

**APPLICATION DE LA SYLVICULTURE IRRÉGULIÈRE AUX
PEUPELEMENTS FEUILLUS JUGÉS INAPTES AU JARDINAGE**

**PREDICTION DE L'AGE DES TROUEES ET DU TYPE DE TROUEES
PAR TELEDETECTION LIDAR DANS LES ERABLIERES
ANCIENNES**

Rapport Final

présenté à

Christian Pilon

**Ressources naturelles
et Faune**

Québec 

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Unité de gestion de la Basse-Lièvre(07)

Février 2011



Institut québécois d'Aménagement
de la Forêt feuillue

Tables des matières

Équipe de réalisation de l'IQAFF*	i
Tables des matières	ii
Mise en contexte du projet global	1
Objectifs	3
Remerciements	5
Chapitre 1	6
Résumé	7
Introduction	8
Cadre opérationnel	9
Méthode	11
Zone à l'étude	11
Traitement des données LiDAR et détection des trouées	13
Application du cadre opérationnel	16
Collecte des données sur le terrain	17
Préparation des données	17
Modélisation	19
Résultats	20
Discussion	30
Variables du modèle	30
L'incertitude dans l'identification des TSRs	31
Différence dans la performance du modèle	32
Trouées sans régénération	33
Trouées successioneelles	34
Conclusion	34

Remerciements	36
Références	36
Chapitre 2	40
PRÉDICTION DE L'ÂGE DES TROUÉES EN FORÊT FEUILLUE TEMPÉRÉE À L'AIDE DE DONNÉES LIDAR	40
Résumé	40
1 Introduction	42
2 Site d'étude	42
3 Méthode	43
3.1 Traitement des données Lidar	43
3.2 Mesures réalisées sur le terrain	44
3.3 Détection de la détente de croissance	45
3.4 Validation des données	45
3.5 Analyse de groupement	46
3.6 Analyses statistiques	46
4 Résultats et discussion	47
5 Conclusion	56
Chapitre 3	59

Mise en contexte du projet global

Le jardinage est un traitement approprié pour une majeure partie de la forêt feuillue et dans certaines conditions forestières en forêt mixte au Québec puisqu'elle est dominée par des essences tolérantes (telles *Acer saccharum*, *Fagus grandifolia*, *Abies balsamea*) et mi-tolérantes à l'ombre (telles *Betula alleghaniensis*, *Quercus rubra*, *Picea glauca* et *Picea Rubens*) qui peuvent s'établir sous couvert en cohortes d'âge différents, générant ainsi une structure pluri-étagée apte à être jardinée (Schütz 1997). En nature, cette structure se maintient sur de longues périodes grâce à un régime de perturbations dominé par des micro-trouées occasionnées par la mortalité sporadiques d'individus dans le couvert forestier (Doyon et Sougavinski 2002). Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, le jardinage est depuis longtemps prescrit lorsqu'il répond aux conditions de composition, de structure et de production (Arbogast 1957, O'Hara 2002) compte tenu des avantages qu'il procure pour le maintien des valeurs environnementales, sociales et économiques (Hornbeck et Leak 1992). Au Québec, lorsqu'appliqué de façon appropriée et dans les peuplements adéquats (Majcen et al. 1990), le jardinage donne dans rendements intéressants (Majcen 1994). Par exemple, Bédard et Majcen (2003) obtiennent des accroissements nets en surface terrière dix ans après traitement de $0.35 \pm 0.04 \text{ m}^2/\text{ha}/\text{an}$ pour des érablières à bouleau jaune, permettant de retrouver la surface terrière initiale sur des rotations de 20 ans.

En effet, avant même que le jardinage ne commence au Québec, plusieurs peuplements constituaient déjà le legs appauvri d'un passé d'écrémage réalisé lors de vieilles coupes à diamètre limite. Sabbagh *et al.* (2002) démontrent qu'un nombre important de peuplements des strates feuillues et mixtes de l'Outaouais comporterait une récolte insuffisante pour être jardinés malgré un potentiel d'éducation intéressant. De plus, les résultats de l'étude des effets réels du jardinage en forêt publique montrent que les rendements après jardinage en forêt publique sont bien en-deçà de ceux attendus (accroissement annuel net entre 0.1 et 0.2 $\text{m}^2/\text{ha}/\text{an}$) dans bien des cas dû à une mortalité accrue et au fait que la forêt résiduelle n'a souvent plus les caractéristiques requises (structure, vigueur et qualité) pour demeurer jardinable (MRNQ 2002a). À cette problématique s'ajoute celle du dépérissement de l'érable à sucre (Duchesne et al. 2002, Duchesne et al. 2005) et de l'envahissement par le hêtre des érablières (Doyon et Gravel 2003, Duchesne et al. 2005). L'application du jardinage dans la sapinière à bouleau jaune pose aussi souvent des difficultés puisque les structures irrégulières sont souvent abondantes dans ces écosystèmes de par le régime de perturbations semi-catastrophiques générant des bouquets par cohortes (Fortin et al. 2003, Doyon et Lafleur 2004).

Face à ces constats, Blanchette et al. (2004) établirent une procédure de diagnostic pour distinguer les forêts aptes au jardinage. Cette notion d'apte au jardinage a été précisée par Lessard et al. (2005). Cette clarification des conditions pour jardiner un peuplement soulève par le même fait la question du traitement auquel on devrait avoir recours pour toutes les situations qui ne rencontrent pas ces conditions. Que ce soit pour des raisons sylvicoles (irrégularisation de la structure, recrutement désiré insuffisant) ou des raisons économiques (capital bois d'œuvre trop appauvri, croissance trop faible), de nouveaux traitements doivent être développés afin de combler le vide sylvicole qui existe entre les systèmes sylvicoles menant à la coupe finale et ceux menant au jardinage.

Il existe dans la littérature en sylviculture un courant nouveau en Europe (**Continuous Cover Forestry** dans les pays anglo-saxons, **sylviculture irrégulière** dans les pays francophones) qui propose des approches de conduite de peuplement en structure irrégulière qui maintiennent un couvert permanent (Schütz 2002, Mason et al. 1999, Pommerening et Murphy 2004). La sylviculture irrégulière offre l'avantage de répondre à des objectifs simultanés de récolte, de régénération et d'éducation sans devoir s'ajuster nécessairement aux conditions classiques d'application du jardinage. Celles-ci sont basées sur les connaissances des processus écologiques des écosystèmes et des paysages de la forêt. Un large programme de recherche et d'essais expérimentaux est actuellement en application en Franche-Comté (France) (Van Damme 1999, LIFE 2004). Plusieurs outils de diagnostic et de gestion y ont été développés.

Plus près de chez nous, aux États-Unis, le sylviculteur peut utiliser une gamme plus étendue de traitements sylvicoles (Hornbeck et Leak 1992), incluant la coupe progressive irrégulière, la coupe à diamètre limite, le Two-Cut System (Sims 1992), la coupe d'amélioration (Erickson et al. 1990) et la coupe à maturité financière (Smith 1978). Ces méthodes alternatives de coupes peuvent souvent s'avérer économiquement plus profitables, dépendant de la structure et de la distribution de la qualité des tiges (Kaya et Buongiorno 1989). Il existe plusieurs comparaisons du jardinage avec la coupe à diamètre limite au point de vue de la qualité des tiges, de la croissance, et de la qualité du bois (Miller et Smith 1991, Erickson et al. 1990, Erickson et Reed 1992, Niese et al. 1995, Strong et al. 1995, Wiemann et al. 2004) qui démontrent les avantages et désavantages de chacun selon les conditions d'application. Ce projet veut tirer profit de cette expertise mondiale en matière de sylviculture irrégulière pour définir des coupes partielles alternatives au jardinage au Québec.

Nos travaux précédents effectués dans le cadre de ce projet montrent que les structures de peuplements et de couvert forestier adéquats à l'application du jardinage en forêt feuillue sont plutôt rares dans le paysage.

Objectifs

Ce projet vise à **évaluer les caractéristiques de structure des forêts feuillues et mixtes et à caractériser leur organisation spatiale en forêts naturelles. Une telle information permettra de décrire les conditions de structure à vouloir perpétuer dans le cadre de nos travaux d'aménagement forestier et ainsi définir une sylviculture de coupes partielles alternatives.**

Travaux réalisés lors des années antérieures

Les travaux précédents de ce projet ont permis jusqu'à présent de:
(1) De développer une typologie de structure des peuplements pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune et à tilleul de l'ouest basée sur l'approche du Triangle des Structures (TdS). Grâce à ces travaux, nous avons pu démontrer que :

- a) Les conditions de structure de diamètre jardinées sont un cas de figure plutôt faiblement représenté dans le paysage (13%);
- b) Les structures de hauteur et de diamètre divergent souvent très fortement. Les structures de hauteurs sont beaucoup plus homogènes que celles de diamètre. Comme la sylviculture de la structure jardinée a été développée pour des peuplements présentant des cohortes de hauteurs différentes, le pourcentage de forêt présentant une structure jardinée en hauteur est encore plus faible que le cas des structures de diamètre présenté en a);
- c) L'aménagement des forêts feuillues n'a pas jusqu'à présent contribué à amener les forêts plus vers une structure jardinée mais plutôt l'inverse;
- d) L'évaluation des structures des peuplements dépend de la taille de la surface échantillonnée. Les parcelles de ¼ ha semblent être plus appropriées pour capturer la récurrence des patrons de structures des peuplements de la forêt feuillue tempérée.
- e) Des trouées importantes en moyen et gros bois sont responsables de la différence entre les peuplements provenant de forêts non aménagées et ceux de forêts aménagées;

- f) Des régimes de martelage avec des prélèvements variant de 30 à 50% ont été testés avec un modèle de simulation de la croissance des peuplements (**Cohorte**). La restauration des structures demandera de développer des régimes de martelages comprenant des objectifs spécifiques de restauration des structures.

(2) D'évaluer à l'aide des données de télédétection LiDAR la structure des forêts feuillues de l'Outaouais. Grâce à ces travaux, nous avons pu :

- a) Développer un modèle permettant la prédiction du volume de bois sur pied d'une superficie de ¼ ha à l'aide d'outil de télédétection (LiDAR). Le modèle prédictif est calculé à partir d'un modèle numérique de hauteur du couvert (MHC) permettant d'identifier la hauteur précise de points sur une surface créée par la partie supérieure des cimes d'un couvert forestier.
- b) Comparer l'erreur de prédiction entre le modèle prédictif élaboré en a) et la méthode traditionnelle pour calculer le volume selon les inventaires réalisés avec les placettes permanentes et temporaires pour les forêts feuillues de l'Outaouais. Les résultats de cette comparaison sont très prometteurs. En effet, l'intervalle de confiance associé au modèle prédictif est 9 fois moins élevé que l'intervalle mesuré avec la méthode traditionnelle. La précision liée à la prédiction du volume est donc grandement bonifiée.

Travaux réalisés en 2008-2009

Durant cette dernière année de recherche du projet, nous nous sommes intéressés à la structure du couvert mais du point de vue des trouées. Les trouées dans les forêts anciennes sont les éléments de la dynamique responsable de la structure tant horizontale que verticale des peuplements. Deux projets ont vu le jour sous cet aspect. Un premier projet, a servi à développer un modèle à partir des données de télédétection LiDAR visant à distinguer les trouées qui sont permanentes à cause des conditions abiotiques des sites ou de l'envahissement par de la végétation non-arborescente qui court-circuiterait la succession dans les trouées, de celles où une cette dynamique de succession est libre de suivre son cours (trouées à succession lente et trouée à succession rapide). Pour le deuxième projet, nous avons un objectif de mieux comprendre le régime de trouées en développant un modèle de prédiction de l'âge des trouées en utilisant les données de télédétection aéroportées LiDAR. Ces deux sujets de recherche ont fait l'objet des travaux de maîtrise de

Jean-François Sénécal (Département de géographie, UQAM) sous la supervision de Frédéric Doyon (UQO/IQAFF) et de Benoit St-Onge (UQAM). Les résultats de cette recherche sont présentés dans un format d'articles scientifiques puisqu'ils ont été soumis à des revues scientifiques pour révision par les pairs.

Remerciements

Nous voulons remercier tout particulièrement Pascal Rochon pour son travail assidu lors de la préparation et l'analyse des données. Nous tenons à remercier Chris Hopkinson (Chercheur au Applied Geomatics Research Group, Centre of Geographic Sciences, NSCC Annapolis Valley Campus) pour sa collaboration dans l'acquisition des données LiDAR. Ce projet est financé par le Programme de Mise en Valeur des Ressources du Milieu Forestier, Volet I (Acquisition de connaissances/recherche) du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec. Nous tenons aussi à remercier la compagnie Fraser/Nexfor ainsi que Fortress inc., toutes deux représentées par Monsieur Gilles Couturier, pour leur collaboration à titre de bénéficiaire de contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier dans le cadre du programme Volet I.

Chapitre 1

L'utilisation du LiDAR pour la discrimination entre les trouées de succession lente et rapide dans les vieilles forêts tempérées

Jean-François Senécal^{1,2}, Frédéric Doyon^{2,3} et Benoît St-Onge¹

¹Département de Géographie, Université du Québec à Montréal, 1255 rue Saint-Denis, Montréal, Québec, H2X 3R9, Canada

²Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, 58, rue Principale, Ripon, Québec, J0V 1V0, Canada

³Département des sciences sociales, Université du Québec en Outaouais, 283, boulevard Alexandre-Taché, Gatineau, Québec, J8X 3X7, Canada

Jean-François Senécal: jeanfrancois.senecal@gmail.com

Frédéric Doyon: frederik.doyon@uqo.ca

Benoît St-Onge: st-onge.benoit@uqam.ca

MOTS-CLÉS: Trouées édaphiques, superficie en trouée, détection des trouées, microtopographie, Sud-ouest du Québec, érablière à bouleau jaune.

Résumé

L'utilisation du LiDAR pour l'étude des régimes des trouées a connu une importante progression au cours des dernières années. Généralement, les chercheurs ont adopté de façon implicite la prémisse que les trouées détectées ainsi étaient équivalentes, sur la base de leur écologie, aux trouées échantillonnées selon les méthodes traditionnelles *in situ*. Cependant, ces dernières tiennent habituellement seulement compte des trouées successionales, qui sont créées par la mort d'au moins un arbre, mais non des trouées sans régénération résultant de conditions limitant l'établissement et la croissance d'arbres, telles un sol impropre à la croissance, la compétition par certaines communautés de plantes, ou bien la déprédation par la faune. Ici, nous proposons un cadre méthodologique qui utiliserait la technologie LiDAR pour la discrimination de ces deux types de trouée et testons son application, par une étude de cas, à trois paysages d'érablières anciennes situés dans le sud-ouest du Québec. Nous avons pu ainsi développer un modèle utilisant des variables prédictives dérivées de données LiDAR liées à des conditions de site qui limitent l'établissement d'arbres, comme les zones d'accumulation d'eau et les pentes abruptes, ou la physiologie de la végétation interne à la trouée. La capacité de discrimination du modèle était excellente, avec une erreur de classification de 26% et 17% pour les jeux de données d'entraînement et de validation, respectivement. Dans les paysages étudiés, les trouées représentent 7.08% de la superficie dont 19.5% sont des trouées sans régénération, principalement causée par les zones d'accumulation d'eau. Notre étude de cas montre que le LiDAR aéroporté peut détailler des éléments morphologiques fins qui conditionnent la distribution de la végétation et permet de mettre à l'échelle du paysage cette information.

Introduction

Le régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue tempérée est caractérisé par la dynamique de trouées, qui est le processus continu de création et de comblement d'ouvertures dans la canopée (Runkle 1985). La dynamique de trouées change la disponibilité en lumière et en ressources nutritives, en plus d'affecter la répartition des lits de germination (McCarthy 2001). Les trouées génèrent diverses conditions d'habitats, ce qui offre des opportunités de régénération à une large gamme d'espèces présentant différents besoins écologiques; la variabilité retrouvée d'un site à l'autre apporte un potentiel de régénération différent pour l'établissement de la régénération dans les trouées. La plupart des études antérieures ont été consacrées à mieux comprendre les effets et les propriétés de différents régimes de trouées à travers le monde (Pickett et White 1985), mais se sont concentrés davantage sur les trouées successionales (TS). Ce type de trouées est créé soit par la mortalité d'une partie d'un arbre, soit d'un arbre complet, ou soit d'un petit groupe d'arbres (Runkle 1982). Les TS se comblent par la croissance de gaules établies dans leurs limites ou par la croissance latérale des branches des arbres occupant la canopée à leur bordure. Par contre, une ouverture dans la canopée n'est pas nécessairement une TS. Dans le cas d'une trouée sans régénération (TSR), l'ouverture est habituellement due à des conditions qui limitent ou préviennent l'établissement de la régénération d'arbres (Lertzman et al. 1996). Les TSR ne sont pas nécessairement permanentes, mais ont une dynamique à plus long terme que les TS en raison de ces limitations. La plupart des écologistes ne tiennent pas compte des TSR dans leur analyse des régimes de trouées puisqu'elles ne fournissent pas les mêmes opportunités de régénération que les TS. Malgré cela, les TSR contribuent autant à la porosité de la canopée et peuvent influencer la distribution spatiale des ressources et des habitats potentiels. En raison de ces différences, il est crucial de distinguer entre ces deux types de trouées si nous voulons comprendre et caractériser la dynamique des trouées à l'échelle du paysage.

La télédétection a connu une augmentation importante de son utilisation pour la détection et la caractérisation des trouées ces dernières années (Zhang 2008). La détection des trouées à l'aide de données de télédétection optique est particulièrement difficile puisque ce qui distingue les trouées du reste de la canopée est structurel plutôt que spectral (Koukoulas et Blackburn 2004). Le LiDAR (Light Detection And Ranging) enregistre directement les données de la structure tridimensionnelles de ses cibles. Cette méthode est unique dans sa capacité à mesurer la hauteur de la canopée et du sol sous couvert, avec à la fois une bonne précision et une résolution fine. Ces propriétés, couplées avec la vitesse rapide d'acquisition

de nouvelles données, expliquent pourquoi l'utilisation du LiDAR pour l'étude des régimes de trouées a connu une augmentation substantielle durant les dernières années (Vepakomma et al. 2010). Malgré cela, il n'y a pas eu de tentative visant à séparer les TS des TSR à partir de données LiDAR mono-temporelles. Dans les études passées, les trouées étaient détectées sans faire de distinction entre ces deux types. Dans le cas d'analyse de données LiDAR diachroniques (e.g., Vepakomma et al. 2008), la formation de trouées entre les deux acquisitions de données peut être attribuée à la dynamique des TS. Les trouées présentes dans les deux acquisitions de données ne peuvent cependant pas être associées à aucun des deux types de trouées avec certitude. Cela peut être un problème lors du calcul des propriétés d'un régime de trouées puisque les TSR ne contribuent pas au processus de la même façon que les TS. En conséquence, l'utilisation de données LiDAR pour calculer les paramètres d'un régime de trouées sans avoir au préalable séparé les TSR entraînerait une surestimation de la surface occupée par les TS.

Le but de cette étude était de développer une méthodologie générale et un cadre opérationnel permettant de différencier les TSR des TS, en se basant sur les caractéristiques de la structure tridimensionnelle à l'intérieur des trouées mesurées par LiDAR. Nous avons ensuite réalisé une étude de cas de son application et nous avons estimé la proportion de notre zone d'étude occupée par les TSR et les TS. Nos résultats sont discutés sur la base de leurs implication sur la dynamique naturelle des forêts.

Cadre opérationnel

Les facteurs limitant la régénération dans les trouées sont nombreux. L'établissement et la croissance des arbres peuvent être limités par la qualité du sol (épaisseur, richesse, compactage, humidité, etc.), la compétition venant de communautés denses de végétation sous couvert (Meilleur et al. 1994, de Blois et al. 2004, Engelman et Nyland 2006), ou par la déprédation des semis (Runkle 1981, Horsley et al. 2003) ou des graines (Schnurr et al. 2004) par la faune. Cependant, peu importe le facteur limitant, il est hautement probable que les TSR vont montrer certaines caractéristiques distinctives de site ou de microsite qui peuvent être utilisées pour les différencier des TS. Ces caractéristiques peuvent être liées directement aux facteurs limitant ou à la réponse des végétaux causée par les facteurs limitant. Certaines de ces caractéristiques, en particulier celle liées à la forme du terrain ou à la physionomie de la végétation, peuvent être mesurées par le LiDAR à petite empreinte.

Les caractéristiques distinctives des TSR peuvent être très différentes d'un écosystème forestier à l'autre en fonction des caractéristiques physiques des sites (i.e. sol, hydrologie,

climat), des caractéristiques des arbres liées à leur historique de croissance (particulièrement celles liées à l'établissement de l'arbre et à sa survie durant la phase juvénile), de la distribution des arbres et des autres espèces de plantes, de la densité des brouteurs et de l'historique de perturbation, incluant les interventions d'aménagement forestier. Par exemple, les ruisseaux ont été identifiés comme la source la plus commune de TSR par Lertzman et al. (1996) dans les forêts côtières tempérées de Colombie-Britannique. Dans leur étude, également en Colombie-Britannique mais dans les forêts tempérées nordiques, sub-boréales et alpines, Bartemucci et al. (2002) ont reconnu une plus grande variété de causes menant à la création de TSR, tel que les promontoires, les petits plans d'eau, les milieux humides, les rochers, les affleurements rocheux et les communautés d'arbustes. Par ailleurs, ces caractéristiques peuvent changer sur une petite distance, même à l'intérieur d'une trouée. Ainsi, la première étape d'une étude est d'effectuer une reconnaissance de la zone à étudier pour 1) caractériser le type, l'abondance, la variété, la taille et la distribution spatiale des facteurs limitant, et ainsi 2) développer une définition opérationnelle des TSR qui servira de base pour 3) le protocole d'échantillonnage.

Cependant, développer une définition opérationnelle pour les TSR n'est pas un exercice trivial. La distinction entre les TSR et les TS doit être déterminée par la probabilité que l'ouverture dans la canopée se ferme dans un délai assez rapide (10-30 ans). Bien que la différence entre les TS et les TSR, fondée sur cette définition, soit évidente, de nombreuses trouées se trouvent dans le gradient entre ces deux cas canoniques. Les conditions qui limitent l'établissement des arbres peuvent aussi freiner la croissance sans pour autant empêcher l'établissement. Sur ces sites qui inhibent la croissance, certains arbres peuvent éventuellement atteindre la canopée, alors que dans d'autres les arbres ne peuvent pas croître au-delà du stade de perche ou de gaule et vont mourir avant d'atteindre la canopée. Par ailleurs, toutes ces conditions peuvent être observées dans une même trouée, avec des proportions variables, rendant parfois difficile l'assignation d'un type. Ces points doivent être reconnus dès le départ et des seuils de distinctifs doivent être identifiés pour la définition opérationnelle qui sera utilisée lors de l'échantillonnage.

La reconnaissance des caractéristiques distinctives des TSR dans cette première phase est cruciale pour l'identification des variables, dérivées des données LiDAR, possédant un potentiel discriminant. Pour les caractéristiques de réponse de la végétation, comme sa physionomie, un signal sans équivoque est préférable, mais sinon, les ambiguïtés doivent être reconnues. Par exemple, puisque les TSR sont exemptes de végétation arborée, la hauteur mesurée à l'intérieur devrait être faible. Cependant, la hauteur de la végétation peut

aussi être faible dans les TS récemment créées, particulièrement pour celles dépourvues de régénération préétablie. La détection des caractéristiques causant les TSR peut être abordée aussi abordée via des indicateurs indirects. Par exemple, si les cours d'eau sont une cause majeure de TSR, les données sur la proximité des cours d'eau pourraient fournir des renseignements utiles.

Une fois les variables dérivées des données LiDAR sélectionnées, il est important de considérer la mesure de la variable (métrique) et son échelle spatiale d'expression. Les métriques peuvent être calculées à partir du nuage de points LiDAR directement ou avec un modèle de hauteur de la canopée en format image, obtenu par interpolation. La résolution du modèle de surface devrait correspondre adéquatement à la densité de points et à la précision associée à l'empreinte du rayon LiDAR pour éviter les artefacts et pour ne pas sous-échantillonner les données (Gaulton et al. 2010). Peu importe l'approche, les métriques doivent être calculées à une échelle appropriée à la caractéristique que l'on tente de mesurer. Par exemple, la forme d'un terrain peut être considérée concave à une certaine échelle d'analyse, mais convexe à une plus grande échelle. La résolution spatiale des données LiDAR devrait permettre le calcul de ces métriques avec suffisamment de précision à l'échelle sélectionnée. De nombreuses questions liées à la précision du modèle de surfaces dépendent de considérations techniques concernant l'acquisition de données LiDAR et le traitement des données. (Lim et al. 2003). Comme plusieurs caractéristiques liées aux TSR nécessitent la mesure de la morphologie fine du terrain, des efforts de validation et de contrôle devraient être mis sur le modèle numérique de terrain (Hodgson et al. 2003). Heureusement, les modèles numériques de terrain à haute résolution spatiale sont normalement très fiables et précis, particulièrement dans les ouvertures en forêt (Reutebuch et al. 2003).

Méthode

Zone à l'étude

La zone à l'étude se situe dans la partie ouest du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul. Le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul est situé entre celui de l'érablière à caryer cordiforme au sud, et celui de l'érablière à bouleau jaune. La flore est très diversifiée et plusieurs espèces y atteignent la limite de leur distribution (Gosselin, 2004). La zone à l'étude est composée de trois paysages d'une superficie de 1 km² en Outaouais. Les forêts étudiées n'ont pas subi d'exploitation forestière en raison de leur localisation. Deux paysages (sites A et B) sont

situés dans les limites de la réserve écologique de la Forêt-la-Blanche. Cette réserve est une aire protégée de 2 052 hectares vouée à la conservation intégrale des écosystèmes et à la recherche (45° 44' N, 75° 16' O). Le troisième paysage (site C) est situé dans l'écosystème forestier exceptionnel du Lac-de-l'Écluse (45° 52' N, 75° 24' O). Les sites A et B sont séparés par 1.4 km de distance, alors que le site C est à environ 16 km au nord des deux autres. Selon les cartes écoforestières du Québec (MRNFQ 2003), la moitié du site A est constitué de terrain plat couvert par un dépôt d'épandage (2BE) et le reste du terrain est constitué de collines couvertes par un dépôt glaciaire indifférencié mince à très mince (1AR). Les sites B et C sont plus vallonnés et sont couverts de till indifférencié d'épaisseur allant de modéré à très mince sur du roc. La température moyenne annuelle varie de 2.5 à 5.0°C, avec une saison de croissance (moyenne journalière de plus de 5.6°C) de 180-190 jours (Robitaille et Saucier 1998). Les précipitations annuelles moyennes varient entre 900 et 1000 mm, dont le tiers tombe sous forme de neige. L'espèce dominante d'arbre est l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), retrouvé souvent avec le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.). Les autres espèces présentes sont le tilleul d'Amérique (*Tilia americana* L.), la pruche du Canada (*Tsuga canadensis* (L.) Carrière), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana* (Mill.) K. Koch), l'érable rouge (*A. rubrum* L.), l'érable de Pennsylvanie (*A. pensylvanicum* L.), le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana* L.) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.). Les trois sites étudiés sont constitués de forêts anciennes qui n'ont pas subies de perturbations majeures depuis plusieurs décennies. Les trois sites ont été affectés par la grande tempête de verglas de 1998, recevant de 40 à 100 mm de pluie verglaçante (Olthof et al. 2004), ce qui a endommagé certains arbres. De plus, la maladie corticale du hêtre (causée par le fungus *Nectria coccinea* var. *faginata* et *N. galligena*) y est présente depuis plusieurs années, entraînant une augmentation de la mortalité et des défauts, particulièrement pour les gros hêtres (Houston 1994). Nous avons constaté que la majeure partie des gros hêtres étaient morts ou mourants durant nos campagnes d'échantillonnage en 2009 et 2010.

Traitement des données LiDAR et détection des trouées

Les données LiDAR à empreinte discrète utilisées dans cette étude ont été acquises en septembre 2007 avec un instrument Optech 3100 à une altitude moyenne de 1 300 m (Hopkinson, 2007). Une moyenne de 2.5 à 4 points LiDAR de premiers retours par m² a été obtenue. Le pré-traitement des données Lidar a été effectué avec le logiciel Terrascan (Terrasolid, Finlande). Cela inclut le nettoyage des données pour enlever les aberrations et la classification des points selon qu'ils ont touché ou non le sol et la canopée (Hopkinson 2007).

Les modèles de hauteur et la détection des trouées ont été réalisés dans ArcGIS Desktop (version 9.1, Environmental research institute Inc.). Un modèle numérique d'élévation a été produit par interpolation à l'aide d'un réseau de triangles irréguliers à partir des points Lidar ayant touché le sol (Lim et *al.* 2003b). Un modèle numérique de surface a été produit par la même méthode que le modèle numérique d'élévation en utilisant les points Lidar ayant touché la canopée. Un modèle de hauteur de la canopée (MHC) a été calculé en soustrayant le modèle numérique d'élévation du modèle de surface. Le MHC est une représentation de la hauteur de la végétation au-dessus du sol. Les modèles de hauteur ont été produits à une résolution de 50 cm. Le capteur LiDAR a été calibré avec soin avant l'acquisition des données. Les erreurs de positionnement XYZ devraient donc être dans les marges d'erreurs normales pour un ALTM 3100.

Les trouées ont été détectées à l'aide d'un algorithme de seuillage adaptatif à la hauteur locale de la végétation. L'algorithme a été conçu pour détecter les changements de hauteur qui représentent une cassure dans la continuité de la canopée. Cette méthode de détection des trouées donne des limites conservatrices de l'étendue des trouées comparativement à d'autres méthodes utilisant des données Lidar (Koukoulas et Blackburn, 2004). Avec cet algorithme, un pixel de MHC est classifié comme faisant partie d'une trouée si sa valeur (hauteur de la végétation) est plus petite qu'un des deux seuils de hauteur calculés à partir des pixels dans un voisinage circulaire de 0,25 ha (Équations 3.1 et 3.2):

$$H_i < [H_{i/4ha} - (1,5 * ETH_{i/4ha})] \quad (\text{Équation 1})$$

$$H_i < (0,2 * H_{max/4ha}) \quad (\text{Équation 2})$$

Où H_i est la valeur du pixel du MHC évalué, $H_{1/4ha}$ est la valeur moyenne du MHC dans le voisinage circulaire de 0,25 ha, $ETH_{1/4ha}$ et $Hmax_{1/4ha}$ sont l'écart type et la valeur maximale du MHC dans 0,25 ha respectivement. Les seuils des deux équations ont été obtenus par essai et erreur jusqu'à ce que la comparaison visuelle du résultat avec le MHC soit jugée satisfaisante (Fig. 1). La valeur du quart d'hectare a été choisie pour sa stabilité et sa représentativité à travers les sites d'étude. Les pixels contigus dans toutes les directions classifiés en trouées ont été groupés pour former les trouées sous forme vectorielle. La taille des trouées a été calculée à partir de la surface totale des pixels groupés. Les trouées de moins de 4 m² ont été supprimées pour enlever les espaces entre les branches dans une même couronne d'arbre. La précision de la bordure des trouées n'a pas été évaluée quantitativement, mais l'observation *in situ* durant les campagnes d'échantillonnage ont permis de constater qu'elle était très adéquate pour cette étude. Les études ayant étudié cet aspect ont obtenues une bonne correspondance entre les trouées détectées par LiDAR et celles mesurées à partir du sol (Vepakomma *et al.* 2008).

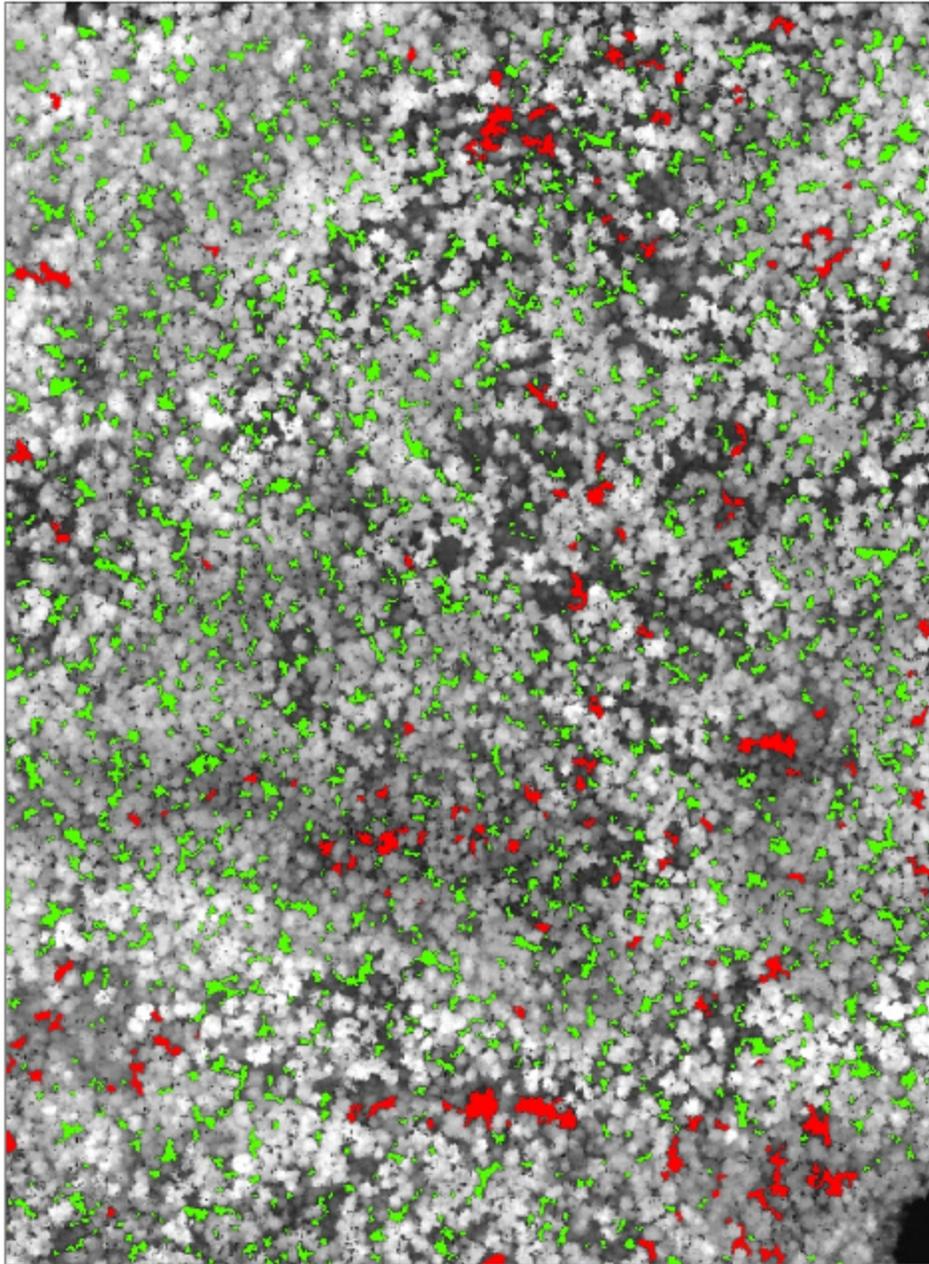


Figure 2 Exemple de délimitation des trouées à l'aide de l'algorithme à seuils variables à partir du modèle de hauteur de la canopée du paysage trois. Les zones foncées dénotent une végétation basse alors que les zones plus pâles représentent le sommet de la canopée (échelle 1 :3333). Les trouées en vert sont des trouées avec régénération alors que les trouées en rouge sont des trouées sans régénération.

Application du cadre opérationnel

Durant la phase de reconnaissance, nous avons remarqué que la plupart des TSR étaient causées par l'accumulation d'eau et par des conditions de sols impropres (i.e., des sols très minces, affleurements rocheux, etc.). Les zones de saturation en eau du sol étaient regroupées et près de ruisseaux ou dispersées lorsqu'elles étaient situées dans une forme de terrain concave favorisant l'accumulation de l'eau. Les affleurements rocheux étaient situés sur des formes de terrain convexes ou sur une rupture de pente. La plupart du temps, les caractéristiques distinctives visibles des TSR étaient petites (10 m² à 30 m²), et rarement plus large que la trouée elle-même. La hauteur de la végétation était habituellement plus grande dans les TS que dans les TSR, même dans les TS récentes, en raison de l'omniprésence de régénération avancée d'érable à sucre et de hêtre sous couvert. Puisque la végétation sous couvert est, en majeure partie, intacte suite à la chute des faiseurs de trouées, la hauteur de la végétation dans les TS reste bien au dessus du sol.

Notre définition opérationnelle pour l'identification sur le terrain des TSR était basée sur deux conditions : En premier, elles devaient être dénuées de débris (i.e. tronc, souche, branche) provenant de faiseurs de trouées pouvant être liés à l'ouverture. La recherche de ces caractéristiques a été effectuée dans les trouées et s'est étendu quelques mètres autour (~5m). La deuxième condition était qu'une partie substantielle (i.e., >30%) de la projection verticale de la trouée devait être couverte par des éléments limitants l'établissement de la régénération et devait être dépourvu de régénération d'arbre. Nous avons sélectionné le seuil de 30% en observant que ces zones étaient souvent entourées d'une zone tampon de transition dans laquelle la croissance était limitée et qui ne comportait que des arbres de petites taille qui n'atteignaient pas la canopée. Ces deux zones, lorsque cumulées, représentaient habituellement la majeure partie de la surface détectée des trouées. Les trouées ne répondant pas à ces critères recevaient l'étiquette TS. Des éléments supplémentaires du cadre opérationnel sont présentés dans les trois prochaines sections de la méthode.

Collecte des données sur le terrain

Une sélection aléatoire de trouées dans les trois sites a été échantillonnée à l'été 2009 pour effectuer une évaluation des caractéristiques des trouées. Des TSR supplémentaires ont été inventoriées en octobre 2010 pour augmenter l'effectif. Au total, nous avons collecté des données sur 105 TSR et 107 TS. es très petites trouées, i.e., entre 4 m² et 20 m², ce qui représente environ 29% de la surface totale en trouées, n'ont pas été échantillonnées en raison de la difficulté à les positionner précisément au sol. Elles ont tout de même été incluses dans la modélisation. La plupart de ces très petites trouées étaient dans des canopées élevées et semblaient avoir été créées par des branches cassées ou étaient de vieilles TS presque refermées. Pour chaque trouée que nous avons visitée, nous avons relevé la présence de facteurs limitant l'établissement ou la croissance, ainsi que la composition en espèce des arbres en bordure. Les facteurs limitant présents étaient l'eau (i.e. accumulation, ruisseau, drainage latéral, milieu humide), broutage par les castors (*Castor canadensis*), roc (i.e., affleurement, bloc) et les communautés végétales qui inhibent la succession (e.g., fougères (souvent *Athyrium felix-femina*), *Viburnum* spp., *Corylus cornuta* Marsh., *Carex* spp., *Polygonum* spp.). Les castors sont très communs dans la zone à l'étude. En effet, selon Lafond *et al.* (2003), les densités de population de castors en Outaouais sont parmi les plus élevées dans l'ouest du Québec (0.5 colonie*km⁻¹). Le broutage par le castor limite l'établissement d'arbres pour une période de temps considérable, ce qui génère des trouées similaires aux TSR. Chaque TSR pouvait avoir plus d'un type de facteur limitant (e.g. roc et fougère).

Préparation des données

Les variables de végétation et de terrain dérivées de données LiDAR ont été choisies selon nos hypothèses concernant les caractéristiques des TSR. Ainsi, pour la physionomie de la végétation, les statistiques de hauteur du MHC (minimum, maximum, médiane, 20^e et 80^e percentiles) ont été calculées avec les pixels situés dans les limites des trouées dans SAGA-GIS (v. 2.0.5, SAGA user group association) afin de caractériser la distribution de hauteur interne dans les trouées. Un index de position topographique (IPT) a été calculé à partir du MNT pour intégrer la forme du terrain dans le modèle (Jenness *et al.* 2005). L'IPT est une mesure de la différence de hauteur entre une cellule et la hauteur moyenne dans un rayon circulaire de 5 m. Cette valeur a été choisie sur la base de nos observations de l'échelle du patron de récurrence de la micro-topographie

associée aux TSR. L'IPT donne une valeur négative aux terrains concaves et une valeur positive aux terrains convexes. Les valeurs minimales, médianes et maximales de l'IPT ont été calculées pour chaque trouée. Nous avons créé un modèle de réseau hydrographique en utilisant le MNT LiDAR, à partir duquel des calculs d'accumulation et de direction de l'écoulement ont été traités. Durant le travail sur le terrain, nous avons enregistré la position des ruisseaux et des zones d'accumulation d'eau que nous avons rencontrés. Ces observations ont servies à déterminer le seuil permettant d'obtenir la meilleure prédiction du modèle de réseau hydrographique à partir des calculs d'accumulation de l'écoulement (Jenson et Domingue 1988). Une modèle de distance à l'eau a ensuite été produit à une résolution de 50 cm et a été utilisée pour calculer la distance (minimum, maximum et médiane) de chaque trouée au ruisseau détecté le plus près. Ces trois statistiques peuvent avoir un sens différent dépendamment de la forme et de l'orientation des trouées, ainsi que de leur position par rapport au réseau hydrographique. Une modèle de pente a été produite à partir du MNT LiDAR et des statistiques ont été calculées pour chaque trouée (minimum, maximum et médiane). En raison de sa relation non-linéaire avec la probabilité de détecter les TSR, la variable du maximum de pente dans une trouée a été séparée en trois classes selon les règle suivantes (classe de pente faible 1 = $0 \leq \text{pente} \leq 24.71$ degrés, classe de pente intermédiaire 2 = $24.71 < \text{pente} \leq 39.83$ degrés, classe de pente forte 3 = $\text{pente} > 39.83$ degrés). Une classe d'épaisseur de dépôt de surface a été assignée à chaque trouée par chevauchement dans un SIG pour explorer le rôle des dépôts de surface sur le pourcentage de surface de chaque type de trouées. Les classes d'épaisseur ont été définies selon la description des dépôts de surface dans les cartes écoforestières (MRNFQ 2003).

Modélisation

Les analyses statistiques ont été réalisées dans R (Version 2.12.1). Nous avons créé un modèle de régression logistique à effets mixed (Fonction *glmer* dans le paquet *lme4*) du type de trouées (TSR ou TS). Les 3 sites d'étude ont été entrés comme le facteur à effets aléatoires. La régression logistique pas-à-pas a été effectuée pour sélectionner les variables à inclure dans le modèle à partir de celles pouvant être significatives selon nos hypothèses. Cette méthode peut être un outil d'analyse utile lorsque l'association entre les variables et le phénomène étudié n'est pas très bien comprise (Hosmer et Lemeshow 2000). Les variables ont été sélectionnées selon leur potentiel de réduction du critère d'information d'Akaike (Akaike information criterion :AIC) et selon leur signification statistique. Le modèle a été construit avec un sous-échantillon aléatoire de 80% de l'effectif des trouées. Le 20% restant a servi pour la validation du modèle. Nous avons utilisé le test d'Hosmer-Lemeshow pour vérifier la qualité de l'ajustement du modèle (Hosmer et Lemeshow 2000). Le pouvoir discriminant du modèle a été testé avec un graphique de courbe « receiver-operating characteristics » (ROC) (Metz 1978; Pearce et Ferrier 2000). Un graphique du paramètre kappa (Guisan et al. 1998) a été utilisé pour déterminer la valeur de seuil de la fonction logistique déterminant le type de trouée. Les relations individuelles entre les variables explicatives sélectionnées et le type de trouées ont été analysées avec des graphiques de ratio probabilité-logistique.

Résultats

Les trois sites à l'étude ont une combinaison différente de facteurs limitants responsables de la création de TSR (Fig. 2). L'accumulation d'eau et la saturation permanente en eau du sol étaient le facteur limitant le plus commun dans les sites A et B. Le site C avait plusieurs TSR avec plus d'un type de facteurs limitants. Le roc et les communautés denses de végétation ont souvent été trouvés ensemble dans les TSR. L'épaisseur des dépôts de surface semble conditionner la distribution des facteurs limitants liés aux TSR (Table 1). Les affleurements rocheux n'ont jamais été un facteur limitant sur les dépôts épais alors que les communautés végétales y étaient une cause importante. Sur les dépôts minces, l'eau est le facteur limitant le plus important. Les castors avaient un impact limité sur la création de trouées. Ils étaient la cause probable de 15% des TSR échantillonnées dans les sites A et C, mais étaient absents du site B. Les TSR avaient plus de chance d'être causés par les castors sur les dépôts d'épaisseur modérée et épais, alors qu'ils n'ont pratiquement pas été observés sur les dépôts minces.

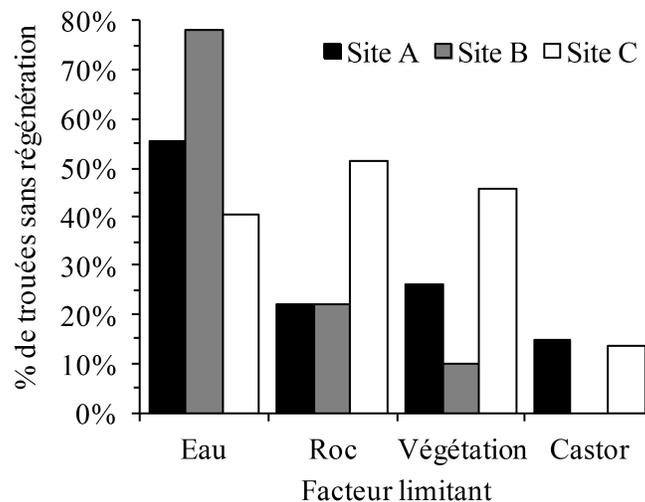


Figure 2. Répartition des causes responsables des trouées sans régénération, par site d'étude.

Table 1. Pourcentage de trouées sans régénération par facteur limitant et par classe de d'épaisseur de dépôt de surface.

Classe d'épaisseur de dépôt de surface	Végétation empêchant la succession		Nombre de trouées sans régénération				
	Eau	Roc	Castor	Site A	Site B	Site C	
Épais	47.1%	0.0%	41.2%	11.8%	14	*	*
Modéré	32.2%	33.9%	25.4%	8.5%	*	7	35
Mince	65.5%	24.1%	8.6%	1.7%	12	39	2

* Il n'y a pas eu de dépôts de surface de cette classe d'épaisseur dans le site.

Les communautés végétales empêchant l'établissement de la végétation étaient majoritairement composées de *Carex* spp., de *Viburnum* spp., de *Corylus cornuta* et de fougères (*Athyrium filix-femina* pour la plupart). Ces espèces ont un avantage écologique à occuper et à se maintenir dans les TSR en raison de la semi-permanence des conditions lumineuses. Nous avons observé que ces espèces partagent certains traits fonctionnels, tel qu'elles sont pérennes, qu'elles ont besoins de peu de nutriments, qu'elles survivent dans des conditions extrêmes et variables d'humidité du sol et qu'elles ont besoin de plus de lumière que les plantes de sous-couvert communes. Les arbres qui seraient capables de s'établir malgré les facteurs limitants grandiraient vraisemblablement très lentement, les rendant vulnérables au broutage par le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), ralentissant encore plus la fermeture de la canopée (Horsley et Marquis 1983).

Le modèle construit à l'aide des données dérivées du LiDAR a été capable de très bien discriminer les TS des TSR (Table 2). Les probabilités-logistiques des comptes observés et prédits des dix déciles du test d'Hosmer-Lemeshow n'indiquent pas de problème de manque d'ajustement ($\chi^2 = 7.25$, $p = 0.51$) mais montrent une volatilité dans les probabilités lorsque les valeurs sont proches de la valeur de seuil de 0.5 (Fig. 3). La surface sous la courbe ROC était de 93.29% pour les données de validation et de 82.26% pour les données d'entraînement (Fig. 4). Cela indique que le modèle a un pouvoir discriminant excellent à exceptionnel selon l'échelle de Hosmer et Lemeshow (2000). L'erreur de classification était de 17% pour les données de validation et de 26% pour les données d'entraînement, pour la valeur de seuil de 0.5. Cependant, les erreurs de classification ne sont pas distribuées également dans les trois sites. Il y a plus d'erreurs de classification dans le site B (Table 3).

Table 2. Modèle de régression logistique du type de trouée avec la valeur minimum et maximum de chaque variable (AIC = 189, réduction d'AIC = 106.88, réduction du -2LL = 87.47, R^2 de Nagelkerke = 0.41).

Variable	Valeurs Min- Max	Coefficient (B)	Erreur type	valeur de Wald	<i>p</i>	ln (B)
Intercepte	-	0.030	0.650	0.046	0.963	-
20 ^e percentile de MHC	0.04 – 4.65	0.535	0.174	3.079	0.002	1.708
Distance maximum à l'eau	3.20 – 92.98	0.036	0.012	2.855	0.004	1.036
Minimum d'IPT	-3.59 – 0.29	1.250	0.342	3.654	0.000	3.490
Classe de pente intermédiaire	0 – 1	-0.657	0.425	-1.544	0.122	0.519
Classe de pente forte	0 – 1	-1.743	0.669	-2.605	0.009	0.175

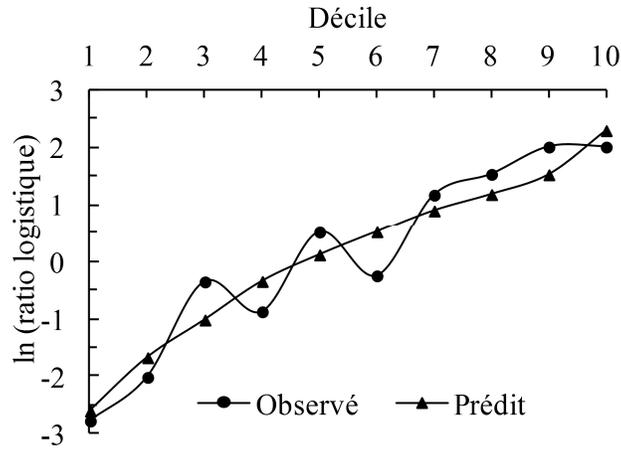


Figure 3. Log-ratios des comptes observés et prédits pour les 10 déciles du test d'Hosmer-Lemeshow.

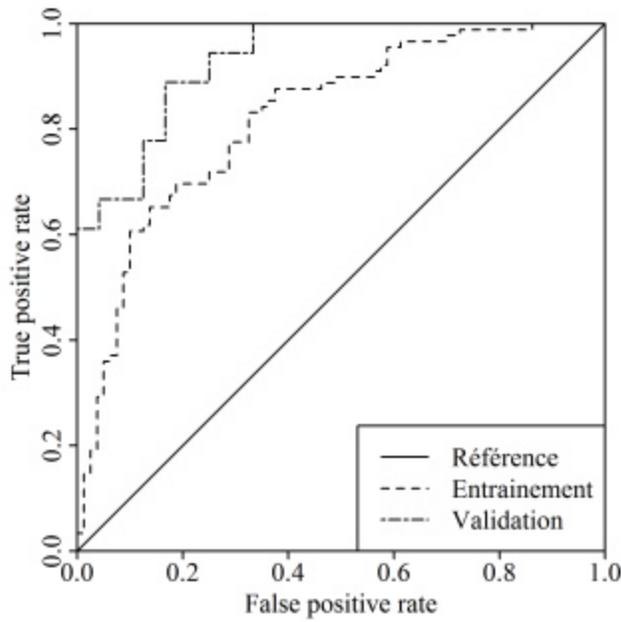


Figure 4. Courbe Receiver operating characteristic (ROC) du modèle différenciant les trouées sans régénération des trouées développementales, produit à partir des données de validation et d'entraînement.

Table 3. Matrice de confusion de l'ensemble des données, par site d'étude et globalement (pourcentage du total entre parenthèses).

		Observé		% correctement	
Prédit	Site A		Sans		
		régénération	Développementale	classifié	
	Sans régénération	19 (30.6%)	6 (9.7%)		76%
	Développementale	8 (12.9%)	29 (46.8%)		78%
	Total				77%
	Site B		Sans		
		régénération	Développementale	Total	
	Sans régénération	28 (43.8%)	8 (12.5%)		77%
	Développementale	13 (20.3%)	15 (23.4%)		54%
	Total				67%
	Site C		Sans		
		régénération	Développementale	Total	
	Sans régénération	28 (32.6%)	7 (8.1%)		80%
Développementale	9 (10.5%)	42 (48.8%)		82%	
Total				81%	
Overall		Sans			
	régénération	Développementale	Total		
Sans régénération	75 (35.4%)	21 (9.9%)		78%	
Développementale	30 (14.2%)	86 (40.6%)		74%	
Total				76%	

Le site d'étude n'était pas un effet aléatoire significatif dans le modèle (variance de l'intercepte = 9.93×10^{-13} ; et écart-type = 9.96×10^{-7}). Quatre variables ont été sélectionnées pour prédire le type de trouées: la valeur minimale de l'IPT, le 20^e percentile de valeurs du MHC, la distance maximale au cours d'eau le plus proche et la classe de pente élevée (Table 2). Le minimum d'IPT a été la première variable sélectionnée pour discriminer les TS des TSR. Les valeurs négatives indiquent une forme de dépression locale du terrain dans la trouée (i.e., concavité) favorisant l'accumulation d'humidité ou la saturation du sol. Le graphique de ratio probabilité-logistique a montré que les TSR sont liées aux valeurs faibles de minimum de l'IPT (Fig. 5). Inversement, les valeurs de minimum d'IPT les plus élevées, près de 0 et ce qui indique du terrain plat, ne limitent pas l'établissement d'arbres et étaient donc indicatives de TS. L'éloignement de la linéarité des log-ratios près des déciles centraux de l'IPT était dû à la distribution hétérogène des valeurs des TS et des TSR. Si les valeurs d'IPT étaient distribuées de façon plus homogène entre les 4^e et les 8^e déciles, les log-ratios auraient été distribués linéairement. De plus, ces déciles n'auraient pas eu beaucoup de pouvoir explicatif dans le modèle. Le 20^e percentile de valeurs du MHC dans les trouées a un bon pouvoir explicatif permettant de distinguer les deux types de trouées. Les TSR sont liées aux valeurs faibles du MHC et l'inverse est vrai pour les TS (Fig. 5). La distance à l'eau a été la troisième variable sélectionnée (Table 2) et a principalement servi à identifier les TS lorsqu'elles sont loin de l'eau (Fig. 5). Les trouées qui sont près de l'eau ne sont pas nécessairement des TSR, mais les trouées qui sont loin de l'eau ont plus de chances d'être des TS. La dernière variable sélectionnée était la classe de pente élevée (Table 2). Celle-ci a un peu de pouvoir explicatif pour identifier les TSR sur des pentes fortes (Fig. 5). Les log-ratios indiquent que les trouées qui sont dans la classe de pente élevée ont plus de chances d'être des TSR. Les trouées avec une pente élevée représentent seulement 10% des trouées échantillonnées.

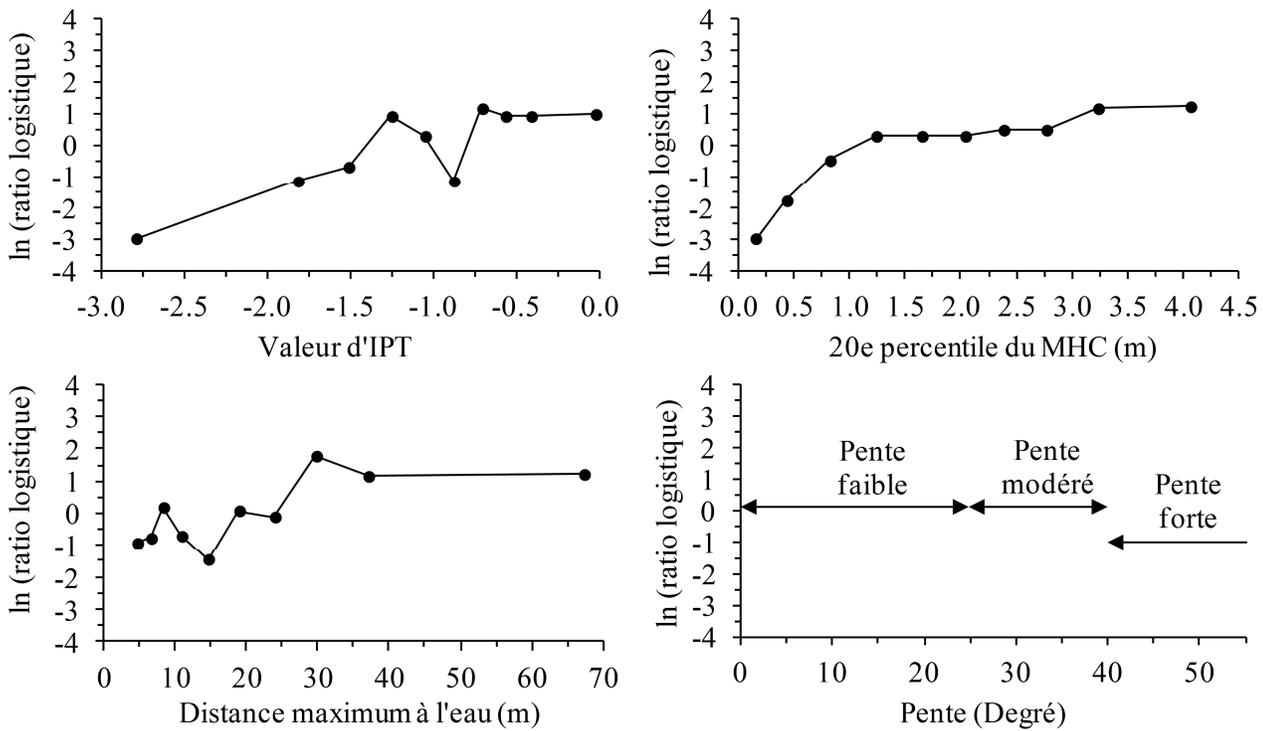


Figure 5. Log-ratios des dix déciles des valeurs du minimum de l'indice de position topographique (IPT), du 20^e percentile du MHC, de la distance maximum au cours d'eau et de la classe de pente maximale (Note: axe des X différent par variable).

Le paramètre kappa a montré que les valeurs de seuil de probabilité logistique entre 0.40 et 0.72 offrent des performances de classification similaires (Fig. 6); i.e., sélectionner un seuil entre ces valeurs égalise les gains en performance pour un type de trouée par une baisse égale dans l'autre type. Un tiers des trouées avaient une probabilité prédite entre 0.40 et 0.72. Nous avons donc décidé de conserver le seuil par défaut à la valeur 0.5.

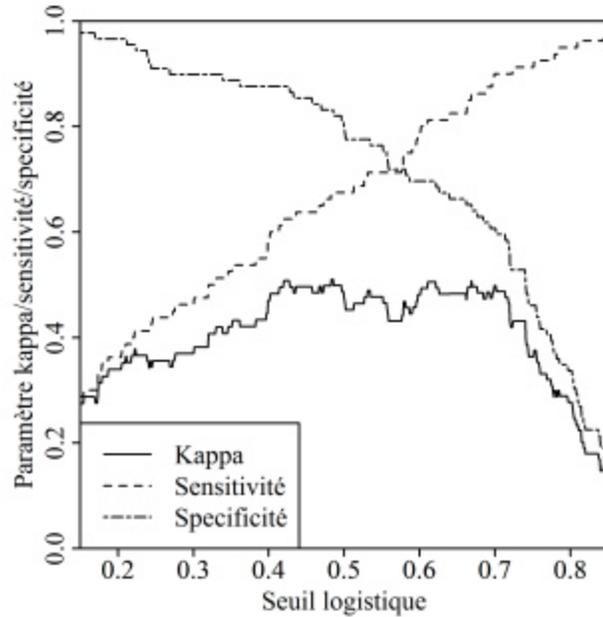


Figure 6. Sensitivité, spécificité et paramètre kappa du modèle de régression logistique, calculé avec les données de validation, en fonction de la valeur du seuil logistique.

L'application du modèle aux trois sites d'étude donne la prédiction que, en moyenne, les TSR représentent 19.5% de la surface en trouées et occupent 1.37% des sites d'étude (Table 4). Les TS sont plus communes, couvrant 5.71% des sites d'études. Les pourcentages de TS sont similaires entre les sites d'études (5.51% à 5.96%), alors que la différence pour les TSR est plus grande (0.98% à 1.71%). Le site A a le pourcentage le plus faible de TSR le ratio de type de trouées le plus faible.

En général, le pourcentage de surface en trouées augmente à mesure que l'épaisseur de dépôt de surface diminue (Table 4). Si on exclue les trouées de la zone de 8.6 ha de dépôt d'épaisseur modéré dans le site B, une zone corridor caractérisée par des ruisseaux et des zones d'accumulation de l'eau, le pourcentage de TS (5.71%) est proche de la moyenne générale, située entre 5.35% et 6.33%. Cependant, la proportion de TSR est plus variable, particulièrement sur les dépôts minces (0.71% to 2.27%).

Un exemple de classification est présenté dans la Figure 7 qui montre les variables sélectionnées et la classe prédite de quatre trouées que nous avons échantillonnées durant les visites sur le terrain. Les trouées A, B, C et D (Fig. 7) sont localisées dans le site C et ont été correctement classifiées par le modèle. Les TSR A et B sont de petites mares qui ont été créées par accumulation de l'eau. Cela a aussi été indiqué par une valeur faible de minimum d'IPT, ce qui indique la concavité. Cela a résulté en un faible 20^e percentile de MHC dans ces trouées. La distance maximum au ruisseau le plus proche n'était pas très faible en raison de la taille des trouées et la classe de pente n'a pas eu d'influence dans leur classification. Les trouées C et D sont des TS (Fig. 7) et ont de la régénération de plusieurs mètres de haut à l'intérieur. Le minimum d'IPT, le 20^e percentile de valeur du MHC et la distance maximale aux ruisseaux étaient toutes dans des valeurs moyennes. La pente était élevée dans la trouée C, mais la valeur n'était pas suffisante pour qu'elle soit classifiée en TSR.

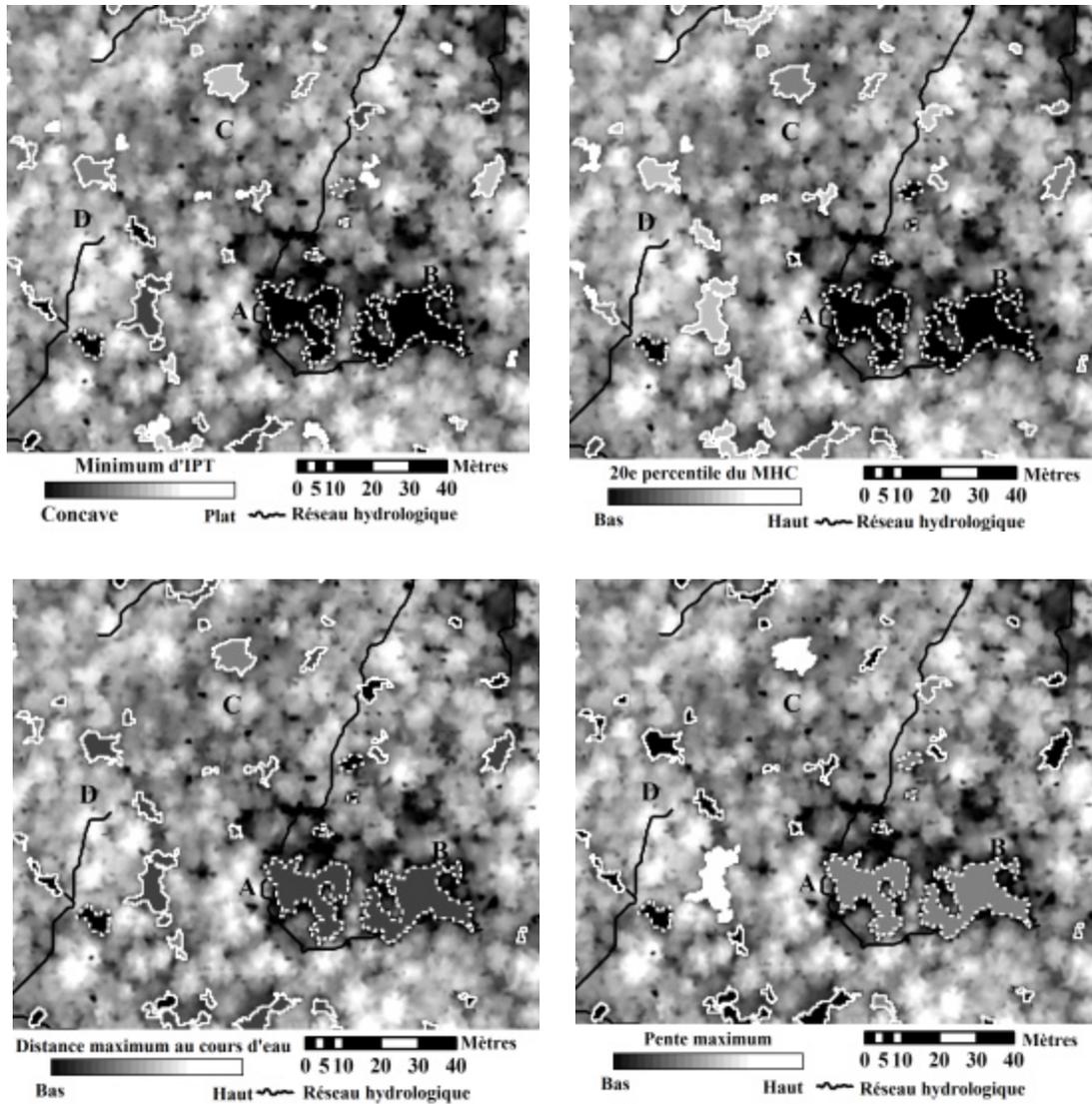


Figure 7. Les valeurs de minimum de l'indice de position topographique (IPT), du 20^e percentile du MHC, de la distance maximum au cours d'eau et de la classe de pente maximale exprimée par des valeurs de gris dans chaque trouée. Les TSR ont une bordure pointillée et les TD une bordure solide. Le fond de carte est le modèle de hauteur de la canopée avec les hauteurs de bas en haut selon un gradient noir-vers-blanc. Les trouées A, B, C et D sont correctement classifiées.

Discussion

Variables du modèle

Dans cette étude, les renseignements dérivés de données LiDAR ont été un bon prédicteur pour différencier les TS des TSR. Les variables sélectionnées pouvaient être liées directement aux conditions limitants l'établissement des arbres ou à la physiologie végétale résultant de ces conditions. La micro-topographie, exprimée par le minimum de l'IPT, était la variable sélectionnée avec le pouvoir explicatif le plus fort. Les log-ratios indiquent que les terrains plats sont associés aux TS et la concavité est associée aux TSR. La concavité était souvent liée aux zones d'accumulation d'eau dans le sol. L'eau était aussi mise en cause par la sélection de la variable de distance maximum au cours d'eau le plus proche. Les log-ratios ont montré que plus les trouées sont loin des zones d'accumulation d'eau identifiées par le modèle hydrologique, plus haute sont les probabilités que les trouées soient des TS. Cependant, la proximité aux cours d'eau ne permet pas de déterminer le type de trouée. La dernière variable du modèle servait à identifier les sites à pente trop raide pour permettre l'établissement ou le maintien des arbres. La position topographique, la pente et l'élévation sont reconnues pour influencer l'abondance de trouées (Battles et al. 1995), mais leur contribution à la création de TSR n'avait pas encore été étudiée.

Nous nous étions aussi attendus à ce que l'absence de végétation ou la présence de végétation limitée en ressources donnerait une distribution de hauteur faible dans les TSR. Parmi les variables liées à cette caractéristique, le 20^e percentile de valeurs du MHC dans les trouées a été sélectionné comme étant le meilleur indicateur. Son profil de probabilité-logistique (Fig. 5) montre clairement que les TSR étaient identifiables quand le 20^e percentile est faible. D'autres déciles de MHC étaient corrélés avec le 20^e percentile, mais n'étaient pas aussi bons pour capturer les variations de hauteur basses qui importent pour discriminer entre les deux types de trouées. Nous nous étions aussi attendus à ce qu'une mesure de la variation de la hauteur dans les trouées pourrait aider à distinguer les différences de structure de végétation entre les types de trouées. Cependant, l'écart-type était significativement corrélé négativement avec le 20^e percentile de MHC ($r = -0.51$, $p < 0.001$) et n'ajoutait probablement pas suffisamment d'information supplémentaire pour être inclus dans le modèle. Cette corrélation négative indique que les trouées avec de la végétation haute ont moins de variation de hauteur que les trouées avec une portion basse.

L'incertitude dans l'identification des TSRs

Comme mentionné auparavant dans le cadre opérationnel, la détermination *in situ* du type de trouées n'est pas toujours aisée, ce qui n'a pas été reconnu dans les études passées sur les TSR. Par exemple, dans Lertzman et al. (1996), les trouées ont été désignées TSR sur le terrain quand une partie 'substantielle' était occupée par une composante édaphique limitante, sans spécifier de seuil quantitatif. Dans notre étude, de nombreuses trouées avaient des portions des deux types. Le seuil de 30% que nous avons choisi était basé sur des observations de la portion la plus petite ayant des facteurs limitants et produisant des structures de végétation visiblement différentes de celles des TS. En soi, l'insensitivité du modèle quant au choix du seuil logistique optimal illustre le flou entourant la classification TS/TSR que nous avons observé sur le terrain. Malgré cette limitation, le modèle a très bien performé.

Différence dans la performance du modèle

Le modèle n'a pas performé avec la même efficacité pour tous les sites d'étude. Bien que la proportion des classes d'épaisseur des dépôts de surface était différente d'un site à l'autre (Table 1), l'effet aléatoire non-significatif dans le modèle mixte suggère que le facteur du site d'étude ne peut pas être la cause de la différence de performance. Le succès de classification plus faible pour le site B semble être lié à de petites trouées (surface entre 20 et 50 m²) en bordure de plus grandes qui avaient été échantillonnées ensemble comme une seule trouée lors des travaux *in situ*. Les valeurs de minimum d'IPT et de 20^e percentile du MHC de ces petites trouées indiquent que ces trouées sont probablement dans des zones d'accumulation d'eau et auraient dues être classées TSR. Cependant, les grandes trouées échantillonnées étaient clairement des TS. Nous pensons que l'interaction entre la méthode de détection par seuils de hauteur adaptatifs et la différence de distribution de hauteurs (changement brusques vs. changements progressifs) entre les sites d'étude pourrait avoir eu pour conséquence que les grandes trouées ont été délimitées différemment. Cet exemple illustre les difficultés de trans-scalarité liées à la résolution qui peuvent se poser quand il est nécessaire de réconcilier deux échelles d'évaluation différentes.

Également dans le site B, un petit nombre de TS échantillonnées situées sur des dépôts de surface d'épaisseur modéré enrichi par drainage latéral ont aussi été mal classifiées. Sur ces sites plus riches, nous avons observé une compétition intense d'espèces d'herbes et d'arbustes, empêchant l'établissement de régénération avancée avant l'ouverture des trouées. Cela a résulté en TS avec de faibles valeurs de 20^e percentile de MHC, similaires à celles observées habituellement dans les TSR. Nous avons aussi observé à quelques reprises dans ce site d'étude que les faiseurs de trouées avaient substantiellement détruit la régénération pré-établie en tombant, changeant de fait la distribution de hauteur dans la trouée. Les TS affectées par ce genre d'évènement ont beaucoup plus de chance d'être classifiées TSR incorrectement. Ces deux situations confondantes dans le site B illustrent les limites de la transférabilité du modèle d'un paysage où la régénération avancée est commune à un autre où elle ne l'est pas.

Trouées sans régénération

Malgré leur présence dans les écosystèmes renouvelés par la dynamique des trouées, les TSR ont été exclues par définition de la plupart des études sur les régimes naturels de trouées. La majeure partie des études ont utilisé la définition de trouées de Runkle (Runkle 1982) ou celle de Brokaw (Brokaw 1982). Ces deux définitions requièrent que les trouées doivent être créées par la mort complète ou partielle d'un arbre (McCarthy 2001). Ces définitions sont encore utilisées dans la plupart des nouvelles études, même s'il a été reconnu que définir les trouées comme un résultat de perturbation ne s'applique pas à tous les types d'écosystèmes forestiers (Runkle 1992). Une étude explorant la question des TSR en écosystème forestier tempéré nordique a été conduite en Colombie-Britannique (Bartemucci et al. 2002). Toutefois, ces forêts sont très différentes de notre zone d'étude par rapport à la végétation et au biotope. Contrairement à ce que nous avons trouvé, Bartemucci et al. (2002) n'ont pas observés de TSR causées par de la végétation empêchant la succession végétale dans leur sites tempérés nordiques. Ils n'y ont pas trouvé non plus de trouées contenant une portion occupée par des facteurs limitants et une portion en TS. Ils ont seulement trouvé 0.2% de leur zone d'étude occupée par des TSR; les valeurs trouvées pour notre étude sont plusieurs fois plus élevées (0.98% à 1.71% de TSR occupant la surface des paysages).

Dans notre étude, les facteurs limitant des TSR étaient clairement associés à l'épaisseur des dépôts de surface. Par exemple, 66% des TSR sur des dépôts minces sont causés par l'eau. Sur ces dépôts, le micro-relief est plus prononcé; la micro-topographie concave du roc sous-jacent génère de petites cuvettes où l'eau peu rapidement saturer le sol et s'accumuler. Cela explique pourquoi nous avons observé une plus haute proportion de TSR associées à l'eau dans le site B, dans lequel les dépôts minces dominent. Inversement, les TSR causés par la végétation empêchant la succession végétale étaient plus fréquentes sur les dépôts épais (site A). Ceux-ci sont dans les basses terres et ont des sols plus riches. Les castors étaient une cause de limitation de la croissance de la régénération dans les trouées des basses terres des sites A et C qui sont près des cours d'eau et des plans d'eau, mais étaient absents des zones de dépôts minces trouvées dans les terres hautes, particulièrement dans le site B, où l'accès à des plans d'eau d'importance est moindre.

Trouées successioneelles

La proportion de TS dans notre étude était légèrement plus basse que dans la plupart des résultats publiés (notre moyenne de 5.70% versus une moyenne de $11.32 \pm 5.60\%$ dans d'autres études sur la forêt feuillue tempérée (McCarthy 2001)), mais est similaire au 7.18% de proportion en trouées obtenu par Runkle (1982) en faisant la somme de la surface de sa zone d'étude en trouées de moins de 200 m². Cependant, pour beaucoup de régimes de trouées relevés par McCarthy (2001), la distinction entre les TS et les TSR n'était pas explicite et leurs résultats pouvaient inclure les deux types sans distinction (i.e. les études utilisant des photographies aériennes sans validation terrain), ce qui expliquerait la proportion de TS plus élevée que ce que nous avons trouvé.

Conclusion

Des données LiDAR ont été utilisées pour détecter des trouées et pour prédire avec une bonne précision si elles étaient des TS ou des TSR en utilisant la distribution de hauteur dans les trouées, la distance aux zones d'accumulation d'eau (à l'aide d'un modèle hydrologique), la micro-topographie et la raideur de la pente. Il s'agit de la première fois que la télédétection est parvenue à discriminer le type de trouée. Les données LiDAR peuvent servir à mesurer les caractéristiques morphologiques du terrain à petite échelle. Les écologistes savent depuis longtemps que ces caractéristiques conditionnent la distribution de la végétation à l'échelle du site. Avant le développement du LiDAR, la distinction entre les TS et les TSR était impossible avec les outils de télédétection traditionnels. L'étude des régimes de trouées nécessitait donc des méthodes basées sur l'observation *in situ*. Ces méthodes sont coûteuses, demandent beaucoup de temps et échantillonnent souvent qu'une faible proportion de l'ensemble des trouées. En utilisant le LiDAR comme nous le proposons dans cet article, l'utilisateur a la capacité de compléter une caractérisation exhaustive de l'ensemble des trouées sur de grandes surfaces. Il s'agit d'un avantage important pour n'importe qui est intéressé par les processus à l'échelle du paysage impliquant la dynamique des trouées et fourni un résultat comparable aux études de terrain traditionnelles. Cette étude montre aussi que les TSR ne peuvent pas être ignorées lorsque la télédétection est utilisée pour étudier les propriétés des régimes de trouées.

La méthodologie utilisée dans cette étude devrait être applicable à d'autres endroits. La validité de notre modèle a été évaluée en utilisant un échantillon de validation différent de celui utilisé pour l'entraînement, ce qui nous a assuré qu'il n'a pas été sur-ajusté. Il est évident que le pouvoir explicatif des variables était associé aux caractéristiques spécifiques des sites d'étude, de la composition en espèces d'arbres et des relations site-végétation. L'importance des TSR dans le paysage est difficile à anticiper puisqu'elles peuvent être créées par des facteurs qui varient à une échelle relativement petite. Dans notre étude, les dépôts de surface et la topographie du socle rocheux ont joué un rôle important dans la détermination de la fréquence des TSR. Les sites utilisés dans cette étude sont représentatifs des conditions de sites communément observés dans la forêt feuillue tempérée du Québec. Nous sommes confiants que la méthodologie pourrait être utilisée pour des paysages comportant des conditions site/végétation similaires. Des études futures devraient étudier l'applicabilité du modèle à d'autres régions. Le cadre opérationnel que nous avons proposé offre une procédure d'investigation structurée pour étudier les TSR et leurs agents causals.

La surveillance de l'évolution à moyen et long terme des TSR permettrait certainement de mieux comprendre comment les détecter plus efficacement. L'écologie des TSR est complexe et comprend la limitation des ressources, l'herbivorie, la spécialisation et d'autres processus écologiques qui diffèrent de ceux habituellement observés dans les TS. Ces processus agissent aussi à une échelle temporelle différente; les ouvertures des TSR sont moins éphémères que celles des TS, une caractéristique qui leur donne probablement un rôle fonctionnel différent dans le paysage. Bien que nous n'ayons pas étudié la dynamique végétale spécifiquement, nos observations nous portent à croire que les TSR pourraient contribuer à la persistance de la végétation inhibant la succession et d'espèces nécessitant des trouées pour se maintenir à long terme dans la forêt. Ces dernières coloniseraient les portions développementales de certaines TSR et bénéficieraient de conditions lumineuses plus stables que dans des TS. Les sols trouvés dans les TSR sont souvent marginaux par rapport à leur support à la croissance végétale. Nous avons souvent observé une mortalité plus élevée des arbres en bordure d'une portion de trouée sans régénération, suggérant une rotation plus rapide de la population d'arbre. Comprendre la dynamique des TSR (création, durée de vie, fermeture), avec la dynamique de la végétation présente à l'intérieur et en bordure, serait important pour comprendre leur rôle fonctionnel dans les paysages.

Remerciements

Nous remercions Lauzon Ressources Forestières, la Société des établissements de plein-air du Québec (Reserve faunique Papineau-Labelle) et Ministère du Développement Durable et des Parcs (Réserve écologique de la Forêt-la-Blanche) pour leur autorisation d'Accès aux sites d'études. Les auteurs remercient Claire Binnert et Audrey Girard-Miron pour leur aide dans les travaux de terrain et William Parsons pour la révision anglaise du manuscrit. Les données LiDAR ont été acquises à l'aide des fonds provenant de la Fondation Canadienne pour l'Innovation. Nous remercions aussi le Applied Geomatics Research Group et Dr. Chris Hopkinson (Centre of Geographic Sciences, Middleton, NS) pour son aide et sa contribution significative lors de l'acquisition des données LiDAR et la préparation des modèles terrain d'élévation numérique. Les travaux effectués dans le cadre de ce projet ont été financés par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, dans le cadre du Programme de Mise en Valeur des ressources du milieu forestier, Volet I (Recherche), en collaboration avec Fortress inc.

Références

- Bartemucci, P., Coates, K.D., Harper, K.A., et Wright, E.F. 2002. Gap disturbances in northern old-growth forests of British Columbia, Canada. *Journal of Vegetation Science* **13**: 685-696.
- Battles, J.J., Fahey, T.J., et Harney, E.M.B. 1995. Spatial patterning in the canopy gap regime of a subalpine *Abies-Picea* forest in the northeastern United States. *Journal of Vegetation Science* **6**: 807-814.
- Brokaw, N.V.L. 1982. The definition of treefall gap et its effect on measures of forest dynamics. *Biotropica* **14**: 158-160.
- de Blois, S., Brisson, J. et Bouchard, A. 2004. Herbaceous covers to control tree invasion in rights-of-way: Ecological concepts et applications. *Environmental Management* **33**: 606-619.
- Engelman, H.M., et Nyland, R.D. 2006. Interference to hardwood regeneration in northeastern North America: assessing et countering ferns in northern hardwood forests. *Northern Journal of Applied Forestry* **23**: 166-175.
- Gaulton, R. et Malthus, T. J. 2010. LiDAR mapping of canopy gaps in continuous cover forests: A comparison of canopy height model et point cloud based techniques. *International Journal of Remote Sensing* **31**: 1193 - 1211.

- Guisan, A., Theurillat, J.-P. et Kienast, F. 1998. Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science* **9**:65-74.
- Hodgson, M.E., Jensen, J.R. Schmidt, L., Schill, S., Bruce Davis. 2003. An evaluation of LIDAR- et IFSAR-derived digital elevation models in leaf-on conditions with USGS Level 1 et Level 2 DEMs. *Remote Sensing of Environment* **84**: 295-308.
- Hopkinson, C. 2007. Gatineau LiDAR survey data report. Applied Geomatics Research Group, Centre of Geographic Sciences, NSCC Annapolis Valley Campus, Middleton, NS.
- Horsley, S.B., et Marquis, D.A. 1983. Interference by weeds et deer with Allegheny hardwood reproduction. *Canadian Journal of Forest Research* **13**: 61-69.
- 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**: 98–118.
- Hosmer, D.W., et Lemeshow, S. 2000. *Applied logistic regression*. Wiley-Interscience, Hoboken, N.J. pp. 392.
- Houston, D.R. 1994. Major new tree disease epidemics: beech bark disease. *Annual Review of Phytopathology* **32**: 75-87.
- Jenness, J., Brost, B., et Beier, P. 2005. *Land Facet Corridor Designer: Extension for ArcGIS*, Jenness Enterprises.
- Jenson, S.K., et Domingue, J.O. 1988. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information system analysis. *Photogrammetric Engineering et Remote Sensing* **54**: 1593-1600.
- Koukoulas, S., et Blackburn, G.A. 2004. Quantifying the spatial properties of forest canopy gaps using LiDAR imagery et GIS. *International Journal of Remote Sensing* **25**: 3049-3072.
- Lafond, R., Y. Leblanc, C. Pilon. 2003. Bilan du plan d'inventaire aérien des colonies de castors au Québec (1989-1994). *Société de la faune et des parcs du Québec*. Direction du développement de la faune. 89 p.
- Lertzman, K.P., Sutherland, G.D., Inselberg, A., et Saunders, S.C. 1996. Canopy gaps et the landscape mosaic in a coastal temperate rain forest. *Ecology* **77**: 1254-1270.
- Lim, K., Treitz, P., Wulder, M., St-Onge, B., et Flood, M. 2003. LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography* **27**: 88.
- McCarthy, J. 2001. Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental reviews* **9**: 1-59.

- Meilleur, A., Véronneau, H. et Bouchard, A. 1994. Shrub communities as inhibitors of plant succession in southern Quebec. *Environmental Management* **18**: 907-921.
- Metz, C.E. 1978. Basic principles of ROC analysis. *In* *Seminars in Nuclear Medicine*. Elsevier. pp. 283-298.
- MRNFQ. 2003. Données numériques écoforestières du Québec, 3^e programme d'inventaire; Direction des inventaires forestiers 1991-2003. Geographical information system digital coverage, 1/20 000.
- Olthof, I., King, D.J., et Lautenschlager, R.A. 2004. Mapping deciduous forest ice storm damage using Landsat et environmental data. *Remote Sensing of Environment* **89**: 484-496.
- Pearce, J., et Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* **133**: 225-245.
- Pickett, S.T.A., et White, P.S. 1985. The ecology of natural disturbance et patch dynamics. Academic Press, San Diego.
- Reutebuch, S.E., McGaughey, R.J., Andersen, H.-E., et Carson, W.W. 2003. Accuracy of a high-resolution lidar terrain model under a conifer forest canopy. *Canadian Journal of Remote Sensing* **29**: 527-535.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Publications du Québec, Québec.
- Runkle, J.R. 1981. Gap Regeneration in Some Old-growth Forests of the Eastern United States. *Ecology* **62**: 1041-1051.
- Runkle, J.R. 1982. Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* **63**: 1533-1546.
- Runkle, J.R. 1985. Disturbance regimes in temperate forests. *In* The ecology of natural disturbance et patch dynamics. *Edited by* S.T.A. Pickett, et P.S. White. Academic Press, San Diego.
- Runkle, J.R. 1992. Guidelines et sample protocol for sampling forest gaps. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-283, 44 pp.
- Schnurr, Jaclyn L., Charles D. Canham, Richard S. Ostfeld, et Richard S. Inouye. 2004. Neighborhood analyses of small-mammal dynamics: Impacts on seed predation et seedling establishment. *Ecology* **85**:741–755.

- Vepakomma, U., St-Onge, B., et Kneeshaw, D. 2008. Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data. *Remote Sensing of Environment* **112**: 2326-2340.
- Vepakomma, U., St-Onge, B., et Kneeshaw, D. 2010. Response of a boreal forest to canopy gap openings-assessing vertical et horizontal tree growth with multi-temporal lidar data. *Ecological Applications* **21**: 99-121.
- Zhang, K. 2008. Identification of gaps in mangrove forests with airborne LIDAR. *Remote Sensing of Environment* **112**: 2309-2325.

Chapitre 2

PRÉDICTION DE L'ÂGE DES TROUÉES EN FORÊT FEUILLUE TEMPÉRÉE À L'AIDE DE DONNÉES LIDAR

JEAN-FRANÇOIS SENÉCAL*†‡, FRÉDÉRIK DOYON‡§ and BENOÎT ST-ONGE†

†Département de Géographie, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, H2X 3R9, Canada

‡Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec, J0V 1V0, Canada

§Département de sciences sociales, Université du Québec en Outaouais, Gatineau, Québec, J8X 3X7,
Canada

*Auteur pour correspondance

Résumé

La dynamique fine du régime des trouées en forêt feuillue tempérée d'Amérique du Nord est encore mal connue, particulièrement à sa limite nord. Les méthodes d'échantillonnage traditionnelles des trouées prennent beaucoup de temps et de ressources. Jusqu'à maintenant, les études sur le sujet ont habituellement porté sur les trouées les plus récentes (*i.e.* trouées avec des arbres de faible hauteur en régénération). Par contre, la structure des trouées peut changer rapidement en réponse à la disponibilité des ressources. Dans cette étude, nous émettons l'hypothèse que la structure interne des trouées pourrait être détectée et pourrait être liée à leur âge. Nous avons testé cette hypothèse dans trois sites constitués de forêts anciennes situés dans le sud du Québec. Un algorithme opérant sur des données Lidar a été utilisé pour détecter les trouées. Une partie des trouées détectées a été échantillonnée durant l'été 2009. Des carottes ont été prélevées dans des bosquets d'arbres de structure distincte pour dater les trouées grâce à un algorithme de détection des détentes de croissance. Les trouées détectées ont été groupées sur la base de caractéristiques de hauteur et de structure dérivées de données Lidar. La surface moyenne des trouées dans les sites était de 20 à 23 m², occupant cumulativement de 6,2 à 7,5 % de la surface d'étude. Entre 1960 et 2005, 2,7 % des arbres échantillonnés ont commencé une nouvelle détente de croissance à chaque année. Les groupes de trouées basés sur la structure n'ont pas une relation très forte avec l'âge, mais présentent des patrons de détentes synchrones et asynchrones distincts. Par contre, ces groupes sont associés aux trois sites d'étude. Les facteurs influençant cela sont possiblement la hauteur des arbres en bordure de la trouée, la présence de régénération avant l'ouverture, le broutage des pousses par le cerf et la différence des taux de croissance due aux conditions de site et/ou à la composition des bosquets.

Ce chapitre est la traduction d'un article qui a été soumis et accepté dans le cadre du colloque Silvilaser qui s'est tenu en Allemagne à l'automne 2010.

1 Introduction

Le renouvellement de la forêt feuillue tempérée s'effectue par la formation et le comblement de trouées. Les trouées sont des ouvertures dans la canopée causées par la mort d'une partie d'un arbre, d'un arbre complet ou d'un petit nombre d'arbres (Runkle, 1992). L'ouverture de la canopée apporte des changements aux conditions de lumière, de température et d'humidité dans les trouées. La quantité et la disponibilité des nouvelles ressources varient alors selon les caractéristiques des trouées. Un certain nombre d'études ont fait état de vitesses de croissance plus élevées dans les trouées que sous le couvert forestier (Canham, 1985, 1990 ; McClure, Lee et Leak, 2000 ; Runkle, 1981). L'ouverture d'une trouée peut aussi avoir un effet sur la croissance des arbres sous couvert qui sont à proximité (Vepakomma, St-Onge et Kneesshaw, 2011). Les phénomènes d'ouverture et de fermeture du couvert ont donc une incidence sur la croissance des arbres dans les trouées, ce qui s'exprime dans la taille de leurs cernes de croissance annuels. De plus, la hauteur des arbres en régénération dans une trouée change en fonction des différences dans la disponibilité des ressources dans le temps. L'ouverture de la canopée a également un effet sur la densité des tiges dans la trouée (Runkle, 1998). Les arbres dans les trouées ont donc des caractéristiques liées à l'historique de perturbations de ces trouées.

Nous pensons que la structure des groupes d'arbres en régénération pourrait donc être considérée comme un marqueur de l'âge des trouées, et ainsi être utilisée pour les dater. La datation de l'âge des trouées pourrait permettre de calculer plusieurs paramètres du régime des trouées, dont le temps de renouvellement de la forêt. En forêt feuillue tempérée du Québec, une seule étude a calculé un taux de renouvellement pour la forêt feuillue tempérée, et celui-ci est de 2.2% (Payette, Filion et Delwaide, 1990). Cependant, comme celui-ci a été évalué dans une seule placette-échantillon de ¼ ha, dans une érablière sur des stations froides et fraîches, il serait hasardeux de généraliser ce taux à l'ensemble du Québec.

L'objectif de cette étude est de prédire l'âge des trouées à partir de la structure des groupes d'arbres en régénération mesurée par Lidar. Notre hypothèse est que certaines caractéristiques de la structure tridimensionnelle des trouées sont liées à leur âge. L'âge d'une trouée peut être défini comme le nombre d'années écoulées depuis la première perturbation ayant ouvert la canopée ou depuis la perturbation la plus récente (Runkle, 1992).

2 Site d'étude

La zone à l'étude se situe dans la partie ouest du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul. Le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul est situé entre celui de l'érablière à caryer cordiforme au sud, et celui de l'érablière à bouleau jaune. La flore est très diversifiée et plusieurs espèces y atteignent la limite de leur

distribution (Gosselin, 2004). La zone à l'étude est composée de trois paysages d'une superficie de 1 km² en Outaouais. Les forêts étudiées n'ont pas subi d'exploitation forestière en raison de leur localisation. Deux paysages sont situés dans les limites de la réserve écologique de la Forêt-la-Blanche. Cette réserve est une aire protégée de 2 052 hectares vouée à la conservation intégrale des écosystèmes et à la recherche (45° 44' N, 75° 16' O). Le troisième paysage est situé dans l'écosystème forestier exceptionnel du Lac-de-l'Écluse (45° 52' N, 75° 24' O). L'espèce dominante dans les trois sites est l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) est la deuxième espèce la plus fréquente. Les autres espèces communes sont l'érable rouge (*Acer rubrum* L.), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), le tilleul d'Amérique (*Tilia americana* L.), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana* (Mill.) K.), l'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum* L.), la pruche du Canada (*Tsuga canadensis* (L.) Carr.) et le frêne blanc (*Fraxinus americana* L.). La température moyenne annuelle varie de 2,5 à 5,0 °C. La saison de croissance dure de 180 à 190 jours. Les précipitations annuelles moyennes vont de 900 à 1 000 mm (Robitaille et Saucier, 1998). Les trois sites à l'étude sont des forêts anciennes qui n'ont pas souffert de perturbations catastrophiques ayant laissé des traces apparentes. Toutefois, ils ont été touchés par le grand verglas de 1998, recevant entre 40 et 100 mm de pluie verglaçante (Olthof, King et Lautenschlager, 2004). En outre, la maladie corticale du hêtre y est présente depuis plusieurs années et cause une augmentation de la mortalité des hêtres. La plupart des grands hêtres que nous avons observés en 2009 étaient morts ou mourants.

3 Méthode

3.1 Traitement des données Lidar

Les données Lidar à empreinte discrète utilisées dans cette étude ont été acquises en septembre 2007 avec un instrument Optech 3100 à une altitude moyenne de 1 300 m (Hopkinson, 2007). Une moyenne de deux points Lidar par m² a été obtenue. Le pré-traitement des données Lidar a été effectué avec le logiciel Terrascan (Terrasolid, Finlande). Cela inclut le nettoyage des données pour enlever les aberrations et la classification des points selon qu'ils ont touché ou non le sol et la canopée. Les modèles de hauteur et la détection des trouées ont été réalisés dans ArcGIS Desktop (version 9.1, Environmental research institute Inc.). Un modèle numérique d'élévation a été produit par interpolation à l'aide d'un réseau de triangles irréguliers à partir des points Lidar ayant touché le sol (Lim *et al.*, 2003b). Un modèle numérique de surface a été produit par la même méthode que le modèle numérique d'élévation en utilisant les points Lidar ayant touché la canopée. Un modèle de hauteur de la canopée (MHC) a été calculé en soustrayant le

modèle numérique d'élévation du modèle de surface. Le MHC est une représentation de la hauteur de la végétation au-dessus du sol. Les modèles de hauteur ont été produits à une résolution de 50 cm.

Les trouées ont été détectées à l'aide d'un algorithme de seuillage adaptatif à la hauteur locale de la végétation. Dans ce chapitre, le terme « trouée » fait seulement référence aux trouées biotiques seulement. L'algorithme a été conçu pour détecter les changements de hauteur qui représentent une cassure dans la continuité de la canopée. Cette méthode de détection des trouées donne des limites conservatrices de l'étendue des trouées comparativement à d'autres méthodes utilisant des données Lidar (Koukoulas et Blackburn, 2004). Avec cet algorithme, un pixel de MHC est classifié comme faisant partie d'une trouée si sa valeur (hauteur de la végétation) est plus petite qu'un des deux seuils de hauteur calculés à partir des pixels dans un voisinage circulaire de 0,25 ha (Équations 1 et 2):

$$H_i < [H_{1/4ha} - (1,5 * ET_{H_{1/4ha}})] \quad (\text{Équation 1})$$

$$H_i < (0,2 * H_{\max 1/4ha}) \quad (\text{Équation 2})$$

Où H_i est la valeur du pixel du MHC évalué, $H_{1/4ha}$ est la valeur moyenne du MHC dans le voisinage circulaire de 0,25 ha, $ET_{H_{1/4ha}}$ and $H_{\max 1/4ha}$ sont l'écart type et la valeur maximale du MHC dans 0,25 ha respectivement. Les pixels contigus dans toutes les directions classifiés en trouées ont été groupés pour former les trouées sous forme vectorielle. La surface des trouées a été calculée à partir des vecteurs. Les trouées de moins de 4 m² ont été supprimées pour enlever les espaces entre les branches dans une même couronne d'arbre.

3.2 Mesures réalisées sur le terrain

Le travail de terrain a été mené durant l'été 2009. Des trouées détectées avec les données Lidar ont été sélectionnées au hasard dans les trois paysages et ont été échantillonnées. Les trouées de moins de 20 m² n'ont pas été échantillonnées en raison des difficultés pour les positionner au sol. La plupart de ces trouées semblaient avoir été créées par des branches cassées, tandis que d'autres étaient en voie de se fermer latéralement. La position d'un point central dans chaque trouée a été obtenue avec un GPS (ProMark3, Thales Navigation Inc.). Des corrections différentielles ont été appliquées par la suite en utilisant les données de la station GPS de référence de Ressources naturelles Canada d'Ottawa. Cette station est située à environ 50 km des sites d'étude. Une précision moyenne estimée de 5 m a été obtenue grâce au post-traitement des données GPS. Les débris ligneux associés à des souches à l'intérieur ou à proximité de la

bordure des trouées ont été identifiés comme faiseurs de trouée. L'espèce des faiseurs de trouée de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) plus grand que 250 mm a été identifiée lorsque possible. Les groupes de gaules présentant une hauteur ou une densité semblable (bosquets) ont été identifiés. Les caractéristiques des bosquets, telles que leur hauteur moyenne, leur densité et leur composition, ont été enregistrées. Pour chaque bosquet, une carotte de 5 mm de diamètre a été prélevée à l'aide d'une sonde de Pressler dans une gaulle d'un DHP de plus de 50 mm de diamètre. Les faiseurs de trouées et les gaules échantillonnées ont été positionnés par rapport au point GPS avec un télémètre (Haglof Vertex 3 Télémètre / Hypsomètre) et une boussole (Sunnto KB-14/360R).

3.3 Détection de la détente de croissance

Dans cette étude, nous avons choisi la détection de la détente de croissance comme méthode la plus simple et la plus précise pour trouver l'âge des trouées. Cette méthode repose sur la détection de l'accélération de la croissance des arbres en raison de la disponibilité accrue des ressources dans une nouvelle trouée. Elle a été utilisée dans de nombreuses études pour obtenir des informations sur les perturbations des forêts (Abe, Masaki et Nakashizuka, 1995 ; Bräker, 2002 ; Fraver et White, 2005 ; Poage et Peart, 1993 ; Rubino et McCarthy, 2004 ; Runkle, 1982). Les carottes prélevées sur les gaules ont été séchées à l'air, collées sur des planches de bois et sablées pour faire apparaître les anneaux de croissance annuelle. La taille des anneaux a été mesurée à l'aide d'un microscope stéréoscopique Leica MZ125 (40 x) couplé à une table à numériser Velmex d'une précision de 0,01 mm. La datation des carottes n'a pas été croisée à celle d'un échantillon de référence. Notre hypothèse est que la signature dendrochronologique de chaque carotte est le produit de l'historique des perturbations d'une trouée. La détection de la détente de croissance a été réalisée avec une méthode adaptée aux espèces et aux conditions de notre site d'étude (Gravel, Beaudet et Messier, 2009). Une détente de croissance significative est définie comme une augmentation de la croissance radiale de 100 %, comparativement à l'année précédente, soutenue au moins pendant quatre ans. Pour chaque carotte, les années pour lesquelles des détentes de croissance ont été détectées ont été enregistrées.

3.4 Validation des données

Les données concernant quelques unes des trouées échantillonnées n'ont pas été utilisées lorsque leur point GPS n'était pas bien positionné ou lorsque des carottes prélevées sur les gaules étaient inutilisables. Des trouées restantes, 80 % avaient un seul bosquet de gaules dans les limites détectées par Lidar et 20 %

avaient de deux à quatre bosquets. Les trouées avec plus d'un bosquet se sont probablement formées par la mort de plusieurs arbres à des moments différents (Barden, 1981). Les données de plusieurs bosquets de gaules n'ont pas été utilisées, car une vérification de leur position a montré qu'ils n'étaient pas situés dans les limites de la trouée détectée avec les données Lidar. Ce problème a touché 25 % des trouées échantillonnées. Les trouées avec plus d'un bosquet dans les limites détectées par Lidar n'ont pas été utilisées pour les analyses statistiques. La structure des trouées avec plusieurs bosquets est le résultat de l'effet cumulatif d'ouvertures multiples de la canopée. Cet effet dépend de plusieurs facteurs difficilement modélisables, tel que la forme et l'orientation de la trouée, l'écart de temps entre les événements d'ouverture, etc. La relation entre la structure dans une trouée et un événement unique devrait être détectable. Le jeu de données validé contient 138 trouées.

3.5 Analyse de groupement

Comme notre hypothèse de base est qu'il existe une relation entre l'historique d'ouverture des trouées avec la structure verticale des bosquets de régénération à l'intérieur des trouées, nous avons développé une typologie structurale basée sur la structure verticale. Les variables utilisées pour caractériser la structure verticale ont été les percentiles 20, 50 et 80 des valeurs du MHC car celles-ci permettent le mieux d'exprimer la distribution de fréquence des hauteurs. Les 138 trouées validées ont été groupées selon leurs valeurs de percentiles du MHC par la méthode de groupement hiérarchique de Ward opérant sur les distances euclidiennes (outil `hclust` dans R statistical software, version 2.10.0). Le nombre de groupes de structure de trouées (GST) a été choisi interactivement par observation du dendrogramme.

3.6 Analyses statistiques

Une analyse de la variance (ANOVA) a été réalisée avec les GST comme facteur à l'aide de R (fonction `aov`). Les percentiles du MHC et la hauteur moyenne des bosquets mesurée *In situ* ont été entrées comme variables continues. Un test HSD de Tukey a été réalisé lorsque des différences significatives étaient trouvées. Le coefficient de corrélation de Pearson a été calculé entre la médiane des valeurs du MHC dans la trouée et la hauteur des bosquets de gaules mesurée *In situ*. Des analyses ont été exécutées afin de trouver une relation entre l'âge et la structure des trouées. Pour ce faire, une ANOVA a été réalisée avec les GST comme facteur et l'âge des trouées comme variable numérique. Le coefficient de corrélation de Pearson a été calculé entre les percentiles des valeurs du MHC et l'âge des trouées.

4 Résultats et discussion

La proportion des sites occupée par des trouées (tableau 1) est inférieure aux valeurs qu'on retrouve habituellement dans la littérature (Runkle, 1985). Ceci est surprenant puisque la maladie corticale du hêtre augmente habituellement la surface totale en trouée (Krasny et DiGregorio, 2001). La proportion de trouées contenant plus d'un bosquet est également plus élevée que pour d'autres études (Barden, 1981). Cela est peut-être dû aux différences dans les définitions de trouée employées (Barden, 1989) ou dans les différences d'âge des forêts par rapport aux autres études.

Tableau 1
Caractéristiques des trouées par site d'étude

Site	Proportion en trouée	Surface moyenne et écart type de la surface des trouées
A	6,2 %	21,2 ± 5,1 m ²
B	7,5 %	20,4 ± 6,3 m ²
C	7,0 %	23,1 ± 5,5 m ²

L'analyse des carottes d'arbres montre que chaque année 2,7 % des arbres échantillonnés ont commencé une nouvelle détente de croissance entre 1960 et 2005. Quelques années particulières présentent une fréquence de détentes supérieure à la moyenne pour les sites B et C (fig. 1(b) et 1(c)). La plus importante détente s'est produite à la fin des années 1990. Elle correspond à la saison de croissance suite à la tempête de verglas de 1998. D'autres années présentant un grand nombre de détentes de croissance sont 1992 et 2004. Certaines différences peuvent être observées entre les sites d'étude. Comparativement aux autres sites, la fréquence des détentes de croissance du site A varie peu d'une année à l'autre (fig. 1(a)). Ce site a une plus faible altitude moyenne, ce qui pourrait expliquer l'absence d'une augmentation des détentes de croissance en 1998. Les autres différences entre les sites d'étude sont probablement causées par des variations locales d'intensité des perturbations ou des caractéristiques propres à chaque site.

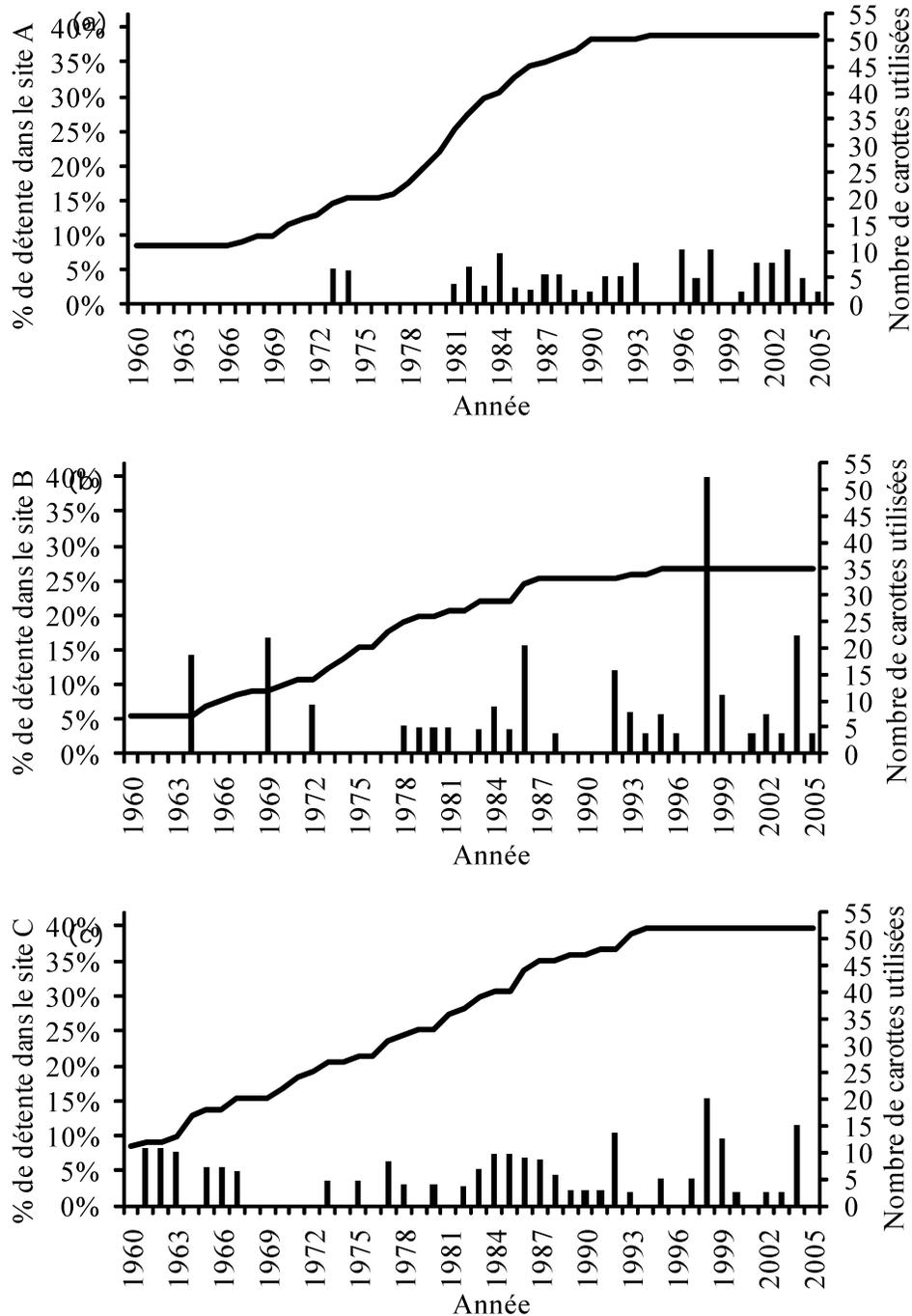


Figure 1 Proportion des carottes débutant une détente de croissance (Histogramme avec l'axe y de gauche) et nombre de carottes utilisées pour cela entre 1960 et 2005 (Ligne avec l'axe y de droite) dans le site A (a), dans le site B (b) et dans le site C (c).

Six GST ont été obtenus avec les percentiles des valeurs du MHC dans chaque trouée. Les analyses de variance effectuées sur les GST avec les percentiles de hauteur ont montré qu'ils ont des caractéristiques structurelles distinctes (tableau 2).

Tableau 2

Moyenne et écart type des percentiles 20, 50 et 80 par groupes de structure de trouées (GST). En dessous sont donnés les résultats de l'analyse de la variance (ANOVA) des percentiles de hauteur pour tous les GST et la corrélation entre l'âge minimum des trouées et les percentiles. Ces résultats sont également donnés pour les trouées des GST 1, 2, 3 et 5.

GST	Percentile 20	Percentile 50	Percentile 80
1 – Moyenne ± écart type	5,4 ± 0,91 ^{a*}	6,8 ± 0,59 ^a	8,1 ± 0,70 ^a
2 – Moyenne ± écart type	3,5 ± 1,04 ^b	5,0 ± 0,59 ^b	6,4 ± 0,81 ^b
3 – Moyenne ± écart type	7,3 ± 0,59 ^c	9,1 ± 0,79 ^c	10,6 ± 1,24 ^c
4 – Moyenne ± écart type	3,4 ± 1,55 ^a	7,4 ± 1,52 ^d	11,4 ± 1,34 ^c
5 – Moyenne ± écart type	1,3 ± 0,62 ^d	3,0 ± 0,63 ^e	5,1 ± 1,11 ^d
6 – Moyenne ± écart type	10,4 ± 1,8 ^e	13,4 ± 0,67 ^f	15,0 ± 0,64 ^e
Analyse avec tous les GST (1-6)			
ANOVA			
F	93,24	155,48	162,25
P	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Corrélation avec l'âge minimum des trouées	0,06	0,09	0,12
Corrélation – valeur de P	0,243	0,137	0,087
Analyse avec les GST 1, 2, 3 et 5			
ANOVA			
F	158,33	310,75	131,02
P	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Corrélation avec l'âge minimum des trouées	0,16	0,14	0,18
Corrélation – valeur de P	0,048	0,071	0,035

* Les GST avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différents au niveau de confiance de 95 % selon le test HSD de Tukey.

Le test HSD de Tukey montre que la plupart des groupes sont significativement différents pour chacune des trois valeurs de percentile. Les trouées des groupes 1 et 4 ne sont pas significativement différents pour le percentile 20, et les trouées des groupes 3 et 4 ne le sont pas pour le percentile 80. Les trouées des GST sont disposées le long d'un gradient ascendant de hauteur avec, dans l'ordre, les trouées des groupes 5, 2, 1, 3 et 6, à l'exception de celles du groupe 4 (fig. 2). Les GST ont une distribution compacte autour de leur

centre, sauf pour les groupes 4 et 6. Le groupe 4 a une ellipse de confiance de 95% plus étendue et sa répartition présente une asymétrie vers des valeurs plus élevées.

Les GST montrent une tendance comparable de gradient pour la hauteur des bosquets de gaules et les valeurs médianes du MHC (fig. 3). La corrélation entre les valeurs médianes du MHC (percentile 50) et la hauteur des bosquets, mesurée *In situ*, a été calculée pour les données de tous les GST et pour un sous-échantillon composé des groupes 1, 2, 3 et 5. Une corrélation significative a été obtenue en utilisant le sous-échantillon ($R^2 = 0,23$). La corrélation n'est pas significative quand les groupes 4 et 6 sont inclus ($R^2 = 0,01$). La corrélation entre les paramètres de hauteur est beaucoup plus faible qu'attendu. Ce pourrait être une conséquence de la façon dont les trouées sont détectées. La bordure des trouées détectées est parfois à une hauteur élevée si le couvert est très élevé au pourtour. Aussi, les GST sont fortement associés aux sites d'étude (tableau 3).

Le site A est celui dans lequel se trouve le plus de trouées du groupe 4 et toutes les trouées du groupe 6. Le site B contient la plupart des trouées du groupe 5 (les trouées de faible hauteur). Le site C a plus de 50 % des trouées des groupes 1, 2 et 3 (les trouées de hauteur intermédiaire). Les GST dépendent de la structure des trouées qui diffère selon les sites à l'étude. Cela indique probablement que la structure a été significativement affectée par d'autres facteurs que la mort d'arbres. Ces facteurs pourraient être la hauteur des arbres en bordure de la trouée, la présence de régénération avant l'ouverture, le broutage des pousses par le cerf et la différence des taux de croissance due aux conditions de site et/ou à la composition des bosquets.

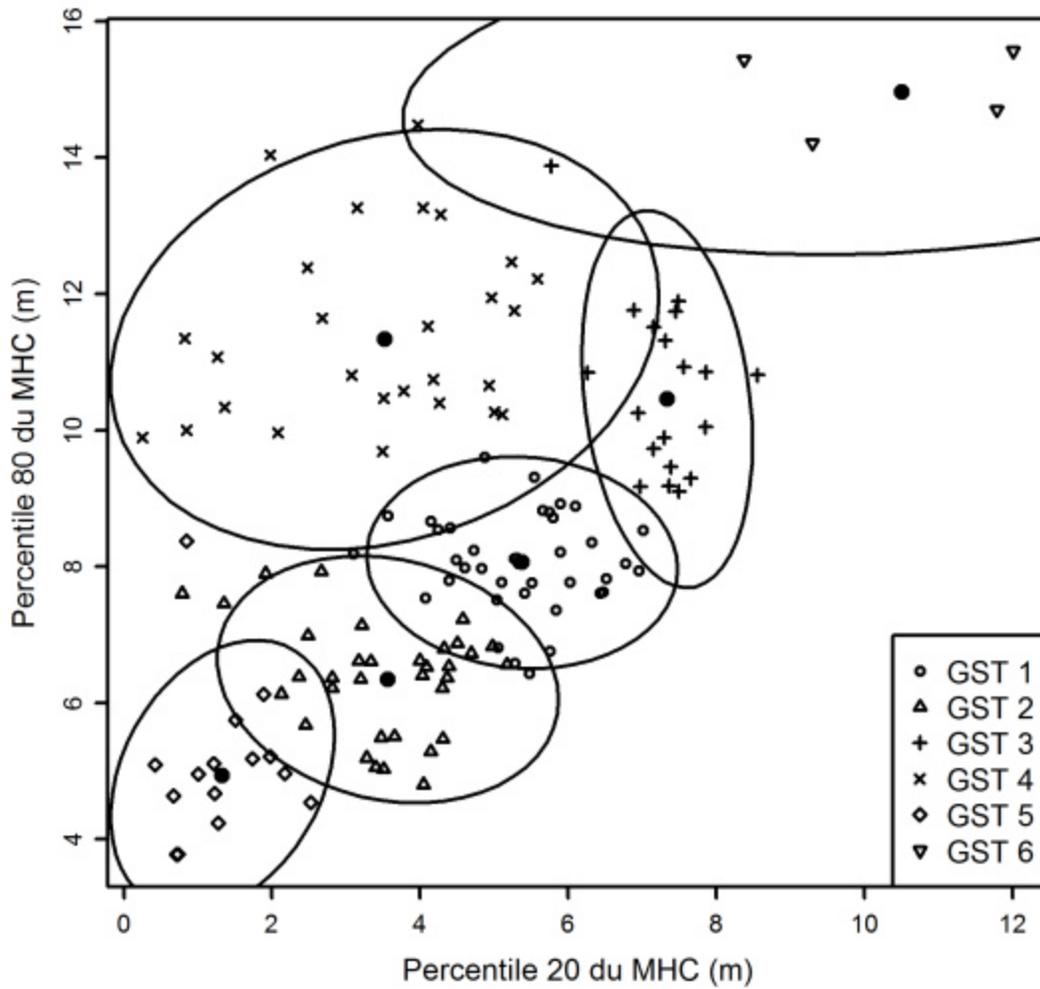


Figure 2 Diagramme de dispersion des groupes de structure de trouées (GST) en fonction des percentiles 20 et 80 des valeurs du modèle de hauteur de canopée (MHC) dans les trouées. L'ellipse représente l'intervalle de confiance à 95 % de chaque GST.

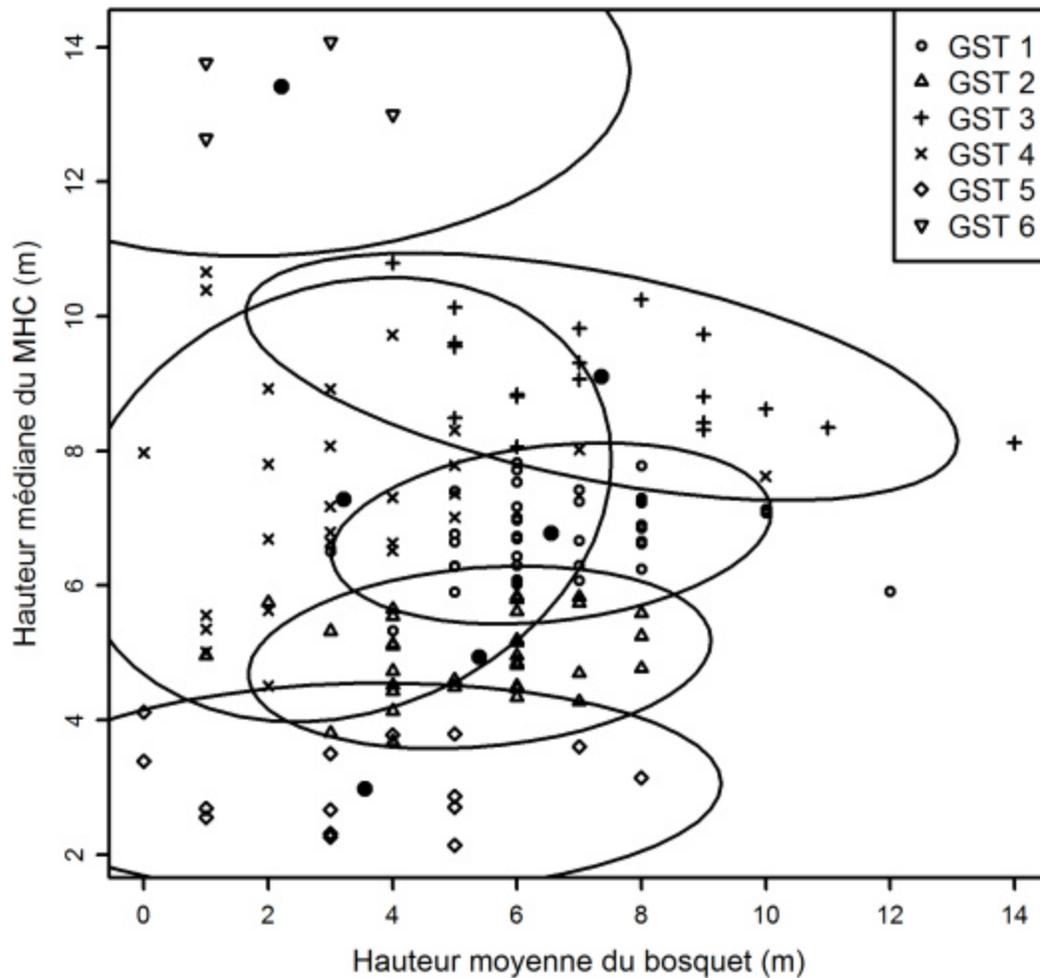


Figure 3 Diagramme de dispersion des groupes de structure de trouées (GST) en fonction de la hauteur moyenne des bosquets mesurée *In situ* et la hauteur médiane du MHC dans les trouées. L'ellipse représente l'intervalle de confiance à 95 % de chaque GST.

Tableau 3
 Nombre de trouées par groupes de structure de
 trouées (GST) par site d'étude

GST	Site A	Site B	Site C
1	8	11	20
2	6	11	17
3	5	3	11
4	25	1	1
5	3	9	3
6	4	0	0

La fréquence des détentes de croissance présente certaines différences entre les GST, mais pas autant que prévu (fig. 4). Les GST avec de faibles percentiles de hauteur auraient dû avoir des fréquences de relâchement récent plus élevées et des relâchements anciens moins fréquents et vice-versa pour les GST avec des percentiles plus élevés. Toutefois, certains patrons de détentes de croissance synchrones sont apparents dans les sites d'étude. Les détentes synchrones sont définies comme une fréquence supérieure à la normale du nombre d'événements de relâchement de la croissance dans un site d'étude pour une année donnée. D'autre part, de nouvelles trouées se forment continuellement sans perturbations majeures, ce qui génère des relâchements asynchrones (*i.e.* les perturbations créant les trouées dans une même année ne sont pas liées entre elles). Les trouées des GST 2 et 5, les deux groupes de hauteur moins élevée, sont celles qui ont le plus de détentes de croissance synchrones en 1998 et 2004 (fig. 4 (b) et 4 (e)). Le GST 1 est similaire, mais il diffère par l'absence de détente synchrone en 2004 (fig. 4 (a)). Le GST 3, le plus haut en percentiles de hauteur, est le seul sans détente de croissance dans les années récentes (fig. 4 (c)). Il a aussi une détente de croissance synchrone faible en 1992. Le GST 4 a quelques détentes de croissance dans les dernières années, mais n'en a pas eu lors de la tempête de verglas de 1998. Ce groupe n'a pas eu de détente de croissance synchrone (fig. 4(d)), ce qui contraste avec les autres groupes et pourrait expliquer pourquoi il a une distribution des valeurs de percentiles (structure) assez différente. Le GST 6 ne contient pas suffisamment de carottes pour avoir un profil de détente distinctif (fig. 4 (f)). Ces différences entre les GST témoignent des changements de structure dans les trouées en réponse à des perturbations synchrones (*e.g.* Verglas) et à des perturbations asynchrones (*e.g.* Mort naturelle d'arbres).

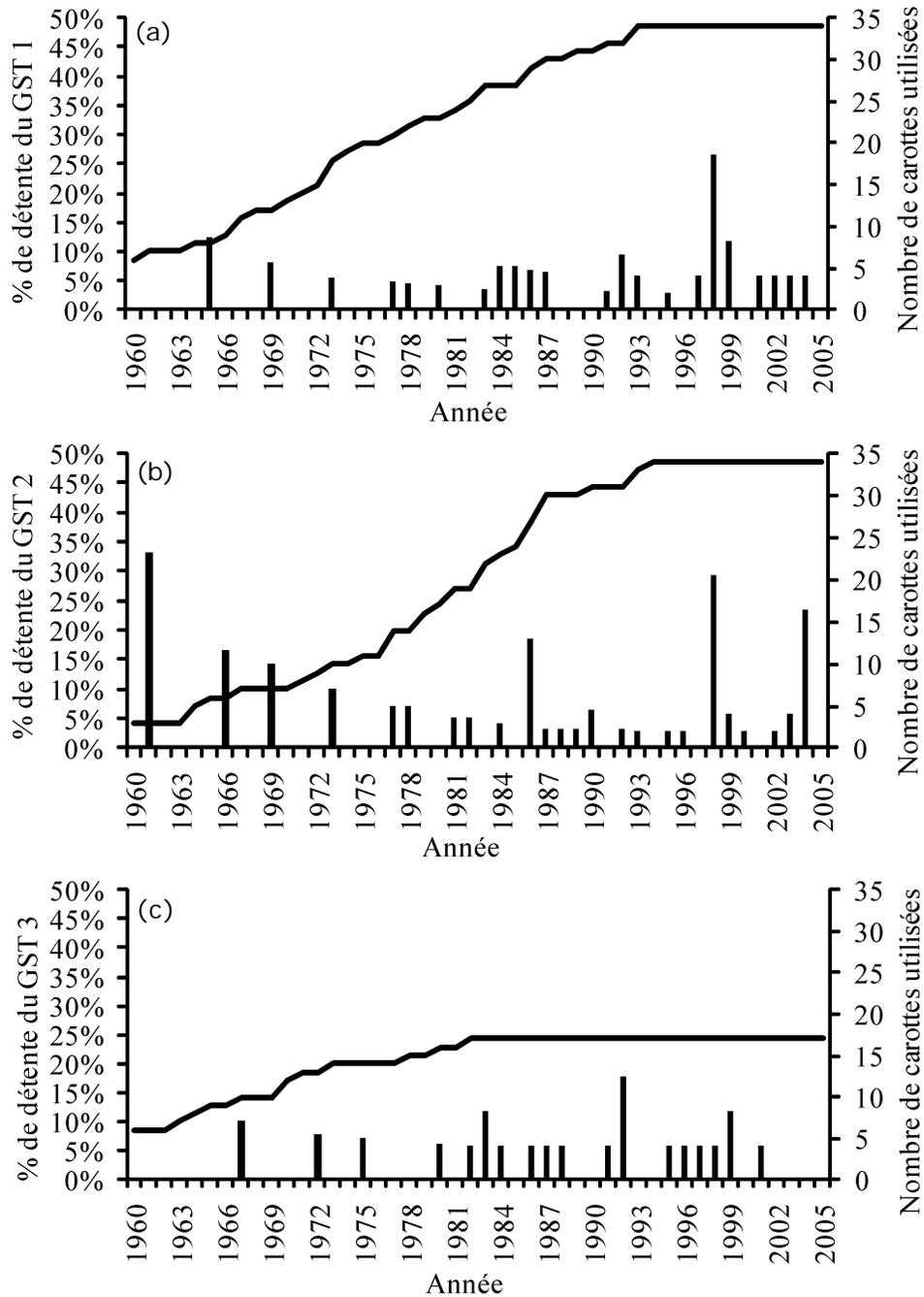


Figure 4 Proportion des carottes débutant une détente de croissance (Histogramme avec l'axe y de gauche) et nombre de carottes utilisées pour cela entre 1960 et 2005 (Ligne avec l'axe y de droite) pour le groupe de structure de trouées (GST) 1 (a), pour le GST 2 (b) et pour le GST 3 (c).

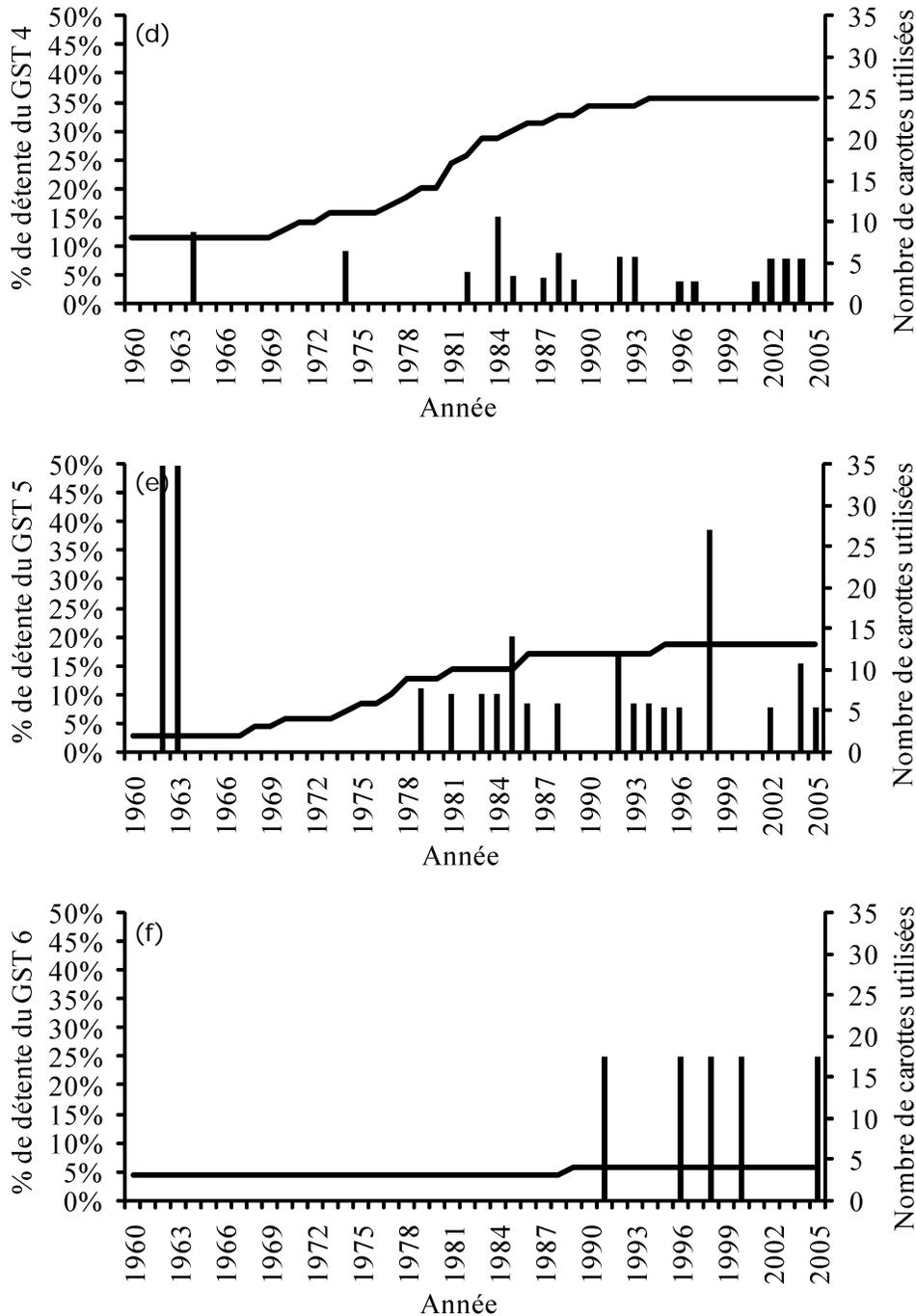


Figure 4 Proportion des carottes débutant une détente de croissance (Histogramme avec l'axe y de gauche) et nombre de carottes utilisées pour cela entre 1960 et 2005 (Ligne avec l'axe y de droite) pour le groupe de structure de trouées (GST) 4 (d), pour le GST 5 (e) et pour le GST 6 (f).

La détente de croissance la plus récente a été utilisée pour calculer l'âge des trouées, parce que les percentiles semblent être plus faibles pour les GST présentant des détentes récentes et parce que les percentiles semblent être plus élevés pour les GST sans détentes récentes. L'analyse de la variance entre

l'âge des trouées et leur GST associé n'a donné aucun résultat significatif ($ddl = 5$, $F = 1,45$ et $p = 0,209$). L'analyse de variance entre l'âge des trouées et les GST 1, 2, 3 et 5 a donné des résultats presque significatifs ($ddl = 3$, $F = 2,35$ et $p = 0,077$). Le test HSD de Tukey indique que seuls les GST 2 et 3 ont des âges différents au niveau de confiance de 95 %. La corrélation entre l'âge et les valeurs des percentiles de hauteur a été réalisée sur les données de tous les GST et sur un sous-échantillon composé des GST 1, 2, 3 et 5 (tableau 2). L'âge moyen des trouées du GST 5 est élevé, bien qu'il soit composé de trouées de faible hauteur. Ce GST ne cadre pas avec la relation hauteur-âge observable avec les autres groupes (Tableau 4).

Tableau 4
Moyenne et écart type de l'âge des trouées par groupes de structure de trouées (GST)

GST	Moyenne	Écart type
1	9.3	11.7
2	6.9	6.87
3	14.8	11.8
4	10.7	14.1
5	9.1	12.2
6	4.5	4.20

5 Conclusion

L'objectif de ce chapitre était de prédire l'âge des trouées à partir de données Lidar, notre hypothèse étant que leur structure est liée à leur âge. Les résultats montrent que les groupes de structure de trouées semblent composés de trouées ayant des historiques de perturbations communes, tel qu'observable par leur fréquence de détentes synchrones. Malgré cela, la relation entre la structure et l'âge des trouées n'est pas aussi forte qu'attendue. Il est possible qu'un nombre insuffisant de gaules ait été carotté dans chaque bosquet. Un plus grand nombre de carottes aurait permis de dresser un historique plus précis de la distribution d'âges de chaque trouée. Leur collecte aurait toutefois diminué le temps disponible, et donc le

nombre de trouées échantillonnées. Une autre méthode de datation de l'âge des trouées, telle que l'interdatation de la mort des faiseurs de trouées (Caron *et al.*, 2009), aurait peut-être donné un meilleur résultat. Une autre solution serait d'intégrer et de modéliser davantage de paramètres dans le modèle, tels que la disponibilité en lumière, l'effet du comblement latéral ou la hauteur de la régénération existante au moment de l'ouverture de la trouée.

6 Références

- ABE, S., MASAKI, T. and NAKASHIZUKA, T., 1995, Factors influencing sapling composition in canopy gaps of a temperate deciduous forest. *Plant Ecology*, 120, pp. 21-32.
- BARDEN, L., 1981, Forest development in canopy gaps of a diverse hardwood forest of the southern Appalachian Mountains. *Oikos*, 37, pp. 205-209.
- BARDEN, L. S., 1989, Repeatability in forest gap research: Studies in the Great Smoky Mountains. *Ecology*, 70, pp. 558-559.
- BRÄKER, O. U., 2002, Measuring and data processing in tree-ring research - a methodological introduction. *Dendrochronologia*, 20, pp. 203-216.
- BROKAW, N. V. L., 1982, The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. *BIOTROPICA*, 14, pp. 158-160.
- CANHAM, C. D., 1985, Suppression and release during canopy recruitment in *Acer saccharum*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 112, pp. 134-145.
- CANHAM, C. D., 1990, Suppression and release during canopy recruitment in *Fagus grandifolia*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 117, pp. 1-7.
- FRAVER, S. and WHITE, A., 2005, Identifying growth releases in dendrochronological studies of forest disturbance. *Canadian journal of forest research*, 35, pp. 1648-1656.
- GAULTON, R. and MALTHUS, T. J., 2010, LiDAR mapping of canopy gaps in continuous cover forests: A comparison of canopy height model and point cloud based techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 31, pp. 1193 - 1211.
- GRAVEL, D., BEAUDET, M. and MESSIER, C., 2009, Large-scale synchrony of gap dynamics and the distribution of understory tree species in maple-beech forests. *Oecologia*, 162, pp. 1-9.
- HOPKINSON, C., 2007, Gatineau LiDAR survey data report, Applied Geomatics Research Group, Centre of Geographic Sciences, NSCC Annapolis Valley Campus, pp. 1-8.
- HOUSTON, D., 1994, Major new tree disease epidemics: beech bark disease. *Annual Review of Phytopathology*, 32, pp. 75-87.
- KOUKOULAS, S. and BLACKBURN, G. A., 2004, Quantifying the spatial properties of forest canopy gaps using LiDAR imagery and GIS. *International Journal of Remote Sensing*, 25, pp. 3049-3072.
- KRASNY, M. E. and DIGREGORIO, L. M., 2001, Gap dynamics in Allegheny northern hardwood forests in the presence of beech bark disease and gypsy moth disturbances. *Forest Ecology and Management*, 144, pp. 265-274.

- LIM, K., TREITZ, P., WULDER, M., ST-ONGE, B. and FLOOD, M., 2003, LiDAR remote sensing of forest structure. *Progress in Physical Geography*, 27, pp. 88.
- MCCARTHY, J., 2001, Gap dynamics of forest trees: A review with particular attention to boreal forests. *Environmental reviews*, 9, pp. 1-59.
- MCCLURE, J. W., LEE, T. D. and LEAK, W. B., 2000, Gap capture in northern hardwoods: patterns of establishment and height growth in four species. *Forest Ecology and Management*, 127, pp. 181-189.
- OLTHOF, I., KING, D. and LAUTENSCHLAGER, R., 2004, Mapping deciduous forest ice storm damage using Landsat and environmental data. *Remote Sensing of Environment*, 89, pp. 484-496.
- PLATT, W. J. and STRONG, D. R., 1989, Special Feature: Gaps in Forest Ecology. *Ecology*, 70, pp. 535-535.
- POAGE, N. J. and PEART, D. R., 1993, The Radial Growth Response of American Beech (*Fagus grandifolia*) to Small Canopy Gaps in a Northern Hardwood Forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 120, pp. 45-48.
- ROBITAILLE, A. and SAUCIER, J.-P., 1998, Paysages régionaux du Québec méridional, pp. 213 (Québec: Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles).
- RUBINO, D. L. and MCCARTHY, B. C., 2004, Comparative analysis of dendroecological methods used to assess disturbance events. *Dendrochronologia*, 21, pp. 97-115.
- RUNKLE, J. R., 1981, Gap Regeneration in Some Old-growth Forests of the Eastern United States. *Ecology*, 62, pp. 1041-1051.
- RUNKLE, J. R., 1982, Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America. *Ecology*, 63, pp. 1533-1546.
- RUNKLE, J. R., 1985, Disturbance regimes in temperate forests. In *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, S. T. A. Pickett and P. S. White (Ed.), (San Diego: Academic Press, Inc.).
- RUNKLE, J. R., 1992, Guidelines and Sample Protocol for Sampling Forest Gaps (Portland, Or: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station), pp. 44.
- RUNKLE, J. R., 1998, Changes in southern Appalachian canopy tree gaps sampled thrice. *Ecology*, 79, pp. 1768-1780.
- RUNKLE, J. R. and YETTER, T. C., 1987, Treefalls revisited: gap dynamics in the southern Appalachians. *Ecology*, 68, pp. 417-424.
- SEYMOUR, R. S., WHITE, A. S. and DEMAYNADIER, P. G., 2002, Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, 155, pp. 357-367.
- VEPAKOMMA, U., ST-ONGE, B. and KNEESHAW, D., 2007, Spatially explicit characterization of boreal forest gap dynamics using multi-temporal lidar data. *Remote Sensing of Environment*, 112, pp. 2326-2340.

Chapitre 3

Implications pour l'aménagement

Les résultats obtenus dans les chapitres précédents ont des implications pour l'aménagement des forêts feuillues tempérées du Québec. Les travaux montrent que le régime de trouées naturelles dans les forêts anciennes est composé d'éléments qui se distinguent foncièrement des ouvertures qui sont générées lors de la pratique des coupes partielles en forêts feuillues. Le premier chapitre montre en effet que la fréquence d'ouverture des trouées dans la forêt est étalée avec parfois des périodes plus fortes associées à des événements climatiques plus extrêmes, tel le verglas de 1998. Ce régime se distingue des ouvertures synchrones générées par le jardinage.

Il est donc important de considérer ces éléments du régime des ouvertures comme étant une différence majeure dans les processus écologiques et de l'organisation spatiale tant en structure verticale que structure horizontale qui en découlent. Il faut donc documenter comment cette différence de la distribution spatio-temporelle des trouées peut avoir sur la dynamique des communautés végétales dans les peuplements aménagés par coupe partielle. Déjà, nos observations nous amènent à penser que la répétition d'ouvertures synchrones avec des périodes de retour pour le jardinage entre 20 et 30 ans, favoriserait le développement de la strate arbustive, ce qui pourrait entraîner d'importantes difficultés de régénération. Jusqu'à présent, très peu d'information a été recueillie sur la régénération après traitement par coupe partielle dans la forêt feuillue tempérée du Québec. Un problème de régénération généralisée sur l'ensemble du territoire amènerait une rupture de recrutement par manque de cohortes suffisantes pour le remplacement des arbres matures récoltés. Un tel état de fait est l'équivalent de l'effet de rupture de stock qu'on pourrait observer sur un territoire en aménagement équienne dans lequel des superficies pour une classe d'âge donnée sont insuffisantes pour le remplacement des classes d'âge matures, prêtes à être récoltées.

En ce qui concerne les résultats du deuxième chapitre, deux éléments peuvent être considérés sous l'angle de l'aménagement forestier. Premièrement, les résultats obtenus montrent qu'une portion non négligeable des trouées du territoire est en fait associée à des ouvertures permanentes ou semi-permanentes. Ainsi, dans la caractérisation des ouvertures qui seraient générées par notre aménagement des forêts feuillues, cette portion doit être reconnue *a priori*. Comme les interventions forestières peuvent endommager les sols lors des opérations de récolte, il est probable aussi que ces ouvertures sans régénération soient

plus fréquentes après traitement. En effet, les phénomènes de compaction, d'érosion et de scalpage peuvent amener à réduire la productivité et la capacité de support de certains sites. Comme ces trouées à succession lente n'offrent pas les mêmes opportunités pour la croissance des arbres, nos résultats suggèrent qu'il pourrait être important de distinguer les sites qui seraient devenus des trouées sans régénération afin d'en déduire les superficies lors des prochaines coupes.

Deuxièmement, un autre résultat qui pourrait s'avérer intéressant pour l'aménagement forestier concerne l'application du modèle pour la détection des sites plus fragiles et la localisation des chemins de débardage. En effet, le modèle développé a permis de mettre en lumière des caractéristiques de sites qui sont impropres à la croissance. Sur ces sites, on observe souvent des communautés végétales fragiles. Le modèle développé permet de localiser ces sites fragiles et ainsi mieux planifier la localisation des sentiers de débardage. Ces éléments s'ajoutent à une compréhension fine du réseau hydrographique que les données LiDAR peuvent tout aussi fournir. Comme ces trouées sans régénération se trouvent souvent agglomérées, nous pensons qu'il est possible de délimiter du moins certains secteurs pour les exclure de la surface disponible pour le réseau de sentiers de débardage.