1989). La présence des semis de peuplier faux-tremble est cependant davantage indépendante de l'abondance de boisés périphériques que le bouleau, dont la régénération est présente dans les boisés les plus isolés (Fig. 6). Le bouleau gris est adaptée aux milieux très perturbés - on le retrouve souvent en peuplements purs dans les cultures récemment abandonnées (Lavoie 1999) - ce qui explique sa forte présence en canopée ainsi qu'en régénération dans des peuplements localisés dans une matrice sans boisés périphériques, où la pratique de l'agriculture sur de grandes surfaces est plus probable.

Les semis de cerisier présentent quant à eux de très faibles corrélations négatives avec le contexte spatial du site (Tab. IV). Il est connu que la dispersion des propagules de cerisier peut se faire sur de grandes distances. De plus, le cerisier tardif produit une très grosse banque de graines au sol qui peut attendre souvent 50 ans (Auclair et Cottam 1971). Sa régénération ne dépend donc pas de la production de semences à court terme.

TABLEAU IV. Corrélations linéaires de Pearson entre les variables environnementales et l'abondance des principales espèces de semis de plus de 30 cm en régénération. Pour chaque variable, la gamme des valeurs [min. et max.] associées à l'espèce est présentée.

	<i>Érable à sucre</i>	<i>Frêne*</i>	<i>Cerisier tardif</i>	<i>Érable rouge</i>
G arbustes (m ² /ha)	$r = 0,053$ [0,40 – 0,52]	$r = 0,253$ [0,28 – 0,68]	$r = -0,078$ [0,45 – 0,29]	$r = -0,110$ [0,46 – 0,30]
F _{rel} arbustes (%)	$r = 0,310$ [45,5 – 81,7]	$r = 0,235$ [43,9 – 65,4]	$r = 0$ [49,4]	$r = -0,319$ [56,1 – 28,1]
G gaules (m ² /ha)	$r = -0,060$ [1,31 – 0,99]	$r = -0,050$ [1,33 – 1,12]	$r = -0,082$ [1,35 – 0,97]	$r = 0,330$ [0,95 – 2,58]
F _{rel} gaules (%)	$r = -0,246$ [89,4 – 74,3]	$r = -0,261$ [91,0 – 78,8]	$r = -0,243$ [90,2 – 77,6]	$r = 0,253$ [84,7 – 99,1]
G arbres (m ² /ha)	$r = 0,525$ [10,9 – 25,2]	$r = 0,653$ [8,8 – 22,3]	$r = 0,058$ [12,4 – 13,8]	$r = -0,248$ [13,9 – 7,6]
F _{rel} arbres (%)	$r = -0,021$ [92,0 – 91,3]	$r = 0,175$ [90,8 – 94,7]	$r = -0,003$ [91,9 – 92,0]	$r = 0,146$ [91,2 – 95,1]
Abondance de boisé dans le paysage à r=60m (%)	$r = 0,709$ [23,9 – 100,0]	$r = 0,782$ [15,12 – 81,0]	$r = -0,094$ [35,9 – 26,8]	$r = -0,546$ [44,9 – 0]
Abondance de boisé dans le paysage à r=100m (%)	$r = 0,746$ [24,1 – 100,0]	$r = 0,770$ [16,8 – 76,1]	$r = -0,056$ [34,8 – 29,9]	$r = -0,464$ [42,2 – 0]
Épaisseur de l'horizon A (cm)	$r = -0,224$ [27,7 – 12,2]	$r = -0,402$ [31,7 – 10,7]	$r = -0,152$ [27,7 – 18,6]	$r = 0,130$ [24,1 – 32,5]
Pierrosité (%)	$r = 0,426$ [11,2 – 39,1]	$r = 0,497$ [7,8 – 32,1]	$r = 0,392$ [9,9 – 32,2]	$r = -0,097$ [15,9 – 9,9]
pH	$r = 0,455$ [5,5 – 7,3]	$r = 0,581$ [5,2 – 7,0]	$r = -0,316$ [6,0 – 4,9]	$r = -0,580$ [6,2 – 4,0]
Ouverture de canopée (%)	$r = -0,380$ [12,8 – 5,6]	$r = -0,619$ [14,4 – 5,6]	$r = -0,047$ [12,1 – 11,3]	$r = 0,280$ [11,0 – 15,8]
Âge du peuplement	$r = 0,368$ [27 – 46]	$r = 0,456$ [25 – 42]	$r = 0,008$ [30 – 30]	$r = -0,270$ [32 – 20]

*Le frêne comprend les espèces *Fraxinus americana* et *F. pennsylvanica*.
Les corrélations > 0,300 sont mises en gras afin de souligner les corrélations les plus fortes.

Les semis sont typiquement vigoureux et ne demandent pas de caractéristiques de sols particulières sauf une absence de compétition. Cette absence de compétition serait justement favorisée par l'isolation du peuplement dans le paysage, limitant les épisodes de colonisation pour plusieurs espèces d'arbres.

Le diagramme d'ordination (Fig. 6) montre que l'épaisseur de l'horizon A des sols est inversement corrélée aux peuplements plus âgés et plus structurés. Les semis d'érable à sucre et de frêne sont associées à un horizon A mince (Fig. 6 & Tab. IV). L'épaisseur de l'horizon exprime l'efficacité du cycle de recyclage des nutriments dans les sols. Le recyclage rapide des nutriments est quant à lui lié à une bonne activité microbienne, elle-même modulée par le pH du sol (Schreffler et Sharpe 2003) (Fig. 6).

De nombreuses études ont souligné l'importance du pH pour la survie et la croissance de la régénération en arbres feuillus (Cogliastro et al. 2003, Hérault et al. 2004) ainsi que la composition et la diversité d'espèces (Yoshida et al. 2005). Dans la présente étude, la régénération de l'érable à sucre et du frêne était plus abondante sur des sols bien structurés à l'horizon A mince et au pH plus élevé, alors que celle de l'érable rouge et du cerisier tardif était plus fréquente sur des sols au pH plus faible et à l'horizon A plus épais. Les valeurs de corrélation du pH avec les abondances de semis (Tab. IV) étaient élevées pour les semis > 30 cm de cerisier tardif ($r = -0,316$), d'érable rouge ($r = -0,580$), d'érable à sucre ($r = 0,455$) et de frêne ($r = 0,581$). Les semis des deux premières espèces étaient présents sur les sols acides (pH = 4,9 pour le cerisier et 4,0 pour l'érable rouge de la présente étude) alors que ceux du frêne et de l'érable à sucre étaient plus abondants sur les sols neutres (Tab. IV). Il a été démontré que l'érable à sucre est favorisé par les sols riches en cations basiques (Schwarz et al. 2003), tandis que la tolérance au pH du frêne se situerait entre 5,0 et 7,5. Dans le cas du cerisier tardif, Auclair & Cottam (1971) ont également associé l'espèce aux sols à pH plus faibles. La régénération de l'érable rouge se comporte comme celle du cerisier tardif. Espèce colonisatrice fortement dominante dans les communautés adaptées aux conditions acides ou pauvres, mais aussi retrouvée abondamment dans toutes les autres communautés, l'érable rouge tolère toutes sortes de

sols (hydriques, xériques ou mésiques) ce qui lui a permis de s'adapter à toutes sortes de conditions induites par l'Homme (Burns et al. 1990, Abrams 1998, Mercier et al. 2001).

La pierrosité de surface visible est un autre facteur qui s'est révélé significativement associé, quoique faiblement ($R^2 = 0,060$), à l'abondance et la distribution de la régénération, du moins pour les semis des premières années puisque les semis > 30 cm ne présentent pas de R^2 significatif (Tab. III). Les conditions micro-topographiques affectent particulièrement la germination et l'établissement des semis (Eldridge et al. 1991). Dans les stades ultérieurs de développement, d'autres facteurs modulent l'abondance des semis, ce qui pourrait justifier l'absence de relation significative pour les semis plus âgés ($p > 0,05$), ces derniers étant bien établis. Certaines caractéristiques micro-topographiques comme les pierres et les dépressions peuvent accroître l'humidité du sol et réduire la température du sol en fournissant de l'ombre et en capturant l'eau et peuvent également devenir des obstacles qui capturent davantage de semences (Harper et al. 1965). Les résultats d'ordination vont dans ce sens : les semis d'érable à sucre et de frêne, entre autres, sont associés au vecteur « pierrosité », alors que les semis d'espèces colonisatrices comme le bouleau gris et l'érable rouge y sont inversement corrélés (Fig. 6). Les semis d'espèces de fin de milieu ou de fin de succession, ayant des adaptations physiologiques davantage associées aux milieux fermés, pourraient trouver à proximité des pierres un milieu plus frais et plus humide qui favorise leur établissement et leur croissance. À l'inverse, il est également possible que cette polarisation vienne des communautés de bouleau gris ne se retrouvant pas sur des dépôts pierreux.

L'effet des caractères édaphiques décrits plus haut (horizon A, pH et pierrosité) doit également être considéré à l'échelle du paysage. L'influence de ces variables pourrait être de nature indirecte, puisqu'il a été démontré à l'intérieur de la région étudiée que 1) les caractères physiques d'un site influencent les pratiques d'utilisation du territoire et 2) ce sont ces dernières qui déterminent la présence ou l'absence de peuplements forestiers (Pan et al. 2001). Par exemple, la majorité des surfaces forestières présentes dans la MRC du Haut-Saint-Laurent sont confinées sur des dépôts glaciaires pierreux (souvent de nature dolomitique à pH élevé) alors que les dépôts marins argileux sont réservés pour

l'agriculture (Pan et al. 1999). Ainsi, la pierrosité pourrait exprimer l'intensité d'utilisation passée du site par l'homme. En effet, un terrain longtemps cultivé est soit naturellement peu ou pas pierreux, ce qui aura favorisé sa mise en culture, soit épierré par son propriétaire (Benjamin et al. 2005). Les conditions édaphiques contrastées, associées aux deux groupes de semis, pourraient ainsi influencer indirectement la composition de la régénération en exprimant des historiques d'occupation distincts entre ces groupes (Fig. 6).

En général, l'effet de l'utilisation passée de la friche s'amenuise avec le temps. Nous savons qu'après plusieurs décennies d'abandon, les friches retrouvent des qualités de sol presque identiques aux forêts intactes (Kalisz 1986), bien que certaines puissent encore différer des sols de forêts intactes (Stover et Marks 1998). Les semis d'érable à sucre comme ceux des frênes sont associés aux sols pierreux et abandonnés depuis plus longtemps, ce qui souligne que ces espèces colonisent de préférence les peuplements moins perturbés et bien structurés, par exemple ceux établis sur des surfaces à vocation davantage pastorale que culturale, le travail du sol étant limité par leur pierrosité. Une étude a d'ailleurs mesuré que l'érable à sucre voit son abondance positivement corrélée au temps écoulé depuis la dernière perturbation (Kittredge et Ashton 1990). Le cerisier tardif, bien qu'inversement corrélé à la pierrosité selon l'ACR, présente une corrélation linéaire simple positive ($r=0,392$). Ce résultat d'apparence contradictoire peut survenir car le vecteur «cerisier» dans l'ACR est positionné globalement en fonction de toutes les variables, contrairement à la corrélation linéaire simple de Pearson. C'est pourquoi les plus grandes similitudes du cerisier vis-à-vis de l'érable rouge et des jeunes peuplements associés le positionnent avec eux, malgré quelques caractères qui le distinguent, notamment son association positive avec la pierrosité des sols.

Les espèces pionnières de semis dominant les communautés de feuillus intolérants plus jeunes et ouvertes ont un mode de croissance rapide leur permettant de profiter de la luminosité pour surpasser la compétition herbacée et ligneuse basse. Cette adaptation est connue pour le bouleau gris, le cerisier tardif et également l'érable rouge (Beckage et al. 2000). Les semis de ces espèces sont associés à une canopée composée d'arbres de ces

mêmes espèces (Fig. 6). Il semble donc que la fenêtre d'établissement et de croissance des semis de ces trois espèces s'ouvre quand le peuplement est encore jeune et pas encore bien structuré, avec suffisamment de trouées dans la canopée. Fike (1999) a noté dans une friche abandonnée dominée par le cerisier et l'érable rouge que le cerisier se met à décliner avec le temps. Cette espèce opportuniste, qui s'installe après perturbation, est considérée par Bray et Curtis (Bray et Curtis 1957) comme un exemple parfait d'espèce de trouée. La forte présence de ces espèces pionnières en canopée est accompagnée de leur propre régénération : comme ces communautés sont le plus souvent isolées, le recrutement en espèces plus tardives est davantage incertain (Fig. 6).

Par opposition, les semis d'espèces de plus grande tolérance à l'ombre associées aux peuplements de feuillus intolérants plus âgés sont moins compétitifs face à la strate herbacée et sont donc favorisés par une certaine fermeture de la canopée – ce qui réduit substantiellement la compétition herbacée – et l'apparition de trouées pour se développer (Canham et al. 1990). De plus, le temps écoulé procure à davantage de propagules la possibilité d'atteindre la friche et germer, en plus de permettre au sol de s'enrichir suite à son appauvrissement agricole (Kalisz 1986). C'est le cas entre autres pour l'abondance des semis d'érable à sucre et de frênes qui étaient ici fortement corrélée négativement à la lumière ($r = -0,380$ et $r = -0,619$ respectivement). La relation négative qu'entretiennent ces espèces avec l'ouverture du couvert confirme que leur fenêtre d'établissement est plutôt tardive dans un peuplement de succession.

Les peuplements où les semis > 30 cm de ces deux espèces de valeur sont les plus abondants montrent une ouverture de canopée moyenne de 5,6% (Tab. IV). L'érable à sucre est connu pour être très tolérant à l'ombre, tandis que les semis de frêne d'Amérique ou de frêne de Pennsylvanie sont de tolérance à l'ombre intermédiaire. Cependant, le fait que ces deux espèces de frênes aient des demandes élevées de fertilité et d'humidité des sols (Burns et al. 1990), favorisées par une faible ouverture de la canopée, justifie leur association avec des peuplements âgés et fermés.

Ces peuplements de succession plus avancée présentent une régénération faiblement corrélée au peuplier faux-tremble et plutôt associée à la présence d'érable à sucre, d'orme d'Amérique et de frêne en canopée, alors que ces espèces ne sont que très faiblement représentées dans ces peuplements dominés par le bouleau gris et le peuplier faux-tremble (Fig. 4 & 6). Quelques constatations éclairent l'étonnante dynamique entre ces espèces. Tout d'abord, aucune des espèces dominant ces peuplements, soit le bouleau gris, le peuplier faux-tremble ou l'érable rouge principalement, n'est associée à la régénération de deux des trois principales espèces nobles en régénération, soit l'érable à sucre et le frêne. La troisième espèce, le cerisier tardif, est quant à elle associée aux peuplements jeunes et ouverts dominés ici par l'érable rouge et le bouleau gris. Il faut souligner que le cerisier tardif, bien qu'étant une essence de valeur, est une espèce dite pionnière, s'installant tôt dans les peuplements et ayant une excellente capacité de colonisation. Elle est d'ailleurs considérée en Europe comme une espèce envahissante (Starfinger et al. 2003).

Le cas de l'érable à sucre et du frêne souligne la lenteur de l'évolution successionnelle chez les peuplements jeunes dominés par le bouleau gris et l'érable rouge. Cette régénération en frêne et érable à sucre est associée à la présence plutôt marginale de ces mêmes deux espèces en canopée qui suffit à influencer définitivement et à catalyser le schéma successional de ces friches. Cet effet des arbres vétérans a déjà été remarqué ailleurs, mais en général sur des friches arbustives ou herbacées plus jeunes présentant un problème de recrutement en arbres (Timoney et Peterson 1996, Battaglia et al. 2002). On peut y voir, comme d'autres l'ont déjà fait (Peterken et Jones 1989), une illustration du modèle de composition floristique initiale (Egler 1954). Néanmoins, une étude plus fine permettrait de préciser cette dynamique et de déterminer l'importance du rôle de ces quelques individus à l'intérieur du peuplement comme principaux semenciers par rapport aux sources de propagules dans le paysage autour du site.

L'érable rouge a montré une capacité à s'installer très tôt dans un peuplement de succession, puisque sa régénération était négativement associée au vecteur «âge» du diagramme ($r = -0,270$), contrairement à l'érable à sucre ($r = 0,368$) et au frêne ($r =$

0,456) (Fig. 6; Tab. IV). La stratégie de croissance de l'érable rouge est particulière : cette espèce atteint la canopée grâce à sa longévité, retenant typiquement une position subordonnée même dans les trouées nouvellement formées (Canham 1985). Une partie de la réponse à cette adaptation de l'érable rouge réside peut-être dans l'abondante fécondité de l'espèce et en sa capacité de germination. D'après Rankin (1989), 90% des individus d'érable rouge établis dans une friche de 14 ans s'étaient installés dans les 7 premières années suivant l'abandon, alors que les autres espèces, notamment le frêne d'Amérique, s'étaient en majorité installées dans les dernières années d'abandon. D'autres études situent la période d'établissement de l'érable rouge entre 5 et 15 ans (Kittredge et Ashton 1990, Peroni 1994). En général, il est reconnu que l'érable rouge se comporte à la fois comme une espèce de début de succession par son opportunisme et comme une espèce de fin de succession par sa tolérance à l'ombre et à de longues périodes de suppression (Abrams 1998). Les analyses de corrélation soulignent l'importance des gaules et arbustes pour la régénération de l'érable rouge (Tab. IV). La régénération de cette espèce est négativement corrélée à la fréquence d'arbustes ($r = -0,319$). En ajoutant à cela la propension de l'érable rouge pour les milieux jeunes et ouverts, il se détache l'idée que l'érable rouge ne tolère pas la compétition pour la lumière induite par la présence d'arbustes. Plutôt, il est favorisé dans les peuplements jeunes où la canopée est dominée par les gaules davantage que les arbres. Cette assertion est d'ailleurs soutenue par la corrélation négative de l'érable rouge avec la surface terrière en arbres ($r = -0,248$) et celle positive pour les gaules ($r = 0,330$).

L'érable à sucre présente un profil diamétralement opposé à celui de l'érable rouge. Sa régénération est associée aux peuplements de succession plus avancée, plus fermés ($r_{ouverture} = -0,380$), dominés par une strate d'arbres importante de 25,2 m²/ha en surface terrière moyenne ($r = 0,525$) réduisant l'importance d'une strate de gaules (Tab. IV). Ce résultat correspond à la niche écologique de l'érable à sucre. Cette espèce possède une très bonne tolérance à l'ombre, et opte pour une stratégie de survie en sous-bois plutôt qu'une stratégie de croissance (Delucia et al. 1998, Finzi et Canham 2000).

La position de la régénération en frêne dans ces peuplements de début de succession est très similaire à celle de l'érable à sucre. Il présente les mêmes préférences : une forte association des semis avec une strate d'arbres importante ($r= 0,653$), les sites plus âgés – la régénération en frêne la plus abondante est retrouvée dans des forêts de succession âgées de 42 ans en moyenne – et dont la canopée est fermée ($r= -0,619$) (Tab. IV).

Enfin, les semis de cerisier tardif ne sont presque pas influencés par la structure végétale. Contrairement aux espèces précédemment décrites, le cerisier est peu corrélé à la strate arbustive, que ce soit sa fréquence ($r=0$) ou sa surface terrière ($r= -0,078$), ou à la strate d'arbres ($r_{F \text{ arbres}}= -0,003$ et $r_{G \text{ arbres}}= 0,058$) (Tab. IV). Au niveau de la strate des gaules, on voit une corrélation négative vis-à-vis de la fréquence ($r= -0,243$) qui pourrait illustrer une légère tendance générale du cerisier à s'associer aux peuplements plus fermés, quoique cette tendance soit minime.

Il faut souligner que cette étude n'a pas pris en compte toutes les barrières possibles à la régénération en feuillus de haute valeur. La prédation est un facteur décisif pour ces peuplements, néanmoins difficilement mesurable (Horsley et al. 2003). De plus, le broutage préférentiel par le chevreuil peut avoir brouillé nos mesures d'abondance des semis. Par exemple, alors que plusieurs espèces comme celles du genre *Fraxinus* ne se font brouter que des sections de la tige, il a été observé que l'orme d'Amérique se faisait plutôt raser jusqu'au sol (DeSteven 1991b). Néanmoins, notre analyse de partitionnement de la variance nous permet d'affirmer que la majorité des facteurs qui conditionnent la régénération dans les peuplements étudiés ont été mesurés.

Conclusion

Cette étude a permis de mieux comprendre la dynamique et la composition des jeunes peuplements forestiers issus de la déprise agricole dans un contexte paysager très fragmenté. Ces jeunes forêts sont dominées par des feuillus intolérants à l'ombre, notamment le bouleau gris et le peuplier faux-tremble. La strate de régénération montre un changement dans sa composition : les semis les plus abondants sont ceux de cerisier tardif, d'érable rouge et de frêne d'Amérique ou de Pennsylvanie, suivis par l'érable à sucre. L'abondance de ces semis s'est révélée relativement faible puisque plus de la moitié des quadrats mesurés (56,5%) ne contenaient aucune espèce de valeur.

L'analyse des groupes de facteurs influençant l'abondance et la distribution de la régénération révèle que la structure végétale prédomine, suivie du sol puis du contexte de fragmentation du paysage. L'ouverture du couvert, l'âge de l'abandon du site, l'acidité du sol, la pierrosité visible, l'épaisseur de l'horizon A ainsi que l'abondance de surfaces boisées dans des rayons de 60 et 100 m représentent les variables significativement déterminantes pour la régénération en arbres dans ces peuplements de succession.

Ces résultats ont fait ressortir des parcours successionnels distincts, selon l'intensité de l'empreinte agricole et la maturité du peuplement, à l'intérieur desquels se regroupent les principales espèces de semis en régénération. Un premier groupe de semis est associé aux jeunes peuplements à couvert forestier ouvert, aux sols plus acides, isolés dans un paysage à forte empreinte agricole, possédant un historique agricole lourd et composé de semis d'érable rouge, de bouleau gris et de cerisier tardif. L'autre groupe se retrouve à l'intérieur de peuplements de succession plus évolués, structurés par une strate dominante d'arbres pionniers induisant une plus faible luminosité en sous-bois, aux sols moins acides, plus pierreux et donc moins intensément perturbés par l'agriculture, intégrés dans un paysage agro-forestier moins fragmenté, et se composant de semis d'érable à sucre et de frêne d'Amérique ou de Pennsylvanie. Cette étude a par ailleurs mis en lumière l'influence, pour la succession de la communauté, de quelques individus d'espèces

tardives établies tôt dans l'évolution de la friche - dans ce cas l'érable à sucre et le frêne d'Amérique ou de Pennsylvanie.

Parmi les obstacles identifiés limitant la régénération en arbres, certains ne sont que temporaires. Actuellement, l'acidité des sols ainsi que la dégradation des horizons des sols semblent être des obstacles à la régénération des semis, minimisés par la présence de pierres au sol qui semblent fournir des conditions préférentielles pour la germination et la croissance. Éventuellement, ces degrés de perturbation des sols pourraient s'estomper : la décomposition de la matière organique, la libération des éléments minéraux du sol, la fixation de l'azote et les dépôts atmosphériques assurent à long terme une résilience naturelle des sols des forêts feuillues tempérées (Kozłowski et al. 1991), bien que l'acidité des sols soit également influencée par le type de dépôt.

Cependant, la résilience des forêts tempérées en situation agro-forestière doit tenir compte de facteurs spatiaux essentiels tels que l'abondance de sources de semences dans le paysage, un facteur décisif qui peut sérieusement limiter la diversité d'espèces disponibles. Justement, il est fréquemment souligné que le ralentissement du rythme de succession dans les sites dégradés est souvent associé à un appauvrissement de la flore et de la faune (Dobson et al. 1997). Cela suggère que ces peuplements pourraient retrouver en grande partie, mais pas totalement, les fonctions, la structure et la productivité associées aux forêts naturelles, mais que la source du problème ne se situe pas à l'échelle du peuplement mais bien à l'échelle du paysage. Par conséquent, il apparaît nécessaire d'accélérer la succession végétale et la valeur de ces peuplements issus de déprise agricole dans les régions tempérées (Kobayashi 2004, Lee et al. 2004). En effet, il est estimé que les surfaces en culture et en pâturage doubleront d'ici 2050, accentuant la pression sur les écosystèmes forestiers mondiaux (Noble et Dizo 1997, Harrington 1999, Perrings et al. 2006). Il deviendra alors nécessaire de rendre une partie des systèmes forestiers plus efficaces à la production du bois. La concurrence accrue provenant du développement de sources de production importantes de volumes ligneux (Russie et Amérique du Sud) et de produits transformés (Asie) favorise la mise en place au Québec de stratégies visant la production de bois de qualité (Coulombe et al. 2004).

La plantation sous couvert d'espèces de haute valeur historiquement présentes semble la meilleure voie à suivre. Des essais prometteurs ont souligné le potentiel de cette technique dans les friches du sud-ouest québécois (Truax et al. 2000, Cogliastro et al. 2006, Fournier et al. 2006, Paquette et al. 2006). De plus, la majorité des espèces produites par les pépinières du Québec afin d'enrichir ces peuplements résiduels sont absentes des peuplements issus de la déprise agricole. Le chêne rouge, l'érable à sucre, le bouleau jaune et le frêne d'Amérique représentent plus de 80 % de la production de feuillus destinés au reboisement (ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec). S'y ajoutent l'orme d'Amérique, le caryer, le chêne à gros fruits et blanc (*Quercus macrocarpa* Michx. et *Quercus alba* L.) et le cerisier tardif. Ces espèces seraient particulièrement intéressantes en enrichissement sous couvert, notamment le chêne rouge, entièrement absent des forêts échantillonnées ici, et le bouleau jaune, très faiblement représenté (2,2%). L'abondance du cerisier tardif et du frêne dans les friches, entre autres espèces de haute valeur, pourrait justifier des études sur leurs caractères morphologiques et écophysologiques afin d'accroître notre connaissance des conditions nécessaires à accélérer leur développement pour la production de bois de qualité.

Bibliographie

- Abrams, M. D. 1998. The red maple paradox: What explains the widespread expansion of red maple in eastern forests? *Bioscience* **48**(5):355-364.
- Ashby, W. C. 1990. Forests. Pages 91-108 in W. R. Jordan, M. E. Gilpin, et J. D. Aber, editors. Restoration ecology, A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge.91-108.
- Auclair, A. N., et G. Cottam. 1971. Dynamics of Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Southern Wisconsin Oak Forests. *Ecological Monographs* **41**(2):153-177.
- Barbour, M. G., J. H. Burk, W. D. Pitts, F. S. Gilliam, et M. W. Schwartz. 1999. Terrestrial plant ecology, 3rd edition. Benjamin/Cummings, Menlo Park.649 pages.
- Bardon, R. E., D. W. Countryman, et R. B. Hall. 1999. Tree shelters reduced growth and survival of underplanted red oak seedlings in southern Iowa. *Northern Journal of Applied Forestry* **16**(2):103-107.
- Bariteau, L. 1988. La cartographie géomorphologique au 1:20 000 de modelés polygéniques: un exemple des basses terres du Saint-Laurent. Université de Montréal.185 pages.
- Battaglia, L. L., P. R. Minchin, et D. W. Pritchett. 2002. Sixteen years of old-field succession and reestablishment of a bottomland hardwood forest in the Lower Mississippi Alluvial Valley. *Wetlands* **22**:1-17.
- Beckage, B., J. S. Clark, B. D. Clinton, et B. L. Haines. 2000. A long-term study of tree seedling recruitment in southern Appalachian forests: The effects of canopy gaps and shrub understories. *Canadian Journal of Forest Research* **30**(10):1617-1631.
- Beckey, J. 2000. Après les chablis: régénération naturelle et plantation. *Forêt-entreprise* **135**:48-52.
- Bellemare, J., G. Motzkin, et D. R. Foster. 2002. Legacies of the agricultural past in the forested present: an assessment of historical land-use effects on rich mesic forests. *Journal of Biogeography* **29**:1401-1420.
- Benjamin, K., G. Domon, et A. Bouchard. 2005. Vegetation composition and succession of abandoned farmland: effects of ecological, historical and spatial factors. *Landscape ecology* **20**:627-647.
- Bergeron, Y., A. Bouchard, et A. Leduc. 1988. Les successions secondaires dans les forêts du haut Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste Canadien* **115**:19-38.
- Borcard, D., P. Legendre, et P. Drapeau. 1992. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. *Ecology* **73**(3):1045-1055.
- Bouchard, A., et G. Domon. 1997. The transformations of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management. *Landscape and Urban Planning* **37**:99-107.
- Bouchard, A., et P. F. Maycock. 1978. Les forêts décidues et mixtes de la région appalachienne du sud québécois. *Naturaliste Canadien* **105**:383-415.
- Boyucos, G. J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils. *Agronomy Journal* **54**:464-465.
- Bradshaw, A. D. 1990. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. Pages 53-74 in W. R. Jordan, M. E. Gilpin, et J. D. Aber, editors. Restoration ecology,

- A synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge.53-74.
- Bray, J. R., et J. T. Curtis. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27:325-349.
- Briggs, J., K. A. Spielmann, H. Schaafsma, K. W. Kintigh, M. Kruse, K. Morehouse, et K. Schollmeyer. 2006. Why ecology needs archaeologists and archaeology needs ecologists. *Frontiers in Ecology and Environment* 4(4):180-188.
- Brisson, J., et A. Bouchard. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Québec, Canada. *Ecoscience* 10(2):236-246.
- Buell, M. F., H. F. Buell, J. A. Small, et T. G. Siccama. 1971. Invasion of trees in secondary succession on the New Jersey Piedmont. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 98:67-74.
- Burgess, D., et S. Wetzel. 2000. Nutrient availability and regeneration response after partial cutting and site preparation in eastern white pine. *Forest Ecology & Management* 138 (1-3):249-261.
- Burns, R. M., B. H. Honkala, et t. coords. 1990. Silvics of North America: 1. Conifers; 2. Hardwoods.877 pages.
- Burton, P. J., et F. A. Bazzaz. 1995. Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation. *Journal of ecology* 83(1):99-112.
- Canham, C. D. 1985. Suppresssion and release during canopy recruitment of *Acer saccharum* . *Journal of the Torrey Botanical Society*(112):134-145.
- Canham, C. D., J. S. Denslow, W. J. Platt, J. R. Runkle, T. A. Spies, et P. S. White. 1990. Light regimes beneath closed canopies and tree-fall gaps in temperate and tropical forests. *Canadian Journal of Forest Research* 20:620-631.
- Canham, C. D., et P. L. Marks. 1985. The Response of Woody Plants to disturbance: Patterns of Establishment and Growth. Pages 197-216 in A. P. Inc., editor. The ecology of natural disturbance and patch dynamics., Orlando, Florida.197-216.
- Cann, D. B., P. Lajoie, et P. C. Stobbe. 1948. Étude des sols des Comtés de Shefford, Brome et Missisquoi dans la Province de Québec. Ottawa.98 pages.
- Cogliastro, A., K. Benjamin, et A. Bouchard. 2006. Effects of full and partial clearing, with and without herbicide, on weed cover, light availability, and establishment success of white ash in shrub communities of abandoned pastureland in southwestern Quebec, Canada. *New Forests* 32:197-210.
- Cogliastro, A., D. Gagnon, S. Daigle, et A. Bouchard. 2003. Improving hardwood afforestation success: an analysis of the effects of soil properties in southwestern Quebec. *Forest Ecology & Management* 177:347-359.
- Compton, J. E., et R. D. Boone. 2000. Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology* 81(8):2314-2330.
- Cottam, G., et J. T. Curtis. 1956. The use of distance measures in Phytosociological sampling. *Ecology* 37(3):451-460.
- Coulombe, G., J. Huot, J. Arsenault, E. Bauce, J.-T. Bernard, A. Bouchard, M. A. Liboiron, et G. Szaraz. 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec pages.
- Daoust, J., et H. Jean. 1997-2006. SIGIS. in. Géomatique SIGISCO Inc.

- Day, J. H., et J. McMenamin. 1982. Système d'information des sols au Canada (SISCan): manuel de description des sols sur le terrain. Institut de recherche sur les terres. Agriculture Canada. pages.
- de Blois, S., G. Domon, et A. Bouchard. 2001. Environmental, historical, and contextual determinants of vegetation cover: a landscape perspective. *Landscape ecology* 16:421-436.
- Delage, M., N. Soucy-Gonthier, D. Marceau, L. Nicaise Mezui, A. Cogliastro, et A. Bouchard. 2005. Détection et caractérisation des friches pour leur mise en valeur forestière en Montérégie. Institut de recherche en biologie végétale (IRBV), Réseau Ligniculture Québec, Département de géographie de l'Université de Montréal, Montréal. 55 pages.
- Delucia, E. H., T. W. Sipe, J. Herrick, et H. Maherali. 1998. Sapling biomass allocation and growth in the understory of a deciduous hardwood forest. *American Journal of Botany* 85(7):955-963.
- Denslow, J. S., et S. Guzman G. 2000. Variation in stand structure, light and seedling abundance across a tropical moist forest chronosequence, Panama. *Journal of Vegetation Science* 11(2):201-212.
- DeSteven, D. 1991a. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling emergence. *Ecology* 72:1066-1075.
- DeSteven, D. 1991b. Experiments on mechanisms of tree establishment in old-field succession: seedling survival and growth. *Ecology* 72:1076-1088.
- Dobson, A. P., A. D. Bradshaw, et A. J. M. Baker. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277:515-522.
- Donohue, K., D. R. Foster, et G. Motzkin. 2000. Effects of the past and the present on species distribution: land-use history and demography of wintergreen. *Journal of ecology* 88:303-316.
- Dumont, M. 1997. Le reboisement avec des feuillus: une option judicieuse sur les terres privées. 16 pages.
- Dzwonko, Z. 1993. Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. *Journal of Vegetation Science* 4:693-698.
- Egler, F. E. 1954. Vegetation science concepts I. Initial floristic composition - a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4:412-417.
- Eldridge, D. J., M. Westoby, et K. G. Holbrook. 1991. Soil-surface characteristics, microtopography and proximity to mature shrubs: effects on survival of several cohorts of *Atriplex vesicaria* seedlings. *Journal of ecology* 79:357-364.
- FAO. 2005. State of the World's Forests. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 123 pages.
- Fike, J., et W. A. Niering. 1999. Four decades of old field vegetation development and the role of *Celastrus orbiculatus* in the northeastern United States. *Journal of Vegetation Science* 10(4):483-492.
- Finzi, A. C., et C. D. Canham. 2000. Sapling growth in response to light and nitrogen availability in a southern New England forest. *Forest Ecology & Management* 131(1-3):153-165.
- Foster, B. L., et K. L. Gross. 1999. Temporal and Spatial Patterns of Woody Plant Establishment in Michigan Old Fields. *American Midland Naturalist* 142:229-243.

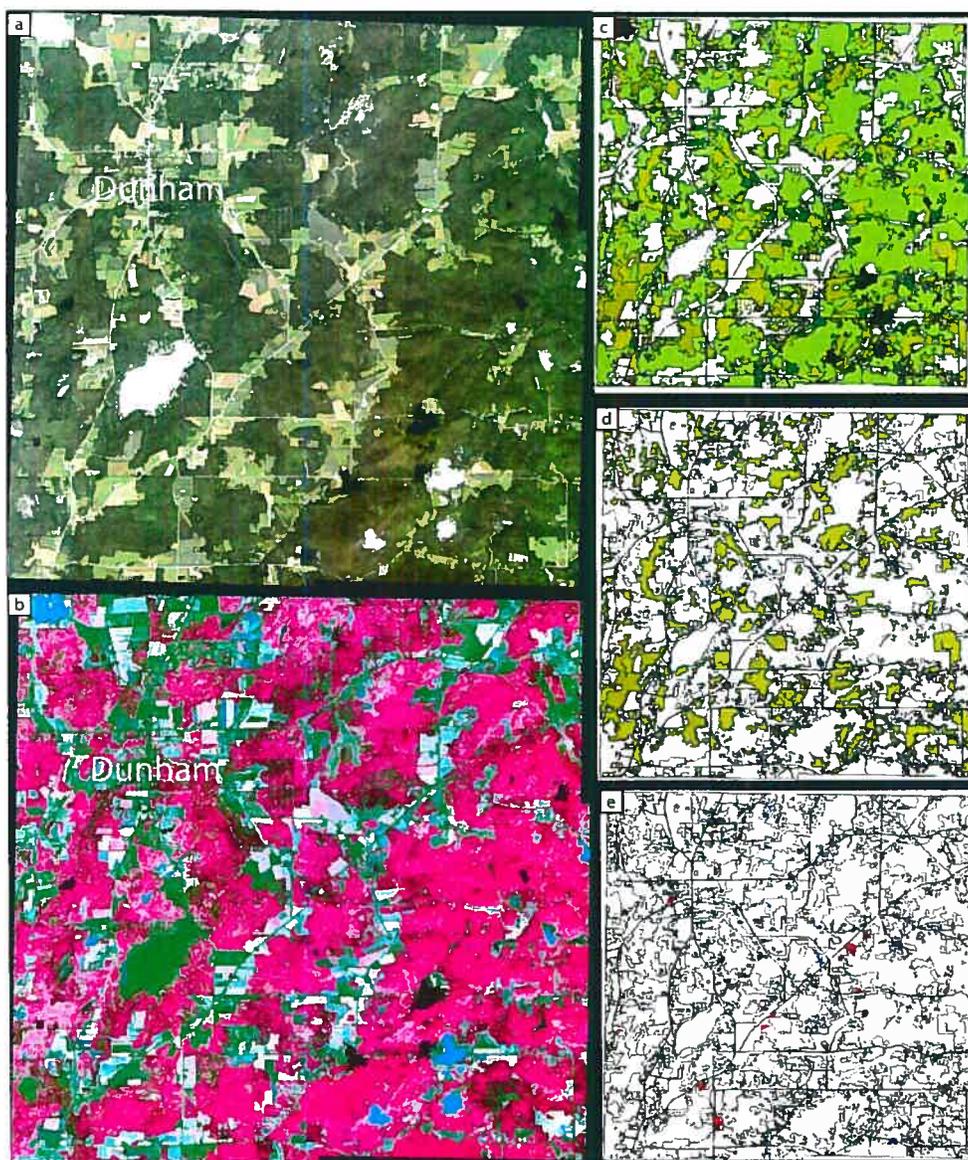
- Fournier, A., A. Bouchard, et A. Cogliastro. 2006. Artificial regeneration of hardwoods in early successional shrub communities using two clearing intensities and herbicide application. *Northern Journal of Applied Forestry* (in press).
- Fredericksen, T. S., B. Ross, W. Hoffman, M. Lester, J. Beyea, M. L. Morrison, et B. N. Johnson. 1998. Adequacy of natural hardwood regeneration on forestlands in northeastern Pennsylvania. *Northern Journal of Applied Forestry* 15(3):130-134.
- Gill, D. S., et P. L. Marks. 1991. Tree and shrub seedling colonization of old fields in central New York. *Ecological Monographs* 61:183-205.
- Gingrich, S. F. 1967. Measuring and evaluating stocking and stand density. *Forest Science* 13(1):38-53.
- Grandtner, M. M. 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Presses de l'Université Laval, Québec. 216 pages.
- Greene, D. F., et E. A. Johnson. 1995. Long-distance wind dispersal of tree seeds. *Canadian Journal of Botany* 73:1036-1045.
- Greene, D. F., J. C. Zasada, L. Sirois, D. Kneeshaw, H. Morin, I. Charron, et M.-J. Simard. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29(6):824-839.
- Haddon, B. D. 1988. Forest Inventory terms in Canada, 3rd ed. For. Can. Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, Ontario. pages.
- Harmer, R., G. Kerr, et R. Boswell. 1997. Characteristics of lowland broadleaved woodland being restocked by natural regeneration. *Forestry* 70(3):199-210.
- Harper, J. L., J. T. Williams, et G. R. Sagar. 1965. The behaviour of seeds in soil: I. The heterogeneity of soil surfaces and its role in determining the establishment of plants from seeds. *Journal of ecology* 53(2):273-286.
- Harrington, C. A. 1999. Forests planted for ecosystem restoration or conservation. *New Forests* 17(1-3):175-190.
- Herault, B., D. Thoen, et O. Honnay. 2004. Assessing the potential of natural woody species regeneration for the conversion of Norway spruce plantations on alluvial soils. *Annals of Forest Science* 61:711-719.
- Hobbs, R. J., S. Arico, J. Aronson, J. S. Baron, P. Bridgewater, V. A. Cramer, P. R. Epstein, J. J. Ewel, C. A. Klink, A. E. Lugo, D. Norton, D. Ojima, D. M. Richardson, E. W. Sanderson, F. Valladares, M. Vilà, R. Zamora, et M. Zobel. 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15:1-7.
- Holl, K. D. 1999. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242.
- Hooper, E. R., P. Legendre, et R. Condit. 2004. Factors affecting community composition of forest regeneration in deforested, abandoned land in Panama. *Ecology* 85(12):3313-3326.
- Horsley, S. B. 1993. Role of allelopathy in hay-scented fern interference with black cherry regeneration. *Journal of Chemical Ecology* 19(11):2737-2755.
- Horsley, S. B., S. L. Stout, et D. S. deCalesta. 2003. White-tailed deer impact on the vegetation dynamics of a northern hardwood forest. *Ecological Applications* 13(1):98-118.
- Inouye, R. S., N. J. Huntly, D. Tilman, J. R. Tester, M. Stillwell, et K. C. Zinnel. 1987. Old-Field Succession on a Minnesota Sand Plain. *Ecology* 68:12-26.

- Jimenez, H. E., et J. J. Armesto. 1992. Importance of the soil seed bank of disturbed sites in Chilean matorral in early secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 3(5):579-586.
- Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. pages.
- Kalish, P. J. 1986. Soil properties of steep Appalachian old fields. *Ecology* 67:1011-1023.
- Kittredge, D. B., Jr., et P. M. S. Ashton. 1990. Natural regeneration patterns in even-aged mixed stands in southern New England. *Northern Journal of Applied Forestry* 7(4):163-168.
- Kobayashi, S. 2004. Landscape rehabilitation of degraded tropical forest ecosystems: Case study of the CIFOR/Japan project in Indonesia and Peru. *Forest Ecology and Management* 201(1):13-22.
- Kozłowski, T. T. 2002. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forest stands: implications for forest management. *Forest Ecology & Management* 158:195-221.
- Kozłowski, T. T., P. J. Kramer, et S. G. Pallardy. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press, San Diego. 657 pages.
- Laplante, L. 1959. Étude pédologique du Comté de Bagot. Sainte-Anne-de-la-Pocatière, Comté de Kamouraska, Québec. 162 pages.
- Lavoie, C., et A. Saint-Louis. 1999. The spread of gray birch (*Betula populifolia*) in eastern Quebec: landscape and historical considerations. *Canadian Journal of Botany* 77(6):859-868.
- Lee, D. K., H. S. Kang, et Y. D. Park. 2004. Natural restoration of deforested woodlots in South Korea. *Forest Ecology and Management* 201(1):23-32.
- Legendre, P., et E. D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271-280.
- Legendre, P., et L. Legendre. 1998. Numerical Ecology, second english edition. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 853 pages.
- MacDonald, B. G., et D. J. Thompson. 2003. Responses of planted conifers and natural hardwood regeneration to harvesting, scalping, and weeding on a boreal mixed-wood site. *Forest Ecology & Management* 182:213-230.
- Mailloux, A., et G. Godbout. 1954. Étude pédologique des sols des Comtés de Huntingdon et Beauharnois. Sainte-Anne-de-la-Pocatière, comté de Kamouraska, Québec, Canada. 229 pages.
- Makarek, V., et P. Legendre. 2002. Nonlinear redundancy analysis and canonical correspondence analysis based on polynomial regression. *Ecology* 83(4):1146-1161.
- Matlack, G. R. 1989. Secondary dispersal of seed across snow in *Betula Lenta*, a gap-colonizing tree species. *Journal of ecology* 77(3):853-869.
- Matlack, G. R. 1994. Plant species migration in a mixed-history forest landscape in eastern North America. *Ecology* 75(5):1491-1502.
- McEuen, A. B., et L. M. Curran. 2004. Seed dispersal and recruitment limitation across spatial scales in temperate forest fragments. *Ecology* 85(2):507-518.
- McWilliams, W. H., S. L. Stout, T. W. Bowersox, et L. H. McCormick. 1995. Adequacy of advanced tree-seedling regeneration in Pennsylvania's forests. *Northern Journal of Applied Forestry* 12(4):187-191.

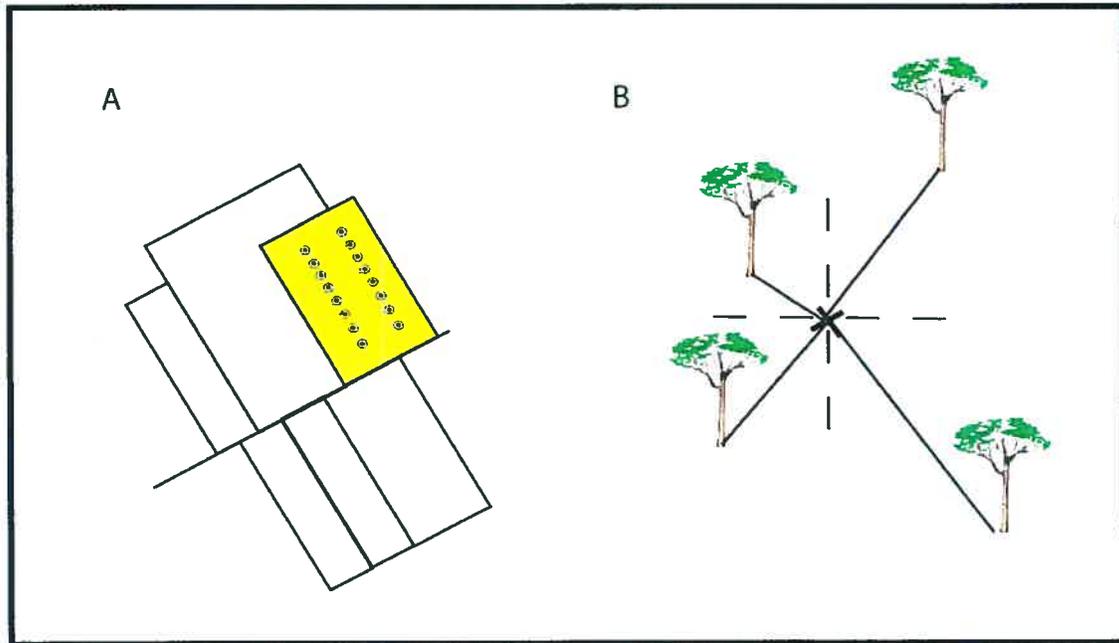
- Meilleur, A., A. Bouchard, et Y. Bergeron. 1994. The relation between geomorphology and forest community types of the Haut-Saint-Laurent, Quebec. *Vegetatio* **111**:173-192.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, et M. L. Cadenasso. 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography* **24**(6):633-644.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, et S. N. Handel. 2002. Probability of tree seedling establishment changes across a forest-old-field edge gradient. *American Journal of Botany* **89**(3):466-471.
- Mercier, C., J. Brisson, et A. Bouchard. 2001. Demographic analysis of tree colonization in a 20-year-old right-of-way. *Environmental Management* **28**(6):777-787.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2006. Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention (inventaire avant traitement) et pour les suivis des interventions forestières (après martelage, après coupe et années antérieures) - exercice 2006-2007. 253 pages.
- Motzkin, G., D. R. Foster, A. Allen, J. Harrod, et R. D. Boone. 1996. Controlling site to evaluate history: vegetation patterns of a New England sand plain. *Ecological Monographs* **66**(3):345-365.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and evolution* **10**(2):58-62.
- Myster, R. W. 1993. Tree invasion and establishment in old fields at Hutcheson Memorial Forest. *Botanical Review* **59**(4):251-272.
- Noble, I. R., et R. Dizo. 1997. Forests as human-dominated ecosystems. *Science* **277**:522-525.
- Oksanen, J., P. Kindt, P. Legendre, et B. O'hara. 2005. Vegan: Community Ecology Package, version 1.7-81. *in*.
- Pacala, S. W., C. D. Canham, J. A. Silander, Jr., et R. K. Kobe. 1994. Sapling growth as a function of resources in a north temperate forest. *Canadian Journal of Forest Research* **24**(11):2172-2183.
- Pan, D., G. Domon, S. de Blois, et A. Bouchard. 1999. Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape ecology* **14**:35-52.
- Pan, D., G. Domon, D. Marceau, et A. Bouchard. 2001. Spatial pattern of coniferous and deciduous forest patches in an Eastern North America agricultural landscape: the influence of land use and physical attributes. *Landscape ecology* **16**:99-110.
- Paquette, A., A. Bouchard, et A. Cogliastro. 2006. Survival and growth of under-planted trees: a meta-analysis across four biomes. *Ecological Applications* **16**(4):1575-1589.
- Peroni, P. A. 1994. Invasion of red maple (*Acer rubrum* L.) during old field succession in the North Carolina Piedmont: Age Structure of red maple in young pine stands. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **121**(4):357-359.
- Perrings, C., L. Jackson, K. Bawa, L. Brussaard, S. Brush, T. Gavin, R. Papa, U. Pascual, et P. De Ruiter. 2006. Biodiversity in agricultural landscapes: saving natural capital without losing interest. *Conservation Biology* **20**(2):263-264.
- Peterken, G. F., et E. W. Jones. 1989. Forty Years of Change in Lady Park Wood: The Young-Growth Stands. *Journal of ecology* **77**(2):401-429.
- Pickett, S. T. A. 1982. population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* **49**:45-59.

- R Development Core Team. 2005. R: A language and environment for statistical computing. in R. F. f. S. Computing, editor. ISBN 3-9000051-07-0 <http://www.R-project.org>, Vienna, Austria.
- Rankin, W. T., et S. T. A. Pickett. 1989. Time of establishment of red maple (*Acer rubrum*) in early oldfield succession. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **116**(2):182-186.
- Rice, E. L., W. T. Penfound, et L. M. Rohrbaugh. 1960. Seed Dispersal and Mineral Nutrition in Succession in Abandoned Fields in Central Oklahoma. *Ecology* **41**(1):224-228.
- Rowe, J. S. 1972. Les régions forestières du Canada. Service canadien des forêts, Ministère de l'environnement, Canada, Publ. n. 1300F.172 pages.
- Schreffler, A. M., et W. E. Sharpe. 2003. Effects of lime, fertilizer, and herbicide on forest soil and soil solution chemistry, hardwood regeneration, and hardwood growth following shelterwood harvest. *Forest Ecology & Management* **177**: 471-484.
- Schwarz, P. A., T. J. Fahey, et C. E. McCulloch. 2003. Factors controlling spatial variation of tree species abundance in a forested landscape. *Ecology* **84**(7):1862-1878.
- Soucy-Gonthier, N., D. Marceau, M. Delage, A. Cogliastro, G. Domon, et A. Bouchard. 2003. Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires *Landsat-Tm*. Institut de Recherche en Biologie Végétale, Montréal.34 pages.
- Starfinger, U., I. Kowarik, M. Rode, et H. Schepker. 2003. From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora?- the perception of an alien tree species through the centuries. *Biological Invasions* **5**(4):323-335.
- Stover, M. E., et P. L. Marks. 1998. Successional vegetation on abandoned cultivated and pastured land in Tompkins county, New York. *Journal of the Torrey Botanical Society* **125**:150-164.
- Tappeneir, J. C., D. Lavender, J. Walstad, R. O. Curtis, et D. S. DeBell. 1997. Silvicultural Systems and Regeneration Methods: Current Practices and New Alternatives. in K. A. Kohm et J. F. Franklin, editors. *Creating Forestry for the 21st Century, The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington.
- Timoney, K. P., et G. Peterson. 1996. Failure of natural regeneration after clearcut logging in Wood Buffalo National Park, Canada. *Forest Ecology & Management* **87**:89-105.
- Townsend, D. S., J. S. Seva, C. Hee-Seagle, et G. Mayers. 2002. Structure and composition of a northern hardwood forest exhibiting regeneration failure. *Bartonia* **61**:1-13.
- Truax, B., F. Lambert, et D. Gagnon. 2000. Herbicide-free plantations of oaks and ashes along a gradient of open to forested mesic environments. *Forest Ecology & Management* **137**(1-3):155-169.
- Yoshida, T., Y. Iga, M. Ozawa, M. Noguchi, et H. Shibata. 2005. Factors influencing early vegetation establishment following soil scarification in a mixed forest in northern Japan. *Can. J. For. Res* **35**:175-188.
- Zimmerman, J. K., J. B. Pascarella, et M. T. Aide. 2000. Barriers to Forest Regeneration in an Abandoned Pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology* **8**(4):350-360.

Annexe



ANNEXE 1. Localisation des sites d'échantillonnage à partir d'une image multispectrale a) du satellite IKONOS-2 de Brome-Missisquoi de 11 km de côté (surface de 121 km²), de 4m de résolution spatiale, latitude N. : 45° 03'-45° 09', longitude O. : 74° 41'-74° 50'; image captée le 18 août 2003 à 16h11 (GMT). Le processus va de b) image traitée et améliorée en fausses couleurs; c) interprétation et classification visuelle du territoire (vert clair: forestier; vert kaki: ligneux haut; vert foncé: plantation; jaune: herbaçaie; orange: ligneux bas; blanc: agricole et autres); d) représentation des polygones de ligneux haut à sol mésique, pente faible et dépôt de plus de 25cm uniquement; à e) validation sur le terrain et sélection des PFI (en rouge).



ANNEXE 2. Méthode d'échantillonnage des peuplements. A) À l'intérieur du site (en jaune), illustration de la position des placettes régulièrement placées aux 5 mètres le long de transects. B) une placette sur deux, mesure de la composition végétale par la méthode des quadrants centrés sur le point : l'espèce, le diamètre et la distance de l'individu le plus proche du centre du quadrant sont mesurés.

