

Expansion du hêtre à grandes feuilles et déclin de l'érable à sucre au Québec : portrait de la situation, défis et pistes de solution



Comité chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture
des peuplements contenant du hêtre et de l'érable

AVIS SCIENTIFIQUE

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE

Expansion du hêtre à grandes feuilles et déclin de l'érable à sucre au Québec : portrait de la situation, défis et pistes de solution

Comité chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture
des peuplements contenant du hêtre et de l'érable

composé de :

Isabelle Auger, stat. ASSQ, M. Sc.
Steve Bédard, ing.f., M. Sc.
Yan Boucher, biol., M. Sc., *Ph. D.*
Louis Duchesne, ing.f., M. Sc.
Martin-Michel Gauthier, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*
François Guillemette, ing.f., M. Sc.
Filip Havreljuk, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*
Jean Noël, techn. for.
Rock Ouimet, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*
Hugues Power, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*

sous la direction de :

Michel Campagna, ing.f., M. Sc.
Catherine Larouche, ing.f., M. Sc., *Ph. D.*

AVIS SCIENTIFIQUE

DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE

Mandat de la DRF

La Direction de la recherche forestière a pour mandat de participer activement à l'orientation de la recherche et à l'amélioration de la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable, en réalisant des travaux de recherche scientifique appliquée. Elle acquiert de nouvelles connaissances, du savoir-faire et du matériel biologique et contribue à leur diffusion ou leur intégration au domaine de la pratique. Elle subventionne aussi des recherches en milieu universitaire, le plus souvent dans des créneaux complémentaires à ses propres travaux.

Ce document à tirage limité est également disponible dans notre site Internet en format PDF.

Vous pouvez adresser vos demandes à :

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
Direction de la recherche forestière
2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8
Canada

Courriel : recherche.forestiere@mffp.gouv.qc.ca

Internet : www.mffp.gouv.qc.ca/les-forets/recherche-developpement/

Photo de couverture : Jean-David Moore

On peut citer ce texte en indiquant la référence. Citation recommandée :

Direction de la recherche forestière, 2017. *Expansion du hêtre à grandes feuilles et déclin de l'érable à sucre au Québec : portrait de la situation, défis et pistes de solution*. Avis scientifique du comité chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre et de l'érable. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Avis scientifique, 146 p.

Toutes les publications produites par la Direction de la recherche forestière, du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, sont protégées par les dispositions de la Loi sur le droit d'auteur, les lois, les politiques et les règlements du Canada, ainsi que par des accords internationaux. Il est interdit de reproduire, même partiellement, ces publications sans l'obtention préalable d'une permission écrite.

© Gouvernement du Québec

Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2017

Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2017

ISBN : 978-2-550-78862-1

ISBN (PDF) : 978-2-550-78863-8

Sommaire exécutif

Le phénomène du déclin de l'érable à sucre jumelé à celui de la prolifération du hêtre à grandes feuilles dans les érablières soulève de nombreuses questions et inquiète les aménagistes. En réponse à ce besoin de connaissances, la Direction de la recherche forestière du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs du Québec a constitué un comité scientifique *ad hoc* chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre et de l'érable afin qu'il produise un portrait de la situation, des défis et des pistes de solutions.

1. Portrait de la situation et influence des variables environnementales

1.1. *L'abondance et la densité de l'érable sont en déclin, celles du hêtre sont en progression*

L'érable à sucre était présent dans un peu plus de la moitié (55 %) des peuplements forestiers productifs de la zone tempérée nordique du Québec au cours de la période 1990-2002, et il représentait 14 % du volume marchand total. Depuis les années 1970, la densité relative (proportion du nombre de tiges représenté par une essence) et l'abondance relative en surface terrière (proportion en surface terrière représentée par une essence) de l'érable ont diminué dans la majorité des sous-régions des domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. Pour les différentes sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique, la variation de densité relative est de -9 à 2 % et celle de l'abondance relative, de -8 à 4 %. L'indice de succession développé pour décrire les changements de composition qui s'opèrent dans les peuplements révèle que le recrutement de jeunes tiges d'érable à sucre est insuffisant pour assurer le maintien futur de la représentativité de l'essence.

Le hêtre à grandes feuilles, quant à lui, était présent sur approximativement le quart (27 %) de la même superficie en 1990-2002, et il y représentait 2 % du volume marchand total. Contrairement à celles de l'érable, la densité relative et l'abondance relative du hêtre ont augmenté depuis les années 1970 dans la majorité des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue. Pour les différentes sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique, la variation est de -1 à 14 % pour la densité relative et de -3 à 4 % pour l'abondance relative. L'indice de succession montre que le hêtre devrait continuer son expansion, car les petites tiges sont surreprésentées par rapport aux plus gros arbres.

1.2. Le hêtre est contraint par des variables climatiques et l'érable, par des variables stationnelles

La température est le principal facteur qui limite la répartition de l'érable et du hêtre dans les domaines bioclimatiques 1 à 5. Le hêtre se limite généralement aux stations caractérisées par un environnement chaud et sec, alors que l'érable semble mieux s'accommoder d'un environnement plus frais et humide.

À l'échelle locale, ce sont principalement les variables stationnelles qui limitent la répartition de l'érable; celle-ci est intimement liée à la fertilité du sol, notamment au taux de saturation en calcium de l'humus et de l'horizon minéral du sol. Elle est aussi influencée par l'épaisseur du dépôt et la classe de drainage. Par contraste, la répartition du hêtre est surtout limitée par des contraintes climatiques.

1.3. Les conditions environnementales changeantes favorisent le hêtre et défavorisent l'érable

Le réchauffement des températures et la baisse de fertilité des sols forestiers causée par les précipitations acides et la récolte forestière ont fort probablement influencé la dynamique et la répartition de l'érable et du hêtre sur le territoire dans le passé; on peut s'attendre à ce que cela continue dans l'avenir.

2. Défis et pistes de solutions pour le secteur forestier

2.1. La planification stratégique et tactique devra intégrer la dynamique du hêtre et de l'érable

À chacune de ses étapes, le processus de planification forestière doit prendre en compte la problématique de l'expansion du hêtre, du déclin de l'érable et des impacts de la maladie corticale du hêtre (MCH). L'atteinte des objectifs d'une stratégie d'aménagement qui vise la production d'érable pourrait être compromise si l'analyse du territoire ne détermine pas les endroits où les conditions sont défavorables à la production de cette essence. Quelques pistes de solution seraient :

- d'accroître les connaissances sur l'autécologie de l'érable et du hêtre et sur les changements de composition entre ces deux essences à l'échelle locale;
- de raffiner nos connaissances au sujet de la qualité et du potentiel de production des stations pour l'érable;
- de mieux connaître le développement de la MCH et les effets de celle-ci à l'échelle régionale et locale.

2.2. Des baisses dans l'approvisionnement en bois de qualité et dans la production acéricole devront être prises en compte

La combinaison de l'expansion du hêtre, de la progression de la MCH et du déclin de l'érable nous mène à croire qu'à long terme, il sera plus difficile d'assurer un approvisionnement constant des usines de transformation en bois de feuillus de qualité. De meilleures connaissances des effets de la MCH sur la qualité du bois permettraient de mieux modéliser les rendements en produits transformés et d'estimer la qualité et le volume sur pied de hêtre.

Le manque de recrutement de l'érable et la faible vigueur des érables matures font craindre également que le potentiel acéricole sur certains sites subisse une baisse marquée au cours des prochaines années.

2.3. Le calcul des possibilités forestières devra capter la dynamique du hêtre et de l'érable

Les modèles de croissance utilisés actuellement pour le calcul des possibilités forestières ainsi que pour les planifications opérationnelle et tactique sont étalonnés avec des données ne reflétant pas la dynamique contemporaine du hêtre et de l'érable. Pour qu'ils puissent bien capter le recrutement, la croissance et la mortalité de ces deux essences, les modèles devront intégrer des données reflétant la dynamique contemporaine de ces deux essences et les effets des traitements sylvicoles sur la régénération des essences à promouvoir.

2.4. Les objectifs de production et la sylviculture devront être adaptés

Il faudra déterminer le potentiel des sites à produire les essences à promouvoir et adapter les pratiques sylvicoles au diagnostic, aux objectifs de production et à la situation actuelle du peuplement. Pour les sites ayant un fort potentiel de production d'érable, le comité propose d'adapter la prescription en fonction de la surface terrière marchande du hêtre, afin de limiter les dégâts causés par la MCH. De plus, d'après notre compréhension actuelle du système, notre hypothèse est que le contrôle de la régénération du hêtre serait nécessaire afin de favoriser le développement d'essences à promouvoir. La piste d'expérimentation proposée est d'intervenir pour maîtriser la régénération de hêtre si le coefficient de distribution des gaules et des semis de hêtre de plus de 1 m de hauteur en position dominante (placettes de 4 m²) est de 20 % ou plus. Plus d'une opération de nettoyage mécanique du hêtre pourrait être requise selon l'abondance et la hauteur de la régénération préétablie des essences à promouvoir, car les souches des gaules de hêtre coupées produisent abondamment des rejets viables. Considérant le coût des interventions, les efforts devraient être concentrés dans les stations à fort potentiel de production d'érable. L'amendement des sols devrait être envisagé si la production d'érable demeure un

objectif dans les stations où la fertilité est la contrainte prédominante. Dans les stations peu ou moyennement favorables à la production d'érable, cette production devrait être remise en question.



Abondance de gaules et de perches de hêtre à grandes feuilles dans un peuplement témoin à Duchesnay
(Photo : Steve Bédard).

Remerciements

Cet avis scientifique a vu le jour à la suite d'un appel à la mobilisation lancé par les directions régionales du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs pour s'attaquer à l'enjeu de l'aménagement durable des érablières dans le contexte de la maladie corticale du hêtre. Les travaux de ce comité scientifique chargé d'étudier l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre et de l'érable à sucre ont permis de transférer et d'intégrer rapidement des connaissances détenues par plusieurs chercheurs de la Direction de la recherche forestière. Le transfert de ces connaissances permet de proposer des pistes de solutions aux praticiens en région.

Les auteurs désirent remercier Mmes Denise Tousignant, Viviane St-Arnaud, Nathalie Langlois et Maripierre Jalbert pour l'édition scientifique, la révision linguistique et la mise en page du manuscrit. Cet avis a été financé dans le cadre des projets internes de la Direction de la recherche forestière.

Table des matières

Sommaire exécutif	iii
Remerciements.....	vii
Liste des tableaux.....	xi
Liste des figures.....	xiii
Liste des annexes.....	xv
Liste des abréviations	xvii
Introduction	1
Mise en contexte	1
Mandat du comité scientifique.....	2
Chapitre premier – Portrait de la situation de l’érable et du hêtre depuis les années 1970.....	3
1.1. Portrait contemporain (1990-2002).....	3
1.2. Évolution depuis les années 1970-1980.....	7
1.3. Abondance relative des arbres morts sur pied	12
1.4. Indice de succession	13
1.5. Principaux constats issus de ce portrait de la situation	21
Chapitre deux – Influence des facteurs environnementaux	23
2.1. Influence des variables climatiques et stationnelles sur la fréquence et l’abondance de l’érable et du hêtre	23
2.1.1. Variables climatiques	24
2.1.2. Variables stationnelles	29
2.2. Analyse de la contrainte prédominante à la fréquence et à l’abondance de l’érable et du hêtre	32
2.2.1. Fréquence.....	32
2.2.2. Abondance.....	36
2.3. Influence des variables climatiques et stationnelles sur l’indice de succession de l’érable et du hêtre	42
2.3.1. Variables climatiques	42
2.3.2. Variables stationnelles	45

2.4. Influence de la structure d'âge des peuplements sur l'abondance, la fréquence et l'indice de succession de l'érable et du hêtre	47
2.4.1. Fréquence et abondance	47
2.4.2. Indice de succession	48
2.5. Autres éléments à considérer	48
2.5.1. Changements climatiques	48
2.5.2. Dépôts atmosphériques acides et exportation de biomasse forestière	50
2.5.3. Perturbations et récolte forestière	52
2.6. Principaux constats issus de l'analyse de l'influence des facteurs environnementaux	53
Chapitre trois – Difficultés et défis pour le secteur forestier	55
3.1. Planification forestière	55
3.1.1. Analyse du territoire	55
3.1.2. Élaboration de la stratégie d'aménagement	56
3.1.3. Calcul et détermination des possibilités forestières	56
3.1.4. Attribution des volumes de bois	57
3.2. Qualité du bois	57
3.3. Production acéricole	59
3.4. Principaux constats issus de l'identification des défis pour le secteur forestier	59
Chapitre quatre – Pistes de solutions pour le secteur forestier	61
4.1. Planification forestière	61
4.2. Qualité du bois	63
4.3. Diagnostic et adaptation des pratiques sylvicoles	63
4.3.1. Évaluation du potentiel de station	64
4.3.2. Diagnostic du peuplement	65
4.3.3. Diagnostic de la régénération	67
4.3.4. Mesures d'adaptation à l'échelle de l'arbre	70
4.3.5. Mesures d'adaptation pour favoriser la régénération d'érable à sucre	72
4.4. Principaux constats au regard des pistes de solution	76
Conclusions et recommandations	77
Références	79

Liste des tableaux

Tableau 1.1. Superficie occupée (S), densité (N), surface terrière (ST) et volume marchand à l'hectare (V) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique lors de la 3 ^e campagne d'inventaires forestiers (1990-2002)	5
Tableau 1.2. Superficie occupée (S), densité (N), surface terrière (ST) et volume marchand à l'hectare (V) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les unités d'aménagement (UA) lors de la 3 ^e campagne d'inventaires forestiers (1990-2002)	6
Tableau 1.3. Évolution, entre la 2 ^e (1980-1989) et la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons temporaires situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique	8
Tableau 1.4. Évolution, entre la 2 ^e (1980-1989) et la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique	9
Tableau 1.5. Évolution, entre la première (1970-1979) et la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons permanentes situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique	10
Tableau 1.6. Évolution, entre la première (1970-1979) et la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique	11

Tableau 1.7. Abondance relative en surface terrière (%) des tiges mortes sur pied d'érable et de hêtre dans les placettes-échantillons temporaires (PET) des sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique au cours de la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014).....	13
Tableau 1.8. Évolution de la proportion (%) de la surface terrière des tiges mortes sur pied d'érable et de hêtre dans les placettes-échantillons permanentes (PEP) d'inventaires forestiers dans les sous-régions de la zone tempérée nordique entre la première (1970-1979) et la 4 ^e campagne d'inventaires (2000-2014)	14
Tableau 2.1. Liste des variables climatiques et stationnelles employées comme variables explicatives pour le réseau des placettes-échantillons temporaires du 4 ^e inventaire écoforestier	25
Tableau 2.2. Proportion (%) du territoire forestier des domaines bioclimatiques 1 à 5 sur laquelle chacune des variables climatiques ou stationnelles est la contrainte prédominante à la fréquence de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles	34
Tableau 2.3. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où la fréquence de l'érable à sucre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles	37
Tableau 2.4. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où la fréquence du hêtre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles	38
Tableau 2.5. Proportion (%) du territoire forestier des domaines bioclimatiques 1 à 5 sur laquelle chacune des variables climatiques ou stationnelles est la contrainte prédominante à l'abondance de l'érable sucre et du hêtre à grandes feuilles	39
Tableau 2.6. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où l'abondance de l'érable est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles	41
Tableau 2.7. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où l'abondance du hêtre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles	43

Liste des figures

Figure 1.1. Abondance relative en surface terrière a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles au Québec	4
Figure 1.2. Distribution de l'indice de succession de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons temporaires (PET) du 4 ^e inventaire (trait pointillé épais) et dans les strates SIFORT (trait plein épais) de la zone tempérée nordique	15
Figure 1.3. Comparaison des indices de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires (PET) où l'érable ou le hêtre sont présents lors de la 2 ^e (1980-1989; quadrants A, B, C, D; n = 18 505) et de la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014; quadrants E, F, G, H; n = 22 467)	17
Figure 1.4. Comparaison des indices de succession moyens de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles par sous-région écologique dans les placettes-échantillons temporaires (PET) lors de la 2 ^e (1980-1989) et de la 4 ^e campagne d'inventaires (2003-2014)	19
Figure 2.1. Fréquence relative (%) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires en fonction des variables climatiques et stationnelles	26
Figure 2.2. Abondance relative maximale (99 ^e percentile) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires en fonction des variables climatiques et stationnelles	27
Figure 2.3. Fréquence relative (%) et abondance relative maximale (99 ^e percentile) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes en fonction de la saturation en calcium de l'humus (horizon H) et de l'horizon B du sol	33
Figure 2.4. Contraintes prédominantes à la fréquence relative a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles	35
Figure 2.5. Contraintes prédominantes à l'abondance a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles	40

Figure 2.6. Indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction des variables climatiques et stationnelles.	44
Figure 2.7. Indice de succession moyen de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes en fonction de la saturation en calcium de l'humus (horizon H) et de l'horizon B du sol	47
Figure 2.8. Fréquence relative (%), abondance relative maximale (99 ^e percentile) et indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction de la classe d'âge du peuplement.	49
Figure 4.1. Cheminement diagnostique et traitements sylvicoles recommandés pour un peuplement mature de structure irrégulière sur une station à fort potentiel pour l'érable à sucre	66
Figure 4.2. Cheminement diagnostique de la régénération (gaules et semis) et traitements sylvicoles complémentaires proposés pour favoriser la régénération des essences à promouvoir dans une érablière mature de structure irrégulière, sur une station à fort potentiel pour l'érable à sucre	68

Liste des annexes

Annexe 1 — Mandat de réalisation — DRF	93
Annexe 2 — Description du système de compilation de l'inventaire forestier et du produit SIFORT.....	99
Annexe 3 — Niveaux supérieurs du système hiérarchique de classification écologique du territoire.....	101
Annexe 4 — Description de la maladie corticale du hêtre	103
Annexe 5 — Indice de succession	115
Annexe 6 — Tentative de modélisation.....	117
Annexe 7 — Analyse statistique de la fréquence, de l'abondance et de l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles.....	123
Annexe 8 — Codification utilisée pour les classes de pentes, les milieux physiques, les classes de drainage et les types de dépôts de surface	131
Annexe 9 — Cartographie de la saturation du sol en calcium	133
Annexe 10 — Difficultés et défis pour le secteur forestier : production acéricole	143

Liste des abréviations

CD :	Coefficient de distribution
DHP :	Diamètre à hauteur de poitrine (mesuré à une hauteur de 1,30 m du sol)
DPV :	Déficit de pression de vapeur
DRF :	Direction de la recherche forestière
MCH :	Maladie corticale du hêtre
MFFP :	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
N :	Densité
PEP :	Placette-échantillon permanente
PET :	Placette-échantillon temporaire
S :	Superficie
SIFORT :	Système d'information forestière par tesselle
ST :	Surface terrière
UA :	Unité d'aménagement
V :	Volume marchand

Introduction

Mise en contexte

L'information tirée des pollens accumulés dans les sédiments lacustres révèle qu'au cours des derniers siècles et des derniers millénaires, la composition forestière a connu d'importants changements en Amérique du Nord (Houle *et al.* 2012, Wang *et al.* 2015). Ces changements sont généralement attribués aux fluctuations des conditions environnementales, au régime de perturbations naturelles et aux activités humaines depuis la colonisation du territoire (Bradshaw 1988, Russell *et al.* 1993). Quant à elles, les analyses de placettes-échantillons permanentes (PEP) d'inventaires forestiers, de relevés d'inventaires et d'actes notariés historiques révèlent que ces changements de composition à l'échelle du paysage peuvent aussi survenir au cours de quelques décennies (Boucher *et al.* 2009, 2017, Cogbill *et al.* 2002, Danneyrolles *et al.* 2016, Duchesne et Ouimet 2008, Simard et Bouchard 1996).

Parmi les changements contemporains observés, plusieurs études ont noté une augmentation récente de l'abondance des semis et des jeunes tiges du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrh.) dans des érablières du Québec, que celles-ci aient été récemment aménagées ou non (Beaudet *et al.* 1999, Brisson *et al.* 1994, Duchesne *et al.* 2005, Gauthier *et al.* 2015, Gravel *et al.* 2011, Pothier 1996). Les hêtres de diamètre commercial sont généralement de piètre qualité et atteignent rarement les classes de diamètre supérieures (Havreljuk *et al.* 2015). Dans certaines régions, les hêtres de fort diamètre présentent également des signes de perte de vigueur et des taux de mortalité anormalement élevés (MRNF 2012, Nolet et Roy 2010, Roy et Nolet 2015), qu'ils aient été affectés ou non par la maladie corticale du hêtre (MCH). Parallèlement, d'autres études ont rapporté que plusieurs érablières montraient des signes de perte de vigueur qui se traduisaient notamment par une plus faible régénération en érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), une croissance ralentie, le dépérissement du houppier et une augmentation du taux de mortalité (Bernier et Brazeau 1988a, 1988b, Bordeleau 1987, Duchesne *et al.* 2002, 2003, 2005, Ouimet et Fortin 1992).

Confrontée à cette problématique, la Direction de la gestion des forêts de l'Outaouais (région 07) a interpellé les autorités du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) en novembre 2015 afin que soit amorcée rapidement une réflexion sur l'aménagement des érablières. En effet, le phénomène du déclin de l'érable à sucre jumelé à la prolifération du hêtre à grandes feuilles dans les érablières soulève de nombreuses questions et inquiète les aménagistes. Les besoins de connaissances concernent notamment l'élaboration d'outils pour diagnostiquer l'état de santé des érablières, la détermination des stratégies sylvicoles à mettre en œuvre, l'estimation des rendements escomptés, l'évaluation de la qualité du bois dans les érablières et celle de la susceptibilité des forêts aux insectes et aux maladies. La région 07 souligne l'urgence de combler

rapidement ces besoins de connaissances en prévision des prochains calculs des possibilités forestières et des plans de récupération qui devront être élaborés à court terme.

En réponse à cet appel, la Direction de la recherche forestière (DRF) du MFFP a constitué un comité scientifique interne regroupant des spécialistes en écologie, en sylviculture des forêts de feuillus, en nutrition des forêts et en modélisation des écosystèmes forestiers.

Mandat du comité scientifique

Un comité scientifique *ad hoc* a été constitué à la DRF avec le mandat de fournir rapidement des connaissances scientifiques sur l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre à grandes feuilles et de l'érable à sucre, en présence ou non de la MCH (Annexe 1). Afin de cerner l'ampleur de la problématique et de cibler les territoires les plus affectés, nous avons d'abord dressé un portrait de l'abondance du hêtre et de l'érable sur le territoire québécois et retracé l'évolution de la situation depuis les années 1970, à partir des informations issues des inventaires forestiers nationaux. Puis, nous avons exploré les liens entre les variables environnementales (climatiques et stationnelles) et la répartition, l'abondance et la dynamique du hêtre et de l'érable sur le territoire. Ensuite, en nous appuyant sur la base de ces connaissances et de celles provenant de la littérature, nous avons déterminé ce qui semble être les principaux défis pour le secteur forestier et proposé des pistes de solutions pour les praticiens en région. Finalement, au regard des résultats obtenus, nous avons suggéré certaines avenues de recherche.

Chapitre premier

Portrait de la situation de l'érable et du hêtre depuis les années 1970

De nombreuses études ont documenté le phénomène de la prolifération du hêtre dans certaines érablières, mais aucune ne s'est attardée spécifiquement à tracer le portrait spatiotemporel de la situation à l'échelle du Québec. Pour ce faire, il fallait documenter les aires de répartition de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles, ainsi que l'évolution de celles-ci depuis les années 1970. Nous avons donc comptabilisé la fréquence relative (proportion des superficies où l'essence est présente), la densité relative (proportion du nombre de tiges représenté par l'essence) et l'abondance relative (proportion en surface terrière et en volume correspondant à l'essence) de l'érable et du hêtre par sous-région écologique et par unité d'aménagement (UA). Pour réaliser ce travail, nous avons considéré l'ensemble des arbres de plus de 1,0 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP; diamètre mesuré à 1,30 m du sol). Les compilations ont été réalisées à partir de l'information de la carte écoforestière et des données du 3^e inventaire écoforestier du Québec méridional (1990-2002), synthétisées dans le système d'information forestière par tesselle (SIFORT, voir l'annexe 2). Nous avons retracé l'évolution des 2 essences à partir des informations issues du réseau de placettes-échantillons temporaires (PET) d'inventaires forestiers en comparant les mesures de la 2^e (1980-1989) et de la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014). Nous avons corroboré ce portrait évolutif en analysant les informations issues du réseau de placettes-échantillons permanentes (PEP) d'inventaires forestiers, en comparant les mesures de la 1^{re} (1970-1977) et de la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014). Nous avons aussi réalisé un portrait des arbres morts sur pied à partir de l'information issue des deux réseaux d'inventaires.

1.1. Portrait contemporain (1990-2002)

Les inventaires révèlent qu'au cours de la période 1990-2002, l'érable à sucre était présent dans un peu plus de la moitié (55 %) des terrains forestiers productifs de la zone tempérée nordique (domaines bioclimatiques 1 à 4) et y représentait 14 % du volume marchand total (Figure 1.1, tableau 1.1.). Régionalement, la densité relative, la surface terrière relative et le volume relatif de l'érable à sucre variaient respectivement de 5 à 27 %, de 9 à 29 % et de 11 à 31 % dans les sous-régions écologiques de la sous-zone de la forêt décidue (domaines bioclimatiques 1 à 3). Quelques sous-régions de la sous-zone de la forêt mélangée contenaient aussi une portion non négligeable d'érable. C'est le cas notamment des sous-régions des Collines du lac Témiscouata (4fM), des Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM), des Collines du lac Notawissi (4bM) et des Collines et coteaux du lac Pohénégamook (4fT), où le volume de l'érable comptait pour 11 à 23 % du volume marchand total. Dans l'ensemble des sous-régions, la densité relative de l'érable était inférieure ou

égale à son abondance relative en surface terrière et en volume, ce qui révèle que les petites tiges d'érable étaient sous-représentées par rapport aux plus grosses.

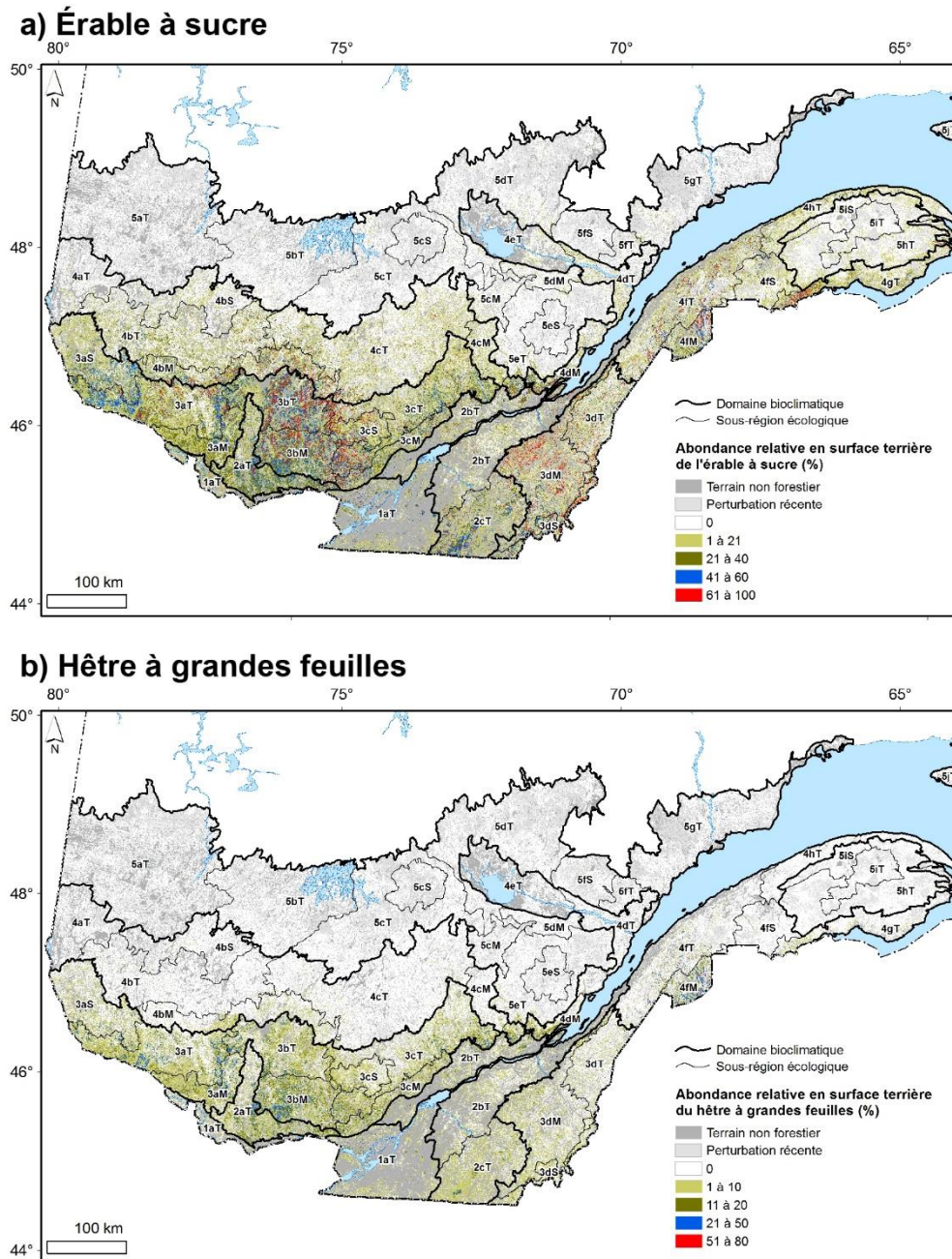


Figure 1.1. Abondance relative en surface terrière a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles au Québec. Les données du 3^e inventaire écoforestier du Québec méridional ont été compilées à l'échelle du système d'information forestière par tesselle (SIFORT).

Tableau 1.1. Superficie occupée (S), densité (N), surface terrière (ST) et volume marchand à l'hectare (V) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique lors de la 3^e campagne d'inventaires forestiers (1990-2002). Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chacune des sous-régions (%) décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région	Érable à sucre				Hêtre à grandes feuilles			
		S (km ²)	N (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	V (m ³ ·ha ⁻¹)	S (km ²)	N (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	V (m ³ ·ha ⁻¹)
Forêt décidue	1aT	2 826 (73)	327 (13)	2,5 (13)	18 (15)	2 092 (54)	87 (3)	0,5 (2)	3 (3)
	2aT	3 647 (85)	575 (19)	4,9 (21)	32 (22)	2 796 (65)	210 (7)	1,2 (5)	9 (6)
	2bT	4 103 (59)	187 (6)	1,7 (9)	12 (12)	3 126 (45)	72 (2)	0,5 (2)	3 (3)
	2cT	4 014 (77)	378 (15)	3,7 (17)	27 (22)	3 089 (59)	83 (3)	0,4 (2)	3 (2)
	3aM	2 855 (92)	446 (15)	4,7 (19)	33 (20)	2 425 (78)	250 (8)	1,2 (5)	9 (5)
	3aS	3 789 (73)	315 (9)	2,4 (10)	17 (11)	2 055 (40)	57 (2)	0,3 (1)	2 (1)
	3aT	6 182 (82)	280 (8)	3,7 (15)	27 (17)	4 674 (62)	168 (5)	1,0 (4)	7 (4)
	3bM	4 084 (92)	745 (27)	7,1 (29)	52 (31)	3 581 (81)	331 (12)	1,9 (8)	14 (9)
	3bT	4 842 (88)	675 (25)	6,1 (27)	44 (29)	3 552 (64)	154 (6)	1,0 (4)	8 (5)
	3cM	1 846 (82)	513 (17)	4,2 (19)	28 (22)	1 560 (70)	245 (8)	1,2 (6)	9 (7)
	3cS	1 746 (78)	411 (15)	4,0 (17)	27 (19)	1 181 (53)	141 (5)	0,6 (3)	4 (3)
	3cT	6 973 (71)	348 (13)	3,2 (14)	22 (17)	4 621 (47)	107 (4)	0,7 (3)	5 (4)
	3dM	4 716 (63)	282 (11)	3,2 (17)	22 (23)	2 832 (38)	46 (2)	0,3 (1)	2 (2)
	3dS	1 161 (72)	373 (17)	4,9 (24)	34 (28)	796 (50)	47 (2)	0,3 (2)	2 (2)
	3dT	2 155 (46)	151 (5)	1,7 (11)	11 (16)	877 (19)	20 (1)	0,1 (1)	1 (1)
Forêt mélangée	4aT	264 (7)	4 (0)	0,0 (0)	0 (0)	14 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4bM	3 938 (67)	264 (9)	3,0 (14)	20 (16)	1 179 (20)	11 (0)	0,1 (0)	1 (1)
	4bS	99 (19)	26 (1)	0,2 (1)	1 (1)	34 (1)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4bT	4 397 (39)	95 (3)	0,8 (4)	5 (5)	183 (2)	1 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4cM	967 (43)	74 (3)	0,7 (3)	4 (3)	117 (5)	5 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4cT	6 185 (33)	55 (2)	0,6 (3)	4 (3)	74 (2)	1 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4dM	1 041 (62)	273 (9)	3,4 (17)	23 (21)	790 (47)	168 (6)	0,9 (5)	7 (6)
	4dT	869 (21)	20 (1)	0,1 (1)	1 (1)	60 (1)	1 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4eT	266 (8)	6 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4fM	1 228 (63)	386 (17)	3,5 (20)	22 (23)	818 (42)	153 (7)	1,5 (8)	9(10)
	4fS	1 213 (34)	59 (2)	0,6 (3)	3 (3)	36 (1)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)
	4fT	4 329 (48)	170 (7)	1,6 (9)	9 (11)	960 (11)	13 (1)	0,2 (1)	1 (1)
	4gT	2 366 (50)	120 (4)	1,3 (6)	8 (8)	374 (8)	8 (0)	0,1 (0)	0 (0)
	4hT	1 720 (42)	59 (2)	0,6 (3)	3 (4)	36 (1)	1 (0)	0,0 (0)	0 (0)
Toute la zone tempérée nordique		84 719 (55)	233 (8)	2,3 (11)	16 (14)	44 231 (29)	66 (2)	0,4 (2)	3 (2)

Note : Les compilations ont été réalisées à partir de l'information de la carte écoforestière analysée à l'échelle du système d'information forestière par tesselle (SIFORT).

Pour le hêtre, les inventaires révèlent qu'au cours de la période 1990-2002, l'essence représentait plus du quart (29 %) de la superficie forestière productive, alors que le nombre de tiges, la surface terrière et le volume du hêtre ne représentaient chacun que 2 % du total inventorié dans la zone tempérée nordique (Figure 1.1, Tableau 1.1.). Le hêtre se retrouvait surtout dans la sous-zone de la forêt décidue (domaines bioclimatiques 1 à 3) et était rare dans la sous-zone de la forêt mélangée, sauf dans les sous-régions des Collines du lac Témiscouata (4fM) et des Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM), où il représentait de 6 à 10 % du volume total. Contrairement à ce qu'on observait pour l'érable, la densité relative des tiges du hêtre était généralement supérieure ou égale à son abondance relative en surface terrière et en volume, ce qui indique que les petites tiges de hêtre étaient surreprésentées par rapport aux plus grosses.

L'érable était particulièrement abondant dans les UA 06151, 06452, et 07251, où il représentait près du tiers des tiges, de la surface terrière et du volume (Tableau 1.2). C'est aussi dans ces UA que l'on a observé les valeurs les plus fortes de densité relative, d'abondance relative en surface terrière et de volume pour le hêtre (respectivement de 12 à 22 %, de 7 à 12 % et de 8 à 12 %).

Tableau 1.2. Superficie occupée (S), densité (N), surface terrière (ST) et volume marchand à l'hectare (V) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les unités d'aménagement (UA) lors de la 3e campagne d'inventaires forestiers (1990-2002). Seules les UA pour lesquelles le volume d'érable représente au moins 10 % du total sont présentées. Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chaque UA (%).

UA	Érable à sucre				Hêtre à grandes feuilles			
	S (km ²)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	V (m ³ ·ha ⁻¹)	S (km ²)	N (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	V (m ³ ·ha ⁻¹)
01152	703 (51)	263 (15)	2,7 (17)	19 (21)	364 (26)	101 (6)	1,2 (7)	8 (9)
03453	55 (39)	120 (6)	1,6 (11)	11 (14)	26 (19)	9 (0)	0,1 (0)	0 (1)
05151	254 (63)	262 (11)	4,0 (18)	28 (22)	150 (37)	25 (1)	0,2 (1)	1 (1)
06151	538 (97)	909 (34)	8,4 (33)	61 (35)	478 (86)	332(12)	1,8 (7)	13 (8)
06152	867 (67)	397 (16)	4,3 (20)	31 (24)	445 (34)	76 (3)	0,4 (2)	3 (2)
06251	1 260 (66)	307 (12)	2,5 (12)	16 (13)	560 (29)	51 (2)	0,2 (1)	2 (1)
06451	4 338 (59)	278 (10)	3,0 (15)	21 (17)	1 691 (23)	42 (2)	0,3 (1)	2 (2)
06452	1 533 (97)	813 (32)	8,2 (32)	62 (34)	1 370 (87)	298(12)	2,0 (8)	15 (8)
07151	2 040 (93)	437 (13)	4,3 (17)	31 (18)	2 008 (92)	290 (9)	1,2 (5)	8 (4)
07152	3 572 (74)	189 (5)	3,0 (13)	21 (15)	1 803 (37)	94 (2)	0,6 (3)	5 (3)
07251	1 205 (94)	751 (29)	8,1 (33)	63 (34)	1 174 (92)	568(22)	2,9(12)	23 (12)
07351	3 317 (91)	272 (10)	4,8 (20)	35 (23)	2 598 (71)	177 (7)	1,3 (5)	10 (6)
08151	2 749 (87)	487 (14)	4,1 (16)	30 (18)	2 000 (63)	156 (4)	0,7 (3)	5 (3)

Note : Les compilations ont été réalisées à partir de l'information de la carte écoforestière analysée à l'échelle du système d'information forestière par tesselle (SIFORT).

1.2. Évolution depuis les années 1970-1980

En moyenne, entre la 2^e et la 4^e période d'inventaires, la fréquence relative de l'érable a augmenté dans la majorité des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue (domaines bioclimatiques 1 à 3), sauf dans les sous-régions des Collines du lac Saint-Patrice (3aT) et dans la région écologique des Coteaux des basses Appalaches (3d), où la fréquence relative de l'érable a diminué dans une proportion de 4 à 12 % (Tableau 1.3). À l'inverse, la densité relative et l'abondance relative en surface terrière de l'érable sont restées stables ou ont diminué dans la majorité des sous-régions des domaines de l'érablière à bouleau jaune (domaine 3) et de la sapinière à bouleau jaune (domaine 4). À l'échelle du territoire d'étude, la baisse relative de densité (-9 %) de l'érable est plus forte que sa baisse relative en abondance (-6 %).

Chez le hêtre, dans le même intervalle de temps, la fréquence relative augmente de façon marquée dans la majorité des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue (Tableau 1.4), en particulier celles des Hautes collines du lac Simon (3bM, 24 %), des Collines du lac Dumont (3aM, 15 %) et des Collines de la basse Gatineau (2aT, 15 %). Parallèlement, la densité et l'abondance relatives en surface terrière du hêtre augmentent dans la majorité des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue. L'augmentation de la densité relative est toutefois nettement plus marquée que l'augmentation en abondance relative. L'augmentation de la densité relative du hêtre est particulièrement importante dans la sous-région des Hautes collines du lac Simon (3bM, 14 %). À l'échelle du territoire d'étude, la surface terrière relative du hêtre diminue de 5 %, alors que sa densité relative augmente de 5 %.

Les compilations issues des données du réseau de PEP corroborent les tendances observées à partir du réseau de PET (Tableaux 1.5 et 1.6). La densité et l'abondance relatives de l'érable à sucre diminuent dans la majorité des sous-régions de la zone de la forêt décidue, alors que celles du hêtre augmentent. Les variations de densité relative sont généralement plus importantes que les variations d'abondance. La fréquence des placettes où le hêtre est présent augmente aussi de façon marquée dans plusieurs des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue.

Tableau 1.3. Évolution, entre la 2^e (1980-1989) et la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons temporaires situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique. Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chaque sous-région pour les deux périodes et à la différence entre les fractions (%) des deux périodes pour les colonnes sous Variations. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région	Érable (1980-1989)			Érable (2003-2014)			Variations		
		Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)
Forêt décidue	1aT	813 (31)	616 (10)	2,5 (10)	406 (39)	347 (11)	2,6 (10)	-407 (8)	-269 (1)	0,1 (0)
	2aT	1 157 (53)	1 098 (22)	4,0 (16)	1 206 (66)	759 (23)	4,8 (19)	49 (12)	-339 (1)	0,8 (4)
	2bT	1 524 (25)	352 (5)	2,0 (7)	609 (25)	188 (5)	1,5 (6)	-915 (0)	-164 (0)	-0,5 (-1)
	2cT	699 (43)	473 (13)	3,6 (15)	403 (52)	328 (14)	4,6 (17)	-296 (9)	-145 (1)	1,0 (2)
	3aM	625 (57)	608 (16)	3,7 (15)	1 678 (65)	557 (14)	3,9 (14)	1 053 (7)	-51 (-2)	0,2 (-1)
	3aS	358 (25)	223 (7)	1,8 (8)	881 (30)	343 (7)	2,0 (8)	523 (5)	120 (0)	0,2 (0)
	3aT	734 (44)	246 (9)	2,8 (12)	2 238 (40)	240 (6)	2,5 (9)	1 504 (-4)	-6 (-3)	-0,3 (-3)
	3bM	1 309 (72)	1 416 (36)	7,6 (29)	2 223 (81)	847 (27)	7,8 (30)	914 (8)	-569 (-9)	0,1 (1)
	3bT	1 010 (55)	806 (24)	5,7 (25)	1 726 (58)	569 (17)	5,2 (20)	716 (4)	-237 (-7)	-0,5 (-5)
	3cM	999 (59)	1 249 (20)	4,7 (17)	509 (63)	511 (14)	3,6 (14)	-490 (4)	-738 (-7)	-1,0 (-4)
	3cS	319 (40)	372 (12)	3,2 (13)	311 (46)	605 (14)	4,1 (16)	-8 (6)	233 (2)	0,8 (2)
	3cT	2 263 (46)	576 (15)	4,2 (17)	1 382 (47)	465 (13)	3,8 (15)	-881 (1)	-111 (-3)	-0,4 (-2)
	3dM	1 281 (43)	567 (14)	4,6 (19)	543 (34)	316 (9)	3 (12)	-738 (-9)	-251 (-4)	-1,6 (-8)
	3dS	387 (55)	477 (17)	6,2 (25)	223 (47)	410 (13)	5,3 (20)	-164 (-8)	-67 (-5)	-0,9 (-5)
	3dT	754 (24)	309 (7)	2,3 (10)	264 (11)	86 (1)	0,9 (4)	-490 (-12)	-223 (-5)	-1,4 (-6)
Forêt mélangée	4aT	16 (1)	3 (0)	0,0 (0)	24 (2)	8 (0)	0,1 (0)	8 (1)	5 (0)	0,0 (0)
	4bM	381 (36)	246 (10)	3,0 (15)	1 076 (34)	291 (7)	2,9 (11)	695 (-2)	45 (-3)	-0,1 (-4)
	4bS	36 (3)	17 (1)	0,2 (1)	35 (3)	28 (0)	0,2 (1)	-1 (0)	11 (0)	0,0 (0)
	4bT	354 (14)	103 (4)	0,9 (4)	911 (16)	174 (3)	1,2 (5)	557 (2)	71 (-1)	0,3 (0)
	4cM	95 (12)	85 (3)	0,7 (3)	183 (13)	101 (3)	0,8 (3)	88 (1)	16 (0)	0,1 (0)
	4cT	418 (9)	58 (2)	0,5 (3)	661 (13)	104 (3)	0,9 (4)	243 (4)	46 (1)	0,4 (1)
	4dM	403 (42)	651 (12)	3,3 (14)	221 (46)	316 (8)	2,9 (13)	-182 (4)	-335 (-4)	-0,4 (-1)
	4dT	107 (5)	26 (0)	0,2 (1)	90 (5)	30 (1)	0,2 (1)	-17 (0)	4 (0)	0,0 (0)
	4eT	35 (1)	12 (0)	0,0 (0)	33 (3)	9 (0)	0,1 (0)	-2 (1)	-3 (0)	0,0 (0)
	4fM	360 (53)	593 (21)	4,6 (20)	942 (58)	514 (17)	5,5 (22)	582 (5)	-79 (-4)	0,9 (2)
	4fS	49 (5)	36 (1)	0,2 (1)	93 (3)	13 (0)	0,2 (1)	44 (-2)	-23 (-1)	-0,1 (0)
	4fT	716 (25)	243 (8)	2,1 (9)	1 730 (25)	226 (6)	2,1 (7)	1 014 (0)	-17 (-2)	-0,1 (-1)
	4gT	248 (22)	174 (5)	1,4 (6)	441 (23)	190 (5)	1,9 (7)	193 (1)	16 (0)	0,5 (1)
	4hT	172 (14)	104 (2)	0,7 (3)	239 (10)	59 (2)	0,8 (3)	67 (-4)	-45 (-1)	0,2 (0)
Toute la zone tempérée nordique		17 622 (29)	396 (9)	2,5 (11)	21 281 (31)	279 (7)	2,4 (9)	3 659 (2)	-117 (-2)	-0,1 (-1)

Tableau 1.4. Évolution, entre la 2^e (1980-1989) et la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique. Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chaque sous-région pour les deux périodes et à la différence entre les fractions (%) des deux périodes pour les colonnes sous Variations. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région	Hêtre (1980-1989)			Hêtre (2003-2014)			Variations		
		Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)
Forêt décidue	1aT	271 (10)	86 (1)	0,5 (2)	187 (18)	61 (2)	0,5 (2)	-84 (7)	-25 (1)	0,0 (0)
	2aT	295 (14)	99 (2)	0,5 (2)	523 (29)	289 (9)	1,1 (4)	228 (15)	191 (7)	0,6 (2)
	2bT	808 (13)	131 (2)	0,8 (3)	352 (14)	94 (3)	0,6 (2)	-456 (1)	-36 (1)	-0,2 (-1)
	2cT	228 (14)	65 (2)	0,4 (2)	191 (25)	139 (6)	0,7 (3)	-37 (11)	73 (4)	0,3 (1)
	3aM	257 (24)	140 (4)	0,9 (4)	1 014 (39)	348 (9)	1,5 (5)	757 (15)	207 (5)	0,6 (2)
	3aS	30 (2)	16 (1)	0,1 (0)	110 (4)	42 (1)	0,1 (1)	80 (2)	25 (0)	0,1 (0)
	3aT	309 (19)	94 (3)	0,6 (3)	1 169 (21)	162 (4)	0,7 (3)	860 (2)	68 (1)	0,1 (0)
	3bM	558 (31)	209 (5)	1,2 (4)	1 499 (54)	584 (19)	2,3 (9)	941 (24)	375 (14)	1,1 (4)
	3bT	264 (14)	56 (2)	0,6 (3)	774 (26)	250 (8)	1 (4)	510 (12)	194 (6)	0,4 (1)
	3cM	537 (32)	433 (7)	1,8 (7)	340 (42)	481 (13)	1,9 (7)	-197 (10)	48 (6)	0,1 (0)
	3cS	77 (10)	27 (1)	0,5 (2)	134 (20)	223 (5)	0,6 (2)	57 (10)	196 (4)	0,1 (0)
	3cT	850 (17)	102 (3)	0,9 (3)	730 (25)	263 (7)	1,1 (4)	-120 (8)	162 (4)	0,3 (1)
	3dM	394 (13)	93 (2)	0,6 (2)	153 (10)	35 (1)	0,2 (1)	-241 (-4)	-58 (-1)	-0,3 (-1)
	3dS	85 (12)	41 (1)	0,4 (1)	51 (11)	44 (1)	0,3 (1)	-34 (-1)	4 (0)	-0,1 (0)
	3dT	154 (5)	24 (1)	0,3 (1)	28 (1)	7 (0)	0,1 (0)	-126 (-4)	-17 (0)	-0,2 (-1)
Forêt mélangée	4aT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4bM	21 (2)	3 (0)	0,0 (0)	81 (3)	18 (0)	0,1 (0)	60 (1)	15 (0)	0,0 (0)
	4bS	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4bT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4cM	8 (1)	2 (0)	0,0 (0)	19 (1)	5 (0)	0,0 (0)	11 (0)	3 (0)	0,0 (0)
	4cT	1 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	-1 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4dM	164 (17)	214 (4)	1,0 (4)	112 (23)	246 (6)	1,1 (5)	-52 (6)	33 (2)	0,1 (1)
	4dT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	1 (0)	0 (0)	0,0 (0)	1 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4eT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4fM	180 (27)	187 (7)	1,8 (8)	450 (28)	246 (8)	1,3 (5)	270 (1)	59 (1)	-0,5 (-3)
	4fS	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4fT	47 (2)	4 (0)	0,1 (0)	83 (1)	5 (0)	0,0 (0)	36 (0)	1 (0)	0,0 (0)
	4gT	7 (1)	1 (0)	0,0 (0)	22 (1)	9 (0)	0,0 (0)	15 (1)	7 (0)	0,0 (0)
	4hT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
Toute la zone tempérée nordique		5 545 (9)	69 (2)	0,4 (2)	8 023 (12)	106 (3)	0,5 (2)	2 478 (2)	36 (1)	0,0 (0)

Tableau 1.5. Évolution, entre la première (1970-1979) et la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons permanentes situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique. Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chaque sous-région pour les deux périodes et à la différence entre les fractions (%) des deux périodes pour les colonnes sous Variations. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région	Érable (1970-1979)			Érable (2003-2014)			Variations		
		Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)
Forêt décidue	1aT	26 (29)	227 (8)	1,7 (8)	29 (32)	199 (8)	2,3 (9)	3 (3)	-28 (0)	0,7 (1)
	2aT	135 (71)	830 (31)	5,6 (26)	139 (73)	954 (27)	5,9 (25)	4 (2)	124 (-4)	0,3 (-1)
	2bT	37 (31)	214 (6)	2,1 (10)	41 (34)	240 (7)	2,6 (10)	4 (3)	26 (0)	0,5 (0)
	2cT	54 (61)	714 (25)	6,0 (26)	52 (59)	514 (16)	6,2 (25)	-2 (-2)	-200 (-9)	0,3 (-1)
	3aM	123 (80)	557 (23)	5,1 (22)	116 (75)	616 (17)	5,2 (20)	-7 (-5)	59 (-7)	0,1 (-2)
	3aS	75 (31)	183 (8)	1,9 (8)	72 (30)	248 (5)	1,6 (7)	-3 (-1)	65 (-4)	-0,3 (-1)
	3aT	147 (51)	337 (13)	3,7 (17)	146 (50)	412 (11)	3,5 (14)	-1 (0)	75 (-2)	-0,2 (-3)
	3bM	125 (79)	866 (43)	7,8 (35)	133 (84)	1 017 (30)	8,0 (33)	8 (5)	151 (-13)	0,2 (-3)
	3bT	135 (67)	731 (33)	7,3 (34)	140 (69)	953 (32)	8,0 (33)	5 (2)	222 (-2)	0,8 (-1)
	3cM	71 (77)	1 004 (32)	6,4 (27)	70 (76)	696 (17)	5,4 (22)	-1 (-1)	-308 (-15)	-1,0 (-5)
	3cS	37 (45)	278 (13)	4,3 (18)	39 (47)	651 (16)	5,4 (20)	2 (2)	373 (3)	1,1 (1)
	3cT	156 (41)	280 (11)	3,4 (15)	173 (45)	603 (14)	3,6 (15)	17 (4)	324 (2)	0,3 (-1)
	3dM	70 (46)	390 (16)	6,0 (26)	78 (51)	450 (14)	5,5 (24)	8 (5)	59 (-2)	-0,4 (-1)
	3dS	21 (62)	813 (35)	7,0 (29)	21 (62)	710 (25)	8,4 (41)	0 (0)	-103 (-10)	1,5 (12)
	3dT	22 (28)	182 (7)	2,0 (9)	22 (28)	217 (4)	3,0 (14)	0 (0)	35 (-2)	1,0 (5)
Forêt mélangée	4aT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4bM	85 (35)	209 (10)	3,0 (14)	103 (42)	518 (14)	3,9 (17)	18 (7)	310 (4)	0,9 (3)
	4bS	2 (2)	5 (0)	0,2 (1)	5 (6)	38 (1)	0,2 (1)	3 (3)	33 (0)	0,1 (0)
	4bT	41 (10)	57 (2)	0,6 (3)	50 (13)	161 (3)	0,9 (4)	9 (2)	104 (1)	0,3 (1)
	4cM	4 (4)	12 (0)	0,2 (1)	5 (6)	26 (1)	0,3 (1)	1 (1)	14 (0)	0,2 (0)
	4cT	52 (9)	44 (2)	0,5 (2)	62 (10)	138 (4)	0,8 (4)	10 (2)	94 (2)	0,3 (1)
	4dM	23 (45)	375 (12)	3,5 (16)	23 (45)	235 (7)	3,2 (13)	0 (0)	-141 (-5)	-0,3 (-2)
	4dT	1 (2)	5 (0)	0,0 (0)	2 (4)	28 (1)	0,0 (0)	1 (2)	24 (0)	0,0 (0)
	4eT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4fM	14 (48)	872 (35)	5,3 (27)	14 (48)	651 (20)	6,5 (32)	0 (0)	-222 (-15)	1,3 (5)
	4fS	3 (9)	18 (1)	0,3 (1)	3 (9)	47 (2)	0,5 (3)	0 (0)	29 (1)	0,2 (1)
	4fT	16 (16)	162 (6)	1,0 (5)	20 (20)	140 (3)	1,5 (7)	4 (4)	-22 (-3)	0,5 (3)
	4gT	11 (24)	47 (2)	0,7 (5)	13 (29)	138 (4)	1,4 (5)	2 (4)	91 (2)	0,7 (1)
	4hT	1 (3)	1 (0)	0,1 (1)	2 (6)	11 (0)	0,1 (1)	1 (3)	10 (0)	0,1 (0)
Toute la zone tempérée nordique		1 487 (36)	303 (12)	2,9 (14)	1 573 (38)	405 (10)	3,2 (14)	86 (2)	102 (-2)	0,3 (0)

Tableau 1.6. Évolution, entre la première (1970-1979) et la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014), de la fréquence, de la densité et de l'abondance en surface terrière (ST) du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes situées dans les sous-zones et les sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique. Les nombres entre parenthèses correspondent à la fraction du total de chaque sous-région pour les deux périodes et à la différence entre les fractions (%) des deux périodes pour les colonnes sous Variations. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région	Hêtre (1970-1979)			Hêtre (2003-2014)			Variations		
		Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	N (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)	Fréquence (nombre de placettes)	Densité (tiges·ha ⁻¹)	ST (m ² ·ha ⁻¹)
Forêt décidue	1aT	16 (18)	63 (2)	0,7 (3)	27 (30)	100 (4)	0,9 (3)	11 (12)	36 (2)	0,2 (0)
	2aT	61 (32)	111 (4)	1,4 (6)	70 (37)	414 (12)	1,4 (6)	9 (5)	303 (7)	0,0 (0)
	2bT	19 (16)	128 (4)	1,3 (6)	23 (19)	199 (6)	1,4 (5)	4 (3)	7 (2)	0,1(-1)
	2cT	19 (22)	45 (2)	0,8 (3)	25 (28)	199 (6)	0,8 (3)	6 (7)	155 (5)	0,0 (0)
	3aM	49 (32)	132 (6)	1,6 (7)	71 (46)	564 (15)	1,7 (7)	22 (14)	432 (10)	0,1 (0)
	3aS	9 (4)	32 (1)	0,2 (1)	11 (5)	104 (2)	0,3 (1)	2 (1)	72 (1)	0,1 (0)
	3aT	59 (20)	148 (6)	1,1 (5)	84 (29)	370 (9)	1,3 (5)	5 (9)	222 (4)	0,2 (0)
	3bM	69 (44)	166 (8)	2,1 (9)	87 (55)	777 (23)	2,5(10)	18 (11)	611 (15)	0,4 (1)
	3bT	59 (29)	77 (4)	1,1 (5)	70 (34)	383 (13)	1,6 (6)	11 (5)	305 (9)	0,4 (1)
	3cM	33 (36)	120 (4)	1,2 (5)	47 (51)	795 (20)	1,9 (8)	14 (15)	675 (16)	0,7 (3)
	3cS	9 (11)	8 (0)	0,6 (3)	18 (22)	199 (5)	0,6 (2)	9 (11)	191 (4)	0,0 (0)
	3cT	74 (19)	65 (3)	0,9 (4)	94 (25)	256 (6)	1,2 (5)	20 (5)	192 (3)	0,4 (1)
	3dM	17 (11)	13 (1)	0,3 (1)	24 (16)	48 (2)	0,3 (1)	7 (5)	35 (1)	0,0 (0)
	3dS	7 (21)	16 (1)	0,5 (2)	8 (24)	115 (4)	0,3 (2)	1 (3)	99 (3)	-0,2(-1)
	3dT	4 (5)	16 (1)	0,2 (1)	5 (6)	42 (1)	0,2 (1)	1 (1)	26 (0)	0,0 (0)
Forêt mélangée	4aT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4bM	4 (2)	4 (0)	0,1 (0)	6 (2)	25 (1)	0,1 (1)	2 (1)	22 (0)	0,1 (0)
	4bS	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4bT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4cM	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4cT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4dM	11 (22)	74 (2)	1,4 (6)	13 (25)	347 (11)	1,9 (8)	2 (4)	273 (9)	0,6 (2)
	4dT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4eT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4fM	5 (17)	27 (1)	0,5 (2)	5 (17)	366 (11)	0,6 (3)	0 (0)	340 (10)	0,2 (1)
	4fS	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4fT	1 (1)	1 (0)	0,0 (0)	1 (1)	3 (0)	0,0 (0)	0 (0)	2 (0)	0,0 (0)
	4gT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
	4hT	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,0 (0)
Toute la zone tempérée nordique		525 (13)	49 (2)	0,6 (3)	689 (16)	188 (5)	0,7 (3)	164 (4)	139 (3)	0,1 (0)

1.3. Abondance relative des arbres morts sur pied

En moyenne, l'abondance relative en surface terrière des tiges mortes sur pied¹ varie de 0 à 3,2 % pour l'érable et de 0 à 32,9 % pour le hêtre dans les sous-régions de la zone tempérée nordique au cours de la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014; tableau 1.7). À l'échelle de la zone tempérée nordique, l'abondance relative des arbres morts sur pied pour le hêtre est près du triple de celle de l'érable. Les plus fortes proportions de tiges d'érable mortes sur pied ont été observées dans la sous-région des Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM, 3,2 %), puis dans la sous-région des Collines du lac Saint-Patrice (3aT, 2,4 %). L'abondance relative des hêtres morts sur pied est particulièrement grande dans les sous-régions des Collines du lac Témiscouata (4fM, 32,9 %) et des Collines et coteaux du lac Pohénégamook (4fT, 27,2 %). Dans une moindre mesure, les sous-régions de la Côte de la baie des Chaleurs (4gT, 6,8 %), des Collines du réservoir Kiamika (3bT, 3,9 %) et des Hautes collines du lac Édouard (4cM, 3,0 %) se distinguent, elles aussi, par une forte proportion de hêtres morts sur pied. Les valeurs exceptionnellement élevées dans les sous-régions 4fM et 4fT peuvent être principalement associées aux impacts de la MCH. C'est en effet dans la région du Témiscouata, au Bas-Saint-Laurent, que la MCH a été observée pour la première fois au Québec au cours des années 1960 (voir l'annexe 4).

Les compilations issues des données du réseau de PEP révèlent qu'entre la première et la 4^e campagne d'inventaires, l'abondance relative des arbres morts augmente légèrement pour l'érable (0,4 %) et diminue légèrement pour le hêtre (-0,2 %; Tableau 1.8). Pour l'érable, l'augmentation est plus marquée dans la sous-région des Collines du lac Saint-Patrice (3aT, 2,9 %) et dans celle des Collines du lac Dumont (3aM, 2,5 %). Dans les sous-régions 2aT, 3bM, 3bT et 3cT, où au moins 50 PEP contiennent du hêtre, on observe une diminution de l'abondance des hêtres morts depuis les années 1970. Toutefois, l'abondance des hêtres morts a beaucoup progressé dans 3 PEP situées dans la sous-région des Coteaux du lac Etchemin (3dT, 21,7 %) et dans 3 PEP autres dans la sous-région des Collines du lac Témiscouata (4fM, 6,8 %). Bien que les tendances soient généralement cohérentes avec les compilations issues des PET, le nombre restreint de PEP pour certaines sous-régions nous oblige à interpréter prudemment les résultats à cette échelle.

¹ Calculée comme
$$\frac{ST \text{ arbres morts d'une essence}}{ST [\text{arbres vivants} + \text{morts}] \text{ de l'essence}}$$

Tableau 1.7. Abondance relative en surface terrière (%) des tiges mortes sur pied d'érable et de hêtre dans les placettes-échantillons temporaires (PET) des sous-régions écologiques de la zone tempérée nordique au cours de la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014) (n : nombre de PET contenant au moins un arbre de l'essence). Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région écologique	Érable		Hêtre	
		n	%	n	%
Forêt décidue	1aT	406	0,15	187	0,18
	2aT	1 206	0,88	523	1,65
	2bT	609	2,02	352	2,05
	2cT	403	0,24	191	0,06
	3aM	1 678	1,93	1 014	0,63
	3aS	881	1,43	110	0,00
	3aT	2 238	2,39	1 169	0,59
	3bM	2 223	1,40	1 499	1,29
	3bT	1 726	0,79	774	3,90
	3cM	509	0,44	340	0,70
	3cS	311	0,87	134	0,00
	3cT	1 382	0,86	730	0,11
	3dM	543	1,38	153	0,05
	3dS	223	0,82	51	1,13
	3dT	264	0,96	28	1,55
Forêt mélangée	4aT	24	0,00	N.O.*	N.O.
	4bM	1 076	0,84	81	0,00
	4bS	35	0,40	N.O.	N.O.
	4bT	911	0,67	N.O.	N.O.
	4cM	183	0,32	19	2,95
	4cT	661	0,42	N.O.	N.O.
	4dM	221	3,24	112	2,13
	4dT	90	1,98	1	0,00
	4eT	33	0,00	N.O.	N.O.
	4fM	942	0,19	450	32,89
	4fS	93	0,00	N.O.	N.O.
	4fT	1 730	0,54	83	27,20
	4gT	441	0,09	22	6,78
	4hT	239	0,05	N.O.	N.O.
Toute la zone tempérée nordique		21 281	1,11	8 023	3,22

* N.O. = non observé, car l'essence n'est pas présente dans les PET de la sous-région.

1.4. Indice de succession

Nous avons intégré certains éléments relatifs à la composition et à la structure des peuplements dans un « indice de succession » qui permet de repérer les peuplements en transition, c'est-à-dire ceux qui évoluent vers un changement de la composition du couvert. L'indice développé permet de comparer la représentativité d'une essence parmi les petites et les grosses tiges dans le couvert, à l'intérieur de peuplements de structures et de compositions diverses. Ainsi, l'indice de succession consiste à évaluer, pour chaque PET, la différence entre la densité relative et l'abondance relative d'une essence. Fondamentalement, cet indice repose sur la relation quadratique entre le DHP et la surface terrière d'un arbre (voir l'annexe 5); sa valeur permet de prévoir si l'abondance d'une essence donnée augmentera (valeur positive) ou diminuera (valeur négative) dans le couvert à moyen et long terme. Une valeur d'indice de succession de zéro indique soit que le peuplement est monospécifique, soit que l'essence en est totalement absente.

Tableau 1.8. Évolution de la proportion (%) de la surface terrière des tiges mortes sur pied d'érable et de hêtre dans les placettes-échantillons permanentes (PEP) d'inventaires forestiers dans les sous-régions de la zone tempérée nordique entre la première (1970-1979) et la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014) (n : nombre de PEP contenant au moins un arbre de l'essence). Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3.

Sous-zone	Sous-région écologique	Érable				Hêtre			
		n	1970-1979	2003-2014	Variation	n	1970-1979	2003-2014	Variation
Forêt décidue	1aT	22	0,2	0,3	0,2	11	0,0	0,0	0,0
	2aT	125	2,2	1,0	-1,1	52	3,1	2,4	-0,7
	2bT	30	1,5	0,2	-1,3	18	0,0	0,8	0,8
	2cT	45	0,6	1,5	0,9	13	0,0	0,0	0,0
	3aM	101	1,1	3,5	2,5	38	2,5	3,6	1,1
	3aS	60	1,4	0,6	-0,8	9	0,0	0,0	0,0
	3aT	126	1,1	4,0	2,9	49	0,7	0,7	0,0
	3bM	116	2,2	2,3	0,2	59	1,3	0,5	-0,9
	3bT	127	0,7	0,9	0,2	50	0,9	0,3	-0,6
	3cM	60	0,7	0,9	0,1	26	0,0	0,0	0,0
	3cS	34	0,1	1,0	0,9	9	11,1	0,0	-11,1
	3cT	138	1,2	1,4	0,2	62	0,4	0,2	-0,1
	3dM	64	0,6	0,3	-0,3	10	0,0	0,0	0,0
	3dS	18	1,4	0,9	-0,4	3	0,0	0,0	0,0
	3dT	20	0,0	0,6	0,6	3	0,0	21,7	21,7
	4aT	0	N.O.*	N.O.	N.O.	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4bM	79	1,6	1,1	-0,5	4	0,0	0,0	0,0
	4bS	2	0,0	0,0	0,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4bT	34	1,7	0,5	-1,2	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4cM	3	0,0	0,0	0,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
Forêt mélangée	4cT	45	0,3	1,1	0,8	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4dM	20	0,0	0,5	0,5	9	0,0	0,0	0,0
	4dT	0	N.O.	N.O.	N.O.	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4eT	0	N.O.	N.O.	N.O.	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4fM	12	0,0	0,4	0,4	3	0,0	6,8	6,8
	4fS	2	0,0	0,0	0,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4fT	13	0,0	0,0	0,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4gT	9	2,1	0,1	-2,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
	4hT	1	0,0	0,0	0,0	0	N.O.	N.O.	N.O.
	Toute la zone tempérée nordique	1 306	1,2	1,5	0,4	428	1,3	1,0	-0,2

* N.O. = non observé, car l'essence n'est pas présente dans les PEP de la sous-région.

Prenons à titre d'exemple une érablière dont la surface terrière est composée à 80 % d'érables à sucre, mais dans laquelle le recrutement des jeunes tiges d'érable est déficient et une cohorte de jeunes tiges de hêtre progresse. La densité relative du hêtre serait alors beaucoup plus grande que sa surface terrière relative. Il en résulterait un indice de succession fortement positif pour le hêtre. À l'inverse, la densité relative de l'érable serait beaucoup plus faible que sa surface terrière relative, avec comme résultat un indice de succession fortement négatif pour l'érable. Cette situation laisse présager un changement de composition du couvert dominant à moyen ou à long terme.

Nous avons calculé les indices de succession du hêtre et de l'érable pour chaque PET mesurée aux 2^e et 4^e inventaires, ainsi qu'à l'échelle des strates du SIFORT. La distribution de l'indice de succession dans les PET du 4^e inventaire montre que l'indice de succession de l'érable à sucre est de -10 et moins (une valeur limite sous laquelle on considère la situation problématique pour l'érable) dans 25 % des placettes (Figure 1.2). Cette même classe regroupant le quartile inférieur (25 % des superficies), lorsqu'appliquée à l'échelle de la strate regroupée à l'aide du SIFORT, correspond à des indices de succession inférieurs à -2,77.

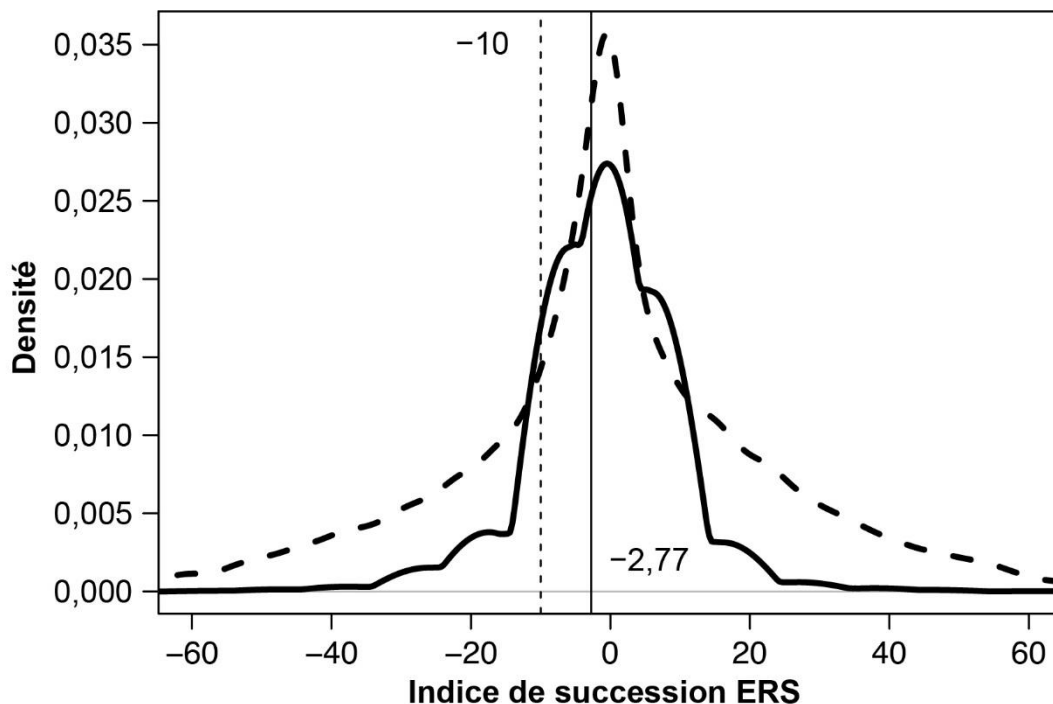


Figure 1.2. Distribution de l'indice de succession de l'érable à sucre dans les placettes-échantillons temporaires (PET) du 4^e inventaire (trait pointillé épais) et dans les strates SIFORT (trait plein épais) de la zone tempérée nordique. Les valeurs inférieures à -10 (trait vertical pointillé mince, qui délimite 25 % des PET) sont considérées comme problématiques pour l'érable. Les proportions correspondantes de la superficie à l'échelle des strates regroupées SIFORT donnent une valeur d'indice de succession limite de -2,77 (trait vertical plein mince). La proportion des strates regroupées SIFORT dont la valeur de l'indice de succession est ≤ -10 est de 11 %.

La figure 1.3 illustre la distribution de l'indice de succession du hêtre en relation avec celui de l'érable pour l'ensemble des PET contenant au moins 1 des 2 essences.

En 1980-1989, pour l'érable, 53 % des PET (Figure 1.3, quadrants B et D) présentaient un indice de succession positif, 41 % présentaient un indice de succession négatif (quadrants A et C), alors que les autres PET (6 %) affichaient un indice nul (absence totale de tiges d'érable ou peuplements entièrement composés d'érables). Si l'on compare les demi-graphiques de gauche et de droite pour cette période, on constate que la valeur moyenne des indices positifs pour l'érable était comparable à celle des indices négatifs (points bleus : valeurs de 18 et -17), ce qui suggère que la population d'érables était assez stable.

Pour le hêtre, à la même période, 20 % des PET avaient un indice positif (quadrants A et B), 16 % avaient un indice négatif (quadrants C et D) et 65 % avaient un indice nul (la plupart du temps à cause de l'absence totale du hêtre dans la PET). Si l'on compare les demi-graphiques du haut et du bas pour cette période, on constate que la valeur moyenne des indices positifs pour le hêtre était 3 fois supérieure à celle des indices négatifs (points rouges : valeurs de 23 et -8), ce qui suggère que la progression du hêtre sur le territoire était déjà amorcée à cette époque.

Une tendance similaire est observée lorsque l'on considère uniquement les PET où les 2 essences sont présentes (quadrants A et D). Dans ce cas, 9 % des PET présentaient un indice positif pour l'érable et négatif pour le hêtre, et une proportion similaire (9 % des PET) présentait un indice négatif pour l'érable et positif pour le hêtre. Toutefois, si l'on compare ces quadrants (points verts), la moyenne des indices positifs pour le hêtre était plus du triple de la moyenne des indices négatifs (27 et -9, respectivement), alors que la moyenne des indices négatifs pour l'érable était légèrement supérieure à celle des indices positifs (-24 et 20, respectivement).

Seulement 4 % des PET présentaient deux indices du même signe (positifs ou négatif) pour les 2 essences (quadrants B et C).

En 2003-2014, les groupes de PET où les indices sont négatifs pour les 2 essences (quadrant G), positifs pour les 2 essences (quadrant F) ou positifs pour l'érable et négatifs pour le hêtre (quadrant H) représentent chacun moins de 5 % des PET.

Pour l'érable, 47 % des PET avaient un indice négatif (Figure 1.3, quadrants E et G), ce qui est plus que la proportion de 43 % des PET ayant un indice positif (quadrants F et H). Toutefois, si l'on compare les demi-graphiques de gauche et de droite pour cette période, on constate que la moyenne des indices positifs pour l'érable était supérieure à celle des indices négatifs (points bleus : valeurs de 21 et -15).

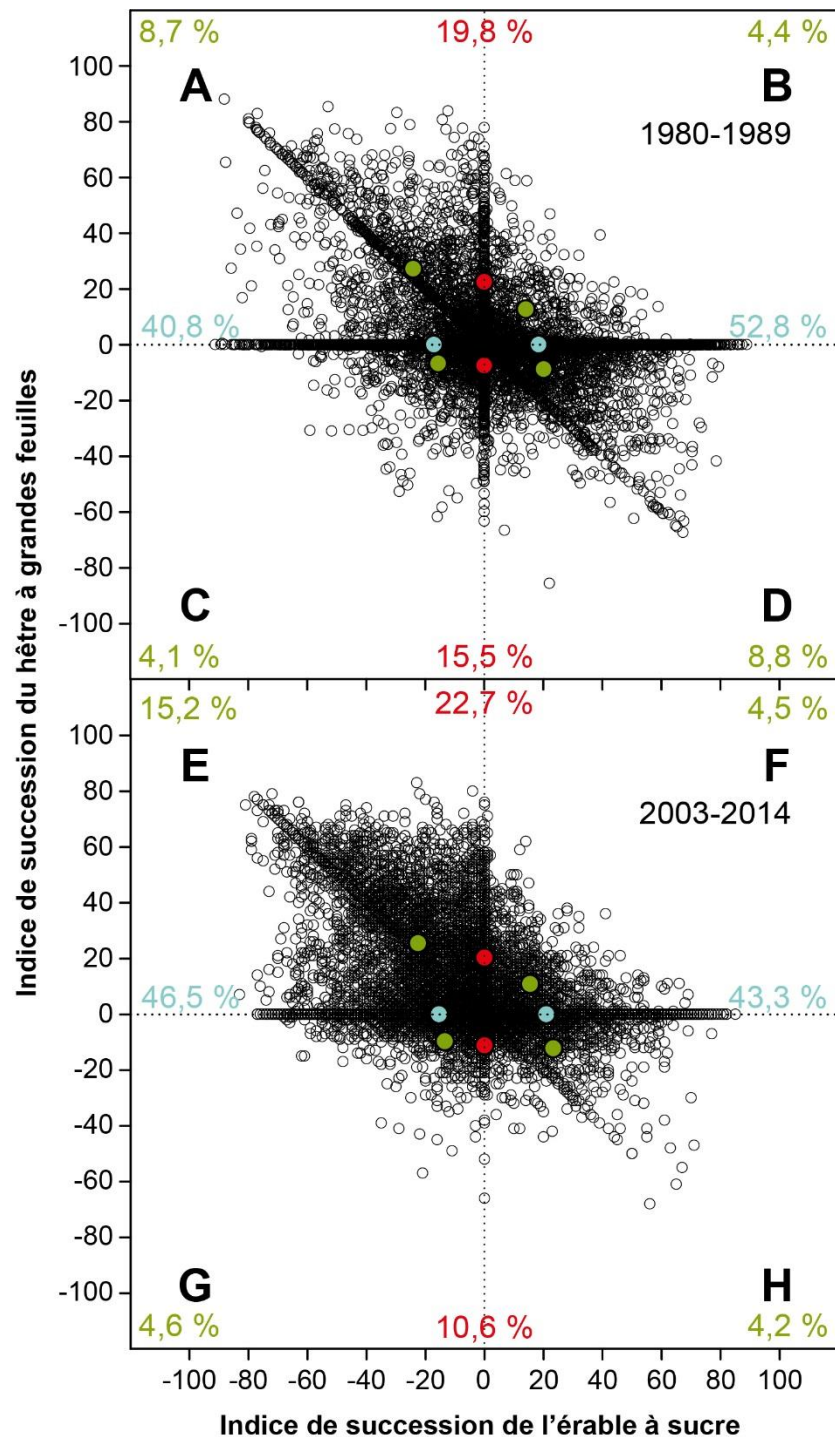


Figure 1.3. Comparaison des indices de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires (PET) où l'érable ou le hêtre sont présents lors de la 2^e (1980-1989; quadrants A, B, C, D; n = 18 505) et de la 4^e campagne d'inventaires (2003-2014; quadrants E, F, G, H; n = 22 467). Les points rouges représentent la moyenne des indices dans les demi-graphiques du haut et du bas; les points bleus représentent la moyenne des indices dans les demi-graphiques de gauche et de droite; les points verts représentent la moyenne des indices dans chacun des quadrants. Les chiffres de couleur indiquent la proportion des PET dans les demi-graphiques ou quadrants correspondants.

Pour le hêtre en 2003-2014, les changements sont plus importants : 23 % des PET ont un indice positif (quadrants E et F), ce qui représente plus du double de la fréquence des PET avec un indice négatif (11 %, quadrants G et H). Si l'on compare les demi-graphiques du haut et du bas pour cette période, on remarque que la moyenne des indices positifs pour le hêtre est près du double de celle des indices négatifs (points rouges : valeurs de 20 et -11).

En résumé, pour l'érable, la proportion des PET qui avaient un indice de succession positif a baissé de 18 %² entre la 2^e et la 4^e campagne d'inventaires, tandis que la proportion de celles qui avaient un indice de succession négatif a augmenté de 14 %³. Pour le hêtre, la proportion des PET avec un indice positif a augmenté de 15 %⁴, tandis que la proportion de celles ayant un indice négatif a baissé de 32 %⁵. La proportion de PET avec à la fois un indice négatif pour l'érable et positif pour le hêtre a presque doublé entre les 2 campagnes d'inventaires (quadrant E : 15 %; quadrant A : 9 %). Les valeurs moyennes des indices dans ce groupe de PET (quadrants A et E) sont cependant restées plus ou moins stables.

À l'échelle de la sous-région écologique, les compilations révèlent qu'en 1980-1989, les valeurs moyennes des indices de succession étaient autour de zéro pour le hêtre (-1,2 à 0,8) et positives ou négatives pour l'érable, selon les sous-régions (Figure 1.4). Pour l'érable, les sous-régions des Hautes collines du lac Simon (3bM) et des Collines de la basse Gatineau (2aT) présentaient les indices positifs les plus élevés (7 et 6, respectivement), alors que les sous-régions des Collines du mont Mégantic (3dS) et celle des Coteaux de la rivière Chaudière (3dM) présentaient les indices négatifs les plus bas (-7 et -6, respectivement, Figure 1.4).

En 2003-2014, pour l'érable, seule la sous-région des Collines de la basse Gatineau (2aT) présente un indice de succession supérieur à 2 (4, Figure 1.4), alors que 25 des 29 sous-régions ont, en moyenne, un indice négatif pour l'érable. La sous-région des Collines du mont Mégantic (3dS) demeure la sous-région avec le plus faible indice pour l'érable. Elle est suivie des sous-régions des Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM) et celle des Collines du lac Témiscouata (4fM), pour lesquelles l'indice de succession de l'érable est inférieur à -5. Par contraste, pour le hêtre, l'indice de succession moyen devient positif dans 20 des 22 sous-régions où l'essence est présente. Les régions des Hautes collines du lac Simon (3bM) et celle des Collines de Saint-Jérôme–Grand-Mère

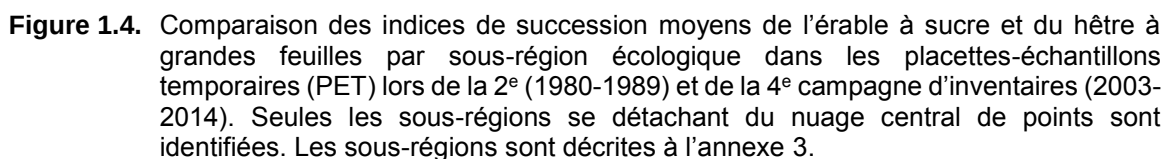
² $(43,3 \% - 52,8 \%) / 52,8 \% \times 100 = -17,9 \%$.

³ $(46,5 \% - 40,8 \%) / 40,8 \% \times 100 = 13,9 \%$.

⁴ $(22,7 \% - 19,8 \%) / 19,8 \% \times 100 \% = 14,6 \%$.

⁵ $(10,6 \% - 15,5 \%) / 15,5 \% \times 100 \% = -31,6 \%$.

La figure 1.5 présente la synthèse de la répartition de l'indice de succession sur l'ensemble du territoire forestier des domaines bioclimatiques 1 à 5.



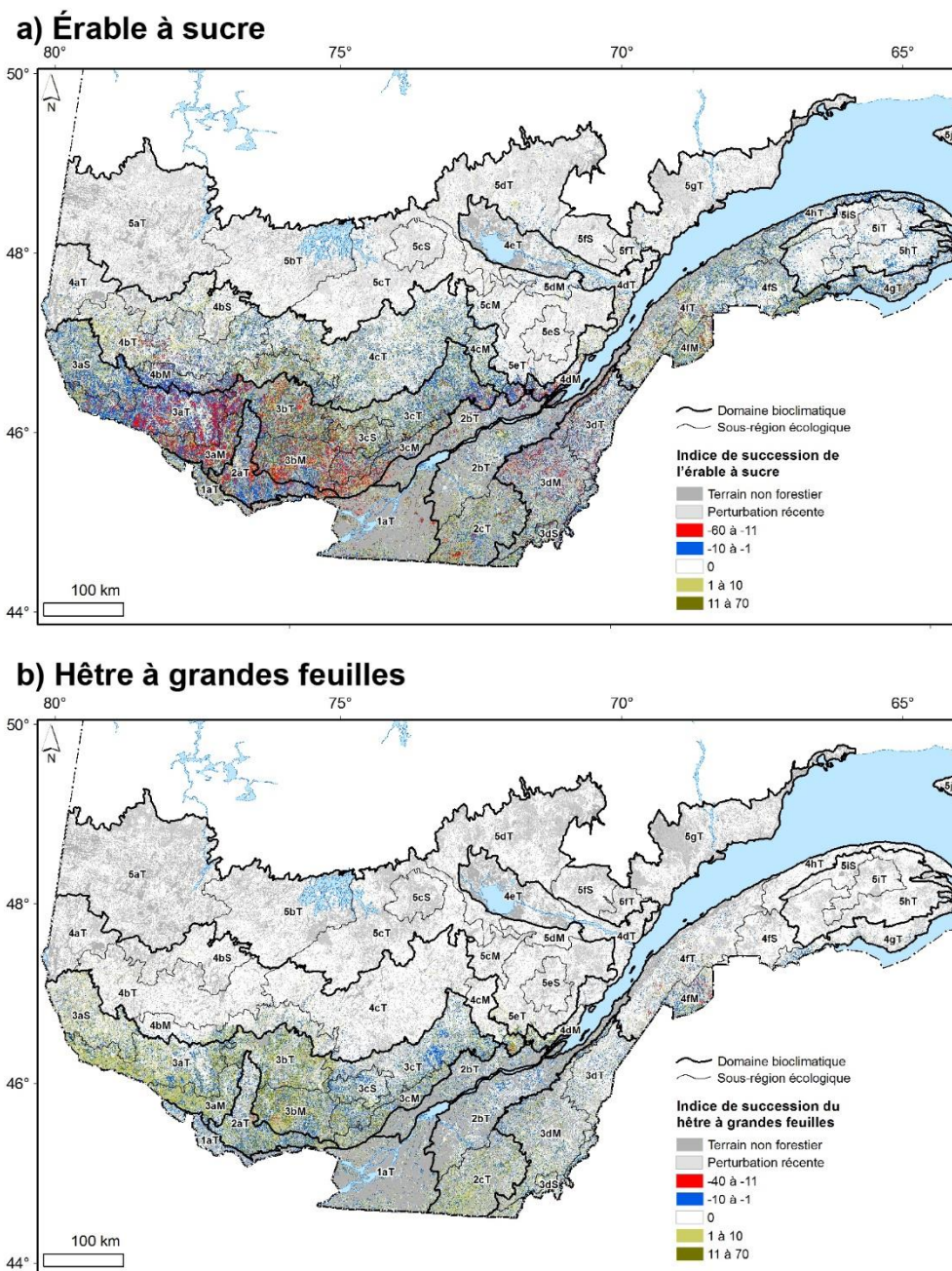


Figure 1.5. Indice de succession compilé à l'échelle du système d'information forestière par tesselle (SIFORT) a) pour l'érable à sucre et b) pour le hêtre à grandes feuilles.

1.5. Principaux constats issus de ce portrait de la situation

- Les inventaires révèlent qu'au cours de la période 1990-2002, l'érable à sucre était présent dans un peu plus de la moitié (55 %) des peuplements forestiers productifs de la zone tempérée nordique. Il y représentait 14 % du volume marchand total, alors que le hêtre était présent sur approximativement le quart (27 %) de la superficie et y représentait 2 % du volume marchand total.
- Depuis les années 1970, la densité relative et l'abondance relative en surface terrière de l'érable ont diminué dans la majorité des sous-régions des domaines de l'érablière à bouleau jaune (domaine 3) et de la sapinière à bouleau jaune (domaine 4). La baisse en densité relative de l'érable est généralement plus forte que celle en abondance relative. L'analyse de l'indice de succession révèle que, dans plusieurs régions, la densité relative des tiges d'érable a diminué par rapport à son abondance relative en surface terrière. Cela suggère que le recrutement de jeunes tiges est insuffisant pour assurer le maintien futur de la représentativité de l'essence.
- À l'opposé, la densité relative et l'abondance relative du hêtre ont augmenté dans la majorité des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue (domaines 1 à 3). Le hêtre y a pris de l'expansion, car l'augmentation en densité relative est nettement plus marquée que celle en abondance relative. De plus, comme le démontre l'indice de succession, l'augmentation marquée de la densité relative des tiges de hêtre par rapport à sa représentativité en surface terrière suggère que de cette essence continuera son expansion.
- La sous-région des Hautes collines du lac Simon (3bM) est celle où le contraste entre la diminution de la représentativité de l'érable et l'augmentation de celle du hêtre est le plus prononcé.
- L'abondance relative des arbres morts sur pied dans la zone tempérée nordique est, en moyenne, 3 fois plus grande pour le hêtre que pour l'érable. Pour le hêtre, certaines sous-régions du Bas-Saint-Laurent se distinguent par une abondance relative exceptionnellement grande des arbres morts sur pied.

Chapitre deux

Influence des facteurs environnementaux

Après avoir tracé le portrait des aires de répartition de l'érable et du hêtre ainsi que de l'évolution de celles-ci depuis les années 1970, nous nous sommes attardés à déterminer les principaux facteurs environnementaux qui régissent la répartition de ces deux essences sur le territoire.

Pour y parvenir, nous avons d'abord exploré diverses approches de modélisation statistique afin de prévoir la répartition des deux essences sur le territoire à partir d'une série de variables environnementales (Annexe 6). C'est ainsi que nous avons testé des modèles linéaires généralisés et des arbres de régression augmentés (*Boosted regression trees*; Elith *et al.* 2008). Ces modèles se sont toutefois tous révélés imprécis et biaisés, car ils surestiment considérablement des valeurs élevées d'abondance et sous-estiment les valeurs faibles. Des travaux récents visant des objectifs similaires ont d'ailleurs mis en évidence que l'imprécision et les biais associés aux modèles de prévision de l'abondance des essences forestières constituent un problème de taille (Beaudoin *et al.* 2014, Magnussen *et al.* 2010), et que ce type de modèles n'est généralement pas assez fiable pour éclairer les décisions d'aménagement (Chambers *et al.* 2013). Conséquemment, et considérant les objectifs poursuivis, nous avons plutôt opté pour une approche descriptive par laquelle les données de fréquence et d'abondance sont ordonnées et exprimées en fonction des principaux gradients environnementaux et de certaines caractéristiques stationnelles. Cette analyse nous a permis notamment de préciser les principales variables environnementales qui contraignent la présence et l'abondance de l'érable et du hêtre sur le territoire.

2.1. Influence des variables climatiques et stationnelles sur la fréquence et l'abondance de l'érable et du hêtre

Les variables climatiques ont été estimées pour chaque placette-échantillon à l'aide du logiciel BioSIM (Régnière *et al.* 2014), alors que les variables stationnelles sont issues des relevés d'inventaires. Nous avons réalisé ces compilations à partir des données issues du 4^e inventaire du réseau de PET. Afin de documenter spécifiquement les relations avec les propriétés chimiques des sols forestiers, nous avons aussi compilé des données issues du 4^e mesurage du réseau de PEP, une information qui n'est pas recueillie dans le réseau de PET.

Les distributions de chacune des variables environnementales continues ont été divisées en classes dans lesquelles nous avons regroupé les placettes-échantillons. Pour chaque variable environnementale, nous avons évalué l'abondance relative maximale de l'érable et du hêtre

(dorénavant appelée simplement « abondance ») par le 99^e percentile⁶ de la distribution des valeurs d'abondance de chaque classe. Nous avons aussi comptabilisé la fréquence relative (dorénavant appelée simplement « fréquence »), c'est-à-dire la proportion des placettes-échantillons où l'essence est présente, ainsi que les indices de successions moyens des deux essences pour chacune des classes.

Afin d'éviter l'étude de variables environnementales fortement corrélées entre elles, nous n'avons retenu pour l'analyse que celles dont le facteur d'inflation de variance⁷ était inférieur à 5 (Belsley *et al.* 1980). Cela inclut 4 variables climatiques (température moyenne annuelle, précipitations totales annuelles, déficit de pression de vapeur [DPV], rayonnement solaire) et 5 variables stationnelles (altitude, type de dépôt de surface, code de milieu physique, classe de drainage, classe de pente; tableau 2.1). Après une analyse des analyses chimiques des sols forestiers échantillonnés dans le réseau de PEP, nous avons aussi retenu la saturation en calcium de l'humus (horizon H) et de l'horizon B comme indicateurs de la fertilité des sols forestiers. Finalement, nous avons classé la fréquence et l'abondance de l'érable et du hêtre selon la structure d'âge des peuplements, de manière à documenter l'influence du stade de succession des peuplements. Cette dernière variable n'a toutefois pas été considérée dans l'analyse des contraintes présentée à la section 2.2.

Pour appuyer l'analyse descriptive, nous avons vérifié, avec des modèles statistiques, si la fréquence, l'abondance ou l'indice de succession de l'érable et du hêtre d'une des classes de chacune des variables étudiées étaient différents de ceux des autres classes. Les détails de ces modèles sont présentés à l'annexe 7.

2.1.1. Variables climatiques

L'abondance de l'érable et du hêtre dans les peuplements ainsi que la fréquence des PET occupées par ces deux essences sont intimement liées aux conditions climatiques (Figure 2.1 et figure 2.2, annexe 7). Les variations d'abondance et de fréquence du hêtre et celles de fréquence de l'érable sont principalement associées au gradient de température, de DPV et de rayonnement solaire. L'abondance de l'érable, quant à elle, est surtout associée au gradient de température. Dans une moindre mesure, les variations des deux essences sont associées au gradient de précipitations.

⁶ 99^e percentile : signifie que 1 % de la population a une valeur supérieure à celle rapportée.

⁷ Les facteurs d'inflation de variance mesurent l'importance de la multicolinéarité (corrélation entre les variables explicatives) dans une analyse de régression. La multicolinéarité est problématique, car elle peut accroître la variance des coefficients de régression, rendant ces derniers instables et difficiles à interpréter.

Tableau 2.1. Liste des variables climatiques et stationnelles employées comme variables explicatives pour le réseau des placettes-échantillons temporaires du 4^e inventaire écoforestier (n = 88 996).

	Unité	Minimum	Maximum
Variables climatiques			
Température moyenne annuelle	°C	-2,0	6,8
Précipitations totales annuelles	mm	735	1 583
Déficit de pression de vapeur*	bar	1,178	2,260
Rayonnement solaire†	MJ·m ⁻²	4 322	5 781
Variables stationnelles§			
Altitude	m	2	1 078
Pente	6 classes	A	F
Type de milieu physique	10 classes	0	9
Drainage	7 classes	0	6
Type de dépôt de surface	10 classes (1 ^{er} chiffre du type)	1	10

* Déficit de pression de vapeur (DPV) pour toute l'année. Le DPV mesure la différence entre la quantité de vapeur d'eau qui peut être contenue dans de l'air saturé (humidité relative de 100 %), pour une température donnée, à la quantité de vapeur d'eau qui est contenue réellement dans l'air. Ainsi, la température et l'humidité relative sont intégrées dans une même variable. Cette variable est estimée à partir de l'écart diurne des températures.

† Rayonnement solaire : somme de l'énergie reçue chaque année provenant du soleil.

‡ Les classes pour la pente, le milieu physique, le drainage et le type de dépôt de surface sont décrites à l'annexe 8.

§ La saturation en calcium de l'humus et de l'horizon B sont aussi des variables explicatives présentées plus loin; elles proviennent d'un sous-ensemble du réseau des placettes-échantillons permanentes (n = 3 641).

2.1.1.1. Température annuelle

L'érable occupe près de la moitié des PET situées dans les territoires où la température annuelle moyenne oscille entre 3,5 et 4,5 °C. Sous ces températures, sa fréquence diminue linéairement pour atteindre une valeur inférieure à 4 % sous le seuil de 1,5 °C et nulle sous le seuil de 0,5 °C (Figure 2.1a). L'érable peut former des peuplements presque purs (> 90 % en surface terrière) lorsque la température annuelle moyenne se situe au-dessus de 1,5 °C. Sous cette valeur, l'abondance observée de l'érable diminue rapidement pour atteindre une valeur nulle au-dessous de 0,5 °C (classe de 0 °C; figure 2.2a).

La diminution de l'abondance et de la fréquence des PET contenant du hêtre survient à des températures plus chaudes que pour l'érable. Le hêtre occupe approximativement 20 % des PET dont la température moyenne annuelle se situe entre 2,5 et 3,5 °C (Figure 2.1a). À des températures plus froides, sa fréquence chute à 3 % et est pratiquement nulle sous le seuil de 1,5 °C. Le hêtre peut composer jusqu'à 56 % de la surface terrière des peuplements lorsque la température moyenne annuelle varie entre 2,5 et 3,5 °C (Figure 2.2a), mais son abondance observée chute rapidement sous ces températures pour atteindre une valeur nulle sous le seuil de 1,5 °C.

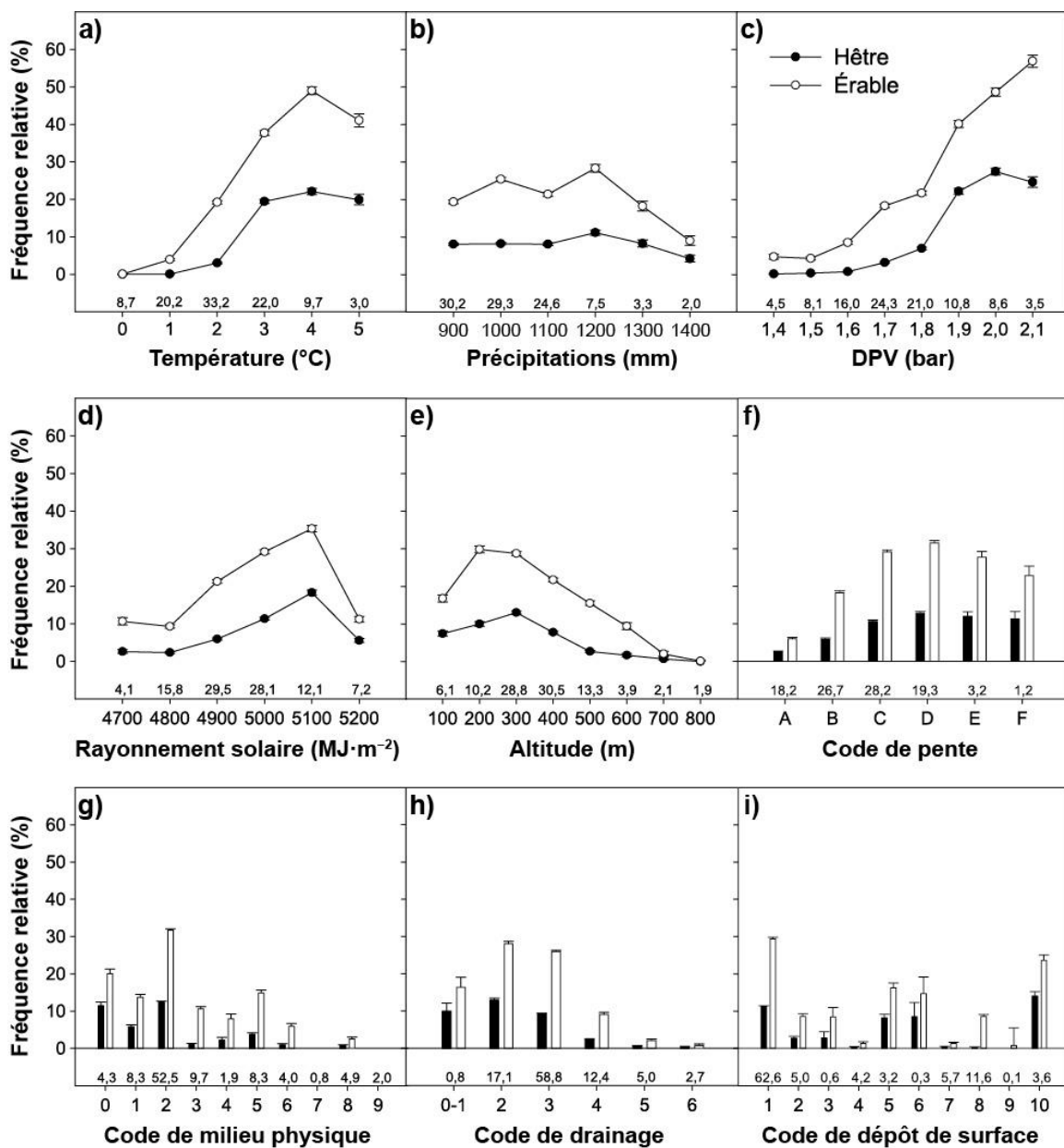


Figure 2.1. Fréquence relative (%) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires en fonction des variables climatiques et stationnelles. Les chiffres sous les colonnes indiquent le nombre d'observations (en milliers) dans chaque classe. Les codes des classes de pente, de milieu physique, de drainage et de dépôt de surface sont décrits à l'annexe 8.

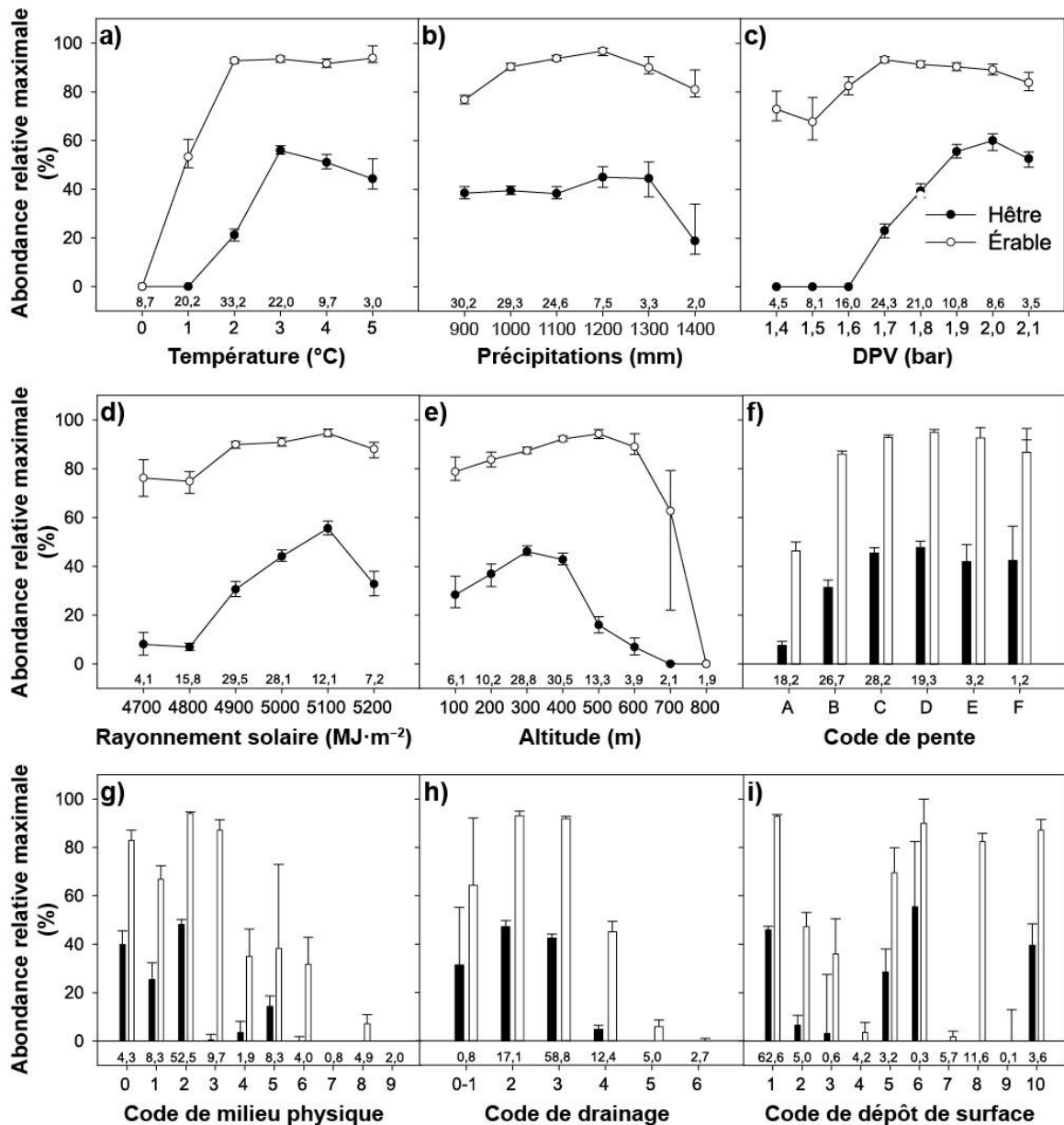


Figure 2.2. Abondance relative maximale (99° percentile) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons temporaires en fonction des variables climatiques et stationnelles. Les chiffres sous les colonnes indiquent le nombre d'observations (en milliers) dans chaque classe. Les barres d'erreur correspondent à l'intervalle de confiance (95 %). Les codes des classes de pente, de milieu physique, de drainage et de dépôt de surface sont définis à l'annexe 8.

2.1.1.2. Précipitations annuelles

Les variations d'abondance et de fréquence associées au gradient de précipitations sont beaucoup plus faibles que celles observées le long du gradient de température. La fréquence des PET contenant de l'érable varie de 18 à 25 % lorsque les précipitations annuelles sont inférieures à 1350 mm et cette fréquence chute à 8 % lorsque les précipitations excèdent cette valeur

(Figure 2.1b). En ce qui concerne l'abondance, l'érable peut former des peuplements presque purs (> 90 % en surface terrière), peu importe le régime de précipitations, sauf sous des conditions extrêmes (< 950 ou > 1 350 mm); l'abondance observée est alors environ 10 % plus faible (Figure 2.2b).

La fréquence des placettes contenant du hêtre varie généralement de 8 à 11 %, peu importe le régime de précipitations, mais chute à 4 % pour les sites extrêmement pluvieux (> 1 350 mm; Figure 2.1b). L'abondance du hêtre, elle aussi, est très peu variable le long du gradient de précipitations (Figure 2.2b). Elle augmente légèrement de 38 à 45 % le long du gradient de précipitations, mais chute à 8 % sur les sites exceptionnellement pluvieux (> 1 350 mm).

2.1.1.3. Déficit de pression de vapeur

Les variations les plus importantes de la fréquence des PET occupées par l'érable et le hêtre sont associées au gradient de DPV (Figure 2.1c). L'érable occupe plus de la moitié des PET dont le DPV est supérieur à 2,05 bars, et cette fréquence diminue presque linéairement pour atteindre des valeurs inférieures à 5 % sous le seuil de 1,55 bar. L'abondance de l'érable à sucre oscille entre 82 et 93 % lorsque le DPV est supérieur à 1,55 bar et chute légèrement (68 à 73 %) sous ce seuil (Figure 2.2c).

Le hêtre occupe de 22 à 27 % des PET dont le DPV est supérieur à 1,85 bar, et cette fréquence chute à moins de 7 % sous ce seuil (Figure 2.1c). Comparativement à l'érable, l'abondance du hêtre est beaucoup plus variable le long du gradient de DPV (Figure 2.2c). Dans seulement 1 % des cas, le hêtre peut composer plus de 53 à 60 % de la surface terrière des peuplements lorsque le DPV est supérieur à 1,85 bar. Cette abondance du hêtre diminue linéairement sous cette valeur pour atteindre une valeur nulle sous le seuil de 1,65 bar.

2.1.1.4. Rayonnement solaire

La fréquence de l'érable et du hêtre varie aussi le long du gradient de rayonnement solaire auquel les peuplements sont exposés (Figure 2.1d). Lorsque le rayonnement solaire se situe entre 5 050 et 5 150 MJ·m⁻², la fréquence de l'érable culmine à 35 % et celle du hêtre, à 18 %. Sous des rayonnements plus faibles, la fréquence des 2 essences diminue linéairement. Des fréquences minimales de 9 à 11 % pour l'érable et de 2 à 6 % pour le hêtre sont atteintes lorsque le rayonnement solaire est inférieur à 4 850 MJ·m⁻². Au-dessus de 5 150 MJ·m⁻², la fréquence des 2 essences diminue du deux tiers.

Pour les deux essences, l'abondance culmine aussi entre 5 050 et 5 150 MJ·m⁻² (Figure 2.2d). Hormis une légère baisse sous le seuil de 4 850 MJ·m⁻², l'abondance de l'érable varie peu le long du gradient de rayonnement solaire. Par contraste, l'abondance du hêtre diminue linéairement sous

le seuil de $5\,150\text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$, pour se stabiliser autour de 8 % lorsque le rayonnement solaire est inférieur à $4\,850\text{ MJ}\cdot\text{m}^{-2}$.

2.1.2. Variables stationnelles

La fréquence et l'abondance de l'érable et du hêtre varient aussi en fonction des variables stationnelles étudiées (Annexe 7).

2.1.2.1. Altitude

L'érable occupe environ le tiers des PET (29-30 %) situées entre 150 et 350 m d'altitude. La fréquence des PET contenant de l'érable diminue progressivement à des altitudes plus élevées et lorsque l'altitude est inférieure à 150 m (Figure 2.1e). L'abondance de l'érable passe de 79 % dans les PET situées en deçà de 150 m d'altitude à 94 % dans les PET situées entre 450 et 550 m d'altitude (Figure 2.2e). Elle diminue rapidement dans les PET situées à des altitudes plus élevées.

Pour le hêtre, la fréquence culmine à 13 % à une altitude de 250 à 350 m et diminue à des altitudes plus basses ou plus hautes, jusqu'à moins de 3 % lorsque l'altitude dépasse 450 m (Figure 2.1e). L'abondance du hêtre passe de 28 % dans les PET situées à moins de 150 m d'altitude à 46 % pour les PET situées entre 250 et 350 m d'altitude (Figure 2.2e). Elle diminue rapidement à des altitudes plus élevées.

2.1.2.2. Pente

La fréquence des PET occupées par l'érable atteint 32 % pour celles situées sur les pentes modérées (classe D : pente de 16 à 30 %; voir aussi le tableau A8.1 à l'annexe 8). Elle diminue lorsque la pente s'adoucit, pour atteindre 6 % sur les pentes nulles (classe A : pente de 0 à 3 %; figure 2.1f). La fréquence de l'érable diminue aussi sur les pentes plus prononcées, pour atteindre 23 % sur les pentes abruptes (classe F : pente de 41 % et plus). La fréquence des PET contenant du hêtre varie peu (11 à 13 %) pour les pentes supérieures à 9 % (classes C, D, E et F) et diminue lorsque la pente s'adoucit (2 % pour la classe A et 6 % pour la classe B).

L'abondance des deux essences varie peu en fonction de la pente, sauf sur les pentes plus faibles (classe A pour l'érable et classes A et B pour le hêtre), où elle diminue fortement (Figure 2.2f).

2.1.2.3. Milieu physique

La fréquence des PET occupées par l'érable est plus importante sur les sites mésiques au sol minéral de texture moyenne (code de milieu physique 2 : 32 %; voir aussi le tableau A8.2), de même que sur les sols minéraux très minces (code 0 : 20 %; figure 2.1g). La fréquence de l'érable baisse à 15 % des PET sur des sites subhydriques au sol minéral de texture moyenne (code 5), à

13 % sur les sites xériques à mésiques au sol minéral de texture grossière (code 1), à 11 % sur les sites mésiques au sol minéral de texture fine (code 3), à 8 % sur des sites subhydriques au sol minéral de texture grossière (code 4), et à 6 % sur les sites subhydriques au sol minéral de texture fine (code 6). L'érable est présent dans seulement 2 % des PET sur les sites hydriques au sol organique minérotrophe (code 8), et il est absent des PET sur les sites hydriques au sol organique ombrotrophe (codes 7 et 9). En moyenne, la fréquence des PET occupées par l'érable est plus élevée sur les sites mésiques (codes 1 à 3) que sur les sites subhydriques (codes 4 à 6). Parmi ces 2 groupes, la fréquence de l'érable est plus élevée sur les sols minéraux de texture moyenne (codes 2 et 5) que sur ceux à texture fine (codes 3 et 6) ou grossière (codes 1 et 4).

L'érable est plus abondant (82 à 94 %) sur les sites xériques à mésiques au sol minéral de texture moyenne à fine (codes de milieu physique 2 et 3), sur les sols très minces (code 0) et sur les sites xériques ou mésiques à texture grossière (code 1; figure 2.2g). L'abondance de l'érable est plus faible (32 à 38 %) sur les sites subhydriques (codes 4 à 6), et beaucoup plus faible (7 %) sur les sites hydriques au sol organique minérotrophe (code 8). L'érable est absent des sites hydriques au sol organique ombrotrophe (codes 7 et 9).

Pour le hêtre, la fréquence est plus élevée (11 à 12 %) sur les sols minéraux de texture moyenne avec un régime mésique (code de milieu physique 2), ainsi que sur les sols très minces (code 0; figure 2.1g). Le hêtre occupe aussi 6 % des PET situées sur les sites xériques ou mésiques avec des sols de texture grossière (code 1). Il est rarement présent (1 %) sur les sols minéraux de texture fine avec un régime mésique (code 3), ainsi que sur les sols au régime subhydrique ou hydrique (0 à 4 %, codes 4 à 9). L'abondance du hêtre atteint son maximum (40 à 48 %) sur les sols minces (code 0) et ceux de texture moyenne avec un régime mésique (code 2). Sur les sols minéraux à texture grossière des sites xériques ou mésiques (code 1), le hêtre peut composer jusqu'à 25 % de la surface terrière du peuplement (Figure 2.2g). L'abondance maximale du hêtre est beaucoup plus faible (1 à 14 %) sur les sites subhydriques (codes 4 à 6), ainsi que sur les sites mésiques au sol minéral de texture fine (code 3). Il est absent des sites hydriques (codes 7 à 9).

2.1.2.4. Drainage

La classification en fonction du drainage révèle que l'érable est plus fréquent (26 à 28 %) et peut être plus abondant (92 à 93 %) sur les sols à drainage bon à modéré (codes de drainage 2 et 3; figures 2.1h et 2.2h; voir aussi le tableau A8.3). L'abondance et la fréquence de l'érable diminuent sur les sols à drainage rapide et excessif (16 % en fréquence, 64 % en abondance; codes 0 et 1) ou imparfait (9 % en fréquence; 45 % en abondance, code 4). Dans les stations caractérisées par un mauvais ou très mauvais drainage (codes 5 et 6), la fréquence de l'érable est inférieure à 2 %, et son abondance est inférieure à 6 %.

Le hêtre est plus fréquent et plus abondant dans les stations à drainage excessif à modéré (fréquence de 9 à 12 % et abondance de 31 à 47 %; codes 0 à 3) que dans les stations caractérisées par un drainage imparfait à très mauvais (fréquence de 0 à 2 % et abondance de 0 à 5 %; codes 4 à 6; figures 2.1h et 2.2h).

2.1.2.5. Dépôt de surface

L'érable est plus fréquemment observé sur les dépôts glaciaires (29 %; code de dépôt de surface 1) et les substrats rocheux (24 %; code 10), les dépôts marins (16 %; code 5) et les littoraux marins (15 %; code 6; Figure 2.1i; voir aussi le tableau A8.4 de l'annexe 8). L'érable est présent dans 8 à 9 % des stations caractérisées par des dépôts fluvio-glaciaires, fluviatiles ou de pentes et d'altérations (codes 2, 3 et 8) alors qu'il est présent dans 1 % des stations sur dépôts lacustres, organiques et éoliens (codes 4, 7 et 9). En ce qui concerne l'abondance, l'érable peut représenter de 82 à 93 % de la surface terrière du peuplement sur les dépôts glaciaires, les littoraux marins, les dépôts de pentes et d'altérations et les substrats rocheux (codes 1, 6, 8 et 10; figure 2.2i). L'érable est progressivement moins abondant sur les dépôts marins (69 %; code 5), les dépôts fluvio-glaciaires (47 %; code 2) et les dépôts fluviatiles (36 %; code 3). Son abondance se limite à 0 à 4 % sur les dépôts lacustres, organiques et éoliens (codes 4, 7 et 9).

La fréquence du hêtre varie de 11 à 14 % sur les dépôts glaciaires (code 1) et les substrats rocheux (code 10), de 8 à 9 % sur les dépôts marins (code 5) et les littoraux marins (code 6), et de 0 à 3 % sur les autres types de dépôts (Figure 2.1i). En ce qui concerne l'abondance, l'essence peut représenter de 29 à 46 % de la surface terrière du peuplement sur les dépôts où elle est plus fréquente (codes 1, 5, 6 et 10), alors qu'elle ne représente que 0 à 6 % de la surface terrière sur les autres types de dépôts (Figure 2.2i).

2.1.2.6. Saturation en calcium

Les analyses révèlent que la fréquence de l'érable et du hêtre, de même que l'abondance de l'érable, varient aussi en fonction de la saturation en calcium de l'humus et de l'horizon B (Figure 2.3; annexe 9). L'érable est observé dans 43 % des PEP dans lesquelles la saturation en calcium de l'humus est élevée (de 77 à 100 %), mais seulement dans 10 % des PEP dont la saturation en calcium de l'humus est faible (de 0 à 26 %). Par ailleurs, l'érable se trouve dans 30 à 35 % des PEP dont la saturation en calcium de l'horizon B est supérieure à 11 %. Sous ce seuil, sa fréquence diminue rapidement et atteint un minimum de 13 % des PEP lorsque la saturation en calcium de l'horizon B est inférieure à 6 %. L'abondance de l'érable peut dépasser 97 % de la surface terrière des peuplements lorsque la saturation en calcium de l'humus est supérieure à 57 % et que celle de l'horizon B est supérieure à 11 %. Sous ces seuils, l'abondance de l'érable diminue progressivement jusqu'à un minimum de 59 % lorsque la saturation en calcium de l'humus est

inférieure à 26 %, et jusqu'à un minimum de 73 % lorsque la saturation en calcium de l'horizon B est inférieure à 6 %.

On note une légère augmentation de la fréquence du hêtre (qui passe de 7 à 14 %) liée à l'augmentation de la saturation en calcium dans l'humus. La fréquence de cette essence varie peu (de 10 à 14 %) en fonction de la saturation en calcium de l'horizon B. Contrairement à celle de l'érable, l'abondance maximale du hêtre diminue de 44 à 28 % avec l'augmentation de la saturation en calcium de l'humus; cette diminution n'est toutefois pas statistiquement significative. L'abondance du hêtre est aussi légèrement plus forte (de 55 à 61 %) sur les sols pauvres en calcium (saturation en calcium de l'horizon B < 11 %) que sur les sols plus riches en calcium (36 à 50 % au-dessus du seuil de saturation en calcium de l'horizon B > 11 %). Toutefois, cet écart n'est pas statistiquement significatif.

2.2. Analyse de la contrainte prédominante à la fréquence et à l'abondance de l'érable et du hêtre

Après avoir documenté les variations de la fréquence et l'abondance de l'érable et du hêtre en fonction des variables climatiques et stationnelles, nous avons évalué la contrainte prédominante à chacune de ces deux variables pour les deux essences sur l'ensemble du territoire forestier productif des domaines bioclimatiques 1 à 5, à l'échelle du SIFORT. Nous avons considéré comme contraintes prédominantes la variable associée à la plus petite valeur de la fréquence relative, d'une part, et de l'abondance relative maximale, d'autre part. Cette analyse repose sur l'hypothèse que la contrainte prédominante constitue le principal facteur limitant l'expansion d'une essence dans une station donnée. Cet exercice nous a permis de partitionner le territoire en fonction des contraintes prédominantes et de documenter à l'échelle régionale l'influence relative de chaque variable climatique et stationnelle. Le domaine 5 a été ajouté dans cette partie de l'étude même si les deux essences y sont pratiquement absentes, car cela permet de démontrer que la contrainte prédominante à l'expansion vers le nord est la température.

2.2.1. Fréquence

La température est la principale variable qui limite la présence des 2 essences dans les sous-domaines bioclimatiques 1 à 5 (Tableau 2.2, figure 2.4). La température limite la présence de l'érable à sucre sur 40 % du territoire, et celle du hêtre, sur 49 % du territoire. Le DPV est plus contraignant pour l'érable (11 % du territoire), alors que le rayonnement solaire l'est plus pour le hêtre (11 % du territoire). À l'inverse, les précipitations représentent seulement moins de 4 % des contraintes.

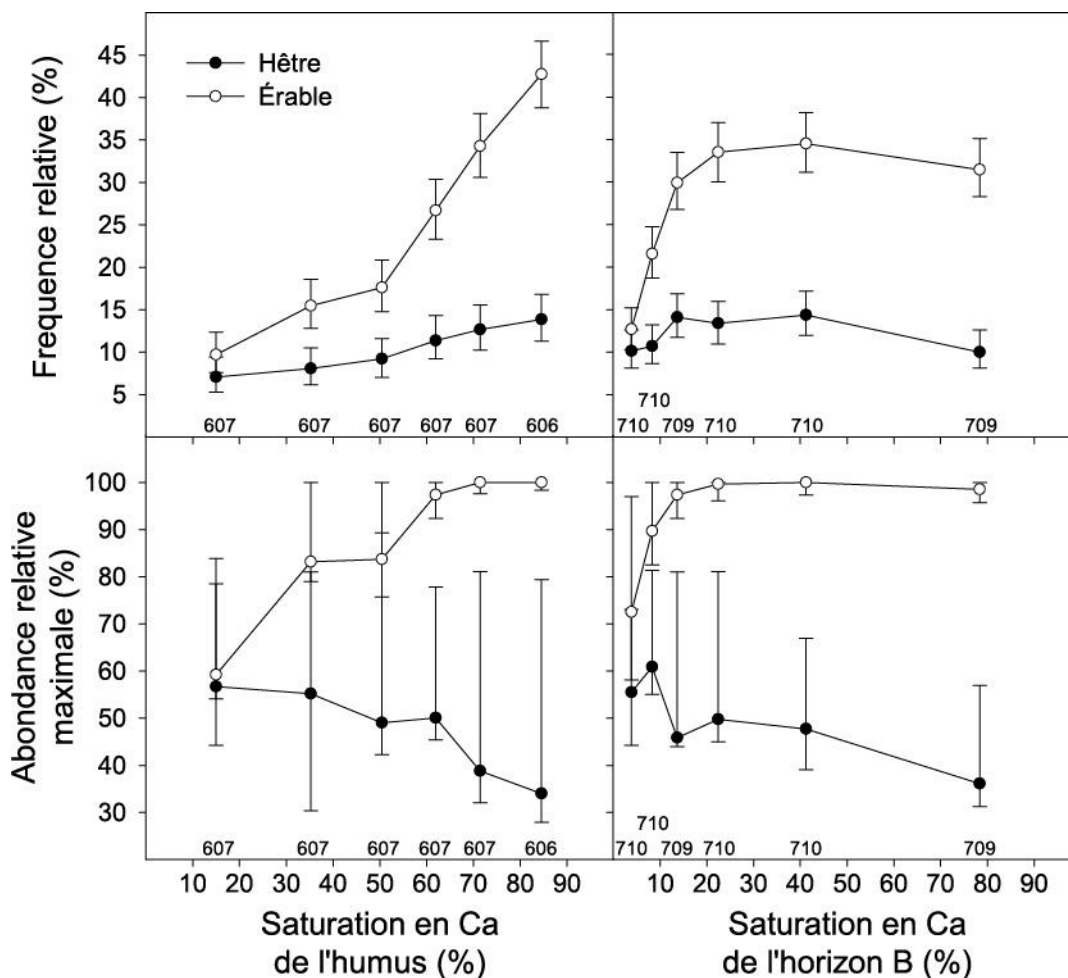


Figure 2.3. Fréquence relative (%) et abondance relative maximale (99^e percentile) de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes en fonction de la saturation en calcium de l'humus (horizon H) et de l'horizon B du sol. Les chiffres sous les colonnes indiquent le nombre d'observations dans chaque classe. Les barres d'erreur correspondent à l'intervalle de confiance (95 %).

Au total, les variables climatiques limitent la fréquence de l'érable sur 61 % du territoire et celle du hêtre, sur 69 % du territoire (Tableau 2.2). Conséquemment, les variables stationnelles limitent la fréquence de l'érable sur 39 % du territoire et celle du hêtre, sur seulement 31 % du territoire. Parmi les variables stationnelles, la saturation en calcium de l'humus est la plus grande contrainte à la présence de l'érable (9 % du territoire), alors que le dépôt de surface l'est pour le hêtre (9 % du territoire). L'annexe 9 expose en détail comment la saturation en calcium du sol a été extrapolée à l'échelle SIFORT à partir des PEP.

Tableau 2.2. Proportion (%) du territoire forestier des domaines bioclimatiques 1 à 5 sur laquelle chacune des variables climatiques ou stationnelles est la contrainte prédominante à la fréquence de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles.

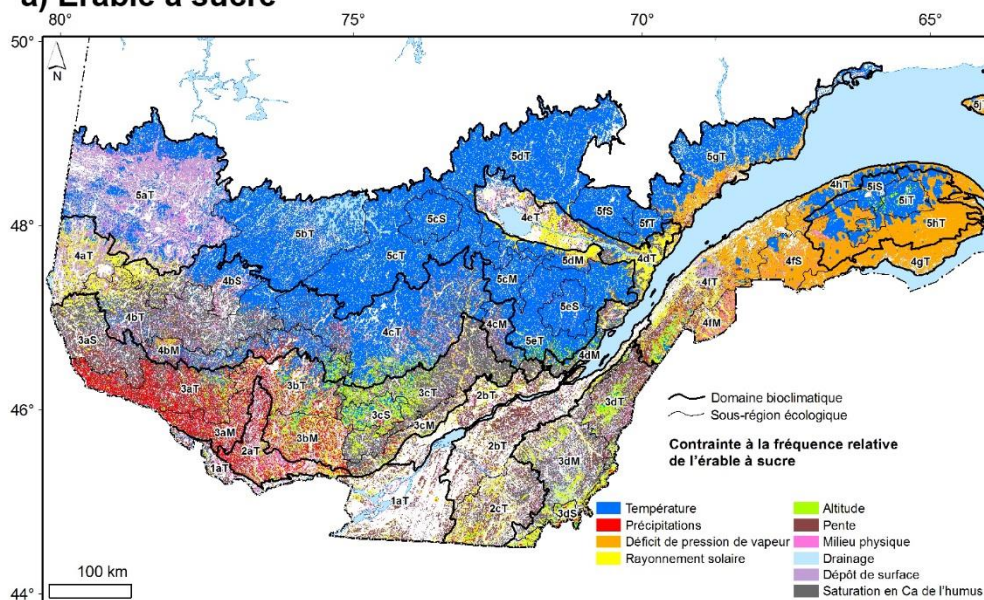
Contraintes	Proportion du territoire où la contrainte est prédominante (%)	
	Érable	Hêtre
Variables climatiques		
Température	40,0	48,7
Précipitations	3,6	2,4
Déficit de pression de vapeur	11,0	7,2
Rayonnement solaire	6,0	10,5
Total — variables climatiques	60,7	68,8
Variables stationnelles		
Altitude	3,2	6,5
Pente	9,2	4,9
Milieu physique	5,1	4,7
Drainage	4,4	6,2
Dépôt de surface	8,2	8,9
Saturation en calcium de l'humus	9,3	0,1
Saturation en calcium de l'horizon B	0,0	0,0
Total — variables stationnelles	39,3	31,2

2.2.1.1. Contraintes par sous-région pour l'érable à sucre

Lorsqu'on examine les contraintes par sous-région écologique pour la zone tempérée nordique, on constate que la température est la contrainte prédominante à la présence de l'érable à sucre dans 3 sous-régions sur 29 où l'érable est présent, toutes dans le massif des Laurentides : les Collines du lac Notawissi (4bM), les Coteaux du lac Yser (4bS) et les Collines de la rivière Vermillon (4cT) (Figure 2.4, tableau 2.3). Les précipitations représentent la contrainte prédominante au sud-ouest, dans les sous-régions écologiques 2aT, 3aM, 3aT et 3bM, tandis que le DPV est la contrainte prédominante dans la région du Bas-Saint-Laurent–Gaspésie (4fM à 4hT). Le rayonnement solaire est la contrainte prédominante seulement dans les 2 sous-régions écologiques situées au lac Saint-Jean et le long du Saguenay (4dT et 4eT).

La haute altitude est la contrainte prédominante à la présence de l'érable à sucre dans seulement 2 sous-régions relativement petites (3cS et 3dS), alors que la pente est la contrainte prédominante dans 5 sous-régions (1aT, 2bT, 2cT, 3bT et 3dT; tableau 2.3). Le type de dépôt de surface est la contrainte prédominante à la présence de l'érable dans une seule sous-région, soit dans les Plaines et coteaux du lac Simard (4aT). La saturation en calcium de l'humus représente la contrainte prédominante dans 7 sous-régions, tant du côté des Laurentides que des Appalaches. Le milieu physique et le drainage ne se présentent pas comme des contraintes prédominantes à la présence de l'érable sur le territoire.

a) Érable à sucre



b) Hêtre à grandes feuilles

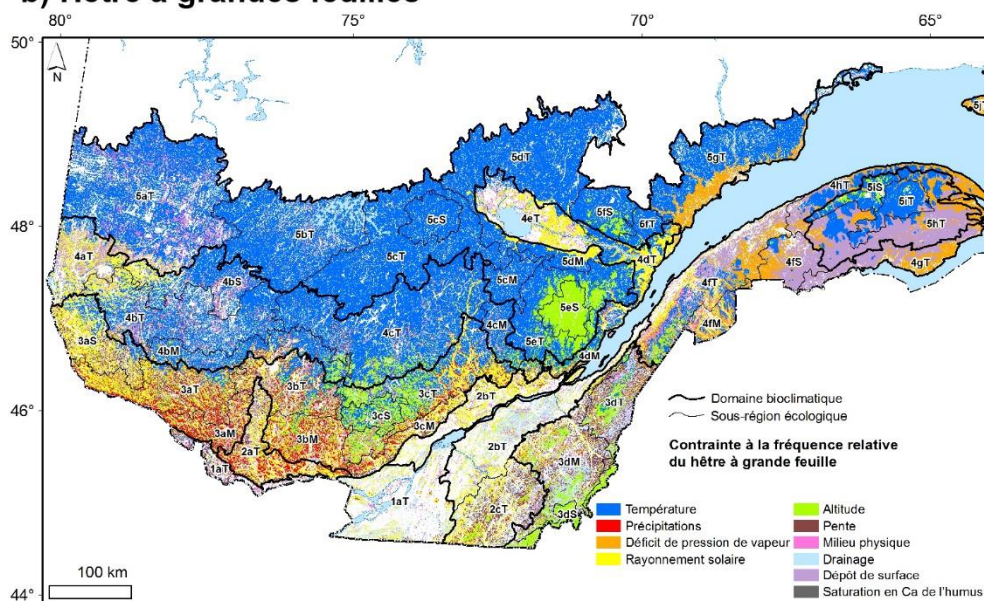


Figure 2.4. Contraintes prédominantes à la fréquence relative a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles.

Selon les sous-régions, les variables climatiques contraignent l'abondance de l'érable à sucre sur 9 à 94 % du territoire (soit 42 % de toute la zone tempérée nordique), alors que les variables stationnelles le contraignent sur 6 à 91 % du territoire (soit 58 % de toute la zone tempérée nordique; tableau 2.3).

2.2.1.2. Contraintes par sous-région pour le hêtre à grandes feuilles

La contrainte prédominante à la présence du hêtre à grandes feuilles est la faible température dans 8 sous-régions sur 29 où il est présent; celles-ci correspondent au sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune (Figure 2.4, tableau 2.4). Les précipitations représentent la contrainte prédominante plus au sud, dans seulement 2 sous-régions écologiques (3aM et 3bM), tandis que le DPV est la contrainte prédominante dans la région du Bas-Saint-Laurent (4fM, 4fT, 4hT). Le rayonnement solaire est la contrainte prédominante dans 7 sous-régions écologiques.

Comme pour l'érable, la haute altitude est la contrainte prédominante à la présence du hêtre dans seulement 2 sous-régions relativement petites (3cS et 3dS; tableau 2.4). Les pentes fortes sont la contrainte prédominante dans une seule sous-région (2cT). Le drainage déficient représente la contrainte prédominante dans 3 sous-régions (1aT, 3dM et 3dT). Le type de dépôt de surface est la contrainte prédominante à la présence du hêtre dans 3 sous-régions (4aT, 4fS et 4gT). Le milieu physique et la saturation en calcium de l'humus ne se présentent pas comme des contraintes prédominantes à la présence du hêtre sur le territoire.

Selon les sous-régions, les variables climatiques contraignent l'abondance du hêtre sur 4 à 88 % du territoire (56 % de la zone tempérée nordique) alors que les variables stationnelles le contraignent sur 12 à 96 % du territoire (44 % de la zone tempérée nordique; tableau 2.4).

2.2.2. Abondance

La température est la principale variable qui limite l'abondance des 2 essences dans les sous-domaines bioclimatiques 1 à 5 (Tableau 2.5, figure 2.5). L'abondance de l'érable à sucre est limitée par la température sur 33 % du territoire, alors que la température limite l'abondance du hêtre à grandes feuilles sur 52 % du territoire. Le DPV et le rayonnement solaire semblent contraindre davantage l'abondance du hêtre (11 à 12 % du territoire) que de l'érable (7 % du territoire). À l'inverse, les précipitations sont plus souvent une contrainte pour l'érable (8 % du territoire) que pour le hêtre (3 % du territoire).

Au total, les variables climatiques limitent l'abondance de l'érable sur 54 % du territoire et celle du hêtre, sur 78 % du territoire. Conséquemment, les variables stationnelles contraignent l'abondance de l'érable sur près de la moitié du territoire (46 %) et celle du hêtre, sur approximativement 22 % du territoire. La haute altitude contraint les 2 essences sur 4 % du territoire. Le dépôt de surface, le drainage et le milieu physique contraignent l'érable sur 2 fois plus, la pente sur 3 fois plus, et la saturation en calcium de l'humus, sur 13 fois plus de territoire que le hêtre.

Tableau 2.3. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où la fréquence de l'érable à sucre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3. Les valeurs en gras correspondent à la contrainte prédominante à l'échelle de la sous-région.

Sous-zone	Sous-région écologique	Variables climatiques*				Variables stationnelles†						Total	
		Temp	Precip	DPV	Ray	Alti	Pente	MilPhys	Drain	DepSurf	SatCaH	Variables climatiques	Variables stationnelles
Forêt décidue	1aT	0	1	0	11	3	56	12	9	8	0	12	88
	2aT	0	34	0	10	4	15	16	6	14	0	44	56
	2bT	0	0	0	16	1	58	6	8	8	3	16	84
	2cT	0	3	0	20	2	29	3	13	9	20	23	77
	3aM	0	46	0	6	2	18	7	8	9	4	52	48
	3aS	2	8	1	8	0	6	4	6	8	57	19	81
	3aT	2	41	1	4	4	19	5	5	5	13	49	51
	3bM	1	26	0	19	11	11	12	7	9	4	46	54
	3bT	13	17	1	15	7	20	6	7	12	0	46	54
	3cM	0	5	0	19	5	13	6	5	8	38	24	76
	3cS	26	5	1	12	38	6	6	2	4	0	45	55
	3cT	2	0	0	6	13	4	7	5	6	56	9	91
	3dM	0	1	0	12	7	18	5	22	4	32	13	87
	3dS	2	13	0	22	35	3	2	13	3	6	37	63
	3dT	1	2	1	5	15	32	4	16	4	21	9	91
Forêt mélangée	4aT	8	0	0	32	0	5	4	2	47	1	40	60
	4bM	36	6	6	2	6	23	5	8	5	3	49	51
	4bS	42	0	0	10	0	6	7	4	10	21	52	48
	4bT	17	0	2	7	0	15	7	9	9	33	27	73
	4cM	36	0	0	1	1	4	6	2	8	40	38	62
	4cT	67	0	0	1	5	7	4	4	6	5	69	31
	4dM	20	0	0	10	6	3	4	2	7	48	30	70
	4dT	14	0	5	32	1	5	4	3	5	31	51	49
	4eT	18	0	0	33	0	25	9	2	12	1	52	48
	4fM	0	0	26	15	0	22	23	8	5	0	41	59
	4fS	6	0	78	0	0	2	8	2	3	0	84	16
	4fT	3	0	39	10	5	20	5	13	6	0	52	48
	4gT	0	0	93	0	0	1	2	2	2	0	93	7
	4hT	32	0	62	0	0	1	1	3	1	0	94	6
Toute la zone tempérée nordique		16	6	10	10	5	16	6	7	8	16	42	58

* Temp : Température annuelle moyenne; Precip : Précipitations totales annuelles; DPV : Déficit de pression de vapeur; Ray : Rayonnement solaire;

† Alti : Altitude; Pente : classe de pente; MilPhys : code de milieu physique; Drain : classe de drainage; DepSurf : type de dépôt de surface; SatCaH : Saturation en calcium de l'humus.

Tableau 2.4. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où la fréquence du hêtre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3. Les valeurs en gras correspondent à la contrainte prédominante à l'échelle de la sous-région.

Sous-zone	Sous-région écologique	Variables climatiques*				Variables stationnelles†						Total	
		Temp	Precip	DPV	Ray	Alti	Pente	MilPhys	Drain	DepSurf	SatCaH	Variables climatiques	Variables stationnelles
Forêt décidue	1aT	0	1	0	27	0	13	16	36	5	0	28	72
	2aT	0	21	0	38	2	15	6	5	11	0	60	40
	2bT	0	0	0	43	0	3	11	37	5	0	44	56
	2cT	0	3	1	27	7	27	4	23	8	0	31	69
	3aM	0	32	0	28	2	18	5	6	9	0	60	40
	3aS	17	1	3	43	1	16	4	8	8	0	64	36
	3aT	6	16	7	29	8	18	5	6	5	0	58	42
	3bM	1	28	3	28	13	9	5	4	9	0	61	39
	3bT	17	12	1	23	7	16	5	7	12	0	52	48
	3cM	0	14	0	44	3	24	6	7	3	0	58	42
	3cS	33	1	2	2	51	3	2	2	3	0	38	62
	3cT	29	7	3	18	24	5	4	6	4	0	57	43
	3dM	1	1	5	11	17	25	5	32	3	0	17	83
	3dS	1	0	2	1	76	3	1	14	2	0	4	96
	3dT	6	0	7	2	17	28	5	31	4	0	15	85
Forêt mélangée	4aT	16	0	0	36	0	0	4	2	41	0	52	48
	4bM	59	2	1	6	7	7	4	10	5	0	67	33
	4bS	65	0	0	11	0	3	8	6	8	0	76	24
	4bT	58	0	0	9	0	5	7	13	9	0	67	33
	4cM	73	0	1	2	8	2	3	2	7	0	77	23
	4cT	79	0	0	2	6	2	2	4	5	0	81	19
	4dM	37	0	7	17	18	5	3	3	5	5	61	39
	4dT	43	0	9	37	2	2	3	3	2	0	88	12
	4eT	20	0	0	53	0	0	18	2	7	0	73	27
	4fM	24	0	33	16	1	1	15	6	4	0	73	27
	4fS	6	0	30	0	0	0	1	2	60	0	36	64
	4fT	18	0	24	10	6	2	13	9	18	0	52	48
	4gT	0	0	41	0	0	0	0	1	58	0	42	58
	4hT	34	0	37	0	0	0	0	1	28	0	71	29
Toute la zone tempérée nordique		28	4	6	18	8	9	6	11	11	0	56	44

* Temp : Température annuelle moyenne; Precip : Précipitations totales annuelles; DPV : Déficit de pression de vapeur; Ray : Rayonnement solaire;

† Alti : Altitude; Pente : classe de pente; MilPhys : code de milieu physique; Drain : classe de drainage; DepSurf : type de dépôt de surface; SatCaH : Saturation en calcium de l'humus.

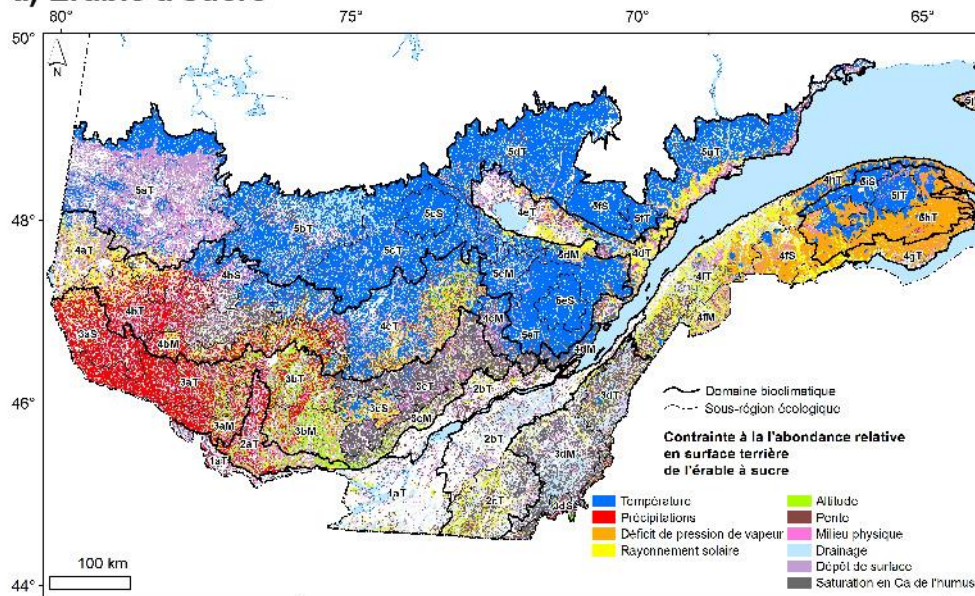
Tableau 2.5. Proportion (%) du territoire forestier des domaines bioclimatiques 1 à 5 sur laquelle chacune des variables climatiques ou stationnelles est la contrainte prédominante à l'abondance de l'érable sucre et du hêtre à grandes feuilles.

Contraintes	Proportion du territoire où la contrainte est prédominante (%)	
	Érable	Hêtre
Variables climatiques		
Température	33,2	52,0
Précipitations	7,5	2,8
Déficit de pression de vapeur	6,8	11,9
Rayonnement solaire	6,5	11,4
Total — variables climatiques	54,0	78,1
Variables stationnelles		
Altitude	3,6	3,6
Pente	6,6	2,2
Milieu physique	8,2	5,1
Drainage	9,8	5,4
Dépôt de surface	10,4	5,0
Saturation en calcium de l'humus	7,5	0,6
Saturation en calcium de l'horizon B	0	0
Total — variables stationnelles	46,0	21,9

2.2.2.1. Contraintes par sous-région pour l'érable à sucre

Lorsqu'on examine les contraintes par sous-région écologique pour la zone tempérée nordique, on observe que les précipitations sont la contrainte prédominante pour l'abondance de l'érable à sucre dans 6 sous-régions sur 29, y compris les sous-régions de la région des Collines de l'Outaouais et du Témiscamingue (3a) où les précipitations limitent l'abondance de l'érable sur plus de la moitié (51 à 69 %) du territoire (Figure 2.5, tableau 2.6). La saturation en calcium de l'humus limite l'abondance de l'érable dans 6 sous-régions; en particulier, dans celles des Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM) et des Hautes collines de Val-David–Lac-Mékinac (3cT), cette variable est la contrainte prédominante sur plus de la moitié (51 à 63 %) du territoire. La température, le DPV ou le rayonnement solaire limitent l'abondance de l'érable dans 8 des 14 sous-régions du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (domaine 4). Notamment, la température contraint l'abondance de l'érable sur 40 % du territoire de la sous-région des Collines de la rivière Vermillon (4cT). Dans les sous-régions situées dans la péninsule gaspésienne (4fS, 4gT et 4hT), l'abondance de l'érable est principalement contrainte par le faible DPV sur près de la moitié (46 à 59 %) du territoire.

a) Érable à sucre



b) Hêtre à grandes feuilles

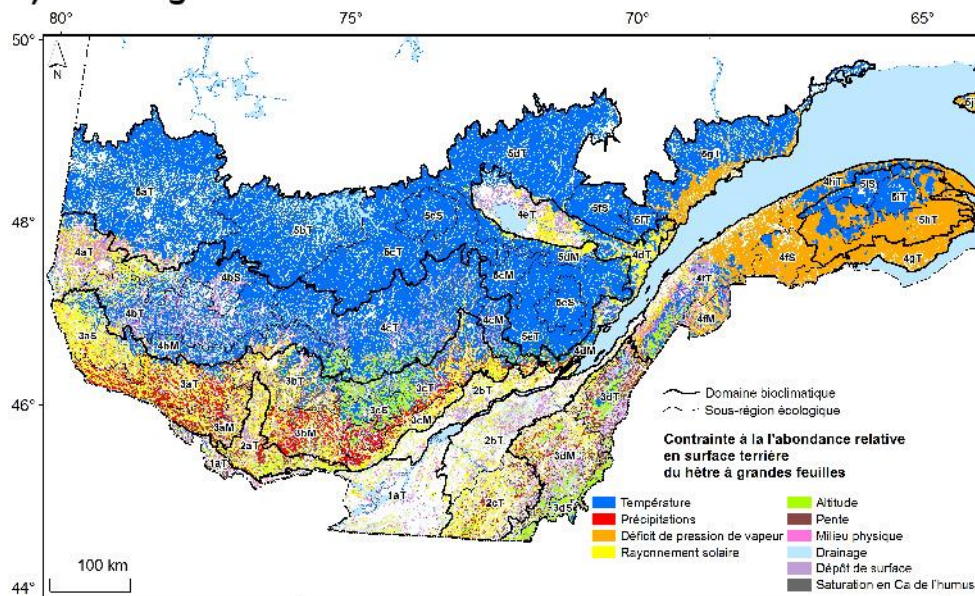


Figure 2.5. Contraintes prédominantes à l'abondance a) de l'érable à sucre et b) du hêtre à grandes feuilles.

Tableau 2.6. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où l'abondance de l'érable est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3. Les valeurs en gras correspondent à la contrainte prédominante à l'échelle de la sous-région.

Sous-zone	Sous-région écologique	Variables climatiques*				Variables stationnelles†						Total	
		Temp	Precip	DPV	Ray	Alti	Pente	MilPhys	Drain	DepSurf	SatCaH	Variables climatiques	Variables stationnelles
Forêt décidue	1aT	0	4	0	7	2	24	13	36	14	0	11	89
	2aT	0	34	1	1	20	4	16	7	16	0	36	64
	2bT	0	0	0	7	2	25	10	38	16	2	7	93
	2cT	0	0	2	12	10	16	5	23	10	21	15	85
	3aM	0	51	0	1	15	7	8	8	10	0	52	48
	3aS	0	69	0	7	0	2	5	8	8	0	77	23
	3aT	0	62	0	3	6	6	8	7	5	3	64	36
	3bM	0	13	3	2	41	7	15	8	9	2	18	82
	3bT	1	21	1	4	29	15	9	8	13	0	27	73
	3cM	0	0	0	5	23	7	11	8	11	34	6	94
	3cS	23	1	13	22	5	8	16	7	5	0	60	40
	3cT	2	0	0	3	0	2	15	8	6	63	5	95
	3dM	0	0	0	4	2	6	8	32	4	43	4	96
	3dS	3	11	1	1	12	2	8	17	4	43	15	85
	3dT	2	0	2	5	2	17	6	32	5	29	10	90
Forêt mélangée	4aT	6	5	0	29	0	2	5	5	47	0	39	61
	4bM	3	28	1	14	9	16	9	11	5	3	46	54
	4bS	28	16	0	8	0	6	11	11	13	7	52	48
	4bT	7	28	0	9	0	7	10	14	9	14	45	55
	4cM	34	0	0	0	0	2	13	6	10	35	34	66
	4cT	40	4	1	8	5	8	7	11	10	5	54	46
	4dM	23	0	0	4	1	1	8	4	8	51	27	73
	4dT	13	0	0	27	1	3	17	9	6	23	41	59
	4eT	9	0	0	21	0	22	24	4	19	0	30	70
	4fM	0	0	1	22	17	19	22	14	6	0	23	77
	4fS	6	0	53	20	0	1	10	6	4	0	78	22
	4fT	3	0	12	28	6	16	6	24	5	0	42	58
	4gT	0	0	59	16	1	4	9	5	6	0	76	24
	4hT	29	0	46	6	0	1	7	9	3	0	80	20
Toute la zone tempérée nordique		10	13	6	10	6	9	10	14	10	13	38	62

* Temp : Température annuelle moyenne; Precip : Précipitations totales annuelles; DPV : Déficit de pression de vapeur; Ray : Rayonnement solaire;

† Alti : Altitude; Pente : classe de pente; MilPhys : code de milieu physique; Drain : classe de drainage; DepSurf : type de dépôt de surface; SatCaH : Saturation en calcium de l'humus.

Dans l'ensemble, les variables stationnelles constituent la principale contrainte à l'abondance de l'érable dans 20 des 29 sous-régions de la zone tempérée nordique (Tableau 2.6). Selon les sous-régions, les variables stationnelles contraignent l'érable sur 20 à 95 % du territoire (soit 62 % de la zone tempérée nordique), alors que les variables climatiques contraignent l'érable sur 4 à 80 % du territoire (soit 38 % de la zone tempérée nordique).

2.2.2.2. Contrainte par sous-région pour le hêtre à grandes feuilles

Le faible rayonnement solaire est la contrainte prédominante à l'abondance du hêtre à grandes feuilles au sud et à l'ouest de son aire de répartition, tandis que la température moyenne annuelle l'est surtout au nord de la limite de son aire de répartition, dans les régions écologiques centrales du domaine de la sapinière à bouleau jaune (4b, 4c, 4d, figure 2.5, tableau 2.7). Dans les régions orientales du domaine de la sapinière à bouleau jaune (4f, 4g, 4h), soit dans le Bas-Saint-Laurent et dans la péninsule Gaspésienne, l'abondance du hêtre est principalement contrainte par le DPV.

Dans l'ensemble, les variables climatiques constituent la principale contrainte à l'abondance du hêtre pour 20 des 29 sous-régions de la zone tempérée nordique et pour l'ensemble des sous-régions du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. Selon les sous-régions, les variables climatiques contraignent l'abondance du hêtre sur 8 à 100 % du territoire (soit 63 % de la zone tempérée nordique) alors que les variables stationnelles contraignent l'abondance du hêtre sur 0 à 92 % du territoire (soit 37 % de la zone tempérée nordique).

2.3. Influence des variables climatiques et stationnelles sur l'indice de succession de l'érable et du hêtre

Nous avons aussi compilé l'indice de succession moyen du hêtre et de l'érable par classes formées le long de gradients environnementaux, de manière à documenter l'influence de ces derniers sur la dynamique de succession des deux essences (Annexe 7).

2.3.1. Variables climatiques

2.3.1.1. Température moyenne annuelle

En moyenne, l'érable présente un indice de succession négatif (-2,6) lorsque la température moyenne annuelle oscille entre 2,5 et 3,5 °C (Classe de 3 °C; figure 2.6a). L'indice de succession augmente à des températures plus froides pour atteindre 8,4 à la limite nord de son aire de répartition, où la température moyenne oscille entre 0,5 et 1,5 °C. En moyenne, l'indice de succession de l'érable augmente aussi avec le réchauffement des températures : il atteint 2,4 au sud de son aire de répartition, où la température moyenne varie de 4,5 à 5,5 °C.

Tableau 2.7. Proportion (%) du territoire forestier, par sous-région écologique et sous-zone de la zone tempérée nordique, où l'abondance du hêtre est contrainte de manière prédominante par chacune des variables climatiques ou stationnelles. Les sous-régions sont décrites à l'annexe 3. Les valeurs en gras correspondent à la contrainte prédominante à l'échelle de la sous-région.

Sous-zone	Sous-région écologique	Variables climatiques*				Variables stationnelles†						Total	
		Temp	Precip	DPV	Ray	Alti	Pente	MilPhys	Drain	DepSurf	SatCaH	Variables climatiques	Variables stationnelles
Forêt décidue	1aT	0	0	0	26	5	7	26	29	8	0	27	73
	2aT	0	7	0	42	13	4	10	5	13	7	49	51
	2bT	0	0	0	39	2	1	19	31	9	0	39	61
	2cT	0	5	1	40	3	13	8	21	8	0	47	53
	3aM	0	18	0	34	6	8	6	7	12	8	52	48
	3aS	16	3	1	56	0	2	6	7	8	0	77	23
	3aT	6	26	3	37	2	8	6	6	8	0	71	29
	3bM	1	31	2	30	3	4	7	5	10	6	64	36
	3bT	16	2	0	31	3	5	7	7	14	15	49	51
	3cM	0	13	0	52	8	6	7	6	6	1	65	35
	3cS	34	5	0	3	41	1	5	3	5	3	42	58
	3cT	26	15	0	18	17	2	8	6	7	0	60	40
	3dM	1	4	3	19	13	16	12	27	4	0	27	73
	3dS	5	0	3	1	63	3	7	16	3	0	8	92
	3dT	7	4	4	6	15	23	12	26	4	0	20	80
Forêt mélangée	4aT	16	0	0	34	0	0	22	2	25	0	51	49
	4bM	57	2	0	7	6	1	7	10	9	0	67	33
	4bS	68	0	0	10	0	1	6	5	10	0	78	22
	4bT	56	0	0	9	0	2	10	12	11	0	65	35
	4cM	70	1	0	2	7	0	7	2	10	0	73	27
	4cT	78	0	0	1	5	0	4	4	7	0	79	21
	4dM	38	11	0	18	16	2	4	3	8	0	67	33
	4dT	41	0	8	34	2	1	5	3	6	0	83	17
	4eT	22	0	0	34	0	0	17	2	25	0	56	44
	4fM	22	0	32	14	1	1	18	6	5	0	69	31
	4fS	7	0	90	0	0	0	0	0	3	0	97	3
	4fT	18	0	40	10	6	1	13	6	6	0	68	32
	4gT	0	0	99	0	0	0	0	0	1	0	99	1
	4hT	34	0	66	0	0	0	0	0	0	0	100	0
Toute la zone tempérée nordique		28	5	10	19	6	4	9	9	8	1	63	37

* Temp : Température annuelle moyenne; Precip : Précipitations totales annuelles; DPV : Déficit de pression de vapeur; Ray : Rayonnement solaire;

† Alti : Altitude; Pente : classe de pente; MilPhys : code de milieu physique; Drain : classe de drainage; DepSurf : type de dépôt de surface; SatCaH : Saturation en calcium de l'humus.

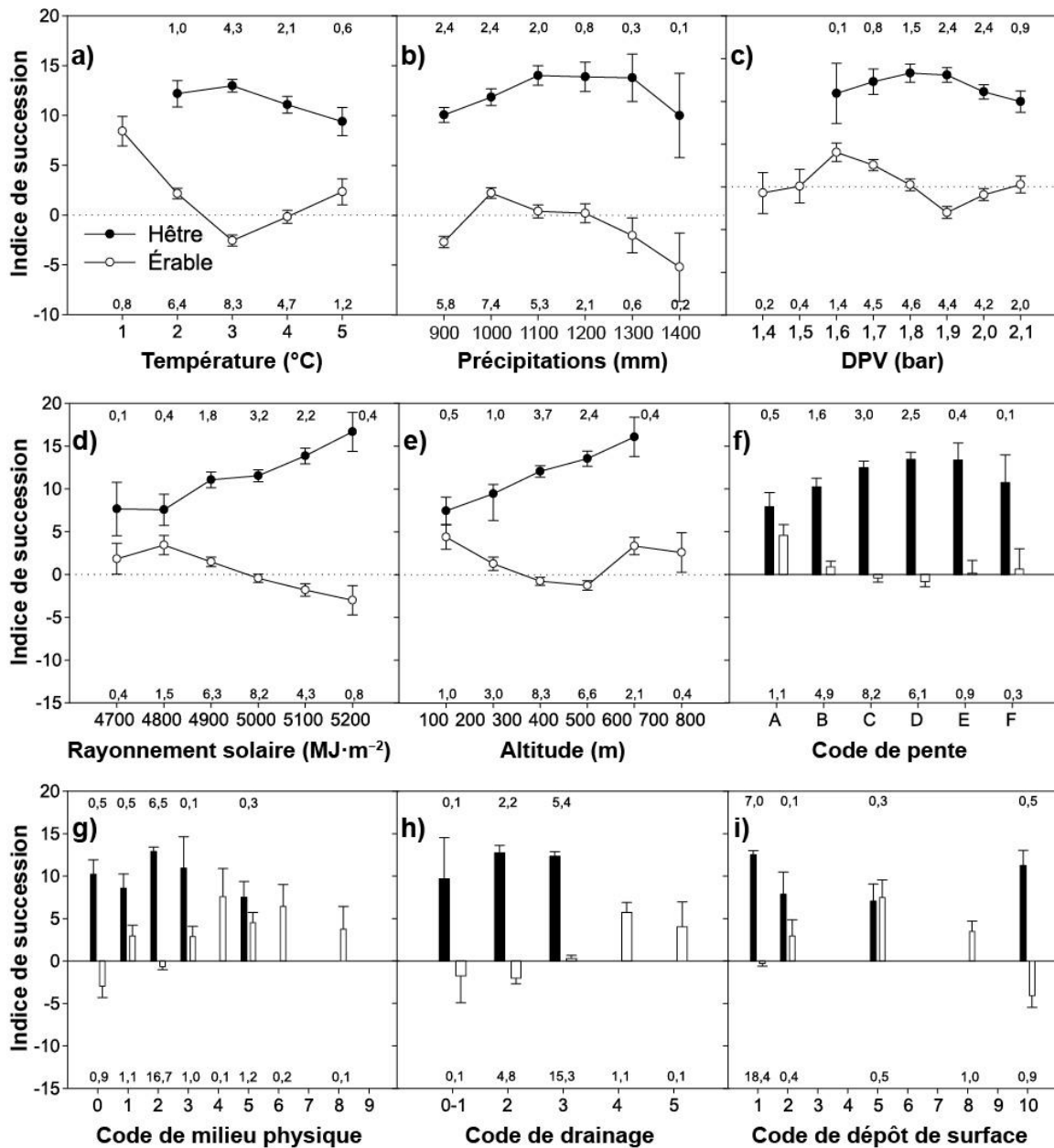


Figure 2.6. Indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction des variables climatiques et stationnelles. L'indice de succession est calculé comme la différence entre la densité et l'abondance relatives (tiges de DHP $\geq 1,1$ cm; voir annexe 5). Seules les classes représentées par plus de 100 placettes sont illustrées. Les chiffres en dessous et au-dessus des colonnes indiquent respectivement le nombre d'observations (en milliers) pour l'érable et le hêtre dans chaque classe. Les barres d'erreur correspondent à l'intervalle de confiance (95 %). Les codes des classes de pente, de milieu physique, de drainage et de dépôt de surface sont définis à l'annexe 8.

Chez le hêtre, l'indice de succession varie assez peu en fonction de la température moyenne annuelle : sa valeur est toujours positive, mais tend à baisser légèrement avec le réchauffement des températures moyennes, passant de 12,2 lorsque la température oscille entre 1,5 à 2,5 °C, à 9,4 lorsque la température oscille entre 4,5 à 5,5 °C (Figure 2.6a).

2.3.1.2. Précipitations annuelles

L'indice de succession de l'érable est, en moyenne, négatif lorsque les précipitations totales annuelles sont de moins de 950 mm (-2,7; figure 2.6b). Au-delà de ce seuil, l'indice diminue avec l'augmentation des précipitations, passant de 2,2 à -5,2 lorsque les précipitations totalisent plus de 1 350 mm. L'indice de succession du hêtre varie assez peu en fonction des précipitations annuelles : il culmine autour de 14 lorsque les précipitations varient de 1 050 à 1 350 mm par an, et est légèrement plus faible (10,0 à 11,9) lorsque les précipitations sont plus ou moins abondantes que ces valeurs.

2.3.1.3. Déficit de pression de vapeur

L'indice de succession de l'érable montre un patron particulier lié au gradient de DPV (Figure 2.6c). Les valeurs positives culminent à 3,0 % lorsque le DPV se situe entre 1,55 et 1,65 bar, alors que les valeurs négatives atteignent leur niveau le plus bas (-3,7) lorsque le DPV se situe entre 1,85 et 1,95 bar. L'indice de succession du hêtre, quant à lui, varie peu (de 10,0 à 13,3) le long du gradient associé au DPV, comme c'était le cas pour les précipitations et la température.

2.3.1.4. Rayonnement solaire

L'indice de succession de l'érable tend à diminuer le long du gradient de rayonnement solaire, alors que celui du hêtre augmente (Figure 2.6d). Pour l'érable, les valeurs sont positives lorsque le rayonnement solaire est inférieur à 4 950 MJ·m⁻², et négatives au-dessus de ce seuil. Pour le hêtre, les valeurs augmentent progressivement de 7,7 à 16,7.

2.3.2. Variables stationnelles

2.3.2.1. Altitude

En moyenne, l'indice de succession de l'érable est légèrement négatif (de -0,8 à -1,3) lorsque l'altitude se situe entre 250 et 450 m, alors qu'il est, en moyenne, positif à des altitudes plus basses ou plus hautes (Figure 2.6e). Chez le hêtre, l'indice de succession augmente progressivement (de 7,5 à 16,1) le long du gradient altitudinal.

2.3.2.2. Pente

L'indice de succession de l'érable est, en moyenne, positif (4,6) dans les stations caractérisées par une pente nulle, et il oscille entre -0,8 et 0,9 sur les pentes plus fortes (Figure 2.6f; voir aussi le tableau A8.1). À l'inverse, l'indice de succession du hêtre est plus faible sur les pentes nulles (7,9) et il augmente progressivement sur les pentes plus prononcées, pour atteindre 13,4 sur les pentes fortes. L'indice de succession du hêtre est légèrement plus faible (10,8) sur les pentes abruptes ayant un taux d'inclinaison de 41 % et plus.

2.3.2.3. Milieu physique

Concernant le type de milieu physique, l'indice de succession de l'érable est, en moyenne, négatif sur les dépôts très minces (-3,0, code de milieu physique 0; voir aussi le tableau A8.2), presque nul sur les sites mésiques et avec des sols de texture moyenne (-0,7, code 2), et positif (de 2,9 à 7,6) sur les autres types de milieux physiques (Figure 2.6g). Les valeurs les plus élevées sont observées sur les sites subhydriques (4,5 à 7,6, codes 4, 5 et 6). À l'inverse, pour le hêtre, la valeur de l'indice de succession est plus élevée (8,6 à 12,9) sur les dépôts très minces et les sites mésiques (codes 0 à 3) que sur les sites subhydriques (7,5 %, code 5).

2.3.2.4. Drainage

En accord avec les données compilées par type de milieu physique, les compilations par classe de drainage indiquent que l'indice de succession de l'érable est négatif (-1,8 à -2,0) sur les sols à drainage excessif à bon (codes de drainage 0 à 2; voir aussi le tableau A8.3), presque nul (0,3) sur les sols à drainage modéré (code 3) et positif (1,5 à 5,7) sur les sols à drainage imparfait à mauvais (codes 4 et 5; figure 2.6h). À l'inverse, pour le hêtre, l'indice de succession est plus élevé sur les sols à drainage excessif à modéré (9,7 à 12,7) que sur ceux caractérisés par un drainage imparfait à très mauvais (où l'essence est généralement absente).

2.3.2.5. Dépôt de surface

Les compilations par type de dépôt de surface révèlent que l'indice de succession de l'érable est négatif (-4,1) sur les dépôts rocheux (code de dépôt de surface 10) et presque nul sur les dépôts glaciaires (code 1; Figure 2.6i; voir aussi le tableau A8.4). L'indice est, en moyenne, positif sur les dépôts de type fluvio-glaciaires et marins (codes 2 et 5). À l'inverse, l'indice de succession du hêtre culmine sur les dépôts rocheux et glaciaires (11,3 et 12,5, codes 1 et 10) alors que l'indice est, en moyenne, légèrement plus faible (de 7,0 à 7,9) sur les dépôts de type fluvio-glaciaires et marins.

2.3.2.6. Saturation en calcium

En moyenne, l'indice de succession est peu influencé par la saturation en calcium de l'humus et du sol (Figure 2.7, annexe 7). Malgré la grande variabilité associée aux valeurs moyennes, l'indice de succession de l'érable montre toutefois une légère tendance à la hausse liée à l'augmentation de la saturation en calcium de l'humus. L'indice de succession de l'érable et l'intervalle de confiance associé présentent des valeurs négatives lorsque la saturation en calcium de l'humus et celle du sol se situent dans les classes inférieures. De plus, l'intervalle de confiance associé aux indices de succession moyens de l'érable atteint des valeurs positives uniquement lorsque la saturation en calcium de l'humus se situe au-dessus de 44 %. Chez le hêtre, l'indice de succession est, en moyenne, toujours positif, peu importe la saturation en base de l'humus et de l'horizon B.

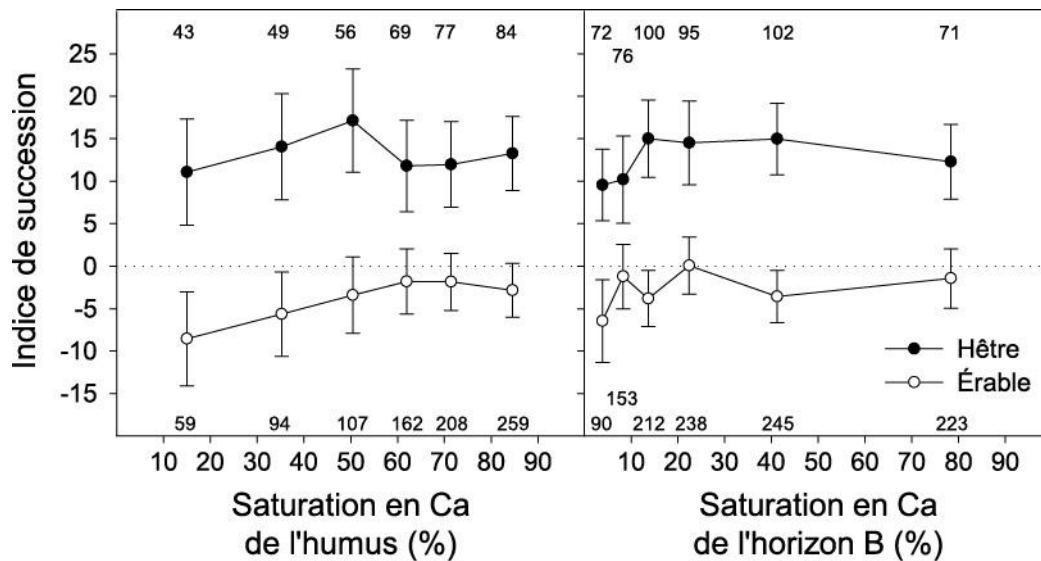


Figure 2.7. Indice de succession moyen de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans les placettes-échantillons permanentes en fonction de la saturation en calcium de l'humus (horizon H) et de l'horizon B du sol. Les chiffres en dessous et au-dessus des courbes indiquent, respectivement, le nombre d'observations pour l'érable et le hêtre dans chaque classe. Les barres d'erreur correspondent à l'intervalle de confiance (95 %).

2.4. Influence de la structure d'âge des peuplements sur l'abondance, la fréquence et l'indice de succession de l'érable et du hêtre

2.4.1. Fréquence et abondance

La fréquence et l'abondance de l'érable et du hêtre varient aussi en fonction de la structure d'âge des peuplements (Annexe 7). La fréquence des PET occupées par l'érable est nettement plus grande dans les peuplements de structure d'âge inéquienne (49 à 53 %) que dans les peuplements de structure équienne ou irrégulière (7 à 14 %; figure 2.8). Les peuplements purs d'érables

(abondance de 96 à 99 %) sont généralement caractérisés par des structures inéquiennes. Dans les peuplements de structure équienne et irrégulière, l'érable représente un maximum de 34 à 71 % de la surface terrière.

Des tendances similaires sont observées chez le hêtre. Cette essence est présente dans 20 à 21 % des peuplements de structure inéquienne et dans 2 à 8 % des peuplements de structure équienne ou irrégulière. L'abondance du hêtre peut représenter de 53 à 58 % de la surface terrière des peuplements de structure inéquienne, mais tout au plus 3 à 27 % de la surface terrière des peuplements de structure équienne ou irrégulière (Figure 2.8).

2.4.2. Indice de succession

En moyenne, l'indice de succession de l'érable diminue avec l'âge des peuplements et atteint des valeurs négatives dans ceux de structure inéquienne (Figure 2.8). À l'opposé, l'indice de succession du hêtre augmente en fonction de l'âge des peuplements et atteint une valeur moyenne maximale de 16 dans les vieux peuplements de structure inéquienne.

2.5. Autres éléments à considérer

2.5.1. Changements climatiques

Les analyses précédentes démontrent que la fréquence relative, l'abondance relative maximale et la dynamique de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles sont intimement liées aux conditions climatiques. Il est donc fort probable que le réchauffement historique des températures ait modifié la dynamique, l'abondance et la répartition de ces deux essences sur le territoire, et que les changements climatiques anticipés continuent de le faire.

Certaines observations laissent croire que l'érable et le hêtre progressent actuellement vers des territoires plus nordiques, et que cette expansion devrait se poursuivre. Au cours des 30 dernières années, la fréquence relative des placettes occupées par l'érable a augmenté dans un peu plus de la moitié des sous-régions du domaine de la sapinière à bouleau jaune (sous-zone de la forêt mélangée, tableau 1.3). De plus, l'indice de succession de l'érable est, en moyenne, plus élevé dans les territoires caractérisés par des températures annuelles moyennes froides (de 0,5 à 1,5 °C, figure 2.6a). La limite nord de l'aire de répartition du hêtre se situe à des latitudes plus méridionales que pour l'érable. Depuis les années 1980, l'importance relative du hêtre (fréquence, densité, abondance) a augmenté dans la majorité des régions où il est actuellement présent (Tableau 1.4). L'indice de succession du hêtre est aussi légèrement plus grand lorsque la température annuelle moyenne est froide que lorsqu'elle est plus chaude (Figure 2.6a). Ces observations sont en accord avec les récents travaux de Boisvert-Marsh *et al.* (2014) qui, après avoir comparé les données issues du premier et du troisième inventaire du réseau de PEP, concluent que les changements

actuels des aires de répartition de l'érable et du hêtre soutiennent l'hypothèse d'une migration progressive vers le nord. Les changements sont cependant beaucoup plus marqués pour le hêtre, dont l'importance relative a augmenté dans presque toutes les sous-régions où il est actuellement présent. Le fait que l'aire de répartition contemporaine du hêtre semble s'étendre à des latitudes plus nordiques que ce qui a historiquement été rapporté (Little 1971) tend aussi à confirmer l'hypothèse que cette essence progresse vers le nord.

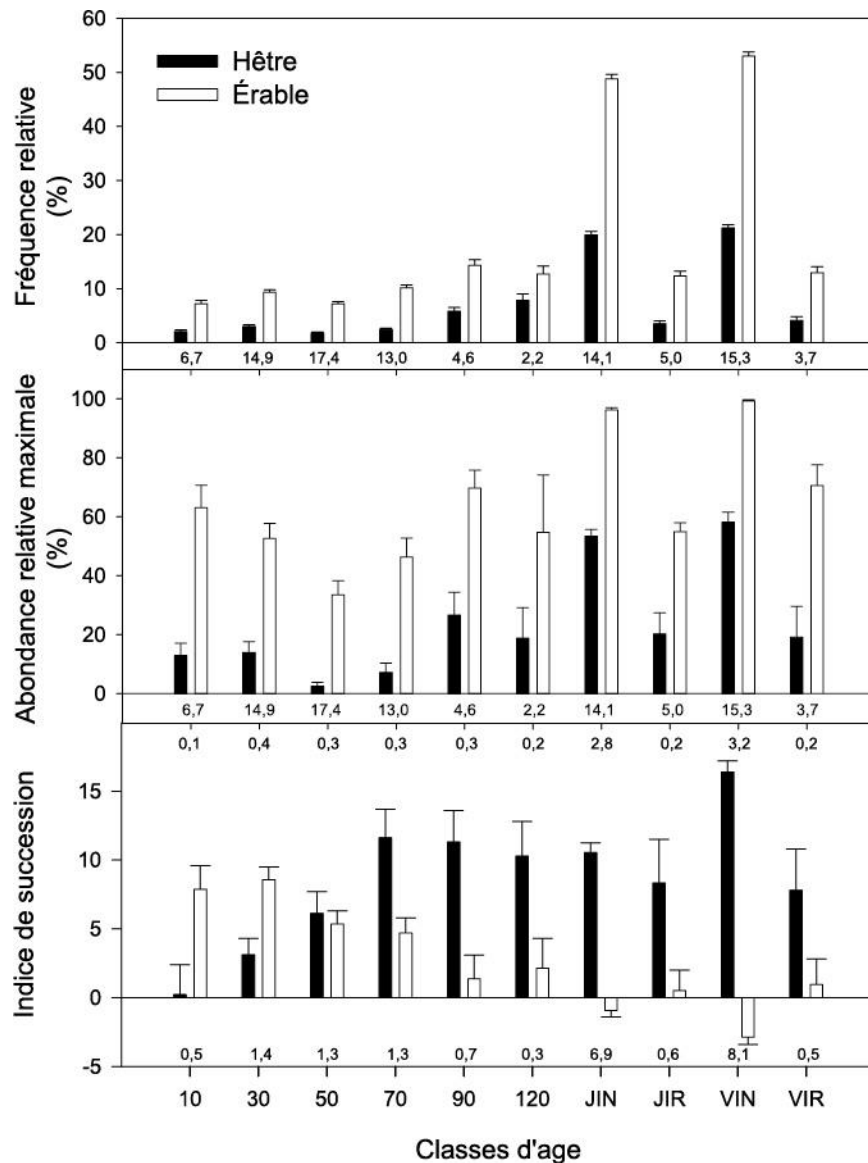


Figure 2.8. Fréquence relative (%), abondance relative maximale (99^e percentile) et indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction de la classe d'âge du peuplement. JIN : jeune peuplement de structure inéquienne; JIR : jeune peuplement de structure irrégulière; VIN : vieux peuplement de structure inéquienne; VIR : vieux peuplement de structure irrégulière. Les chiffres sous les colonnes des graphiques de fréquence et d'abondance indiquent le nombre d'observations (en milliers) dans chaque classe, tandis que les chiffres sous et au-dessus des colonnes du graphique de l'indice de succession indiquent respectivement le nombre d'observations (en milliers) pour l'érable et le hêtre dans chaque classe. Les barres d'erreur correspondent à l'intervalle de confiance (95 %).

Certaines observations suggèrent que le hêtre est plus adapté aux environnements chauds et secs que l'érable, qui semble mieux s'accommoder d'un climat frais et humide. Notamment, la fréquence et l'abondance du hêtre culminent lorsque le DPV est supérieur à 1,85 bar et baissent rapidement sous ces seuils (Figure 2.1c et figure 2.2c). Le hêtre est aussi plus abondant sur les sites mésiques ou xériques avec des sols très minces ou caractérisés par une texture moyenne à grossière. À l'échelle du Québec méridional, cela se traduit par un gradient latitudinal et longitudinal de l'abondance relative du hêtre sur le territoire (Figure 1.1). Comme le DPV augmente généralement avec la température, il est fort plausible que, sur les territoires où les autres conditions sont propices au développement du hêtre, l'effet indirect du réchauffement des températures sur le bilan hydrique favorise le hêtre, à moins qu'une augmentation des précipitations ne vienne contrecarrer l'effet du réchauffement. Les indices de succession négatifs pour l'érable et fortement positifs pour le hêtre dans les stations caractérisées par un drainage bon à excessif (Figure 2.6h) appuient également cette hypothèse. Payette *et al.* (1996) ont aussi suggéré que les sécheresses historiques pourraient être impliquées dans les épisodes de déclin de l'érable à sucre survenus au cours du dernier siècle, particulièrement dans la partie continentale de son aire de répartition, caractérisée par un climat plus sec que plus à l'est.

L'abondance relative maximale en surface terrière du hêtre est intimement liée au rayonnement solaire incident sur le territoire (Figure 2.2d). En effet, le hêtre peut représenter jusqu'à 56 % de la surface terrière des peuplements lorsque le rayonnement solaire se situe dans une mince fenêtre, entre 5 050 et 5 150 MJ·m⁻². Le rayonnement solaire a d'ailleurs été identifié comme la contrainte prédominante à l'abondance relative du hêtre sur de vastes superficies de la sous-zone de la forêt décidue (Tableau 2.4). De plus, l'indice de succession du hêtre augmente avec l'augmentation du rayonnement solaire, alors que celui de l'érable diminue (Figure 2.6d). Le rayonnement solaire fournit la chaleur, la lumière et l'énergie nécessaires à la croissance des arbres. L'intensité du rayonnement solaire que reçoit la forêt varie en fonction de divers facteurs comme la latitude, la saison, la couverture nuageuse et l'altitude. Les territoires qui reçoivent un fort rayonnement solaire sont aussi caractérisés par des variations diurnes des températures de plus grande amplitude. Le rayonnement solaire incident, la température, l'humidité de l'air et l'intensité du vent influent sur le processus d'évapotranspiration des arbres. Sans permettre de déterminer le ou les mécanismes physiologiques en cause, les compilations suggèrent fortement que ces variables ont une influence déterminante sur le développement du hêtre à grandes feuilles.

2.5.2. *Dépôts atmosphériques acides et exportation de biomasse forestière*

Bien que l'érable à sucre soit aussi contraint par le climat, des variables stationnelles limitent son abondance dans les peuplements forestiers et sa fréquence sur le territoire. Ainsi, l'érable semble plus sensible que le hêtre aux limitations liées à la station, en particulier le statut du calcium disponible dans le sol (Figure 2.3, tableaux 2.5 et 2.6). L'érable est d'ailleurs reconnu comme une

essence calcicole qui se développe préférentiellement sur un sol riche en calcium, alors que le hêtre est qualifié d'essence calcifuge qui se développe mal, peu ou pas du tout dans les sols calcaires ou alcalins. De fait, il est généralement plus abondant sur les sols plus pauvres et acides (Bigelow et Canham 2010, Page et Mitchell 2008, Park et Yanai 2009).

Depuis la fin des années 1980, plusieurs études ont relié le phénomène du déclin de l'érable à sucre à la concentration en cations basiques dans le sol, le feuillage ou les tissus ligneux de l'érable dans plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord, y compris le Québec (ex : Bernier et Brazeau 1988a, 1988b, Côté et Camiré 1995, Houle *et al.* 2007), l'Ontario (ex. : Mohamed *et al.* 1997, Watmough *et al.* 1999, Watmough 2010) et le nord-est des États-Unis (ex. : Hallett *et al.* 2006, Kogelmann et Sharpe 2006, Schaberg *et al.* 2006). En plus des symptômes de dépérissement, un déclin de la croissance des érables aux cours des dernières décennies, déterminé par la mesure des cernes annuels de croissance, a aussi été relié au statut nutritif des sols forestiers (Duchesne *et al.* 2002, Heisey 1995, Long *et al.* 2009, Ouimet et Fortin 1992, Wilmot *et al.* 1995). La disponibilité en calcium semble d'ailleurs réguler, en partie, la productivité primaire nette de la forêt décidue de l'est de l'Amérique du Nord (Baribault *et al.* 2010). La sensibilité de l'érable au statut nutritif du sol a aussi été démontrée expérimentalement, tant en milieu naturel que contrôlé. D'une part, un déclin de vigueur et de croissance peut être induit par l'acidification des sols forestiers (Bal *et al.* 2014, Bethers *et al.* 2009, Ouimet *et al.* 2008). D'autre part, des expériences d'alcalinisation des sols acides ont démontré que la vigueur, la croissance, le statut nutritif foliaire, la production de semences et de fleurs, la survie des semences, le contenu en amidon dans le bois, la photosynthèse et la mycorhization sont limités par l'abondance des cations basiques dans le sol (ex. : Kobe *et al.* 2002, Long *et al.* 2011, Moore *et al.* 2012, St Clair et Lynch 2005, Wargo *et al.* 2002).

Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, plusieurs auteurs ont rapporté que les sols se sont acidifiés et appauvris, en partie en raison des dépôts atmosphériques qui les lessivent de leurs cations basiques, notamment le calcium (Bedison et Johnson 2010, Courchesne *et al.* 2005, Watmough et Dillon 2001). Bien que l'on commence à détecter une réaction positive de l'humus des forêts à la réduction des précipitations acides depuis le milieu des années 1990 (Lawrence *et al.* 2015), le chaulage apparaît comme un traitement nécessaire pour restaurer les sols affectés (Lawrence *et al.* 2016). Les dépôts acides au Québec ont été — et demeurent encore — les plus importants dans la sous-zone de la forêt décidue (Environnement Canada 2005, Ouimet et Duchesne 2009). De plus, ils sont considérés comme particulièrement dommageables aux sols forestiers dans les Appalaches, en Beauce et en Estrie, ainsi que dans les Basses-Laurentides, de Ville-Marie jusqu'à Québec (Ouimet *et al.* 2006). Les exportations répétées de biomasse résultant des récoltes historiques réalisées dans le sud du Québec ont, elles aussi, contribué à l'appauvrissement des sols forestiers. Des analyses ont révélé que les sols des régions situées

dans les Laurentides seraient les plus vulnérables à l'exportation de la biomasse des arbres (Ouimet et Duchesne 2009).

Considérant la sensibilité de l'érable à la disponibilité en cations basiques dans le sol ainsi que les effets adverses des dépôts atmosphériques acides et de l'exportation des cations contenus dans les tiges résultant de la récolte forestière sur la fertilité de certains sols, plusieurs auteurs croient que l'érable à sucre pourrait ultimement être remplacé par le hêtre dans les régions caractérisées par des sols pauvres en cations basiques, si l'appauvrissement des sols se poursuit (Duchesne et Ouimet 2009, Long *et al.* 2009, Page et Mitchell 2008, Park et Yanai 2009).

2.5.3. *Perturbations et récolte forestière*

L'érable et le hêtre sont plus fréquents et plus abondants dans les peuplements de structure inéquienne que dans ceux de structure équienne (Figure 2.8). Les indices de succession des deux essences montrent cependant des tendances distinctes en fonction de l'âge des peuplements. En moyenne, l'indice de succession de l'érable diminue avec l'âge des peuplements et atteint des valeurs négatives dans les peuplements de structure inéquienne. À l'opposé, l'indice de succession du hêtre augmente en fonction de l'âge des peuplements et atteint une valeur moyenne maximale dans les vieux peuplements de structure inéquienne. Ces observations indiquent que, dans les peuplements de structure inéquienne, la représentativité de l'érable est plus faible parmi les petites tiges que parmi les grosses tiges. À l'inverse, dans ces mêmes peuplements, le hêtre est nettement surreprésenté parmi les petites tiges, comparativement aux grosses tiges. Conséquemment, dans les peuplements où l'indice de succession du hêtre est fortement positif, les perturbations et la récolte partielle du couvert pourraient favoriser le développement de cette cohorte de petites tiges de hêtre et accélérer l'augmentation du hêtre dans la succession de peuplements. Plusieurs études ont d'ailleurs documenté que les coupes partielles tendent à favoriser le hêtre (Bannon *et al.* 2015, Gauthier *et al.* 2015, Leak *et al.* 2014, Nolet *et al.* 2008).

Bien que moins fréquents, les jeunes peuplements de structure équienne où l'érable est présent sont, en moyenne, caractérisés par des indices de succession positifs pour l'érable. Cela suggère qu'à la suite des perturbations de plus forte intensité sur des sites propices à l'érable, l'essence succède généralement aux essences pionnières (intolérantes à l'ombre), qui seront d'abord favorisées après la perturbation. En ce sens, certains auteurs croient que les perturbations partielles du couvert favoriseraient la régénération du hêtre par rapport à celle de l'érable, alors que les perturbations plus sévères avantageraient l'érable à long terme, après un passage par le stade évolutif des essences de lumière (Nolet *et al.* 2008, 2015). Toutefois, recommander une récolte totale pour favoriser l'établissement de l'érable est prématuré, car plusieurs questions demeurent concernant les délais avant la prochaine récolte d'érable et la densité des tiges d'érable établies sous le couvert des essences pionnières.

2.6. Principaux constats issus de l'analyse de l'influence des facteurs environnementaux

- Un ensemble de conditions climatiques et stationnelles régissent la répartition de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles au Québec. À l'échelle des domaines bioclimatiques 1 à 5, la température est le principal facteur qui limite l'expansion de ces essences.
- Le hêtre se limite généralement aux stations caractérisées par un environnement chaud et sec, alors que l'érable semble mieux s'accommoder d'un environnement plus frais et humide.
- Contrairement à celle du hêtre, la répartition de l'érable est aussi intimement liée à la fertilité du sol, notamment à la saturation en calcium de l'humus et de l'horizon minéral.
- Alors que la répartition du hêtre dans la zone tempérée nordique est principalement limitée par des variables climatiques, celle de l'érable est principalement contrainte par des variables stationnelles.
- La problématique de l'augmentation de la fréquence et de l'abondance des petites tiges de hêtre et de la diminution de celles d'érable s'observe davantage dans les vieilles érablières de structure inéquienne, dans des stations fortement exposées au rayonnement solaire ou présentant des sols pauvres et secs.
- Le réchauffement historique des températures, jumelé aux effets adverses des précipitations acides et de la récolte forestière sur la fertilité des sols forestiers, ont fort probablement influencé et continueront d'influencer la dynamique et, ultimement, la répartition de ces deux essences sur le territoire.

Chapitre trois

Difficultés et défis pour le secteur forestier

3.1. Planification forestière

Au Québec, le processus de planification forestière a changé en profondeur en 2013 avec la mise en place d'un nouveau régime forestier (MRN 2013). La réalisation des plans d'aménagement forestier intégrés comporte plusieurs étapes, notamment l'analyse du territoire, l'élaboration de la stratégie d'aménagement forestier, le calcul et la détermination des possibilités forestières et l'attribution des volumes de bois (Rheault 2013). Pour chacune d'elles, nous avons identifié des défis liés à l'expansion du hêtre et au déclin de l'érable à sucre.

3.1.1. *Analyse du territoire*

L'analyse du territoire, la première étape de la planification forestière, implique notamment de réaliser un portrait biophysique du territoire qui inclut des éléments de composition, de structure et de productivité des forêts (Rheault 2013). Une des principales difficultés consiste à déterminer les sites où un changement de composition est susceptible de survenir. À cet égard, le portrait présenté dans le présent document (Section 1.2) montre que la fréquence et l'abondance relative de l'érable à sucre ont diminué globalement de 1980 à 2014 dans les domaines bioclimatiques 1 à 3. En même temps, la fréquence et l'abondance relative du hêtre ont augmenté dans les mêmes régions. À notre connaissance, les indices de succession présentés dans cet avis scientifique et qui caractérisent les changements de fréquence et d'abondance entre différentes périodes d'observation ne sont pas utilisés par les aménagistes. Ainsi, les méthodes actuelles de travail font en sorte que la problématique de l'expansion du hêtre et du déclin de l'érable n'est pas mise en évidence lors de l'analyse du territoire.

Une autre difficulté rencontrée à cette étape consiste à déterminer les sites infestés par la MCH ou susceptibles de l'être et de décrire la phase de l'infestation lorsque la maladie est présente. En 2013, la Direction de la protection des forêts (DPF; MFFP 2015) a cartographié les zones d'infestation par la MCH dans 12 régions administratives du Québec méridional à partir des relevés provenant de 54 stations forestières (Figure A4.1 dans l'annexe 4). Toutefois, même si ces zones présentent la progression globale de la MCH, le degré d'infestation peut varier localement à l'intérieur d'une même zone sans que de l'information sur ces variations soit disponible.

3.1.2. *Élaboration de la stratégie d'aménagement*

Comme seconde étape, l'élaboration de la stratégie d'aménagement consiste à planifier des scénarios sylvicoles permettant d'atteindre les objectifs d'aménagement. Ces scénarios varient en fonction des objectifs poursuivis et des caractéristiques de la forêt à aménager (MRN 2013). Actuellement, ni les objectifs d'aménagement ni les scénarios planifiés pour les atteindre ne sont adaptés à la problématique de l'expansion du hêtre et du déclin de l'érable à sucre. L'établissement des objectifs poursuivis dans l'élaboration de la stratégie d'aménagement devrait s'appuyer sur une meilleure connaissance de l'autécologie du hêtre et de l'érable à sucre, d'une part, et des effets des traitements sylvicoles sur l'accroissement et la régénération de l'érable à sucre et du hêtre, d'autre part.

La stratégie devrait également tenir compte du développement de la MCH, de la mortalité accrue que celle-ci engendre, de son effet sur le peuplement résiduel et de l'urgence d'intervenir afin de prévenir la perte de volumes sur pied et de favoriser le développement d'une régénération de qualité composée des essences à promouvoir. La mise en œuvre de la stratégie d'aménagement à l'échelle opérationnelle peut nécessiter des ajustements lorsque le potentiel des sites et les inventaires avant traitements diffèrent des estimations précédentes. À cet effet, le modèle de croissance SaMARE (Fortin *et al.* 2009) peut être utilisé pour simuler l'effet des traitements sylvicoles sur la croissance future des érablières de structure inéquienne. Cependant, comme SaMARE est un modèle empirique, il pourrait générer des estimations erronées dans un contexte de conditions environnementales changeantes.

3.1.3. *Calcul et détermination des possibilités forestières*

La troisième étape est celle du calcul des possibilités forestières. Elle nécessite de faire évoluer différentes caractéristiques d'une strate d'aménagement sur l'horizon de temps couvert par le calcul. En forêt décidue, l'évolution des strates est simulée par le modèle de croissance Artémis (Fortin et Langevin 2010, Power 2016), un modèle empirique qui génère des prévisions à l'échelle de l'arbre. Le modèle Artémis a été étalonné à partir des mesures décennales des PEP mesurées depuis les années 1970. La période entre les premiers mesurages et les plus récents a été caractérisée par un changement de composition des peuplements (voir le chapitre 1) et par des conditions climatiques différentes. De plus, la MCH était absente de la plupart des peuplements de feuillus de l'ouest de la province lors des premiers mesurages. Ainsi, puisque le modèle Artémis a été étalonné en grande partie avec des données ne reflétant pas complètement la dynamique actuelle de l'érable à sucre et du hêtre, ce modèle peut difficilement simuler la dynamique des peuplements forestiers contenant ces deux essences. Conséquemment, les prévisions du modèle pour le recrutement, l'accroissement diamétral et la mortalité à long terme peuvent être inexactes pour les essences qui composent ces peuplements.

Les modèles SaMARE et Artémis se basent principalement sur la composition du couvert arborescent et sur la classification écologique afin de prédire le recrutement de tiges marchandes d'un peuplement. À l'heure actuelle, ces modèles ne captent pas les effets de l'expansion de la régénération du hêtre sur la composition future des érablières. Les estimations des modèles suggèrent plutôt que dans les peuplements actuels dominés par l'érable, cette essence aura la capacité de se régénérer en quantité suffisante pour que les arbres atteignent les dimensions marchandes et qu'elle maintienne sa place dans le couvert. Or, ce scénario pourrait être compromis dans certains cas par une prolifération du hêtre, par une difficulté pour les jeunes érables à atteindre des dimensions commerciales et par le dépérissement des érables de fortes dimensions.

Outre son impact négatif sur la régénération de l'érable, le dépérissement des érables matures sur certains sites pourrait aussi mener à une sous-estimation de la mortalité de cette essence sur ces sites. En effet, les estimations de SaMARE et d'Artémis pourraient être biaisées, puisque ces modèles ne prennent pas directement en considération les caractéristiques des sols, une variable liée de près au dépérissement (Duchesne *et al.* 2002).

Enfin, la propagation récente de la MCH n'a pas été entièrement prise en compte lors de l'étalonnage des modèles SaMARE et Artémis, puisqu'à ce jour, peu d'arbres et de peuplements affectés par la MCH ont fait l'objet de suivis à long terme permettant de décrire l'impact de la maladie sur la croissance du hêtre ou d'autres essences. Par conséquent, la présence et les effets de la MCH pourraient biaiser les prévisions actuelles de recrutement, d'accroissement diamétral et de mortalité des tiges de hêtre et des autres essences présentes dans les peuplements affectés.

3.1.4. Attribution des volumes de bois

Comme dernière étape de la planification forestière, l'attribution des volumes de bois doit respecter les possibilités forestières déterminées par le Bureau du forestier en chef (Rheault 2013). Cette étape consiste à répartir les volumes de bois entre les bénéficiaires selon différents critères liés à la disponibilité des bois ainsi qu'aux besoins et à la performance des usines de transformation. Dans un contexte où les peuplements composés de hêtres à grandes feuilles et d'érables à sucre ont une dynamique changeante, il peut être difficile d'attribuer des volumes aux usines de transformation d'essences feuillues tout en leur assurant un approvisionnement constant qui répond à leurs besoins.

3.2. Qualité du bois

Le portrait de la situation (Chapitre 1) a montré que le hêtre à grandes feuilles est une essence compagne dans la plupart des peuplements des domaines de l'érablière. En effet, son volume sur pied est habituellement plus faible que celui de l'érable à sucre. De plus, les résultats de Pothier *et al.* (2013) ont montré qu'il est rare d'observer sur pied des tiges de hêtre de qualité avec un DHP

de plus 40 cm. De manière générale, le hêtre génère un plus faible volume de billes de sciage de qualité que l'érable à sucre (Havreljuk *et al.* 2015). Ainsi, la rareté de gros hêtres de qualité dans le couvert forestier ne permet pas d'assurer un approvisionnement constant des usines de transformation.

Cette situation peut s'expliquer de plusieurs façons. Tout d'abord, le hêtre est une essence considérée comme vulnérable à la carie (Boulet et Landry 2015). Son bois contient souvent une colonne de coloration de cœur au centre de la tige, une caractéristique indésirable pour les produits d'apparence (NHFA 2014). Le hêtre a aussi tendance à former de nombreux défauts comme des fentes et des gélivures, des chancres et des branches adventives (Basham 1991, Houston et Valentine 1988, Tubbs et Houston 1990). De plus, son écorce mince le rend également vulnérable aux blessures de coupe et aux infections par les pathogènes comme la MCH (Houston 1994, Shigo 1967, Tubbs et Houston 1990). Par conséquent, les grosses tiges de hêtre ont une probabilité de mortalité généralement plus forte que celle de l'érable à sucre ou du bouleau jaune (Fortin *et al.* 2008).

Lorsque les tiges sont de grande qualité, le bois du hêtre à grandes feuilles présente des propriétés physiques comparables à celui des autres essences de feuillus durs, tels l'érable à sucre, le bouleau jaune et le hêtre européen (*Fagus sylvatica* L.; Hoadley 1990). Toutefois, malgré les bonnes propriétés du bois du hêtre à grandes feuilles pour la fabrication de meubles, de parquets, de moulures et d'autres articles, cette essence est peu prisée par l'industrie du sciage, et son bois est souvent utilisé pour fabriquer des produits de faible valeur (p. ex. : pâtes et papiers, palettes, bois de chauffage; Tubbs et Houston 1990). Le hêtre nécessite aussi une période de séchage plus longue que les autres feuillus, ce qui peut augmenter les coûts de transformation (Panshin et de Zeeuw 1980).

À court terme, la récolte des hêtres affectés par la MCH (ou leur récolte préventive) pourrait entraîner une augmentation des volumes disponibles de hêtre. De plus, la prolifération du hêtre dans les peuplements historiquement dominés par l'érable à sucre pourrait entraîner une augmentation des volumes de hêtre à plus long terme, principalement dans les diamètres marchands plus petits. Dans tous les cas, le changement de la dynamique des peuplements composés de hêtre et d'érable à sucre représente une difficulté majeure pour l'approvisionnement de l'industrie de la transformation, puisque l'attribution des volumes et la qualité des bois disponibles pourraient ne pas correspondre aux besoins des bénéficiaires. Comme le hêtre a de moins bons rendements en sciage de qualité que l'érable à sucre ou le bouleau jaune (Havreljuk *et al.* 2015) et comme ses produits ont une moins grande valeur monétaire (HMR 2016), il ne pourra pas remplacer les essences plus valorisées sans que les transformateurs subissent des pertes.

3.3. Production acéricole

L'augmentation du recrutement du hêtre au détriment de celui de l'érable à sucre aura des conséquences majeures sur le potentiel acéricole des érablières à moyen et à long terme. Dans certaines érablières situées sur des sols peu fertiles, on pourrait observer une faible vigueur des érables à sucre adultes et un manque de régénération de cette essence, en plus d'une augmentation des jeunes tiges de hêtre en sous-étage. Cette situation laisse prévoir une diminution marquée du potentiel acéricole au cours des prochaines années (Annexe 10). Une telle perspective est certes préoccupante pour les aménagistes et les acériculteurs, compte tenu de la valeur économique très élevée des produits de l'érable. Renverser ces changements représente un défi de taille pour qui veut assurer la pérennité du potentiel acéricole sur ces territoires.

3.4. Principaux constats issus de l'identification des défis pour le secteur forestier

- La problématique de l'expansion du hêtre et celle du déclin de l'érable doivent être prises en compte dans l'analyse du territoire à aménager lors du processus de planification forestière.
- Les impacts de la MCH doivent être considérés à chaque étape de planification forestière à court, moyen et long termes.
- L'atteinte des objectifs de la stratégie d'aménagement peut être compromise par des scénarios sylvicoles qui ne tiennent pas compte de l'expansion du hêtre au détriment de l'érable.
- Les modèles de croissance utilisés actuellement pour le calcul des possibilités forestières et la planification forestière sont étalonnés avec des données ne reflétant pas la dynamique contemporaine du hêtre et de l'érable.
- La situation indique qu'à long terme, il sera plus difficile d'assurer aux usines de transformation un approvisionnement constant en bois de feuillus de qualité, puisque la qualité des bois disponibles pourrait ne pas correspondre aux besoins des bénéficiaires.
- Le manque de recrutement de l'érable laisse présager une diminution marquée du potentiel acéricole sur certains sites au cours des prochaines années.

Chapitre quatre

Pistes de solutions pour le secteur forestier

4.1. Planification forestière

L'étape de l'analyse du territoire devrait permettre, dans un premier temps, de dresser un portrait fin des UA, notamment en ce qui a trait à la composition des peuplements. Dans un deuxième temps, elle devrait permettre de déterminer quels sites sont susceptibles à un changement de composition pour le hêtre à grandes feuilles et l'érable à sucre. La relation entre différentes variables environnementales et le développement de l'érable à sucre et du hêtre devra également faire l'objet d'études approfondies. En ce sens, la section 4.3 du présent avis scientifique pose les premiers jalons en vue de mieux cibler le potentiel de station de l'érable à sucre. Par exemple, la cartographie des caractéristiques des sols permettrait de cibler les peuplements les plus susceptibles au dépérissement de l'érable à sucre et à un changement de trajectoire par lequel les conditions peu favorables à l'érable à sucre favoriseraient le développement du hêtre. De plus, lorsque des indications sur l'évolution de la forêt d'un territoire (p. ex. historiques d'inventaires, suivis de la basse régénération et des gaules) sont disponibles, la planification des aménagistes forestiers devra tenir compte des connaissances sur la dynamique du hêtre et de l'érable. Pour les peuplements dont la trajectoire est incertaine, ils devraient mettre en place un suivi ciblant spécialement la basse régénération et les gaules. Enfin, une connaissance plus détaillée de la progression de la MCH et de ses impacts sur la mortalité et sur la régénération du hêtre est également souhaitable.

Les stratégies sylvicoles, quant à elles, devront intégrer les connaissances actuelles sur la dynamique des peuplements contenant du hêtre à grandes feuilles et de l'érable à sucre. Elles devront prendre en compte les effets des interventions sylvicoles sur la régénération, la croissance et le risque de mortalité des arbres dans différents types de peuplements forestiers (voir la section 4.3). Par exemple, la récupération des hêtres infectés par la MCH avant que leur bois se dégrade pourrait permettre de limiter les pertes de matière ligneuse causées par une mortalité accrue attribuable à la maladie. À cet effet, la région de l'Outaouais a mis en place en 2014, dans 3 UA, un plan spécial de récupération du hêtre s'échelonnant sur 4 ans et couvrant un total de 2 000 ha (MFFP 2014). Ce plan, dont la mise en œuvre et les retombées devront être évaluées, prévoit la récolte prioritaire du hêtre de faible qualité aux dimensions commerciales (principalement des volumes pour la pâte), ainsi qu'une maîtrise mécanique de la régénération du hêtre.

Une gestion éclairée de la problématique de l'expansion du hêtre dans les érablières passe également par l'amélioration des modèles de croissance, des outils essentiels pour le calcul des

possibilités forestières et pour la planification tant opérationnelle que tactique dans les érablières (voir la section 3.1.3). L'étalonnage des modèles empiriques qui tiennent compte de la dynamique actuelle des peuplements contenant du hêtre et de l'érable à sucre peut s'avérer difficile. Considérant que les phénomènes de l'expansion du hêtre et du dépérissement de l'érable à sucre continueront de s'amplifier à moyen ou à long terme, la mise à jour régulière des modèles sera nécessaire. Une solution consisterait à développer de nouveaux modèles de processus, plus flexibles et aptes à capter les changements de la dynamique des peuplements (Korzukhin *et al.* 1996). Toutefois, cette catégorie de modèles repose généralement sur des données plus difficiles à mesurer (ex. surface foliaire, quantité de lumière disponible, valeur quotidienne de la température et de l'humidité de l'air). De plus, ils sont souvent moins précis que les modèles empiriques, car ils comportent une plus grande incertitude. De tels modèles de processus pourraient être complémentaires aux modèles empiriques : ils permettraient de tester de nouvelles hypothèses pour expliquer la croissance du hêtre et de l'érable, en plus de vérifier les prévisions des modèles empiriques.

Un des problèmes des modèles de croissance empiriques en conditions changeantes est celui de bien capter le recrutement, la croissance et la mortalité (notamment celle associée à la MCH – voir l'annexe 4). En effet, peu de données permettent de décrire le stade de développement de la MCH à l'échelle de l'arbre et du peuplement. À mesure que des observations détaillées provenant des arbres ou des peuplements affectés par la MCH seront disponibles, celles-ci pourront être intégrées dans les modèles de croissance existants afin de mettre à jour les équations de mortalité et d'accroissement diamétral et de développer de nouvelles fonctions qui tiennent compte du stade de développement de la maladie. Un échantillonnage annuel de certains secteurs affectés par la MCH pourrait être nécessaire pour décrire le développement de la maladie et les phases d'évolution causant la mortalité des arbres.

Une modification de la structure des modèles de croissance (Artémis et SaMARE) leur permettant de prédire le recrutement, la croissance et la mortalité des arbres non marchands (c.-à-d. dont le DHP < 9,1 cm) les rendrait plus sensibles au phénomène de l'envahissement par le hêtre. Cet ajustement pourrait être fait soit par l'étalonnage d'un nouveau modèle pour les tiges non marchandes, soit par l'inclusion, dans les modèles actuels, de variables explicatives décrivant la strate des gaules. Dans les deux cas, l'étalonnage des modèles nécessitera la prise de données sur les arbres non marchands. Cette modification permettrait de capter plus rapidement et avec plus de justesse les dynamiques de changement du couvert forestier qui, actuellement, se manifestent seulement lorsque les tiges ont atteint un diamètre marchand.

La production d'une carte des caractéristiques des sols à l'échelle du Québec permettra d'intégrer les caractéristiques des sols comme variables explicatives pour le recrutement, la croissance et la mortalité des arbres dans le contexte du dépérissement des érablières. Ces variables sont

susceptibles de jouer un rôle dans le processus du dépérissement. Une telle carte est actuellement en production à la DRF.

4.2. Qualité du bois

Pour permettre de relever les défis liés à l'attribution des bois disponibles à la récolte, les modèles de rendement en produits transformés devraient aussi être améliorés. Ce travail pourrait nécessiter l'acquisition de nouvelles données d'échantillonnage pour combler les lacunes des données existantes. Certains des modèles actuels permettent d'estimer la qualité et le volume des billes (Havreljuk *et al.* 2015) et la qualité et le volume des sciages (Bédard *et al.*, accepté) à partir des hêtres sur pied. Cependant, la justesse et la précision de ces modèles devront être améliorées pour inclure une plus vaste gamme de produits transformés issus des arbres de diamètres et de qualités plus faibles. De plus, l'effet de la MCH sur la qualité du bois devra aussi être documenté pour permettre, d'une part, de quantifier le temps disponible pour récupérer les bois en fonction de leurs stades de dégradation du bois liés à la MCH, et, d'autre part, d'évaluer le potentiel d'utilisation des arbres affectés pour la production de sciages, de pâte et d'autres produits.

Par ailleurs, devant l'augmentation anticipée de volumes du hêtre disponibles pour la récolte, tant à court terme (récupération des arbres morts à cause de la MCH) qu'à plus long terme (envahissement des érablières par le hêtre), des efforts seront nécessaires pour valoriser le bois du hêtre auprès des consommateurs en développant de nouveaux produits et marchés (Briggs 2010, Nicholls et Bumgardner 2015). La fabrication des composantes en bois à valeur ajoutée (Brandner *et al.* 2016) et l'utilisation du bois et de la biomasse pour la bioénergie (Barrette *et al.* 2015, Nguyen *et al.* 2016) en sont quelques exemples. Par contre, avant toute chose, il faudra s'assurer que les volumes disponibles en hêtre seront suffisants pour approvisionner adéquatement et durablement ces nouveaux marchés.

4.3. Diagnostic et adaptation des pratiques sylvicoles

Cette section propose une façon d'établir un diagnostic sylvicole pour les peuplements et la régénération dans des stations à fort potentiel pour l'érable à sucre. Ce diagnostic est accompagné de propositions de traitements sylvicoles. L'efficacité reste à démontrer pour certains d'entre eux, principalement ceux visant à établir ou à libérer la basse régénération de l'érable à sucre dans un contexte d'abondance de hêtres préétablis. Il est important de souligner que les traitements proposés découlent de notre compréhension actuelle de la dynamique des peuplements contenant du hêtre et de l'érable à sucre, ainsi que de l'analyse des premières mesures et des observations provenant des dispositifs expérimentaux récemment établis au Québec, dans un contexte où les

phytocides ne peuvent être utilisés⁸. Même si ces propositions ne devraient pas constituer la base d'un programme sylvicole d'envergure, elles devraient permettre de structurer des initiatives régionales et opérationnelles à petite échelle. Ce n'est que lorsque les résultats des dispositifs expérimentaux en cours et le suivi rigoureux des initiatives régionales seront disponibles que des recommandations sur les traitements sylvicoles pourront être formulées avec certitude.

L'adaptation des pratiques sylvicoles repose sur un diagnostic sylvicole cohérent avec les objectifs de production et les enjeux d'aménagement définis lors de l'élaboration de la stratégie d'aménagement (voir la section 3.1). Le diagnostic consiste principalement à déterminer le potentiel de station pour les essences à promouvoir ainsi que l'état du peuplement, en tenant compte de sa situation actuelle et de celle désirée.

4.3.1. Évaluation du potentiel de station

Le potentiel d'une station pour la production d'érable à sucre de qualité peut notamment être évalué par l'analyse des contraintes climatiques et stationnelles présentes à l'échelle de l'UA (chapitre 2). De plus, la végétation potentielle (qui intègre plusieurs des variables écologiques décrites au chapitre 2) peut aussi être utilisée à une échelle plus fine. Ainsi, parmi les peuplements ayant une végétation potentielle FE1, FE2 et FE3, seuls ceux qui ont des dépôts d'une épaisseur de plus de 50 cm et un drainage de bon à modéré (codes 2 à 3) pourront être considérés à fort potentiel pour l'érable à sucre. À l'échelle du peuplement, certains indicateurs tels que l'abondance et la vigueur des érables à sucre, le dépôt de surface, la classe de drainage et la composition chimique des sols (p. ex. la saturation en bases) peuvent s'ajouter pour servir de filtre fin et déterminer le potentiel pour l'érable à sucre.

Lorsque l'érable à sucre présente des signes de dépérissement et que sa régénération est déficiente, un diagnostic du sol ou du feuillage peut être nécessaire afin d'évaluer si la fertilité du sol en est la cause. L'outil DELFES (Ouimet *et al.* 2012) permet notamment de diagnostiquer le statut nutritif de l'érablière et de recommander les prescriptions d'amendement ou de fertilisation à partir des résultats d'analyses du feuillage ou du sol. Lorsque des carences du sol sont diagnostiquées, un amendement du sol peut favoriser la vigueur et la régénération de l'érable à sucre (Moore *et al.* 2012). Ainsi, quand toutes les autres conditions climatiques et stationnelles sont réunies, ce traitement peut permettre au potentiel d'un site pour l'érable à sucre de passer de moyen à fort. En revanche, lorsque les conditions énumérées précédemment ne sont pas remplies, c.-à-d. que des variables climatiques ou stationnelles présentent des contraintes pour la production

⁸ Rappelons que depuis 2001, l'utilisation des phytocides est interdite dans les forêts publiques du Québec.

de l'érable, cette dernière doit être remise en question en raison d'un potentiel de station trop faible. Les objectifs de production doivent alors être révisés pour considérer d'autres options.

Les interventions sylvicoles découlent de décisions à caractère économique orientées par un objectif de production. Qu'il s'agisse de traitements du site (p. ex. amendement), d'éducation (p. ex. nettoyage) ou de régénération artificielle (p. ex. plantation), le potentiel de station doit être évalué avant d'entreprendre les travaux. Plutôt que de traiter systématiquement toutes les superficies où l'on retrouve l'érable, il faut concentrer les efforts et dépenser l'argent aux bons endroits, c'est-à-dire dans les stations ayant un fort potentiel pour la production d'érable à sucre.

Lorsque l'évaluation du potentiel de la station confirme que le site possède un fort potentiel pour la production d'érable à sucre, on peut évaluer l'état du peuplement : structure, composition, qualité des tiges et régénération. La démarche diagnostique de l'état du peuplement comprend deux étapes complémentaires et indissociables : 1) le diagnostic du peuplement, basé sur l'évaluation des tiges marchandes et 2) le diagnostic de la régénération, celui-ci basé sur l'évaluation des gaules et des semis.

4.3.2. Diagnostic du peuplement

Le diagnostic de l'état du peuplement, généralement effectué à partir d'un inventaire avant traitement, vise à évaluer dans quelle mesure il est possible — et souhaitable — de laisser croître des arbres plutôt que de les récolter immédiatement. Ainsi, plus il y a d'arbres non vigoureux et susceptibles de mourir au cours de la prochaine rotation, plus il sera justifié d'augmenter le taux de prélèvement et de passer d'un procédé de régénération comme la coupe de jardinage à un procédé par coupes progressives. L'inventaire devra donc fournir une estimation de la distribution des tiges selon leur essence, leur diamètre, leur vigueur et leur qualité, afin de permettre de quantifier le capital forestier en croissance (CFC)⁹. Une estimation de la phase de la maladie corticale (Annexe 4) à l'échelle du peuplement pourra également servir à déterminer l'urgence d'intervenir et les priorités de récoltes. La figure 4.1 illustre le cheminement diagnostique proposé pour les érablières matures (ex. : érablière de structure irrégulière avec une surface terrière $\geq 20 \text{ m}^2/\text{ha}$, située sur une station à fort potentiel pour la production d'érable à sucre). Cette démarche repose sur les éléments suivants :

⁹ Le capital forestier en croissance (CFC) est constitué des arbres d'avenir d'un peuplement qui ont le potentiel de produire du bois d'œuvre, c'est-à-dire ceux qui ne risquent pas de se dégrader avant la prochaine récolte.

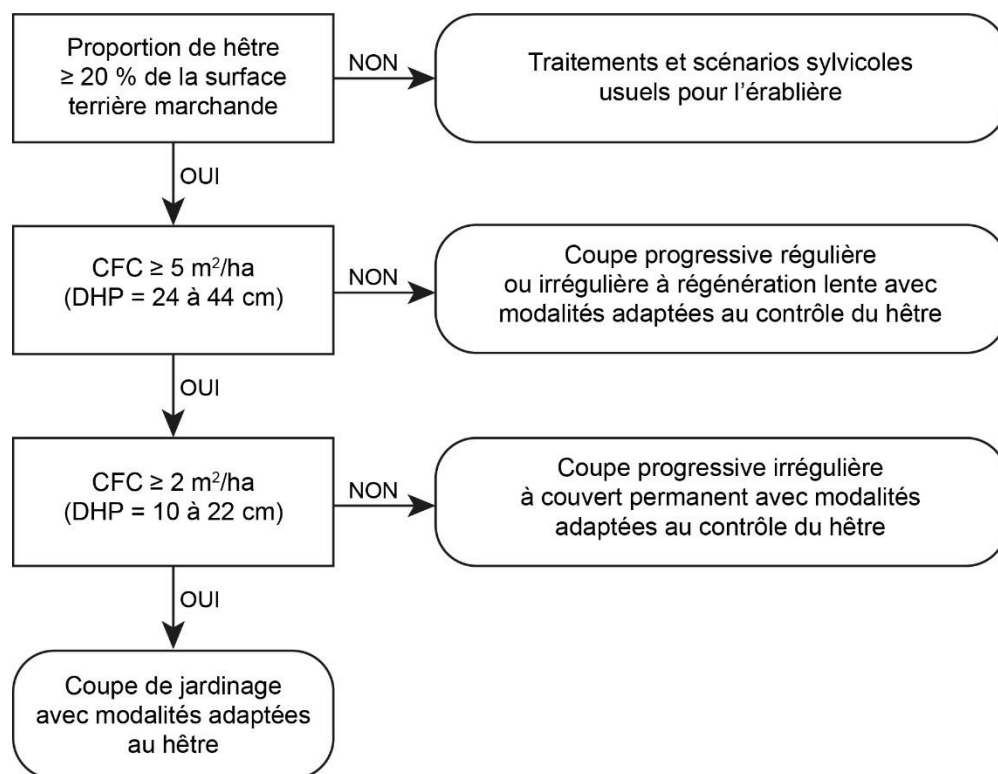


Figure 4.1. Cheminement diagnostique et traitements sylvicoles recommandés pour un peuplement mature de structure irrégulière sur une station à fort potentiel pour l'érable à sucre. CFC : capital forestier en croissance (excluant le hêtre).

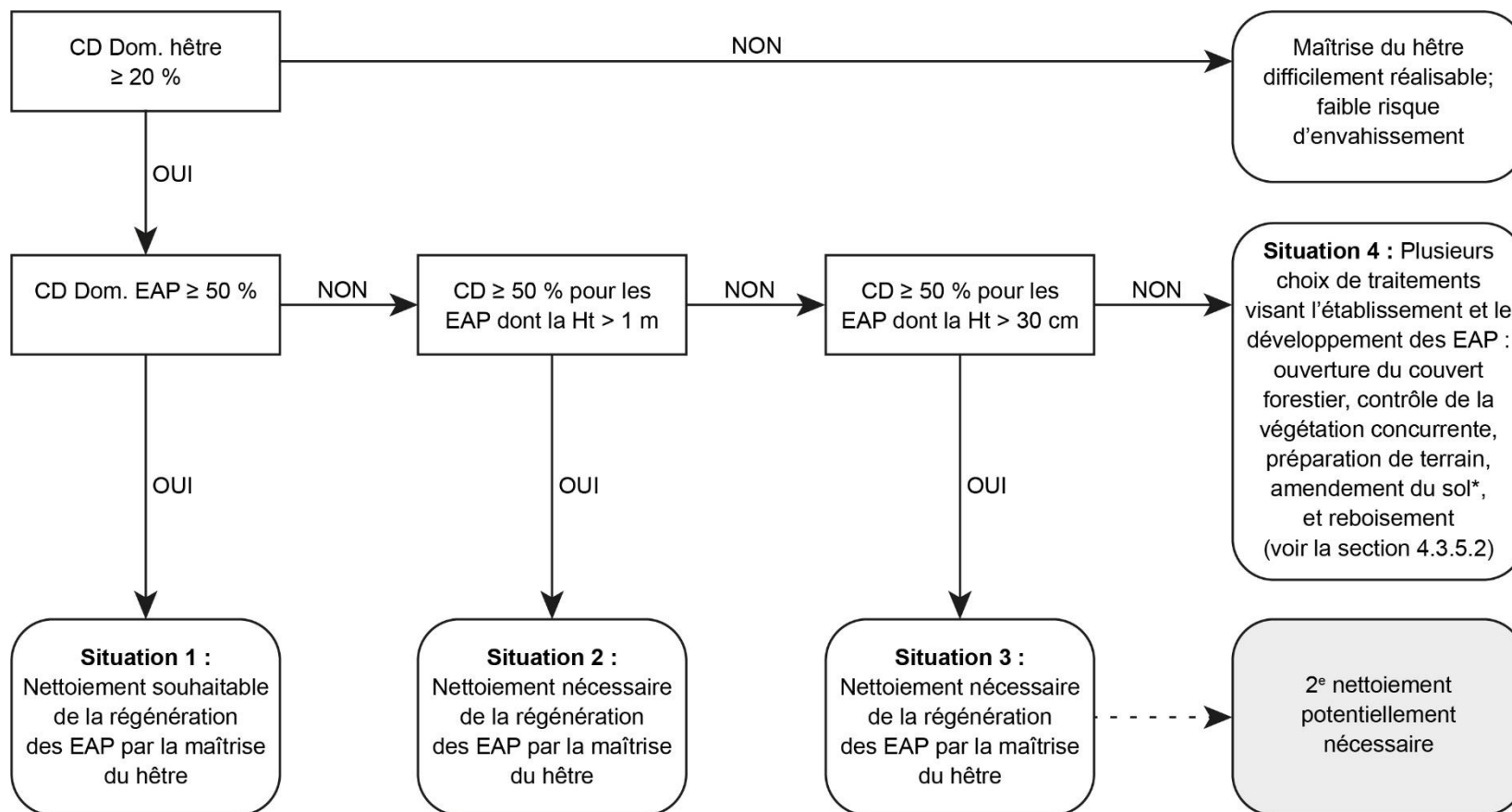
- 1) Considérant la progression actuelle de la MCH (Annexe 4), nous proposons de considérer qu'une érablière mature et suffisamment stockée peut être plus vulnérable à la MCH si le hêtre représente 20 % ou plus de la surface terrière marchande (Heyd 2005). Un peuplement contenant moins de 20 % de hêtre demeure tout de même vulnérable, mais requiert moins d'attention, puisque les pertes anticipées seront moindres. De même, un peuplement dans lequel le hêtre représente plus de 40 % de la surface terrière sera très vulnérable et pourrait subir des pertes considérables (McCullough *et al.* 2005).
- 2) La capacité de maintenir sur pied un peuplement productif pouvant soutenir des coupes partielles sur plusieurs rotations est principalement déterminée par le CFC des arbres d'essences feuillues à promouvoir (autres que le hêtre). Selon les simulations réalisées avec SaMARE, les conditions requises pour maintenir un couvert permanent sont un CFC d'au moins 5 m²/ha dans l'intervalle de DHP de 24 à 44 cm (Saucier *et al.* 2014). Si le CFC est moindre dans un peuplement mature, une coupe progressive régulière ou irrégulière à régénération lente avec modalités adaptées au contrôle du hêtre serait plus indiquée (Figure 4.1).
- 3) La surface terrière des perches (DHP de 10 à 22 cm) des essences feuillues à promouvoir permet d'évaluer le potentiel à plus long terme de reconstituer le CFC des arbres dans l'intervalle de DHP supérieur (24 à 44 cm). Les simulations réalisées avec SaMARE indiquent

qu'il faudrait maintenir au moins 2 m²/ha de CFC de perches (ou ± 120 arbres/ha) pour parvenir à soutenir un CFC d'environ 5 m²/ha dans l'intervalle de DHP de 24 à 44 cm (Saucier *et al.* 2014 et figure 4.1). Autrement dit, la production soutenue du peuplement à long terme serait assurée si le rapport entre la surface terrière des perches (10 à 22 cm) et celle du CFC des arbres de DHP de 24 à 44 cm est de 1 : 2,5. Cette valeur est d'ailleurs semblable au rapport de 1 : 2,4 obtenu avec la structure recommandée par Arbogast (1957) servant souvent de référence aux États-Unis pour le jardinage des érablières (Nyland 2016 : 3,8 m²/ha de perches pour 9 m²/ha d'arbres dans l'intervalle de DHP de 24 à 44 cm). Une quantité suffisante de perches d'essences à promouvoir (≥ 2 m²/ha) permet de justifier le choix d'un procédé de régénération comme la coupe de jardinage. En revanche, une quantité moindre de perches nécessitera des coupes partielles adaptées, comme la coupe progressive à couvert permanent avec modalités adaptées au contrôle du hêtre (Figure 4.1). Ces coupes devront permettre à la régénération en essences à promouvoir de s'établir, ou à la régénération préétablie de se développer afin de combler le manque de perches à moyen terme.

4.3.3. *Diagnostic de la régénération*

Pour l'ensemble des procédés de régénération proposés (Figure 4.1), il faut aussi évaluer l'état de la régénération (semis et gaules) et adapter les modalités d'application selon l'importance de la régénération du hêtre. Nous suggérons d'adapter la méthode proposée par Leak *et al.* (2014), qui consiste principalement à évaluer le coefficient de distribution (CD) et la position des essences qui dominent la régénération à l'aide de placettes d'une superficie de 4 m². Dans chacune des placettes, il faut noter la présence de l'essence dominante, soit la plus haute tige au sein de la strate de régénération. Nous recommandons également de noter la présence de la plus haute tige de chacune des autres essences selon une des catégories suivantes : a) gaule (DHP de 1,1 à 9,0 cm); b) haut semis (hauteur > 1 m); c) moyen semis (hauteur de 31 à 100 cm); ou d) bas semis (hauteur < 31 cm). Le calcul des CD pour chacune des essences selon les 4 classes définies précédemment permettra d'identifier les problèmes sylvicoles et les solutions potentielles. Les hauts semis sont présumés bien établis, généralement visibles pour un débroussaillieur; en outre, leur pousse terminale est moins vulnérable au broutement par le cerf de Virginie. Les bas semis sont présumés encore non établis, compte tenu de la forte probabilité de mortalité habituellement observée au cours des premières années de croissance (Cleavitt *et al.* 2014). Les moyens semis sont dans une situation intermédiaire.

La figure 4.2 propose le cheminement diagnostique pour la régénération dans les érablières situées sur une station à fort potentiel pour l'érable à sucre. En plus du traitement du couvert principal, et selon l'abondance du hêtre et celle des essences à promouvoir, on proposera des mesures d'adaptation comme le contrôle mécanique du hêtre sous couvert (Figure 4.2). La clé diagnostique repose sur la série de questions suivantes :



* L'amendement du sol constitue un traitement envisageable dans les stations moyennement fertiles dont la contrainte prédominante est le taux de saturation en calcium et sur lesquels les autres variables climatiques et stationnelles sont favorables. L'amendement pourrait alors permettre au potentiel de production d'érable de passer de moyen à fort.

Figure 4.2. Cheminement diagnostique de la régénération (gaules et semis) et traitements sylvicoles complémentaires proposés pour favoriser la régénération des essences à promouvoir dans une érablière mature de structure irrégulière, sur une station à fort potentiel pour l'érable à sucre. CD : Coefficient de distribution déterminé à partir de placette de 4 m²; Dom : tiges en position de hauteur dominante; EAP : essences à promouvoir; Ht : hauteur de la tige.

- 1) **L'abondance du hêtre justifie-t-elle une intervention pour le maîtriser?** Nous proposons d'établir un seuil minimal de 500 tiges de hêtre (hauteur > 1 m) en position dominante et bien réparties à l'hectare, ce qui correspond à un coefficient de distribution d'au moins 20 % (Figure 4.2). Ce seuil est principalement déterminé par la faisabilité opérationnelle de la maîtrise mécanique. D'abord, les tiges d'au moins 1 m de hauteur sont plus facilement visibles pour la coupe. Ensuite, en présence d'un coefficient de distribution d'au moins 20 % de hêtre de plus de 1 m de haut et en position dominante, on s'assure théoriquement d'avoir au moins 500 hêtres à l'hectare à contrôler. D'ailleurs, les expériences de contrôle du hêtre que nous avons effectuées et celles qui ont été rapportées dans la littérature ont été appliquées dans des peuplements contenant généralement de 1 500 à 2 000 gaules de hêtre à l'hectare, mais dont l'étendue pouvait varier de 800 à 3 000 gaules de hêtre à l'hectare (Bédard *et al.* 2014, Curtis et Rushmore 1958, Duchesne *et al.* 2013, Guillemette et Bédard 2017, données de trois secteurs expérimentaux de la DRF [travaux en cours]).
- 2) **La régénération des essences à promouvoir est-elle adéquate?** Leak *et al.* (2014) proposent de considérer que la régénération est adéquate lorsque le coefficient de distribution des essences à promouvoir en position dominante (CD Dom) est supérieur à 40 ou 50 %. Ainsi, nous suggérons de viser de 1 000 à 1 250 semis et gaules bien répartis à l'hectare. Pour atteindre ce nombre, nous recommandons comme seuil minimal un coefficient de distribution de 50 % (ou 1 250 à l'hectare) lors d'un inventaire avant une coupe partielle du couvert, à cause des pertes qui seront causées par les opérations de récolte (Figure 4.2). Ainsi, il devrait rester un peu moins de 1 000 semis ou gaules bien répartis à l'hectare après la coupe, ce qui équivaut au nombre de gaules respectant la distribution diamétrale proposée par Arbogast (1957) et servant de référence pour les érablières en Amérique du Nord (Guillemette *et al.* 2013, Nyland 2016). Cette distribution donne 460, 217, 159 et 94 gaules/ha dans les classes de DHP de 2, 4, 6 et 8 cm, respectivement. Toutefois, si l'objectif est d'effectuer une coupe finale dans un scénario de coupe progressive, par exemple, certains auteurs recommandent que le coefficient de distribution des essences à promouvoir libres de croître de plus de 1 m de hauteur atteigne 70 à 80 % (OMNR 1998). Qui plus est, dans ce dernier scénario, si les cervidés sont abondants, Kelty et Nyland (1981) recommandent d'attendre d'avoir au moins 2 500 gaules/ha d'essences à promouvoir de plus de 2,5 m de hauteur avant d'effectuer la coupe finale.
- 3) **Les essences à promouvoir pourront-elles dominer la concurrence du hêtre après sa maîtrise mécanique?** D'après nos observations, une très forte proportion des gaules de hêtre coupées au niveau de la souche produiront des rejets vigoureux (68 à 100 % selon le secteur, Guillemette et Bédard 2017). Par conséquent, plus la régénération d'érable à sucre sera haute et bien établie avant la coupe des hêtres, plus elle aura de chances de dominer ensuite la strate de régénération. Ainsi, lorsque le CD de la régénération des essences à promouvoir en position dominante est ≥ 50 %, un nettoyage est souhaitable pour empêcher la prolifération du hêtre.

Lorsque le CD de la régénération des essences à promouvoir de plus de 1 m de hauteur est $\geq 50 \%$, alors un nettoyage par la maîtrise du hêtre est nécessaire pour permettre à la régénération des essences à promouvoir de dominer (Figure 4.2). Lorsque cette condition n'est pas remplie, mais que le CD de la régénération des essences à promouvoir de plus de 30 cm de hauteur est $\geq 50 \%$, alors un nettoyage par la maîtrise du hêtre est nécessaire pour permettre à cette régénération de dominer (Figure 4.2). Toutefois, le succès de cette intervention est incertain à cause du risque de concurrence par les rejets de hêtre coupés. Plus d'un contrôle mécanique du hêtre pourrait alors être nécessaire pour maintenir les essences à promouvoir en position dominante, ce qui augmentera les coûts. Toutefois, cette hypothèse reste à vérifier par le suivi des travaux en cours.

- 4) **Finally, faudra-t-il envisager des traitements favorisant l'établissement ou le développement de la régénération des essences à promouvoir?** Cela pourrait être le cas lorsque l'abondance de la régénération des essences à promouvoir de plus de 30 cm de hauteur est insuffisante (CD des EAP $< 50 \%$) ou lorsque cette régénération est suffisante, mais qu'elle a moins de 31 cm de hauteur.

4.3.4. Mesures d'adaptation à l'échelle de l'arbre

Pour l'ensemble des scénarios et traitements présentés à la figure 4.1, nous recommandons d'envisager des mesures particulières pour atteindre des objectifs de production d'essences à promouvoir autres que le hêtre, si le peuplement comporte plus de 20 % de hêtre dans le couvert dominant. Dans ces peuplements, une intervention de type récolte préventive visera principalement à réduire l'abondance des hêtres de plus forts diamètres, qui sont les plus affectés par la MCH (voir l'annexe 4). Ce type d'intervention visera à réduire la propagation de la MCH dans le peuplement, à réduire les pertes par mortalité, à conserver certains arbres potentiellement résistants ou tolérants à la MCH et à créer des conditions favorables aux autres essences. Par conséquent, l'intervention pourrait diminuer la vulnérabilité des peuplements à la MCH (Leak 2006). Toutefois, le seul prélèvement des tiges de hêtre ne permettra pas de contrôler la régénération par drageonnement après la coupe des arbres de dimensions commerciales (Smallidge et Nyland 2009). En l'absence d'une régénération suffisante des essences à promouvoir, un traitement préalable ou concomitant à la coupe du couvert principal peut être nécessaire afin de favoriser l'établissement et le développement de la régénération souhaitée (voir la section 4.3.5). Par ailleurs, un traitement des souches des arbres de dimensions commerciales avec du glyphosate, lorsque son usage est permis¹⁰, constitue un moyen efficace pour réduire l'abondance des

¹⁰ Au Québec, l'utilisation de phytocides n'est autorisée qu'en forêt privée.

dragons après la coupe (Kochenderfer *et al.* 2006). À ce jour, aucun traitement mécanique n'a encore prouvé son efficacité (Smallidge et Nyland 2009).

Le maintien de quelques tiges de hêtre résistantes ou tolérantes à la MCH est souhaitable, compte tenu de la place importante que cette essence occupe dans l'alimentation et comme habitat pour de nombreuses espèces fauniques (Hamelin 2011, McCullough *et al.* 2005, McLaughlin et Greifenhagen 2012). Ainsi, lors de l'application d'un procédé de régénération, il est recommandé d'identifier certains arbres à conserver pour remplir ces deux fonctions (Heyd 2005, McCullough *et al.* 2005, McLaughlin et Greifenhagen 2012). D'abord, certains gros arbres (DHP ≥ 24 cm) peuvent être conservés pour maintenir une production minimale de faines et comme arbres à cavités potentielles pour la faune; même si ces hêtres présentent un risque élevé de mortalité au cours de la rotation, ils pourront être utiles pendant une certaine période. Ensuite, on pourra aussi conserver des tiges dans les classes de DHP de moins de 24 cm afin de maintenir la production potentielle de faines à plus long terme et de préserver une certaine proportion de hêtre dans la composition du peuplement. En Ontario (OMNR 2004), on suggère de maintenir au moins 8 arbres/ha pour l'ensemble des essences pouvant produire de gros fruits. Dans une érablière, le chêne rouge peut être considéré au même titre que le hêtre.

Le succès de ces mesures variera selon la phase de progression de la MCH pour le peuplement en question. Ainsi, le risque de conserver un hêtre non résistant ou non tolérant est plus élevé si le peuplement n'est pas encore infesté ou pendant la phase d'invasion. Dans ce cas, il est préférable de conserver des hêtres de plus petit diamètre parmi ceux qui sont physiologiquement matures ou en voie de le devenir, car les pertes de volume par mortalité risquent d'être moindres. Par contraste, les hêtres potentiellement résistants sont plus faciles à identifier dans les peuplements où la MCH a atteint la phase de destruction ou celle de dévastation. En effet, comme plusieurs tiges présenteront des signes et symptômes de la MCH, le repérage des hêtres résistants présentant généralement une écorce lisse et sans nécrose sera plus facile.

Dans les peuplements affectés par la MCH depuis plusieurs années (phase de dévastation), on pourra également identifier les hêtres tolérants. Ces derniers présentent généralement des lésions sous forme de fendillements de l'écorce (nécrose du cambium sans signe ni symptôme de carie), indiquant qu'ils ont résisté avec succès à l'infection grâce au processus de compartimentage (Hamelin 2011). Malgré tout, les arbres présentant un dépérissement ou encore des symptômes foliaires comme le jaunissement des feuilles sur plus de 10 % du houppier risquent de mourir à court terme. Ceux présentant des nécroses du cambium avec signes et symptômes de carie ont aussi un risque élevé de mortalité, notamment par une rupture de la tige. Pour plus de détails à ce sujet, le lecteur pourra consulter Hamelin (2011) et Boulet et Landry (2015).

4.3.5. Mesures d'adaptation pour favoriser la régénération d'érable à sucre

La nécessité d'un nettoyage pour maîtriser les gaules de hêtre dépend de l'abondance, du CD et de la hauteur de la régénération préétablie des essences à promouvoir. Lorsque le CD ou la hauteur de la régénération établie des essences à promouvoir est trop faible, il faut alors créer des conditions favorables à son établissement ou à son développement. Dans les stations dont la fertilité est la contrainte prédominante et où la production d'érable à sucre demeure un objectif, l'amendement des sols doit être envisagé. Ce traitement peut rendre une station moyennement fertile adéquate pour la production d'érable.

En dernier recours, l'enrichissement par plantation d'érable peut aussi être effectué. Cette pratique est cependant coûteuse et risquée, compte tenu du peu de connaissances dont on dispose et des nombreux facteurs de risques (végétation concurrente, broutement, manque de lumière sous couvert).

4.3.5.1. Nettoiement par la maîtrise des gaules de hêtre

Lorsque la station présente un fort potentiel pour l'érable à sucre et que la régénération en érable est présente, voire abondante, mais qu'elle demeure opprimée, le sylviculteur doit modifier les conditions environnementales pour assurer le développement de l'érable en sous-étage. Le nettoiement par la maîtrise mécanique des gaules de hêtre peut venir compléter l'ouverture partielle du couvert principal (section 4.3.5.2). En effet, en l'absence de traitements complémentaires, la coupe de jardinage par pied d'arbre tend à favoriser le hêtre surtout lorsqu'il est préétabli et dans des stations moyennement à peu fertiles pour l'érable à sucre (Gauthier *et al.* 2015, Leak et Sendak 2002, Leak *et al.* 2014). De plus, une étude suggère qu'une ouverture plus forte du couvert (p. ex. prélèvement > 75 % de la surface terrière marchande) ne se traduit pas nécessairement par une plus grande abondance ou une meilleure croissance des gaules d'érable à sucre par rapport aux gaules du hêtre sur ce type de site (Bannon *et al.* 2015).

L'application de phytocides s'est avérée efficace pour maîtriser la régénération préétablie de hêtre (p. ex. Nelson et Wagner 2011, Nyland *et al.* 2004, Nyland *et al.* 2006), mais le Gouvernement du Québec a mis fin à l'utilisation des phytocides chimiques sur les terres publiques en 2001 (Roy *et al.* 2003, Thiffault et Roy 2011). Le principal défi consiste donc à maîtriser mécaniquement le hêtre. L'intervention peut s'effectuer sur des tiges de plus de 1 m de hauteur, mais son efficacité diminue avec le degré d'ouverture du couvert (Nyland 2006, Smallidge et Nyland 2009). Des outils tels qu'une débroussailleuse (de 800 à 1 200 \$/ha, MFFP 2016), une scie mécanique ou la scie de l'abatteuse lors de la récolte des arbres marchands peuvent servir à effectuer la maîtrise mécanique des gaules de hêtre.

Il y a peu d'études scientifiques sur l'efficacité de la maîtrise mécanique (Curtis et Rushmore 1958, Duchesne *et al.* 2013, Nolet *et al.* 2015; expérimentations en cours à la DRF). Les résultats démontrent qu'une forte proportion des gaules de hêtre coupées produit des rejets de souche, surtout lorsque la coupe est effectuée à l'automne. Une coupe durant la saison de croissance serait plus efficace puisqu'elle limiterait le nombre de rejets de souche et la croissance de celles-ci durant la première saison, à cause du plus bas niveau des réserves de glucides dans le système racinaire durant cette période (Nyland *et al.* 2006).

Lorsque la régénération des essences à promouvoir est en position dominante sur au moins 50 % des placettes (situation 1 du diagnostic, figure 4.2), nous recommandons quand même de couper les gaules et les hauts semis de hêtre lorsque ceux-ci dominent au moins 20 % des placettes. Nous posons l'hypothèse que ce nettoyage permettra de favoriser le développement des essences à promouvoir et préviendra l'envahissement du hêtre au cours de la rotation. Dans le cas contraire, les études dans les coupes de jardinage sans nettoyage ont démontré que la présence de seulement quelques gaules de hêtre sur pied à l'hectare menait généralement à une forte augmentation de la densité des gaules de hêtre en aussi peu que 15 ans (Tableau 7 dans Majcen *et al.* 2005). Sur cette même période, le changement de la densité des gaules d'érable à sucre peut être beaucoup plus variable, allant d'une forte augmentation à un léger déclin.

Lorsque la régénération des essences à promouvoir est suffisamment abondante et bien distribuée parmi les tiges de plus de 1 m de hauteur ($CD \geq 50\%$), mais qu'elle n'est pas en position assez dominante (situation 2 du diagnostic, figure 4.2), nous recommandons le nettoyage par la maîtrise du hêtre. Dans cette situation, nous posons l'hypothèse qu'un seul nettoyage sera nécessaire pour parvenir à ramener les essences à promouvoir en position dominante pour la durée de la rotation. Dans une étude réalisée à Duchesnay sur un site pauvre, le dégagement de 1 m autour de la cime des gaules d'érable à sucre a permis d'augmenter leur croissance (Duchesne *et al.* 2013). De plus, sur cette même station appauvrie, l'amendement du sol a permis aux gaules d'érable de maintenir un accroissement comparable à celui des gaules de hêtre. On peut poser l'hypothèse que le dégagement des gaules d'érable à sucre sans amendement du sol serait suffisant sur une station plus riche.

Lorsque la régénération des essences à promouvoir est suffisamment abondante et bien distribuée ($CD \geq 50\%$) parmi les tiges de plus de 30 cm de hauteur, mais que cette régénération n'est pas en position assez dominante (situation 3 du diagnostic, figure 4.2), nous recommandons aussi le nettoyage par la maîtrise du hêtre. Toutefois, nous pensons que plus d'un nettoyage pourrait être nécessaire pour maintenir les essences à promouvoir en position dominante pour la durée de la rotation. En effet, les rejets qui se forment à partir des gaules coupées de hêtre pourraient rattraper en hauteur les semis d'érable. Des travaux de recherche seront nécessaires afin d'améliorer les connaissances sur le comportement des essences dans ces situations.

4.3.5.2. Traitements favorisant l'établissement et le développement de la régénération des essences à promouvoir

Lorsque la régénération en érable à sucre n'est pas suffisante, du moins parmi les tiges de plus de 30 cm de hauteur, on doit envisager de créer les conditions nécessaires à la régénération des essences à promouvoir. Selon le cas, il peut être nécessaire d'intervenir à la fois dans le couvert dominant et sous celui-ci afin de créer des conditions de lumière adéquates pour la régénération. En effet, une strate dense de gaules peut créer une barrière empêchant la régénération de l'érable à sucre (Hane 2003). Une coupe partielle du couvert principal peut aussi être nécessaire pour atteindre les conditions de lumière favorables à la croissance des semis lorsque la surface terrière marchande du peuplement est supérieure à 20 m²/ha. Selon Beaudet et Messier (1998), l'intensité lumineuse favorable à la croissance des semis d'érable à sucre devrait être $\geq 10 \%$. Ces conditions sont généralement satisfaites après une coupe de jardinage ayant une surface terrière résiduelle de 17 à 20 m²/ha. Beaudet et Messier (2002) ont obtenu de 11 à 17 % de lumière en sous-bois pour de telles surfaces terrières résiduelles. Toutefois, l'ouverture du couvert devrait également demeurer assez petite pour éviter de favoriser le développement d'espèces concurrentes (p. ex. l'abondance du framboisier augmente beaucoup entre 18 et 25 % de pleine lumière, Ricard et Messier 1996) et le développement des rejets de hêtre. Dans les peuplements déjà partiellement ouverts, notamment à cause de mortalité causée par la MCH, le contrôle des gaules de hêtre sous le couvert, à lui seul, pourrait suffire s'il y a assez de lumière qui pénètre le sous-bois pour favoriser le développement des semis d'érable.

Le contrôle mécanique des gaules de hêtre sous un couvert dense (en omettant ou en retardant le prélèvement du couvert principal), dans le but de favoriser l'établissement de l'érable à sucre tout en limitant le développement des rejets de hêtre, ne semble pas favorable à la croissance des semis. La DRF a réalisé une expérience de contrôle mécanique sous couvert au lac Munich, dans les Laurentides, dans une érablière avec une surface terrière de 25 m²/ha sur station fertile (en moyenne, 34 % de saturation en bases de l'horizon B). Les résultats (données non publiées) indiquent qu'à lui seul, le traitement ne suffit pas pour favoriser le développement de l'érable à sucre : il a permis l'établissement de plus de 30 000 semis/ha d'érable à sucre en moyenne après 5 ans (comparativement à 2 000 semis/ha d'érable à sucre pour le témoin sans maîtrise des gaules de hêtre pour la même période), mais la très grande majorité de ces semis avaient moins de 30 cm de hauteur. La principale hypothèse pour expliquer ce résultat est le manque de lumière au sol. En effet, le couvert du peuplement, très fermé, ne laissait passer en moyenne que 7 % de lumière à 1 m du sol, même après la coupe de toutes les tiges de hêtre ayant un DHP de 1 à 10 cm. Cette intensité lumineuse est seulement 2 % plus forte que dans les portions témoins sans intervention (5 %, données non publiées). Cinq ans après l'intervention initiale, d'autres interventions ont été réalisées dans le couvert principal de ce dispositif afin de laisser des surfaces terrières résiduelles de 8 à 16 m²/ha. Ces traitements devraient permettre de vérifier l'effet d'un gradient d'intensité

lumineuse créé par l'ouverture du couvert sur le développement de la régénération de l'érable à sucre.

D'autres travaux ont montré que la création de trouées d'un diamètre de 1 à 2 fois la hauteur des arbres dominants ou une grande ouverture du couvert, jumelée à un contrôle mécanique sous couvert, peut favoriser la régénération de l'érable à sucre, mais surtout celle du bouleau jaune, à certaines conditions. Tout d'abord, la régénération du bouleau jaune nécessite généralement une préparation de terrain (scarifiage, 200 à 700 \$/ha, MFFP 2016) et un contrôle de la végétation concurrente. La création de trouées favorise aussi l'érable à sucre (Beaudet *et al.* 2014, Bédard et DeBlois 2010, Gauthier *et al.* 2016, Leak 2003, 2005), mais est surtout envisageable lorsque le hêtre n'est pas une composante importante de la canopée du peuplement. Autrement, le scarifiage peut causer des blessures aux systèmes racinaires et, ainsi, favoriser le drageonnement du hêtre (Jones et Raynal 1988).

Si la régénération du bouleau jaune ou celle d'autres essences semi-tolérantes est envisagée, l'utilisation de trouées ou de traitements favorisant une ouverture plus forte du couvert pourrait être efficace, à condition que le broutement par les cervidés ne soit pas trop important. Des traitements visant à limiter la régénération du hêtre et favoriser la régénération des essences semi-tolérantes pourraient d'ailleurs être considérés dans les stations moyennement à peu fertiles pour l'érable à sucre. Une expérience en cours à Duchesnay (Bédard *et al.* 2014) visant à tester l'utilisation de coupes progressives irrégulière à couvert permanent (trouées de 600 à 1 500 m²) et d'une coupe progressive irrégulière à régénération lente (ouverture du couvert uniforme de 50 % ou 14 m²/ha de surface terrière résiduelle) jumelée à une coupe des gaules de hêtre semble montrer que ces traitements pourraient être efficaces pour favoriser la régénération du bouleau jaune, mais seulement à condition que le broutement par les cervidés soit limité lui aussi. Les observations de la régénération 5 ans après la coupe à l'intérieur d'exclos montrent une abondante régénération du bouleau jaune en position dominante. Toutefois, à l'extérieur des exclos, la régénération du bouleau jaune, bien qu'aussi abondante, est broutée périodiquement et demeure opprimée par les nombreux rejets de hêtre qui se sont développés après la coupe des gaules.

Dans des stations à fort potentiel pour l'érable à sucre, lorsque la régénération naturelle des essences à promouvoir est déficiente (CD < 50 % des tiges de plus de 30 cm de hauteur) et difficile à établir, et si les traitements proposés précédemment ne donnent pas les résultats escomptés, on peut également envisager la plantation d'enrichissement en érable (390 à 630 \$/1 000 plants [MFFP 2016], sans compter les traitements d'éducation). Toutefois, on en sait peu sur les taux de survie des semis et sur les rendements à grande échelle de l'enrichissement des feuillus au Québec. De plus, le risque de broutement des jeunes semis par les cervidés est très élevé. Des expériences sur l'enrichissement dans un contexte opérationnel sont donc nécessaires avant que cette intervention puisse être recommandée.

4.4 Principaux constats au regard des pistes de solution

- La planification forestière nécessite de meilleures connaissances sur l'autécologie du hêtre à grandes feuilles et de l'érable à sucre et les changements de composition à l'échelle locale, sur la qualité et le potentiel de production des stations pour l'érable, de même que sur le développement et les impacts de la MCH à l'échelle régionale et locale.
- Les futures stratégies sylvicoles devront intégrer les connaissances sur la dynamique contemporaine des peuplements contenant du hêtre à grandes feuilles et de l'érable à sucre, ainsi que sur les effets des traitements sylvicoles sur la régénération en essences à promouvoir et la compétition exercée par le hêtre, lorsqu'ils seront documentés.
- Les modèles de croissance sont des outils nécessaires à la planification forestière. Afin de tenir compte de la problématique de l'expansion du hêtre et du déclin de l'érable à sucre, ils devront être étalonnés et mis à jour avec de nouvelles données qui captent la dynamique contemporaine de ces deux essences.
- Les effets de la MCH sur la qualité du bois de hêtre devront être étudiés, et les modèles de rendement en produits transformés devront être améliorés pour estimer la qualité et le volume sur pied de hêtre.
- L'adaptation des pratiques sylvicoles repose sur un diagnostic sylvicole cohérent avec les objectifs de production et les enjeux d'aménagement définis lors de l'élaboration de la stratégie d'aménagement. Le diagnostic consiste principalement à déterminer le potentiel de station pour les essences à promouvoir ainsi que l'état du peuplement, en tenant compte de sa situation actuelle et de celle désirée.
- Dans les stations ayant un fort potentiel de production d'érable à sucre, il faut adapter les procédés de régénération pour atténuer les effets de la MCH et pour contrôler la régénération du hêtre.
- Dans les stations moyennement favorables à la production de l'érable à sucre, l'amendement du sol jumelé à la maîtrise mécanique du hêtre et à la gestion du couvert devraient améliorer les conditions de croissance de l'érable à sucre, pourvu que les autres conditions climatiques et stationnelles soient favorables.
- Dans les stations moyennement favorables à la production d'érable à sucre, mais ayant un bon potentiel pour des essences à promouvoir semi-tolérantes à l'ombre (p. ex. bouleau jaune), nous suggérons de favoriser la régénération de celles-ci plutôt que de l'érable à sucre. L'utilisation de coupes par trouées ou de coupes d'ensemencement avec un prélèvement uniforme (environ 50 % du couvert laissé sur pied), la maîtrise de la régénération du hêtre et le scarifiage pourraient être nécessaires.
- Le succès d'un nettoyage mécanique du hêtre dépend en bonne partie de l'abondance et de la hauteur de la régénération préétablie des essences à promouvoir. Il dépend également de la gestion du couvert principal, des conditions de lumière et de l'intensité du broutement par les cervidés.

Conclusions et recommandations

Le portrait de la situation dressé par le comité confirme que des phénomènes jumelés de déclin de l'érable à sucre et de prolifération du hêtre à grandes feuilles sont en cours au Québec. Depuis les années 1970, la densité relative (proportion du nombre de tiges représenté par cette essence) et, dans une moindre mesure, l'abondance relative en surface terrière (proportion en surface terrière représentée par cette essence) de l'érable ont diminué dans la majorité des sous-régions des domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. Par contraste, la densité relative et l'abondance relative du hêtre ont augmenté dans la plupart des sous-régions de la sous-zone de la forêt décidue. Les membres du comité ont développé un indice de succession pour qualifier les changements de composition qui s'opèrent dans les peuplements. Les valeurs de cet indice portent à croire, d'une part, que le recrutement des jeunes tiges d'érable est insuffisant pour assurer le maintien de la proportion de cette essence à l'avenir, et d'autre part, que le hêtre continuera son expansion. À ces changements de composition viennent s'ajouter ceux découlant de la mortalité causée par la MCH, en pleine progression sur le territoire québécois.

Ce portrait spatiotemporel a permis de déterminer que, même si un ensemble de conditions climatiques et stationnelles déterminent la répartition de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles à l'échelle locale, la température est le principal facteur limitant la répartition de ces essences à l'échelle provinciale. Généralement, le hêtre se limite aux stations caractérisées par un environnement chaud et sec, alors que l'érable semble mieux s'accommoder d'un environnement plus frais et humide. Dans la zone tempérée nordique, la répartition de l'érable est contrainte localement par des variables de station, notamment le taux de saturation en calcium de l'humus et de l'horizon minéral. Par contraste, la répartition locale du hêtre est surtout limitée par des contraintes climatiques. Fort probablement, le réchauffement des températures et la baisse de fertilité des sols forestiers causée par les précipitations acides et la récolte forestière ont influencé la dynamique et la répartition de ces deux essences sur le territoire dans le passé; on peut s'attendre à ce que cela continue dans l'avenir.

Le comité a défini trois principaux défis pour le secteur forestier en lien avec cette problématique. Le premier — et le plus important — concerne la planification forestière. L'expansion du hêtre et le déclin de l'érable doivent être pris en compte lors de l'analyse du territoire à aménager, du choix de la stratégie d'aménagement, du calcul des possibilités forestières et de l'attribution des volumes de bois. L'analyse du territoire doit : inclure un portrait des variables climatiques et stationnelles, identifier les sites susceptibles de changer de composition ou d'être infestés par la MCH et déterminer la phase de la maladie sur les sites déjà infestés. Pour réussir, la stratégie d'aménagement doit avoir des objectifs et prévoir des interventions adaptés à la dynamique contemporaine du hêtre et de l'érable. Les calculs des possibilités forestières doivent s'appuyer sur des modèles étalonnés avec des données qui reflètent la dynamique contemporaine du hêtre

et de l'érable. En effet, l'attribution des volumes de bois d'essences feuillues en dépend : des prévisions erronées pourraient faire en sorte que le volume et la qualité du bois disponible selon les essences ne correspondent pas aux prévisions et aux besoins des bénéficiaires. Par ailleurs, un second défi pour l'industrie sera de s'adapter aux changements qualitatifs et quantitatifs annoncés dans l'approvisionnement en bois d'essences feuillues, notamment l'augmentation des volumes disponibles de hêtre. Finalement, un troisième défi sera d'assurer la pérennité du potentiel acéricole de certains sites sur lesquels on observe une faible vigueur des érables marchands, un manque de régénération en érable et un fort recrutement en hêtre.

Comme pistes de solution pour relever ces défis, le comité recommande :

- d'accroître les connaissances sur l'autécologie et les changements de composition dans les peuplements contenant du hêtre et de l'érable, tout en considérant les autres essences présentes;
- de raffiner les connaissances au regard de la qualité et du potentiel de production des stations;
- de mieux connaître le développement des phases de la MCH et ses impacts;
- d'intégrer les connaissances contemporaines sur la dynamique des peuplements contenant du hêtre et de l'érable dans la conception des objectifs d'aménagement et des stratégies sylvicoles;
- de mettre à jour les modèles de croissance pour le calcul des possibilités forestières avec des modules de recrutement, d'accroissement et de mortalité qui intègrent la problématique de l'expansion du hêtre et du déclin de l'érable;
- d'étudier les effets de la MCH sur la qualité du bois et sur les quantités de produits des différentes classes de qualité;
- d'établir les objectifs de production ligneuse en fonction du potentiel des stations et des caractéristiques écoforestières locales;
- de poursuivre l'étude de l'effet des traitements sylvicoles sur la régénération de l'érable à sucre et sur la compétition par le hêtre à grandes feuilles;
- de restreindre les dépenses pour les traitements sylvicoles visant la production d'érable à sucre aux peuplements dont les sols sont suffisamment fertiles pour supporter cette essence.

Références

- Arbogast, C. Jr., 1957. *Marking guides for northern hardwoods under the selection system*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Lake States Forest Experiment Station. Station paper n° 56. 21 p. [https://www.nrs.fs.fed.us/pubs/misc/sp_ls056.pdf]
- Bal, T.L., A.J. Storer, M.F. Jurgensen, P.V. Doskey, et M.C. Amacher, 2014. *Nutrient stress predisposes and contributes to sugar maple dieback across its northern range: a review*. *Forestry* 88(1): 64-83.
- Bannon, K., S. Delagrange et C. Messier, 2015. *American beech and sugar maple sapling relative abundance and growth are not modified by light availability following partial and total canopy disturbances*. *Can. J. For. Res.* 45(6): 632-638.
- Baribault, T.W., R.K. Kobe et D.E. Rothstein, 2010. *Soil calcium, nitrogen, and water are correlated with aboveground net primary production in northern hardwood forests*. *For. Ecol. Manage.* 260(5): 723-733.
- Barrette, J., E. Thiffault, F. Saint-Pierre, S. Wetzell, I. Duchesne et S. Krigstin, 2015. *Dynamics of dead tree degradation and shelf-life following natural disturbances: can salvaged trees from boreal forests 'fuel' the forestry and bioenergy sectors?* *Forestry* 88(3): 275-290.
- Basham, J.T., 1991. *Stem decay in living trees in Ontario's forests: a user's compendium and guide*. Forestry Canada, Ontario Region, Great Lakes Forestry Centre. Sault Ste. Marie, ON. Information Report O-X-408. 68 p. [<http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/9086.pdf>]
- Beaudet, M. et C. Messier, 1998. *Growth and morphological responses of yellow birch, sugar maple, and beech seedlings growing under a natural light gradient*. *Can. J. For. Res.* 28(7): 1007-1015.
- Beaudet, M. et C. Messier, 2002. *Variation in canopy openness and light transmission following selection cutting in northern hardwood stands: An assessment based on hemispherical photographs*. *Agric. For. Meteorol.* 110(3): 217-228.
- Beaudet, M., C. Messier, D. Paré, J. Brisson et Y. Bergeron, 1999. *Possible mechanisms of sugar maple regeneration failure and replacement by beech in the Boisé-des-Muir old-growth forest, Québec*. *Ecoscience* 6(2): 264-271.

- Beaudet, M., S. Bédard, M.-C. Lambert et J. Hamel, 2014. *Effets réels quinquennaux des coupes de jardinage par trouées et des coupes de jardinage avec régénération par parquets pratiquées de 2000 à 2005 en forêt feuillue et mixte*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 172. 41 p.
[<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Beaudet-Marilou/Memoire172.pdf>]
- Beaudoin, A., P.Y. Bernier, L. Guindon, P. Villemaire, X.J. Guo, G. Stinson, T. Bergeron, S. Magnussen et R.J. Hall, 2014. *Mapping attributes of Canada's forests at moderate resolution through k NN and MODIS imagery*. Can. J. For. Res. 44(5): 521-532.
- Bédard, S. et J. DeBlois, 2010. *Effets de trouées sylvicoles sur l'établissement de la régénération d'une érablière à bouleau jaune après cinq ans*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 159. 27 p.
[<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Bedard-Steve/Memoire159.pdf>]
- Bédard, S., F. Guillemette, P. Raymond, S. Tremblay, C. Larouche et J. DeBlois, 2014. *Rehabilitation of northern hardwood stands using multi-cohort scenarios in Québec*. J. For. 112(3): 276-286.
- Bédard, S., I. Duchesne, F. Guillemette et J. DeBlois, (accepté). *Predicting volume distributions of northern hardwood sawn products using different tree classification systems*. Forestry. Accepté le 25 janvier 2017.
- Bedison, J.E. et A.H. Johnson, 2010. *Seventy-four years of calcium loss from forest soils of the Adirondack Mountains, New York*. Soil Sci. Soc. Am. J. 74(6): 2187-2195.
- Belsley, D.A., E. Kuh et R.E. Welsch, 1980. *Regression Diagnostics: Identifying influential data and sources of collinearity*. John Wiley. New York, NY (États-Unis). 292 p.
- Bernier, B. et M. Brazeau, 1988a. *Foliar nutrient status in relation to sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians*. Can. J. For. Res. 18(6): 754-761.
- Bernier, B. et M. Brazeau, 1988b. *Nutrient deficiency symptoms associated with sugar maple dieback and decline in the Quebec Appalachians*. Can. J. For. Res. 18(6): 762-769.
- Bethers, S., M.E. Day, G.B. Wiersma, I.J. Fernandez et J.A. Elvir, 2009. *Effects of chronically elevated nitrogen and sulfur deposition on sugar maple saplings: Nutrition, growth and physiology*. For. Ecol. Manage. 258(5): 895-902.

- Bigelow, S.W. et C.D. Canham, 2010. *Evidence that soil aluminum enforces site fidelity of southern New England forest trees*. Rhodora 112(949): 1-21.
- Boisvert-Marsh, L., C. Périé et S. de Blois, 2014. *Shifting with climate? Evidence for recent changes in tree species distribution at high latitudes*. Ecosphere 5(7): 1-33.
- Bordeleau, C., 1987. *La carte des relevés aériens du dépérissement des érablières au Québec en 1985-1986*. Gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources.
- Boucher, Y., D. Arseneault, L. Sirois et L. Blais, 2009. *Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada*. Landsc. Ecol. 24(2): 171-184.
- Boucher, Y., I. Auger, J. Noël, P. Grondin et D. Arseneault, 2017. *Fire is a stronger driver of forest composition than logging in the boreal forest of eastern Canada*. J. Veg. Sci. 28(1): 57-68.
- Boulet, B. et G. Landry, 2015. *La carie des arbres : fondements, diagnostic et application, 3^e édition*. Les Publications du Québec. Québec, QC. 368 p.
- Bradshaw, R.H.W. et N.G. Miller, 1988. *Recent successional processes investigated by pollen analysis of closed canopy forest sites*. Vegetatio 76(1-2): 45-54.
- Brandner, R., G. Flatscher, A. Ringhofer, G. Schickhofer et A. Thiel, 2016. *Cross laminated timber (CLT): overview and development*. Eur. J. Wood Prod. 74(3): 331-351. doi: 10.1007/s00107-015-0999-5
- Briggs, D., 2010. *Enhancing forest value productivity through fiber quality*. J. For. 108(4): 174-82.
- Brisson, J., Y. Bergeron, A. Bouchard, et A. Leduc, 1994. *Beech-maple dynamics in an old-growth forest in southern Québec, Canada*. Ecoscience 1(1): 40-46.
- Chambers, D., C. Périé, N. Casajus et S. de Blois, 2013. *Challenges in modelling the abundance of 105 tree species in eastern North America using climate, edaphic, and topographic variables*. For. Ecol. Manage. 291: 20-29.
- Cleavitt, N.L., J.J. Battles, T.J. Fahey et J.D. Blum, 2014. *Determinants of survival over 7 years for a natural cohort of sugar maple seedlings in a northern hardwood forest*. Can. J. For. Res. 44(9): 1112-1121.
- Cogbill, C.V., J. Burk et G. Motzkin, 2002. *The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys*. J. Biogeogr. 29(10-11): 1279-1304.

- Côté, B. et C. Camiré, 1995. *Application of leaf, soil, and tree ring chemistry to determine the nutritional status of sugar maple on sites of different levels of decline*. Water, Air, Soil Pollut. 83(3): 363-373.
- Courchesne, F., B. Côté, J.W. Fyles, W.H. Hendershot, P.M. Biron, A.G. Roy et M.C. Turmel, 2005. *Recent changes in soil chemistry in a forested ecosystem of southern Quebec, Canada*. Soil Sci. Soc. Am. J. 69(4): 1298-1313.
- Curtis, R.O. et F.M. Rushmore, 1958. *Some effects of stand density and deer browsing on reproduction in an Adirondack hardwood stand*. J. For. 56(2): 116-121.
- Danneyrolles, V., D. Arseneault et Y. Bergeron, 2016. *Pre-industrial landscape composition patterns and post-industrial changes at the temperate-boreal forest interface in western Quebec, Canada*. J. Veg. Sci. 27(3): 470-481.
- Duchesne, L. et R. Ouimet, 2008. *Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970–2005*. For. Ecol. Manage. 255(7): 3001-3012.
- Duchesne, L. et R. Ouimet, 2009. *Present-day expansion of American beech in northeastern hardwood forests: Does soil base status matter?* Can. J. For. Res. 39(12): 2273-2282.
- Duchesne, L., R. Ouimet et D. Houle, 2002. *Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health, and soil nutrients*. J. Environ. Qual. 31(5): 1676-1683.
- Duchesne, L., R. Ouimet et C. Morneau, 2003. *Assessment of sugar maple health based on basal area growth pattern*. Can. J. For. Res. 33(11): 2074-2080.
- Duchesne, L., R. Ouimet, J.-D. Moore et R. Paquin, 2005. *Changes in structure and composition of maple-beech stands following sugar maple decline in Québec, Canada*. For. Ecol. Manage. 208(1): 223-236.
- Duchesne, L., J.-D. Moore et R. Ouimet, 2013. *Partitioning the effect of release and liming on growth of sugar maple and american beech saplings*. North. J. Appl. For. 30 (1): 28-36.
- Elith, J., J.R. Leathwick et T. Hastie, 2008. *A working guide to boosted regression trees*. J. Anim. Ecol. 77(4): 802-813.
- Environnement Canada, 2005. *Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada*. Environnement Canada, Service météorologique du Canada. Ottawa, ON. EN4-46/2004F-PDF. 440 p.

- Fortin, M. et L. Langevin, 2010. *ARTÉMIS-2009 : un modèle de croissance basé sur une approche par tiges individuelles pour les forêts du Québec*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 156. 68 p.
[\[https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire156.pdf\]](https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire156.pdf)
- Fortin, M., S. Bédard, J. DeBlois et S. Meunier, 2008. *Predicting individual tree mortality in northern hardwood stands under uneven-aged management in southern Quebec, Canada*. Ann. For. Sci. 65(2) : 205.
- Fortin, M., S. Bédard et J. DeBlois, 2009. *SaMARE : un modèle par tiges individuelles destiné à la prévision de la croissance des érablières de structure inéquienne du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 155. 62 p.
[\[http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire155.pdf\]](http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire155.pdf)
- Gauthier, M.-M., F. Guillemette et S. Bédard, 2015. *On the relationship between saplings and ingrowth in northern hardwood stands*. For. Ecol. Manage. 358: 261-271.
- Gauthier, M.-M., M.-C. Lambert et S. Bédard, 2016. *Effects of harvest gap size, soil scarification, and understory vegetation control on regeneration dynamics in sugar maple-yellow birch stands*. For. Sci. 62(2): 237-246.
- Gravel, D., M. Beaudet et C. Messier, 2011. *Sapling age structure and growth series reveal a shift in recruitment dynamics of sugar maple and American beech over the last 40 years*. Can. J. For. Res. 41(4): 873-880.
- Guillemette, F. et S. Bédard, 2017. *Suivi de coupes progressives avec nettoyage des gaules de hêtre*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Avis technique SSRF-11. 13 p.
[\[http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Guillemette-Francois/Avis-technique-SSRF-11.pdf\]](http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Guillemette-Francois/Avis-technique-SSRF-11.pdf)
- Guillemette, F., S. Bédard, D. Pin et D. Dumais, 2013. « Chapitre 23 — Les coupes de jardinage avec gestion par arbres ». Dans : Ministère des Ressources naturelles (éd.). *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 — Les concepts et l'application de la sylviculture*. Ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J.-P. Saucier. Les Publications du Québec. Québec, QC. p. 566-603.

- Hallett, R.A., S.W. Bailey, S.B. Horsley et R.P. Long, 2006. *Influence of nutrition and stress on sugar maple at a regional scale*. Can. J. For. Res. 36(9): 2235-2246.
- Hamelin, P.L., 2011. *VT ANR Management guidelines for optimizing mast yields in beech mast production areas*. Vermont Agency of Natural Resources. 23 p.
- Hane, E.N., 2003. *Indirect effects of beech bark disease on sugar maple seedling survival*. Can. J. For. Res. 33(5): 807-813.
- Havreljuk, F., S. Bédard, F. Guillemette et J. DeBlois, 2015. *Predicting log grade volumes in northern hardwood stands of southern Quebec*. Dans : *Proceedings—ISCHP 2015: 5th International Scientific Conference on Hardwood Processing*. 15 au 17 septembre 2015. Québec, QC. p. 107-114.
- Heisey, R.M., 1995. *Growth trends and nutritional status of sugar maple stands on the Appalachian Plateau of Pennsylvania, USA*. Water, Air, Soil Pollut. 82(3): 675-693.
- Heyd, R.L., 2005. *Managing beech bark disease in Michigan*. Dans : Evans, C.A., J.A. Lucas, M.J Twery (éds). *Beech bark disease: Proceedings of the beech bark disease Symposium*. Saranac Lake, New York, NY. 16 au 18 juin 2004. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. Newtown Square, PA (États-Unis). Gen. Techn. Rep. NE-331. p. 128-132.
[\[https://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/2005/331papers/heyd331.pdf\]](https://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/2005/331papers/heyd331.pdf)
- [HMR] Hardwood Market Report, 2016. *Northern Hardwoods*. Volume 44, number 49, December 2, 2016. p. 10 [en ligne]. Disponible à <http://www.hmr.com/Uploads/book2.pdf>.
- Hoadley, R.B., 1990. *Identifying Wood. Accurate results with simple tools*. The Taunton Press. Newtown, CT (États-Unis). 224 p.
- Houle, D., S. Tremblay et R. Ouimet, 2007. *Foliar and wood chemistry of sugar maple along a gradient of soil acidity and stand health*. Plant Soil 300(1-2): 173-183.
- Houle, D., P.J.H. Richard, S.O. Ndzangou et M. Richer-Lafèche, 2012. *Compositional vegetation changes and increased red spruce abundance during the Little Ice Age in a sugar maple forest of north-eastern North America*. Plant Ecol. 213(6): 1027-1035.
- Houston, D.R., 1994. *Major new tree disease epidemics: beech bark disease*. Annu. Rev. Phytopathol. 32(1): 75-87.

- Houston, D.R. et H.T. Valentine, 1988. *Beech bark disease: the temporal pattern of cankering in aftermath forests of Maine*. Can. J. For. Res. 18: 38-42.
- Jones, R.H. et D.J. Raynal, 1988. *Root sprouting in American beech (Fagus grandifolia): Effects of root injury, root exposure, and season*. For. Ecol. Manage. 25(2): 79-90.
- Kelty, M.J. et R.D. Nyland, 1981. *Regenerating Adirondack northern hardwood by shelterwood cutting and control of deer density*. J. For. 79(1): 22-26.
- Kobe, R.K., G.E. Likens et C. Eagar, 2002. *Tree seedling growth and mortality responses to manipulations of calcium and aluminum in a northern hardwood forest*. Can. J. For. Res. 32(6): 954-966.
- Kochenderfer, J.D., J.N. Kochenderfer et G.W. Miller, 2006. *Controlling beech root and stump sprouts using the cut-stump treatment*. North. J. Appl. For. 23(3): 155-165.
- Kogelmann, W.J. et W.E. Sharpe, 2006. *Soil acidity and manganese in declining and nondeclining sugar maple stands in Pennsylvania*. J. Environ. Qual. 35(2): 433-441.
- Korzukhin, M.D., M.T. Ter-Mikaelian et R.G. Wagner, 1996. *Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management?* Can. J. For. Res. 26: 879-887.
- Lawrence, G.B., P.W. Hazlett, I.J. Fernandez, R. Ouimet, S.W. Bailey, W.C. Shortle, K.T. Smith et M.R. Antidormi, 2015. *Declining acidic deposition begins reversal of forest-soil acidification in the northeastern US and eastern Canada*. Environ. Sci. Technol. 49(22): 13103-13111.
- Lawrence, G.B., D.A. Burns et K. Riva-Murray, 2016. *A new look at liming as an approach to accelerate recovery from acidic deposition effects*. Sci. Total Environ. 562: 35-46.
- Leak, W.B., 2003. *Regeneration of patch harvests in even-aged northern hardwoods in New England*. North. J. Appl. For. 20(4): 188-189.
- Leak, W.B., 2005. *Effects of small patch cutting on sugar maple regeneration in New Hampshire northern hardwoods*. North. J. Appl. For. 22(1): 68-70.
- Leak, W.B., 2006. *Fifty-Year Impacts of the beech bark disease in the Bartlett Experimental Forest, New Hampshire*. North. J. Appl. For. 23(2): 141-143.
- Leak, W.B. et P.E. Sendak, 2002. *Changes in species, grade, and structure over 48 years in a managed New England northern hardwood stand*. North. J. Appl. For. 19(1): 25-27.

- Leak, W.B., M. Yamasaki et R. Holleran, 2014. *Silvicultural guide for northern hardwoods in the northeast*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. Newtown Square, PA (États-Unis). Gen. Tech. Rep. NRS-132. 46 p.
[\[https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/gtr/gtr_nrs132.pdf\]](https://www.fs.fed.us/nrs/pubs/gtr/gtr_nrs132.pdf)
- Little, E.L., Jr., 1971. *Atlas of United States trees, volume 1, conifers and important hardwoods*. U.S. Department of Agriculture. Miscellaneous Publication 1146. 9 p. 200 cartes.
- Long, R.P., S.B. Horsley, R.A. Hallett et S.W. Bailey, 2009. *Sugar maple growth in relation to nutrition and stress in the northeastern United States*. Ecol. Appl. 19(6): 1454-1466.
- Long, R.P., S.B. Horsley et T.J. Hall, 2011. *Long-term impact of liming on growth and vigor of northern hardwoods*. Can. J. For. Res. 41(6): 1295-1307.
- Magnussen, S., E. Toomppo et R.E. McRoberts, 2010. *A model-assisted k-nearest neighbour approach to remove extrapolation bias*. Scand. J. For. Res. 25: 174-184.
- Majcen, Z., S. Bédard et S. Meunier, 2005. *Accroissement et mortalité quinze ans après la coupe de jardinage dans quatorze érablières du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 148. 56 p.
[\[https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Bedard-Steve/Memoire148.pdf\]](https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Bedard-Steve/Memoire148.pdf)
- McCullough, D.G., R.L. Heyd et J.G. O'Brien, 2005. *Biology and management of beech bark disease*. Michigan State University. Extension Bulletin E-2746. 12 p.
[\[http://msue.anr.msu.edu/uploads/files/e2746.pdf\]](http://msue.anr.msu.edu/uploads/files/e2746.pdf)
- McLaughlin, J. et S. Greifenhagen, 2012. *Beech bark disease in Ontario: A primer and management recommendations*. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute. Forest Research Note n° 71. 8 p.
[\[https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2851/stdprod-096009.pdf\]](https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2851/stdprod-096009.pdf)
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2015. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises-2014*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la protection des forêts. 48 p.
[\[http://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2014-p.pdf\]](http://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2014-p.pdf)

- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2014. *Plan spécial d'aménagement UA 07151, 07251, 07351 — Maladie corticale du hêtre*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction régionale de l'Outaouais — R07.
[ftp://ftp.mrn.gouv.qc.ca/Public/Reg07/2015/Plan_special_HEG/PL_special_HEG_V1_2014_1110.pdf]
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2016. *Valeur des traitements sylvicoles non commerciaux pour l'année financière 2016-2017*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Bureau de mise en marché des bois, Direction des évaluations économiques et des opérations financières. 9 p.
[https://bmmb.gouv.qc.ca/media/35398/cadre_application_vtsnc_2016-2017_final.pdf]
- Mohamed, H.K., S. Pathak, D.N. Roy, T.C. Hutchinson, D.L. McLaughlin et J.C. Kinch, 1997. *Relationship between sugar maple decline and corresponding chemical changes in the stem tissue*. Water, Air, Soil Pollut. 96(1): 321-327.
- Moore, J.-D., R. Ouimet et L. Duchesne, 2012. *Soil and sugar maple response 15 years after dolomitic lime application*. For. Ecol. Manage. 281: 130-139.
- [MRN] Ministère des Ressources naturelles, 2013. *Le nouveau régime forestier : Planification forestière*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles. 4 p.
[<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/comprendre/fiche-planification-forestiere.pdf>]
- [MRNF] Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2012. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises — 2011*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la protection des forêts, Service de la gestion des ravageurs forestiers. [<http://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan2011-g.pdf>]
- [NHLA] National Hardwood Lumber Association, 2014. *Rules for the measurement and inspection of hardwood and cypress lumber plus NHLA sales code and inspection regulations*. National Hardwood Lumber Association. Memphis, TN (États-Unis). 104 p.
- Nelson, A.S. et R.G. Wagner, 2011. *Improving the composition of beech-dominated northern hardwood understories in northern Maine*. North. J. Appl. For. 28(4): 186-193.
- Nguyen, Q.N., A. Cloutier, A. Achim et T. Stevanovic, 2016. *Fuel properties of sugar maple and yellow birch wood in relation with tree vigor*. BioRessources 11(2): 3275-3288.
- Nicholls, D. et M. Bumgardner, 2015. *Low-grade and character-marked hardwoods: A research review and synthesis of solid wood manufacturing and marketing*. For. Chron. 91(5): 548-559.

- Nolet, P. et M.E. Roy, 2010. *Diminution de la croissance de l'érable à sucre : Analyse comparative avec le hêtre à grandes feuilles*. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. Fiche de transfert scientifique FT-15-10. 2 p.
[\[https://isfort.uqo.ca/sites/isfort.uqo.ca/files/fichiers/publications_ISFORT/diminution_de_la_croissance_de_lerable_a_sucres_analyse_comparative_avec_le_hetre_a_grandes_feuilles.pdf\]](https://isfort.uqo.ca/sites/isfort.uqo.ca/files/fichiers/publications_ISFORT/diminution_de_la_croissance_de_lerable_a_sucres_analyse_comparative_avec_le_hetre_a_grandes_feuilles.pdf)
- Nolet, P., D. Bouffard, F. Doyon et S. Delagrange, 2008. *Relationship between canopy disturbance history and current sapling density of Fagus grandifolia and Acer saccharum in a northern hardwood landscape*. Can. J. For. Res. 38: 216-225.
- Nolet, P., S. Delagrange, K. Bannon, C. Messier et D. Kneeshaw, 2015. *Liming has a limited effect on sugar maple–American beech dynamics compared with beech sapling elimination and canopy opening*. Can. J. For. Res. 45(10): 1376-1386.
- Nyland, R.D., 2016. *Silviculture: Concepts and Applications*. Third edition. Waveland Press. Illinois (États-Unis). 680 p.
- Nyland, R.D., D.G. Ray et R.D. Yanai, 2004. *Height development of upper-canopy trees within even-aged Adirondack northern hardwood stands*. North. J. Appl. For. 21(3): 117-122.
- Nyland, R.D., A.L. Bashant, K.K. Bohn et J.M. Verostek, 2006. *Interference to hardwood regeneration in northeastern North America: controlling effects of American beech, striped maple, and hobblebush*. North. J. Appl. For. 23(2): 122-132.
- [OMNR] Ontario Ministry of Natural Resources, 1998. *A silvicultural guide for the tolerant hardwood forest in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources. Queen's Printer for Ontario. Toronto, ON. 648 p.
[\[https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2820/siv-guide-tolerant-hardwood.pdf\]](https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2820/siv-guide-tolerant-hardwood.pdf)
- [OMNR] Ontario Ministry of Natural Resources, 2004. *Ontario tree marking guide. Version 1.1*. Ontario Ministry of Natural Resources. Queen's printer for Ontario. Toronto, ON. 252 p.
[\[https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2807/guide-treemarking.pdf\]](https://dr6j45jk9xcmk.cloudfront.net/documents/2807/guide-treemarking.pdf)
- Ouimet, R. et L. Duchesne, 2009. *Évaluation des types écologiques forestiers sensibles à l'appauvrissement des sols en minéraux par la récolte de biomasse*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Rapport hors série. 36 p.
[\[https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Ouimet-Rock/Rap-hors-serie-evaluation.pdf\]](https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Ouimet-Rock/Rap-hors-serie-evaluation.pdf)

- Ouimet, R. et J.M. Fortin, 1992. *Growth and foliar nutrient status of sugar maple: incidence of forest decline and reaction to fertilization*. Can. J. For. Res. 22(5): 699-706.
- Ouimet, R., P.A. Arp, S.A. Watmough, J. Aherne et I. DeMerchant, 2006. *Determination and mapping critical loads of acidity and exceedances for upland forest soils in Eastern Canada*. Water, Air, Soil Pollut. 172(1): 57-66.
- Ouimet, R., J.-D. Moore et L. Duchesne, 2008. *Effects of experimental acidification and alkalization on soil and growth and health of Acer saccharum Marsh.* J. Plant Nutr. Soil Sci. 171(6): 858-871.
- Ouimet, R., L. Duchesne et J.-D. Moore, 2012. *DELFES : diagnostic des éléments limitatifs selon le feuillage de l'érable à sucre et le sol. Version 1.3*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière.
[\[http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Ouimet-Rock/DELFES1-3.zip\]](http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Ouimet-Rock/DELFES1-3.zip)
- Page, B.D. et M.J. Mitchell, 2008. *Influences of a calcium gradient on soil inorganic nitrogen in the Adirondack Mountains, New York*. Ecol. Appl. 18(7): 1604-1614.
- Panshin, A.J., et C. de Zeeuw, 1980. *Textbook of wood technology: structure, identification, properties and uses of the commercial woods of the United States and Canada*. 4th ed. McGraw-Hill. New York, NY (États-Unis). 722 p.
- Park, B.B., et R.D. Yanai, 2009. *Nutrient concentrations in roots, leaves and wood of seedling and mature sugar maple and American beech at two contrasting sites*. For. Ecol. Manage. 258(7): 1153-1160.
- Payette, S., M.-J. Fortin et C. Morneau, 1996. *The recent sugar maple decline in southern Quebec: probable causes deduced from tree rings*. Can. J. For. Res. 26(6): 1069-1078.
- Pothier, D., 1996. *Accroissement d'une érablière à la suite de coupes d'éclaircie : résultats de 20 ans*. Can. J. For. Res. 26(4): 543-549.
- Pothier, D., M. Fortin, D. Auty, S. Delisle-Boulianne, L. Gagné et A. Achim, 2013. *Improving tree selection for partial cutting through joint probability modelling of tree vigor and quality*. Can. J. For. Res. 43(3): 288-298.

- Power, H., 2016. *Comparaison des biais et de la précision des modèles Artémis-2009 et Artémis-2014 pour la surface terrière totale des peuplements forestiers, avec et sans coupe partielle, sur une période de 40 ans*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 143. 22 p. [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Power-Hugues/Note143.pdf>]
- Régnière, J., R. Saint-Amant et A. Béchar, 2014. *BioSIM 10 — Guide de l'utilisateur*. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre forestier des Laurentides. Rapport d'information. LAU-X-137. 76 p. [<https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=34817>]
- Rheault, H., 2013. *Planification forestière — Fascicule 1.1*. Dans : Bureau du forestier en chef. *Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018*. Gouvernement du Québec. Roberval, QC. p. 11-16.
- Ricard, J.-P. et C. Messier, 1996. *Abundance, growth and allometry of red raspberry (Rubus ideaus L.) along a natural light gradient in a northern hardwood forest*. For. Ecol. Manage. 81(1-3): 153-160.
- Roy, M-E. et P. Nolet, 2015. *Typologie et caractérisation spatiale de l'envahissement et de la maladie corticale du hêtre en Outaouais*. Institut des Sciences de la Forêt tempérée. Université du Québec en Outaouais. Ripon, QC. Rapport technique. 62 p. et annexes. [https://isfort.uqo.ca/sites/isfort.uqo.ca/files/fichiers/publications_ISFORT/typologie_et_caracterisation_spatiale_de_lenvahissement_et_de_la_maladie_corticale_du_hetre_en_outaouais.pdf]
- Roy, V., N. Thiffault et R. Jobidon, 2003. *Maîtrise intégrée de la végétation au Québec (Canada) : une alternative efficace aux phytocides chimiques*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 123, 8 p. [<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Thiffault-Nelson/Note123.pdf>]
- Russell, E.W.B., R.B. Davis, R.S. Anderson, T.E. Rhodes et D.S. Anderson, 1993. *Recent centuries of vegetational change in the glaciated north-eastern United States*. J. Ecol. 81(4): 647-664.

- Saucier, J.-P., F. Guillemette, P. Gauthier, J. Gravel, F. Labbé, S. Meunier et N. Vachon, 2014. *Rapport du Comité sur l'impact des modalités opérationnelles des traitements en forêt feuillue (CIMOTFF)*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Rapport principal. 98 p. et annexes.
[<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/rapport-CIMOTFF.pdf>]
- Schaberg, P.G., J.W. Tilley, G.J. Hawley, D.H. DeHayes et S.W. Bailey, 2006. *Associations of calcium and aluminum with the growth and health of sugar maple trees in Vermont*. For. Ecol. Manage. 223(1): 159-169.
- Shigo, A.L., 1967. *Successions of organisms in discoloration and decay of wood*. Dans : Romberger, J.A. et P. Mikola (éds). *International Review of Forestry Research*. Vol. 2. Academic Press. New York, NY (États-Unis). p. 237-299.
- Simard, H. et A. Bouchard, 1996. *The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec; a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales*. Can. J. For. Res. 26(9): 1670-1676.
- Smallidge, P.J. et R.D. Nyland, 2009. *Woodland guidelines for the control and management of American beech*. Cornell University Cooperative extension Forest Connect Fact Sheet Series. Ithaca, NY (États-Unis). 6 p.
[<https://blogs.cornell.edu/ccednrpublications/files/2015/03/american-beech-Fact-Sheet-2hzopzr.pdf>]
- St Clair, S.B. et J.P. Lynch, 2005. *Base cation stimulation of mycorrhization and photosynthesis of sugar maple on acid soils are coupled by foliar nutrient dynamics*. New Phytol. 165(2): 581-590.
- Thiffault, N., and V. Roy, 2011. *Living without herbicides in Québec (Canada): historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management*. Eur. J. For. Res. 130(1): 117-133.
- Tubbs, C.H. et D.R. Houston, 1990. *American beech (Fagus grandifolia Ehrh.)*. Dans : Burns, R.M. et B.H. Honkala (coordonnateurs techniques). *Silvics of North America. Vol. 2. Hardwoods*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service. Washington, D.C. (États-Unis). Agriculture Handbook n° 654. 877 p.
[https://www.na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/volume_2/fagus/grandifolia.htm]
- Wang, Y., J.L. Gill, J. Marsicek, A. Dierking, B. Shuman et J.W. Williams, 2015. *Pronounced variations in Fagus grandifolia abundances in the Great Lakes region during the Holocene*. Holocene 26(4): 578-591.

- Wargo, P.M., R. Minocha, B.L. Wong, R.P. Long, S.B. Horsley, et T.J. Hall, 2002. *Measuring changes in stress and vitality indicators in limed sugar maple on the Allegheny Plateau in north-central Pennsylvania*. Can. J. For. Res. 32(4): 629-641.
- Watmough, S.A., 2010. *Assessment of the potential role of metals in sugar maple (Acer saccharum Marsh.) decline in Ontario, Canada*. Plant Soil 332(1-2): 463-474.
- Watmough, S.A. et P.J. Dillon, 2001. *Base cation losses from a coniferous catchment in central Ontario, Canada*. Water, Air, Soil Pollut. Focus 1(1-2): 507-524.
- Watmough, S., T. Brydges et T. Hutchinson, 1999. *The tree-ring chemistry of declining sugar maple in central Ontario, Canada*. Ambio 28(7): 613-618.
- Wilmot, T.R., D.S. Ellsworth et M.T. Tyree, 1995. *Relationships among crown condition, growth, and stand nutrition in seven northern Vermont sugarbushes*. Can. J. For. Res. 25(3): 386-397.

Annexe 1

Mandat de réalisation — DRF

TITRE DU MANDAT

ÉQUIPE TACTIQUE SUR L'ÉCOLOGIE ET LA SYLVICULTURE DES PEUPLEMENTS CONTENANT DU HÊTRE

OBJET DU MANDAT

L'équipe tactique de la Direction de la recherche forestière (DRF) doit fournir rapidement des connaissances scientifiques pour l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre, qu'il soit affecté ou non par la maladie corticale du hêtre.

Version : 5 —

Date : 26 janvier 2016

REQUÉRANT

Sébastien Meunier, Opérations régionales (région 7)

CONTEXTE ET ENJEUX

La DRF du ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a pour mandat de réaliser des travaux de recherche scientifique appliquée afin d'améliorer la pratique forestière au Québec, dans un contexte d'aménagement forestier durable. Pour ce faire, elle peut directement transférer les nouvelles connaissances et contribuer à leur intégration au domaine de la pratique.

Le 6 novembre 2015, M. Sébastien Meunier a lancé un appel à la mobilisation pour mieux gérer l'aménagement des érablières dans le contexte de la maladie corticale du hêtre.

Les besoins de connaissances, tels qu'exprimés par M. Meunier, sont :

1. Modélisation de la qualité fibre;
2. Croissance, rendement et évolution des peuplements affectés en fonction de différents scénarios d'intervention;
3. Développement, mise en œuvre et suivi de différentes approches de contrôle des gaules de hêtre;
4. Sylviculture et aménagement des peuplements en fonction de :
 - a) État de santé des érablières;
 - b) Proportion de hêtre et phase de la maladie;
 - c) Niveau d'envahissement du sous-bois par le HEG et les autres essences moins désirées par l'industrie du sciage;
 - d) Potentiel de production d'ERS et orientations vers une autre production au besoin (CHR, PIB);

5. État de santé des érablières et des sols les supportant :
 - a. Cartographie des sites propices pour soutenir une production d'ERS à long terme (caractéristiques des sols et précipitations);
 - b. Cartographie des sols favorables au développement rapide de la MCH;
 - c. Caractérisation du dépérissement des érablières (mortalité en cime et méthode d'évaluation) et explication;
 - d. Diagnostic de l'état de santé des érablières en lien avec le guide du centre ACER :
 - i. Croissance;
 - ii. Dépérissement;
 - iii. Régénération en essences désirées;
 - iv. Végétation concurrente et envahissement;
6. Impact de la sécheresse de 2012 et des autres épisodes climatiques extrêmes précédents en lien avec l'évolution de la maladie.

OBJECTIFS

L'objectif de l'équipe tactique sur l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre est de rendre disponibles rapidement et de manière intégrée des connaissances détenues par plusieurs chercheurs de la DRF et de les transférer pour apporter des pistes de solutions aux praticiens en région.

L'équipe tactique doit répondre aux exigences suivantes :

- Être multidisciplinaire pour synthétiser plusieurs aspects de la problématique;
- Être sélective, c'est-à-dire réduite à un représentant par domaine pour éviter les doublons;
- Être réaliste afin de proposer des pistes de solutions pouvant être mises en œuvre par les praticiens en région;
- Être productive pour livrer les résultats attendus dans le délai prévu.

En regroupant les besoins exprimés par M. Meunier, l'équipe tactique devra dès la fin du printemps 2016 fournir :

- des informations sur le portrait de la situation actuelle et temporelle de la présence du hêtre et des peuplements contenant du hêtre. Ce portrait, qui touchera l'ensemble de la province où se trouvent principalement des érablières, vise, entre autres, à établir des liens entre certaines variables stationnelles et la présence actuelle et temporelle du hêtre et de l'érable. Ce portrait sera l'outil de base qui permettra de documenter certains éléments des besoins 2, 4 et 5;
- un survol de la littérature et des résultats des travaux de la DRF sur les modalités de traitements sylvicoles pour favoriser l'abondance des essences désirées de l'érablière (érable à sucre, bouleau jaune) tout en limitant l'abondance du hêtre. Le livrable sera complémentaire aux informations retrouvées dans les guides sylvicoles. Ces informations additionnées à celles du portrait permettront d'élaborer des pistes de solutions. Cette étape couvre certains des éléments des besoins 2, 3, 4 et 5.

Ces informations devraient permettre de guider l'élaboration d'avis techniques et d'une fiche d'aide à la décision dès la fin du printemps 2016.

À plus long terme (1 à 3 ans), la réalisation de projets de recherche par des chercheurs de la DRF devrait permettre de livrer les connaissances nouvelles requises sur :

- la modélisation de la qualité du bois (besoin 1);
- la croissance et le rendement des peuplements affectés selon différents scénarios d'intervention, ce qui inclut l'évolution naturelle sans intervention (besoin 2);

- le développement, la mise en œuvre et le suivi de différentes approches de contrôle des gaules de hêtre (besoin 3);
- l'impact de la sécheresse de 2012 et des autres épisodes climatiques extrêmes précédents en lien avec l'évolution de la maladie (besoin 6) ne sera pas abordé par l'équipe tactique de la DRF. Toutefois, des informations sur les effets de la sécheresse sur la croissance des arbres seront disponibles d'ici 3 ans.

Bien que ces recherches puissent être amorcées durant le mandat de l'équipe tactique, elles ne font pas partie de son mandat.

PORTÉE

La portée de ce mandat se limite aux connaissances déjà détenues par la communauté scientifique et les praticiens. De nouvelles compilations seront requises, mais le développement de nouvelles connaissances se fera dans le cadre de projets de recherche.

DÉMARCHE

La démarche proposée pour ce mandat vise à :

- Mettre en place une équipe tactique composée de chercheurs de la DRF travaillant dans différents créneaux de recherche
 - L'équipe tactique peut consulter des personnes ressources de l'organisation;
 - L'équipe tactique est supportée par l'équipe de transfert de connaissance de la DRF pour la révision des livrables.
- Faire les consultations auprès des clientèles visées pour assurer l'adéquation entre les besoins et les livrables;
- Faire valider les constats et les propositions de l'équipe tactique, par l'équipe de direction de la DRF.

ORGANISATION DU MANDAT

Unité administrative responsable :

Direction de la recherche forestière

Comité directeur :

- Catherine Larouche, chef du SSRF, p. i.
- Michel Campagna, chef du SGRE
- Jean-Pierre Saucier, directeur de la DRF, p. i.

Équipe tactique :

Isabelle Auger (biométrie)

Steve Bédard (sylviculture feuillue)

Yan Boucher (écosystèmes et environnement)

Louis Duchesne (écosystèmes et environnement)

Martin-Michel Gauthier (sylviculture feuillue, coordinateur)

François Guillemette (sylviculture feuillue)

Jean Noël (géomatique)

Rock Ouimet (écosystèmes et environnement)

Hugues Power (modélisation de croissance et rendement)

* D'autres collaborateurs de la DRF, de la DGCADF, du MFFP et du milieu universitaire pourraient être sollicités au besoin.

Clientèles ciblées :

- Opérations régionales — Gestion des forêts :
 - Outaouais;
 - Lanaudière — Laurentides;
 - Mauricie — Centre-du-Québec;
 - Capitale-Nationale — Chaudière-Appalaches;
- D'autres clientèles pourraient s'ajouter au cours du mandat.

CALENDRIER DE RÉALISATION

Le calendrier sera à approuver par l'équipe tactique après la première rencontre.

Étapes/livrables	Descriptions ou détails	Responsables	Dates cibles
1. Étape	Visioconférence avec Sébastien Meunier pour convenir du mandat de l'équipe	C. Larouche	3 décembre 2015
2. Étape	Rédaction du mandat	C. Larouche et M. Campagna	21 décembre 2015
3. Étape	Envoi du mandat aux personnes concernées	C. Larouche et M. Campagna	21 décembre 2015
4. Étape	Première rencontre du comité — Définition du mandat / organisation du travail	Équipe tactique	6 janvier 2016
5. Étape	Deuxième rencontre du comité — Finalisation du mandat/conception du portrait/organisation du travail	Équipe tactique	13 janvier 2016
6. Étape	Travail sur le portrait et la synthèse de littérature	Équipe tactique	Janvier — mars 2016
7. Étape	Présentation d'une version préliminaire des livrables	Équipe tactique	31 mars 2016
8. Étape	Commentaires des gestionnaires	C. Larouche et M. Campagna	7 avril 2016
9. Étape	Livrables	Équipe tactique	14 avril 2016
10. Étape	Travail sur la fiche d'aide à la décision	Équipe tactique	Mi-avril — mai 2016
11. Étape	Présentation d'une version préliminaire de la fiche d'aide à la décision	Équipe tactique	13 mai 2016
12. Étape	Commentaires des gestionnaires	C. Larouche et M. Campagna	20 mai 2016
13. Livrable	Fiche d'aide à la décision	Équipe tactique et DAEF	31 mai 2016
14. Étape	Fin du mandat de l'équipe tactique et Bilan de travail	M.-M. Gauthier	1 ^{er} juin 2016
15. Livrable	Articles scientifiques	M.-M. Gauthier, F. Havreljuk et autres	2018-2019

RESSOURCES REQUISES

Quantifier les efforts à consacrer au mandat en termes d'ETC et de budgets, le cas échéant.

L'équipe tactique sur le hêtre de la DRF sera composée de 5 chercheurs et de 5 personnes-ressources en soutien.

Il n'y a pas de budget de fonctionnement (FA) nécessaire à attribuer pour la réalisation de ce mandat. Entièrement réalisé en FP par les ressources de la DGCADF et partenaires impliqués au mandat.

AUTORISATION DU CODIR

Directeur

Jean-Pierre Saucier

Signature :



Date : 2016-02-05

Annexe 2

Description du système de compilation de l'inventaire forestier et du produit SIFORT

La compilation est une opération qui permet, à la suite d'un exercice de stratification, d'associer des informations provenant de l'inventaire forestier aux peuplements de la carte écoforestière, sur la base d'unités qui couvrent l'ensemble de la province. Les 120 unités de compilation du 3^e inventaire écoforestier sont basées, entre autres, sur les subdivisions administratives du territoire. Lors de la compilation, les peuplements qui possèdent la même appellation cartographique (strate cartographique) sont regroupés avec des peuplements d'autres appellations afin de former des strates regroupées pour lesquelles les données d'inventaire permettent d'estimer le volume marchand avec une certaine précision.

La précision des estimations du volume marchand par essence, et spécialement celle des essences rares, peut souvent être inférieure à celle des estimations du volume total. Comme le nombre de tiges par hectare, la surface terrière et le volume des peuplements d'une strate regroupée représentent la moyenne de toutes les placettes-échantillons temporaires de cette strate, les valeurs attribuées à chacun des peuplements pris individuellement peuvent différer des valeurs réelles. Par conséquent, des volumes marginaux de certaines essences rares peuvent être attribués à l'ensemble des peuplements de la strate regroupée, pourvu qu'une placette de la strate regroupée inclue au moins un individu de chaque essence rare. Ce type de biais doit être pris en compte lors de l'interprétation des données.

Le système d'information forestière par tesselle (SIFORT) est constitué d'une mosaïque de polygones rectangulaires (tesselles) correspondant à des tranches de 15 secondes de latitude par 15 secondes de longitude et couvrant une superficie moyenne de 14 hectares (Pelletier *et al.* 2007). On attribue à chaque tesselle, à partir de la compilation de l'inventaire écoforestier, les caractéristiques (composition, volumes et surface terrière des différentes essences) du peuplement situé au centroïde de la tesselle sur la carte écoforestière.

La carte écoforestière est formée selon un mode dit vectoriel. La multiplication des polygones au cours des ans alourdit considérablement l'analyse spatiale et la gestion des bases de données. Le système SIFORT a l'avantage de fournir une base de données géoréférencée stable, précise et homogène du territoire, qui permet de réduire considérablement la quantité d'information à traiter. De plus, comme sa structure et son emplacement ne changent pas dans le temps, la tesselle n'est pas sujette aux changements territoriaux (Pelletier *et al.* 2007).

Référence

Pelletier, G., Y. Dumont et M. Bédard, 2007. SIFORT – Système d'information forestière par tesselle : Manuel de l'utilisateur. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

[<http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/usager.pdf>]

Annexe 3

Niveaux supérieurs du système hiérarchique de classification écologique du territoire

Zone de végétation	Sous-zone de végétation	Domaine bioclimatique	Sous-domaine bioclimatique	Région écologique	Sous région écologique	Unité de paysage		
Tempérée nordique	Forêt décidue	1 Érablière à caryer cordiforme	1	1a	Plaine du bas Outaouais et de l'archipel de Montréal	1a-T	Plaine du bas Outaouais et de l'archipel de Montréal	1, 2, 3
			2	2a	Collines de la basse Gatineau	2a-T	Collines de la basse Gatineau	4, 5, 6
		2 Érablière à tilleul	2 ouest	2a	Collines de la basse Gatineau	2a-T	Collines de la basse Gatineau	4, 5, 6
			2 est	2b	Plaine du Saint-Laurent	2b-T	Plaine du Saint-Laurent	7, 9, 10, 11, 12, 13, 201, 8
		3 Érablière à bouleau jaune	3 ouest	2c	Coteaux de l'Estrie	2c-T	Coteaux de l'Estrie	8
				3a	Collines de l'Outaouais et du Témiscamingue	3a-M	Collines du lac Dumont	20
						3a-T	Collines du lac Saint-Patrice	16, 18, 19
						3a-S	Collines du lac Kipawa	14, 15, 17
			3 est	3b	Collines du lac Nominigüe	3b-M	Hautes collines du lac Simon	22, 23
						3b-T	Collines du réservoir Kiamika	21, 24
				3c	Hautes collines du bas Saint-Maurice	3c-M	Collines de Saint-Jérôme-Grand-Mère	25
						3c-T	Hautes collines de Val-David-Lac-Mékinac	26, 28, 29
						3c-S	Massif du mont Tremblant	27
				3d	Coteaux des basses Appalaches	3d-M	Coteaux de la rivière Chaudière	31, 32, 33
						3d-T	Coteaux du lac Etchemin	34, 35, 36
						3d-S	Collines du mont Mégantic	30
	Forêt mélangée	4 Sapinière à bouleau jaune	4 ouest	4a	Plaines et coteaux du lac Simard	4a-T	Plaines et coteaux du lac Simard	37, 38
				4b	Coteaux du réservoir Cabonga	4b-M	Collines du lac Notawissi	42, 46
						4b-T	Coteaux du réservoir Dozois	39, 41, 45, 47
						4b-S	Coteaux du lac Yser	40, 43, 44
				4c	Collines du moyen Saint-Maurice	4c-M	Hautes collines du lac Édouard	54
						4c-T	Collines de la rivière Vermillon	48, 49, 50, 51, 52, 53
			4 est	4d	Hautes collines de Charlevoix et du Saguenay	4d-M	Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps	55
						4d-T	Hautes collines du mont des Éboulements	56, 57, 58
				4e	Plaine du lac Saint-Jean et du Saguenay	4e-T	Plaine du lac Saint-Jean et du Saguenay	59, 60
				4f	Collines des moyennes Appalaches	4f-M	Collines du lac Témiscouata	63
						4f-T	Collines et coteaux du lac Pohénégamook	61, 62, 64, 65, 66, 67, 202, 203
						4f-S	Collines du lac Humqui	68, 69
				4g	Côte de la baie des Chaleurs	4g-T	Côte de la baie des Chaleurs	70, 71, 72
				4h	Côte gaspésienne	4h-T	Côte gaspésienne	73, 74

(...suite)

Boréale	Forêt boréale continue	5	Sapinière à bouleau blanc	5 ouest	Sapinière à bouleau blanc de l'Ouest	5a	Plaine de l'Abitibi	5a-T	Plaine de l'Abitibi	75, 76, 77, 78, 79		
						5b	Coteaux du réservoir Gouin	5b-T	Coteaux du réservoir Gouin	80, 81, 82, 83		
						5c	Collines du haut Saint-Maurice	5c-M	Collines du Grand lac Bostonnais	90		
								5c-T	Collines du lac Lareau	84, 85, 86, 87, 89		
								5c-S	Collines du lac Trenche	88		
						5d	Collines ceinturant le lac Saint-Jean	5d-M	Collines du lac Simoncouche	94		
								5d-T	Collines du lac Onatchiway	95, 96, 97, 98, 99, 100		
						5 est	Sapinière à bouleau blanc de l'Est	5e	Massif du lac Jacques-Cartier	5e-T	Monts du lac des Martres	91,92
										5e-S	Hautes collines du lac Jacques-Cartier	93
								5f	Massif du mont Valin	5f-T	Mont du lac des Savanes	103
										5f-S	Hautes collines du lac Poulin-De Courval	101, 102
								5g	Hautes collines de Baie-Comeau–Sept-Îles	5g-T	Hautes collines de Baie-Comeau–Sept-Îles	104, 105, 106, 107
								5h	Massif gaspésien	5h-T	Massif gaspésien	108, 109, 112, 113
								5i	Haut massif gaspésien	5i-T	Monts de Murdochville	111
										5i-S	Monts du mont Albert	110
								5j	Ile d'Anticosti	5j-T	Ile d'Anticosti	114, 115, 116, 204
										5k	Îles de la Madeleine	5k-T
		6	Pessière à mousses	6 ouest	Pessière à mousses de l'Ouest	6a	Plaine du lac Matagami	6a-T	Plaine du lac Matagami	118, 119, 120, 121, 122, 123		
						6b	Plaine de la baie de Rupert	6b-T	Plaine de la baie de Rupert	124, 125, 169		
						6c	Plaine du lac Opémisca	6c-T	Plaine du lac Opémisca	126, 127, 129		
						6d	Coteaux du lac Assinica	6d-T	Coteaux du lac Assinica	133, 134, 135		
								6d-S	Coteaux des lacs Telhard et Baudeau	170, 171, 172		
						6e	Coteaux de la rivière Nestaocano	6e-T	Coteaux de la rivière Nestaocano	128, 130, 131, 132		
						6f	Coteaux du lac Mistassini	6f-T	Coteaux du lac Mistassini	136		
						6g	Coteaux du lac Manouane	6g-T	Coteaux du lac Manouane	137, 138, 139		
				6 est	Pessière à mousses de l'Est	6h	Collines du lac Péribonka	6h-T	Collines du lac Péribonka	140, 141, 142, 143, 144		
						6i	Hautes collines du réservoir Outardes	6i-T	Hautes collines du réservoir Manic 3	146,147,148		
								6i-S	Hautes collines du lac Guinecourt	145		
						6j	Hautes collines du lac Cacaoui	6j-T	Hautes collines du lac Cacaoui	150, 158		
								6j-S	Hautes collines des lacs Nipissis et Magpie	149, 155, 156, 157		
						6k	Coteaux de la rivière à la Croix et du lac au Griffon	6k-T	Coteaux de la rivière à la Croix et du lac au Griffon	151, 176		
						6l	Collines du lac Grand Mesnil	6l-T	Collines du lac Grand Mesnil	152, 154		
						6m	Collines de Havre-St-Pierre et de Blanc-Sablon	6m-T	Coteaux de Natashquan	159		
								6m-S	Collines des lacs Musquanousse et du Vieux Fort	160, 161, 181		
						6n	Collines du lac Musquaro	6n-T	Collines du lac Musquaro	162, 163, 164		
						6o	Coteaux du lac Fonteneau	6o-T	Coteaux du lac Fonteneau	165, 166, 167		
						6p	Coteaux du lac Caopacho	6p-T	Coteaux du lac Caopacho	168, 177, 178		
						6q	Coteaux des lacs Matonipi et Jonquet	6q-T	Coteaux des lacs Matonipi et Jonquet	173, 175		
						6r	Massif des monts Groulx	6r-T	Massif des monts Groulx	153		
	Taïga	7	Pessière à lichens	7	Pessière à lichens	7a	Contreforts des monts Otish	7a-T	Contreforts des monts Otish	174		
						7b	Coteaux de Fermont et du lac Mistinic	7b-T	Coteaux de Fermont et du lac Mistinic	180		
						7c	Coteaux des lacs Opocopa et Brûlé	7c-T	Coteaux des lacs Opocopa et Brûlé	179		
						- Régions écologiques non cartographiées						
	Toundra forestière	8	Toundra forestière	- Régions écologiques non cartographiées								
Arctique	Bas Arctique	9	Toundra arctique arbustive	- Régions écologiques non cartographiées								
		10	Toundra arctique herbacée	- Régions écologiques non cartographiées								
Sommaire pour le Québec méridional (de l'érablière à caryer cordiforme à la pessière à mousses)												
2 zones		3 sous-zones		6 domaines		11 sous-domaines bioclimatiques		45 régions écologiques		68 sous-régions écologiques	178 unités	

Annexe 4

Description de la maladie corticale du hêtre

La maladie corticale du hêtre (MCH) affecte le hêtre à grandes feuilles; elle résulte de l'action combinée d'un insecte exotique, la cochenille du hêtre (*Cryptococcus fagisuga* Lind.), d'un champignon exotique, *Neonectria faginata* et d'un champignon indigène, *Neonectria ditissima* (Enrich 1934). Plus récemment, Cale *et al.* (2015) ont proposé deux nouveaux modes d'infection dans les forêts affectées depuis plusieurs années. Ainsi, la cochenille filamenteuse (*Xylococcus betulae*) contribuerait aussi à l'infection du hêtre par *Neonectria ditissima*, tandis que la cochenille du hêtre serait plutôt associée à l'infection par *Neonectria faginata*. La MCH survient lorsque les spores des champignons s'introduisent par des blessures faites à l'écorce de l'arbre, notamment par la cochenille. Les champignons tuent les tissus de l'écorce et créent des chancres. L'accumulation de ceux-ci réduit la croissance et la vigueur (Gavin et Peart 1993, Mize et Lea 1979) ainsi que la valeur commerciale de l'arbre (Houston 1975, Kasson et Livingston 2012), et en cause éventuellement la mort (Houston 1994, Papaik *et al.* 2005).

Évolution de la MCH sur le territoire

L'évolution de la MCH sur un territoire peut être divisée en trois grandes phases (Houston 1994, Shigo 1972). Lors de la première phase, dite d'« invasion », les territoires sont récemment envahis par la cochenille et l'on peut observer les premiers foyers d'infection de la maladie. Lors de la deuxième phase, dite de « destruction », le champignon prolifère, et les premiers arbres meurent. Lors de la dernière phase, dite de « dévastation », la maladie est devenue endémique sur le territoire, et la proportion du hêtre dans le couvert principal a fortement diminué. On peut y observer quelques rares hêtres résistants (non infectés par la MCH), mais aussi des arbres infectés qui survivent cependant à la MCH. Des études dans le nord-est des États-Unis ont montré qu'environ 1 % des hêtres résistaient à la MCH (Houston 1994), et que cette résistance serait d'origine génétique (Koch et Carey 2004, Koch *et al.* 2010). Il est également important de souligner que dans la phase de dévastation, la MCH est généralement transmise aux plus petits arbres ayant survécu, ce qui permet à la MCH de persister et même de s'intensifier de nouveau avec le temps jusqu'à provoquer une forte mortalité chez les jeunes arbres. Cette dernière situation est souvent décrite comme une phase secondaire de destruction par la MCH (Giencke *et al.* 2014, Houston 1975).

Progression de la MCH

La MCH affecte les forêts de feuillus du nord-est de l'Amérique du Nord depuis le début du 20^e siècle (Hewitt 1914, Houston 1994, Twery et Patterson 1984). Depuis son introduction à Halifax

dans les années 1890, la MCH a progressé à un rythme d'environ 15 km/an dans les États de la Nouvelle-Angleterre, de New York, de Pennsylvanie et de la Virginie occidentale. Elle a aussi fait un saut discontinu pour se transporter jusqu'en Caroline du Nord, ainsi qu'au Tennessee et au Michigan (Morin *et al.* 2007). Les plus récents travaux rapportent la présence de la cochenille sur au moins 27 % de la distribution géographique du hêtre, et dans ces territoires, environ 55 % des hêtres seraient infestés par la cochenille (Morin *et al.* 2005). La plupart des superficies où l'on trouve la cochenille seraient également infectées par *Neonectria* spp. (Morin *et al.* 2007). Les prévisions sont que la MCH poursuivra sa progression d'ici 50 ans (Morin *et al.* 2007).

Au Québec, la MCH a été observée pour la première fois en 1965 près du lac Témiscouata, dans le Bas-Saint-Laurent (Lavallée 1976). Depuis ce temps, elle a progressé lentement vers l'ouest de la province. Un portrait de la situation a été récemment produit afin d'évaluer la situation de la maladie (Figure A4.1, MFFP 2015). Les limites des zones doivent être interprétées avec précaution puisqu'elles sont basées sur un faible nombre de relevés. Néanmoins, cette carte permet d'illustrer la progression de la MCH de l'est vers l'ouest. Ainsi, on peut observer que les régions du Bas-Saint-Laurent et du sud-est de la Gaspésie correspondent principalement à la zone de dévastation. Le territoire de la région de Chaudière-Appalaches, à l'est, jusqu'à la frontière de l'Ontario, à l'ouest, et jusqu'à la frontière des États-Unis, au sud, serait situé surtout dans la zone de destruction. On remarque que cette zone progresse sur la rive nord dans les régions de Québec, de la Mauricie, de Lanaudière et de Laval. Finalement, la région s'étendant de l'ouest de la ville de Québec sur la rive nord du Saint-Laurent jusqu'au sud du Témiscamingue correspond à la zone d'invasion.

Facteurs prédisposants

Des études réalisées dans le nord-est des États-Unis et au Québec ont déterminé plusieurs facteurs prédisposant le hêtre à la MCH, comme les conditions climatiques, les facteurs de station, la composition et la structure des peuplements, ainsi que les facteurs physiologiques.

Parmi les conditions climatiques, les températures hivernales clémentes, les périodes de sécheresse estivale et les faibles précipitations d'automne prédisposeraient les peuplements à la MCH et à la mortalité du hêtre. Selon Houston et Valentine (1988), la cochenille du hêtre ne survivrait pas à des températures inférieures à -34°C ni à de fortes précipitations ($> 100\text{ mm}$) durant l'automne. Ces dernières peuvent lessiver les cochenilles situées sur l'écorce et nuire à la production et la dissémination des spores de *Neonectria* et, par conséquent, ralentir le processus d'infection.

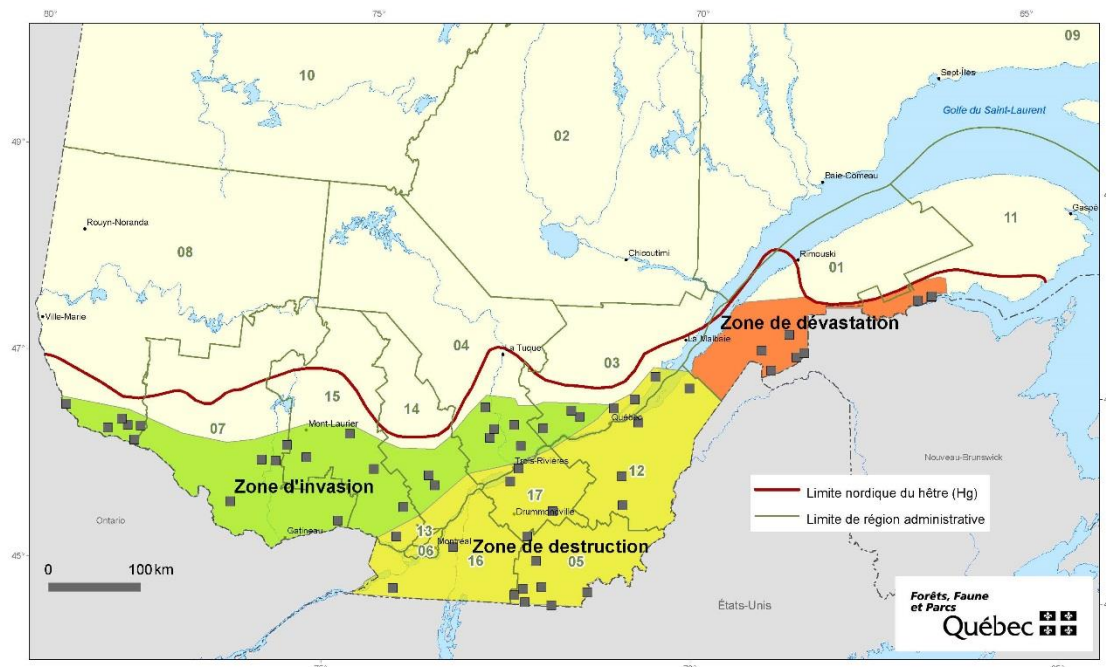


Figure A4.1 Zones associées aux trois phases de progression de la MCH au Québec en 2013 (MFFP 2015).

Parmi les facteurs de station, la pente et l'exposition pourraient être corrélées avec la sévérité de la MCH. Twery et Patterson (1984) ont observé plus de défauts attribuables à la MCH sur les arbres en bas de pente. Selon ces auteurs, cette position topographique pourrait fournir plus de protection contre les extrêmes de température et d'humidité pour la cochenille du hêtre et pour *Neonectria*. Munck et Manion (2006) ont constaté, dans les peuplements en phase de dévastation, que les défauts caractéristiques de la maladie étaient plus nombreux sur les arbres situés sur les versants avec des pentes de 16 % ou plus. Sur ces pentes, la proportion d'arbres avec présence de *Neonectria* était plus élevée dans les peuplements exposés à l'est que ceux exposés à l'ouest, alors que les cochenilles étaient plus abondantes dans les peuplements exposés à l'ouest. Les conditions plus ensoleillées (et donc, plus sèches) des peuplements exposés à l'ouest pourraient, d'une part, contribuer au déclin du hêtre déjà affecté par la MCH, et d'autre part, favoriser les stress hydriques rendant les arbres plus vulnérables à l'infestation par la cochenille du hêtre. Les travaux de McCann et MacDonald (2013) suggèrent que plus la pente est élevée, moins il y aurait d'infections par *Neonectria*. Cela peut s'expliquer par une plus grande exposition des hêtres à des vents défavorables à la cochenille et à l'infection par *Neonectria*.

La composition en essences des peuplements a également été examinée afin d'expliquer la prévalence de la maladie. Une relation positive entre la sévérité de la maladie et la surface terrière du hêtre a été observée à l'échelle spatiale d'une centaine d'hectares, mais pas à de plus petites échelles (Griffin *et al.* 2003). Les auteurs concluent que la dispersion de la maladie sur de longues

distances pourrait dépendre de la densité du hêtre, tandis que les conditions locales contrôlèrent la sévérité de la maladie dans chaque peuplement. Dans une autre étude, McCann et MacDonald (2013) ont observé une corrélation négative entre la densité des essences autres que le hêtre et la présence de *Neonectria*.

Parmi les facteurs physiologiques, de faibles teneurs en phosphore et en composés phénoliques dans l'écorce pourraient prédisposer le hêtre à la MCH (Cale *et al.* 2015). D'autres auteurs ont trouvé que la MCH était plus sévère sur les arbres ayant une concentration élevée en azote (N) dans l'écorce (Latty *et al.* 2003). La composition foliaire pourrait aussi être un indicateur de la susceptibilité à la MCH. Ainsi, la probabilité d'infection par la MCH serait plus forte pour un arbre ayant un rapport azote/phosphore (N/P) élevé dans son feuillage, mais plus faible pour un arbre ayant un rapport zinc/manganèse (Zn/Mn) élevé (Ouimet *et al.* 2015). Selon ces auteurs, la baisse du P par rapport à N pourrait être liée au degré d'acidification du sol, tandis que le rapport Zn/Mn serait un indicateur du drainage. Les conditions d'acidification du sol et de drainage déficient pourraient donc réduire la vigueur des arbres et, conséquemment, leur résistance à la maladie.

Effets de la MCH sur la dynamique forestière

Mortalité

La mortalité induite par la MCH durant la phase de destruction peut influencer la dynamique forestière à court terme. Plusieurs études réalisées dans le nord-est des États-Unis ont rapporté une forte mortalité à la suite de l'infestation par la MCH et un déclin du hêtre dans le couvert dominant (Gavin et Peart 1993, Kasson et Livingston 2012, Mize et Lea 1979, Runkle 1990, Twery et Patterson 1984). Le pourcentage de mortalité des tiges de hêtre peut atteindre 50 % (environ 12 % par année) après les 4 premières années de la phase de destruction, notamment lorsque des facteurs climatiques prédisposants tels que la sécheresse et des hivers plus doux sont observés, comme ce fut le cas dans le nord du Maine (Kasson et Livingston 2012). En général, les pourcentages de mortalité observés dans l'ensemble du nord-est des États-Unis sont plus faibles, mais ils augmentent avec le temps depuis l'infestation. Dans l'est des États-Unis, Morin *et al.* (2015) ont observé une mortalité annuelle de 3,0 % des tiges de hêtre dans des forêts non infestées par la cochenille du hêtre, de 2,4 % pour celles infectées par la MCH depuis 1 à 15 ans, de 11,2 % pour celles infectées par la MCH depuis 16 à 39 ans et de 10,5 % pour celles infectées depuis plus de 40 ans. Cependant, malgré ces pourcentages de mortalité plus élevés après l'infestation par la MCH, plusieurs études semblent indiquer qu'à plus long terme, la proportion du hêtre pourrait de nouveau augmenter, notamment à cause d'un recrutement important de cette essence (Forrester *et al.* 2003, Garnas *et al.* 2011, Morin et Liebhold 2015). Néanmoins, la distribution diamétrale du hêtre dans les peuplements affectés par la MCH pourrait être très différente de celle initialement observée, puisque les tiges de plus fort diamètre ont un pourcentage de mortalité plus élevé

(Forrester *et al.* 2003, Garnas *et al.* 2011, Griffin *et al.* 2003, Mize et Lea 1979, Roy et Nolet 2015, Twery et Patterson 1984). Par conséquent, la distribution diamétrale du hêtre devrait comprendre plus de petites tiges qu'avant l'apparition de la maladie (Busby et Canham 2011, Garnas *et al.* 2011, Munck et Manion 2006).

Au Québec, à partir de relevés effectués de 2008 à 2013, la Direction de la protection des forêts (DPF) (MFFP 2014) a observé une mortalité de 20 à 30 % des tiges de hêtre dans la zone de dévastation (Gaspésie et Bas-Saint-Laurent). Des pourcentages de mortalité plus variables sont obtenus dans la zone de destruction (3 à 28 %; Chaudière-Appalaches, Estrie, Montérégie, Capitale-Nationale, Mauricie) et dans la zone d'invasion (5 à 23 %; Lanaudière, Laurentides, Outaouais, Abitibi-Témiscamingue). Néanmoins, dans une étude réalisée en Outaouais, Roy et Nolet (2015) ont observé un pourcentage de mortalité moyen de 8,3, 10,4 et 31,9 % des tiges dans les placettes se trouvant respectivement dans des peuplements en phase d'invasion, de destruction et de dévastation de la MCH, comparativement à un pourcentage moyen de 3 % dans les placettes où la MCH n'était pas présente.

L'analyse effectuée dans cet avis scientifique à partir des PET du 4^e programme décennal d'inventaires forestiers (2003-2014) montre également que l'abondance relative des tiges de hêtre mortes sur pied semble varier selon les régions. Une mortalité représentant 27 et 33 % de la surface terrière a été observée dans les sous-régions écologiques 4fT et 4fM, respectivement (Tableau 1.7 de cet avis). Ces sous-régions du Bas-Saint-Laurent sont caractérisées par la phase de dévastation. On observe aussi une abondance relative des tiges de hêtre mortes sur pied de 7 % dans la région 4gT située en Gaspésie, ce qui est plus élevé que la moyenne dans la zone tempérée nordique. Dans les autres régions, l'analyse des PET montre que l'abondance relative des hêtres morts est inférieure ou égale à 4 %. D'autres études ont également observé une mortalité plus faible du hêtre que celle observée ces dernières années dans la région du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie. Duchesne *et al.* (2005) ont rapporté un taux de mortalité annuel du hêtre variant de 0 à 1,8 % de la surface terrière dans 12 érablières du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RESEF) au cours de la période (1986-1990) à (1996-2000). Duchesne et Ouimet (2008), quant à eux, ont observé que le taux de mortalité annuel du hêtre a augmenté au cours des dernières décennies, passant de 1,0 % de la surface terrière entre la 1^{re} et la 2^e campagne de mesure dans le réseau de PEP, à 1,7 % entre la 3^e et la 4^e campagne de mesure. Le recrutement du hêtre au cours de ces périodes a cependant compensé les pertes occasionnées par la mortalité. Par conséquent, la surface terrière totale du hêtre est demeurée inchangée au cours de la période.

Accroissement

Les hêtres qui survivent à la MCH ont un accroissement réduit. Des réductions de l'accroissement en diamètre de l'ordre de 26 à 40 %, comparativement aux périodes préinfection ou aux arbres non infectés, ont été observées dans le nord-est des États-Unis (Mize et Lea 1978, Gavin et Peart 1993). Busby et Canham (2011) ont aussi observé un accroissement annuel plus faible en diamètre dans les peuplements affectés par la MCH depuis plusieurs années, comparativement aux peuplements récemment affectés. Ces auteurs ont aussi observé que la relation entre le DHP et l'accroissement en diamètre varie selon le temps depuis l'infection. Dans les forêts affectées depuis plusieurs années, l'accroissement annuel en diamètre était négativement corrélé avec le DHP, tandis que dans les forêts plus récemment affectées, la relation entre le DHP et l'accroissement était positive. Ces résultats indiquent donc que la décroissance augmente en fonction du DHP dans les peuplements affectés depuis plusieurs années.

La mortalité du hêtre causée par la MCH peut également avoir un effet positif sur l'accroissement des essences compagnes à l'échelle du peuplement. À ce propos, Digregorio *et al.* (1999) ont observé une augmentation de l'accroissement radial annuel de 30 % des arbres situés près des ouvertures créées par les hêtres morts dans des peuplements de feuillus de seconde venue dans l'État de New York. De plus, dans les peuplements de pruche et de hêtre affectés par la MCH au Massachusetts et au New Hampshire, Twery et Patterson (1984) ont observé que la mortalité du hêtre avait favorisé l'accroissement en surface terrière de la pruche. Toutefois, à l'échelle du paysage, cet effet positif ne semble pas se concrétiser par une augmentation de l'importance des essences compagnes (Garnas *et al.* 2011).

Régénération

L'abondance du hêtre en régénération observée dans les peuplements a fait naître l'hypothèse que la production de drageons racinaires soit stimulée chez les arbres parents en perte de vigueur ou morts à cause de la MCH, ou encore, après leur récolte (Houston 1975, 1994). Toutefois, Jones et Raynal (1988) ont trouvé que la vigueur des parents n'avait qu'un faible effet sur la production de drageons, pourvu que les parents restent vivants. Par ailleurs, MacKenzie (2005) a montré que les arbres affectés par la MCH produisent moins de drageons que ceux non affectés. Selon une étude récente sur la distribution spatiale des petits massifs de gaules du hêtre (Giencke *et al.* 2014), l'abondance des gaules du hêtre a augmenté près des arbres qui étaient très affectés par la MCH, mais aussi autour des hêtres et des érables à sucre morts. Selon ces études, cette prolifération des gaules autour des arbres peu vigoureux et morts serait probablement liée à la pénétration accrue de lumière sous le couvert.

À l'échelle de l'ensemble des États du nord-est des États-Unis, Morin et Liebhold (2015) ont montré que la densité des semis du hêtre était beaucoup plus forte dans les régions infestées par la MCH, et que la tendance inverse était observée pour l'érable à sucre. Garnas *et al.* (2011) ont également observé une augmentation de l'abondance des gaules du hêtre avec la durée de la période d'infection, mais peu de changement dans l'abondance de l'érable à sucre. Ces résultats semblent indiquer que la régénération prolifique du hêtre dans les érablières perturbées par la MCH peut nuire à la régénération de l'érable à sucre et avoir un impact important sur la succession forestière à plus long terme.

En conclusion, la maladie corticale est en progression dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Au Québec, elle a déjà causé une forte mortalité dans les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie. Avec la progression de la maladie, on observe déjà une mortalité accrue dans les régions plus à l'ouest. Cette mortalité risque de continuer à augmenter au cours des prochaines années.

Bien que la mortalité du hêtre soit souvent importante dans les forêts infectées par la MCH, les études réalisées dans le nord-est des États-Unis indiquent que cette essence peut persister et même se maintenir en forte proportion après l'infection. Néanmoins, les forêts infectées contiennent moins de tiges de hêtre de gros diamètre, et l'accroissement des tiges infectées ainsi que la valeur commerciale de celles-ci sont moindres. De plus, la régénération accrue du hêtre dans les érablières perturbées par la MCH semble se faire au détriment des essences compagnes comme l'érable à sucre. Conséquemment, les effets de la MCH sur la dynamique forestière devraient dorénavant être sérieusement pris en compte lors de l'élaboration des stratégies d'aménagement des érablières.

Références

- Busby, P.E. et C.D. Canham, 2011. *An exotic insect and pathogen disease complex reduces aboveground tree biomass in temperate forests of eastern North America*. Can. J. For. Res. 41: 401-411
- Cale, J. A., S.A. Teale, M.T. Johnston, G.L. Boyer, K.A. Perri et J.D. Castello, 2015. *New ecological and physiological dimension of beech bark disease development in aftermath forests*. For. Ecol. Manage. 336: 99-108.
- Digregorio, L.M., M.E. Krasny et T.J. Fahey, 1999. *Radial growth trends of sugar maple (Acer saccharum) in an Allegheny northern hardwood forest affected by beech bark disease*. J. Torrey Bot. Soc. 126: 245-254.

- Duchesne, L., R. Ouimet, J.-D. Moore et R. Paquin, 2005. *Changes in structure and composition of maple—beech stands following sugar maple decline in Quebec, Canada*. For. Ecol. Manage. 208: 223-236.
- Duchesne, L., R. Ouimet, 2008. *Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970-2005*. For. Ecol. Manage. 255: 3001-3012.
- Ehrlich, J., 1934. *The beech bark disease. A Nectria disease of Fagus, following Cryptococcus fagi (Baer.)*. Can. J. For. Res. 10: 593-692.
- Forrester, J.A., G.G. McGee et M.J. Mitchell, 2003. *Effects of beech bark disease on aboveground biomass and species composition in a mature northern hardwood forest, 1985 to 2000*. J. Torrey Bot. Soc. 130(2): 70-78.
- Gavin, D.G. et D.R. Peart, 1993. *Effects of beech bark disease on the growth of American beech (Fagus grandifolia)*. Can. J. For. 23(8): 1566-1575.
- Garnas, J.R., M.P. Ayres, A.M. Liebhold et C. Evans, 2011. *Subcontinental impacts of an invasive tree disease on forest structure and dynamics*. J. Ecol. 99: 532-541.
- Giencke L.M., M. Dovciak, G. Mountrakis, J.A. Cale et M.J. Mitchell, 2014. *Beech bark disease: spatial patterns of thicket formation and disease spread in an aftermath forest in the northeastern United States*. Can. J. For. Res. 44: 1042-1050.
- Griffin, J.M., G.M. Lovett, M.A. Arthur et K.C. Weathers, 2003. *The distribution and severity of beech bark disease in the Catskill Mountains, N.Y.* Can. J. For. Res. 33(9): 1754-1760.
- Hewitt, C.G., 1914. *Note on the occurrence of the felted beech coccus Cryptococcus fagi (Baerens) Dougl. in Nova Scotia*. Can. Entomol. 46(1): 15-16.
- Houston, D.R., 1975. *Beech bark disease—the aftermath forests are structured for a new outbreak*. J. For. 73(10): 660-663.
- Houston, D.R., 1994. *Major new tree disease epidemics: beech bark disease*. Annu. Rev. Phytopathol. 32(13): 75-87.
- Houston, D.R. et H.T. Valentine, 1988. *Beech bark disease: the temporal pattern of cankering in the aftermath forests of Maine*. Can. J. For. Res. 18: 38-42.
- Jones, R.H. et D.J. Raynal, 1988. *Root sprouting in American beech (Fagus grandifolia): Effects of root injury, root exposure, and season*. For. Ecol. Manage. 25(2): 79-90.

- Kasson, M.T. et W.H. Livingston, 2012. *Relationships among beech bark disease, climate, radial growth response and mortality of American beech in northern Maine, USA*. For. Pathol. 42(3): 199-212.
- Koch, J.L. et D.W. Carey, 2004. *Controlled cross-pollinations with American beech trees that are resistant to beech bark disease*. Dans : Yaussey, D.A., D.M. Hix, R.P. Long. et P.C. Goebel (éds). *Proceedings of the 14th Central Hardwood Conference*. Wooster, OH (États-Unis), March 16-19, 2004. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Gen. Tech. Rep. NE-316. Newton Square, PA (États-Unis). p. 358-364.
- Koch, J.L., D.W. Carey, M.E. Mason et C.D. Nelson, 2010. *Assessment of beech scale resistance in full- and half-sibling American beech families*. Can. J. For. Res. 40: 265-272.
- Latty, E.F., C.D. Canham, P.L. Marks, 2003. *Beech bark disease in northern hardwood forests: the importance of nitrogen dynamics and forest history for disease severity*. Can. J. For. Res. 33: 257-268.
- Lavallée, A., 1976. *La maladie corticale du hêtre. Dix ans d'existence au Québec*. Gouvernement du Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides. Rapport d'information LAU-X-12. 14 p.
- MacKenzie, M., 2005. *Survival of the fittest: beech bark disease-resistant trees will leave more offspring*. Dans : Evans, C.A., J.A. Lucas et M.J. Twery Beech (éds). *Beech Bark Disease: Proceedings of the Beech Bark Disease Symposium*. Saranac Lake, NY (États-Unis). 16-18 June 2004. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Gen. Tech. Rep. NE-331. p. 65-67.
- McCann, D.P. et W.L. MacDonald, 2013. *Preliminary report of ecological factors influencing incidence and severity of beech bark disease in the Appalachian region*. Dans : Miller, G.W., T.M. Schuler, K.W. Gottschalk, J.R. Brooks, S.T. Grushecky, B.D. Spong et J.S. Rentch (éds.). *Proceedings of the 18th Central Hardwood Forest Conference*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. Morgantown, WV (États-Unis). Gen. Tech. Rep. NRS-P-117. p. 169-181.
- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2014. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises — 2013*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la protection des forêts. 60 p.
[\[https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2013-p.pdf\]](https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2013-p.pdf)

- [MFFP] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 2015. *Insectes, maladies et feux dans les forêts québécoises — 2014*. Gouvernement du Québec, ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la protection des forêts. 48 p.
[<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/fimaq/insectes/bilan-2014-p.pdf>]
- Mize, C.W. and R.V. Lea, 1979. *The effect of the beech bark disease on the growth and survival of beech in northern hardwoods*. Eur. J. For. Pathol. 9: 242-248.
- Morin, R.S. et A.M. Liebhold, 2015. *Invasions by two non-native insects alter regional forest species composition and successional trajectories*. For. Ecol. Manage. 341: 67-74.
- Morin, R. S., A.M. Liebhold, E.R. Luzader, A.J. Lister, K.W. Gottschalk et D.B. Twardus. 2005. *Mapping host-species abundance of three major exotic forest pests*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station, Newtown Square, PA (États-Unis). Research Paper NE-726. 11 p.
[<https://www.treeseearch.fs.fed.us/pubs/7930>]
- Morin, R.S., A.M. Leibhold, P.C. Tobin, K.W. Gottschalk et E. Luzader, 2007. *Spread of beech bark disease in the eastern United States and its relationship to regional forest composition*. Can. J. For. Res. 37: 726-736.
- Morin, R.S., K.C. Randolph et J. Steinman, 2015. *Mortality rates associated with crown health for eastern forest species*. Environ. Monit. Assess. 187:87 doi:10.1007/s10661-015-4332-x (En ligne 6 février 2015).
- Munck, I.A. et P.D. Manion, 2006. *Landscape-level impact of beech bark disease in relation to slope and aspect in New York State*. For. Sci.: 52(5): 503-510.
- Ouimet, R., L. Duchesne et J.-D. Moore, 2015. *Relation entre la composition foliaire et la présence de la maladie corticale du hêtre dans les stations du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers du Québec*. Phytoprotection : 95(1): 32-37.
- Papaik, M.J, C.D. Canham, E.F. Latty et K.D. Woods, 2005. *Effects of an introduced pathogen on resistance to natural disturbance: beech bark disease and windthrow*. Can. J. For. Res. 35(8): 1832-1843. doi:10.1139/x05-116.

- Roy, M-E. et P. Nolet, 2015. *Typologie et caractérisation spatiale de l'envahissement et de la maladie corticale du hêtre en Outaouais*. Institut des Sciences de la Forêt tempérée. Université du Québec en Outaouais. Ripon, QC. Rapport technique. 62 p. + annexes. [https://isfort.uqo.ca/sites/isfort.uqo.ca/files/fichiers/publications_ISFORT/typologie_et_caracterisation_spatiale_de_lenvahissement_et_de_la_maladie_corticale_du_hetre_en_outaouais.pdf]
- Runkle, J.R., 1990. *Eight years change in an old Tsuga canadensis woods affected by beech bark disease*. Bull. Torrey Bot Club 117(4): 409-419.
- Shigo, A.L., 1972. The beech bark disease today in the northeastern U.S. J. For. 70: 286-289.
- Twery, M.J. et W.A. Patterson III, 1984. *Variations in beech bark disease and its effects on species composition and structure of northern hardwood forest stands in central New England*. Can. J. For. Res. 14(4): 565-574. doi:10.1139/x84-104.

Annexe 5

Indice de succession

L'indice de succession d'une essence donnée dans un peuplement forestier est un indicateur de sa trajectoire d'évolution dans la composition du couvert forestier. Il permet de comparer la représentativité d'une essence parmi les petites et grosses tiges dans le couvert, à l'intérieur de peuplements de structures et de compositions diverses. Ainsi, l'indice de succession consiste à évaluer la différence entre la densité relative (nombre de tiges) et l'abondance relative (surface terrière) d'une essence.

L'indice de succession dérive du calcul suivant :

$$\text{Indice de succession} = \text{Densité relative (\%)} - \text{Surface terrière relative (\%)} \quad [1]$$

où

$$\text{Densité relative (\%)} = 100 \times \frac{\text{Densité essence (nb.tiges/ ha)}}{\text{Densité totale (nb.tiges/ ha)}} \quad [2]$$

et

$$\text{Surface terrière relative (\%)} = 100 \times \frac{\text{Surface terrière essence (m}^2\text{/ ha)}}{\text{Surface terrière totale (m}^2\text{/ ha)}} \quad [3]$$

La surface terrière d'une essence donnée ou d'une placette entière peut être calculée à partir du diamètre moyen quadratique (DMQ , en cm) par les formules suivantes :

$$\text{Surface terrière essence (m}^2\text{/ ha)} = \text{Densité essence (nb.tiges/ ha)} \times \frac{\pi \times (DMQ_{\text{essence}} / 100)^2}{4} \quad [4]$$

et

$$\text{Surface terrière totale (m}^2\text{/ ha)} = \text{Densité totale (nb.tiges/ ha)} \times \frac{\pi \times (DMQ_{\text{totale}} / 100)^2}{4} \quad [5]$$

Le DMQ se calcule à partir de l'inventaire de placettes (équations 6 et 7) :

Pour une placette circulaire :

$$DMQ = \sqrt{\frac{\sum (N_i \times D_i^2)}{\sum N_i}} \quad [6]$$

où DMQ est le diamètre moyen quadratique (cm) et

N_i est le nombre d'arbres à l'hectare dans la classe de diamètre D_i .

Au prisme (CST-2),

$$DMQ = \sqrt{\frac{\sum (N_i \times FA_j \times D_i^2)}{\sum (N_i \times FA_j)}} \quad [7]$$

où DMQ est le diamètre moyen quadratique (cm),

N_i est le nombre d'arbres à l'hectare sélectionnés dans la classe de diamètre D_i , et

FA_j est le facteur d'arbre pour chaque classe de diamètre.

En appliquant les équations [5], [4], [3] et [2] dans l'équation [1], nous obtenons :

$$Indice \ de \ succession = 100 \times \frac{Densité \ essence \ (nb.tiges / ha)}{Densité \ totale \ (nb.tiges / ha)} \times \left(1 - \frac{DMQ_{essence}^2}{DMQ_{total}^2} \right) \quad [8]$$

L'équation [8] montre que seules les différences en diamètre de l'essence donnée par rapport au peuplement contrôlent le signe (positif ou négatif) de l'indice de succession : lorsque le diamètre moyen quadratique d'une essence donnée est plus petit que celui de l'ensemble du peuplement, l'indice de succession est positif. En revanche, lorsque le diamètre moyen quadratique d'une essence donnée est plus grand que celui de l'ensemble du peuplement, l'indice de succession est négatif.

Annexe 6

Tentative de modélisation

Objectifs des travaux de modélisation

Le comité scientifique avait reçu le mandat de fournir rapidement des connaissances scientifiques sur l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre. Par conséquent, nous avons entrepris des travaux de modélisation pour déterminer le pouvoir prédictif des variables environnementales sur la présence du hêtre et de l'érable à sucre.

Bases de données utilisées

Nous avons pour objectif de développer des équations permettant de prévoir la représentation relative du hêtre et de l'érable à sucre dans la strate des gaules ($DHP \leq 9,0$ cm) et celle des arbres marchands ($DHP > 9,0$ cm). Pour ce faire, nous avons utilisé à la fois les placettes-échantillons temporaires (PET) du 4^e inventaire écoforestier et les dernières mesures prises dans les placettes-échantillons permanentes (PEP) de la Direction des inventaires forestiers du Québec. Chaque jeu de données possède des avantages : les PET sont beaucoup plus nombreuses (88 996 PET versus 9 007 PEP pour les domaines bioclimatiques 1 à 5), mais certaines variables écologiques et pédologiques ne sont disponibles que pour les PEP.

Choix des variables réponses

Nous avons choisi, d'une part, quatre variables réponses pour modéliser l'abondance du hêtre et de l'érable à sucre dans la strate marchande, et d'autre part, la dynamique unissant la strate de gaules et la strate marchande de ces deux mêmes essences :

- 1) l'abondance relative totale en surface terrière du hêtre (St_Ha_Heg_Rel);
- 2) l'abondance relative totale en surface terrière de l'érable à sucre (St_Ha_Ers_Rel);
- 3) la différence entre l'abondance relative en surface terrière du hêtre dans la strate de gaules et l'abondance relative en surface terrière du hêtre dans la strate marchande (Delta_St_Rel_Heg28);
- 4) la différence entre l'abondance relative en surface terrière de l'érable à sucre dans la strate de gaules et l'abondance relative en surface terrière de l'érable à sucre dans la strate marchande (Delta_St_Rel_Ers28).

L'abondance relative du hêtre et celle de l'érable à sucre ont été calculées en divisant la surface terrière totale de chaque essence par la surface terrière totale du peuplement (y compris les tiges d'essences non commerciales).

Variables explicatives

Nous avons considéré un ensemble de variables explicatives pour prédire les variables réponses (Tableau A6.1) en intégrant au jeu de données des variables provenant du mesurage des placettes-échantillons, l'information provenant de l'interpolation des variables climatiques effectuée avec le logiciel BioSIM (Régnière *et al.* 2014), une estimation des valeurs des dépositions atmosphériques et les résultats de l'analyse chimique des sols des PEP. Nous avons effectué une première sélection afin d'éliminer les variables trop reliées les unes aux autres, grâce à des analyses en composantes principales (Legendre et Legendre 1998) réalisées séparément sur les variables climatiques, les variables des dépositions atmosphériques et les variables de sols. Pour chacun de ces trois groupes, nous avons choisi une variable pour chacun des axes exprimant une valeur propre minimale de 1. Ensuite, nous avons intégré l'ensemble des variables choisies dans les trois groupes ainsi que les variables continues issues directement des mesures des placettes-échantillons dans une régression linéaire. Finalement, nous avons calculé le facteur d'inflation de la variance (VIF) pour chaque variable (Belsley *et al.* 1980) et conservé seulement celles produisant un VIF inférieur à 5. Cette valeur est conservatrice par rapport à la limite de 10 suggérée par Belsley *et al.* (1980), mais assure de ne pas inclure des variables trop corrélées dans le modèle.

Tableau A6.1. Liste des variables explicatives considérées dans les modèles.

Variable	Définition	Source ¹¹
DHPCMTOT	Diamètre moyen quadratique des tiges de DHP > 1 cm (cm)	PEP
DHPCMTOT_10P	Diamètre moyen quadratique des tiges de DHP > 9 cm (cm)	PEP
NB_HATOT	Densité des tiges de plus DHP > 1 cm (nb/ha)	PEP
NB_HATOT_10P	Densité des tiges de plus DHP > 9 cm (nb/ha)	PEP
NB_HATOT_24P	Densité des tiges de plus de DHP > 23 cm (nb/ha)	PEP
NB_HATOT_222	Densité des tiges de 1,1 cm ≤ DHP ≤ 23 cm (nb/ha)	PEP
NB_HATOT_1022	Densité des tiges de 9,1 ≤ DHP ≤ 23 cm (nb/ha)	PEP
ST_M2HATOT	Surface terrière totale des tiges de DHP > 1 cm (m ² /ha)	PEP et PET

(suite)

¹¹ PEP : placettes-échantillons permanentes; PET : placettes-échantillons temporaires; NatChem : Base de données nationale canadienne sur la chimie de l'atmosphère.

Tableau A6.1. (suite)

Variable	Définition	Source
ST_M2HATOT_10P	Surface terrière totale des tiges DHP > 9 cm de DHP (m ² /ha)	PEP
ST_M2HATOT28	Surface terrière totale des tiges de 1 < DHP ≤ 9 cm (m ² /ha)	PEP
ST_M2HATOT24P	Surface terrière totale des tiges de DHP > 23 cm (m ² /ha)	PEP
ST_M2HATOT222	Surface terrière totale des tiges 1,1 cm ≤ DHP ≤ 23 cm (m ² /ha)	PEP
ST_M2HATOT_1022	Surface terrière totale des tiges de 9,1 ≤ DHP ≤ 23 cm (m ² /ha)	PEP
NB_HA_COUPE	Nombre d'arbres marchands coupés dans la période (nb/ha)	PEP
NB_HA_MORT	Nombre d'arbres marchands morts dans la période (nb/ha)	PEP
ST_M2HA_COUPE	Surface terrière marchande coupée dans la période (m ² /ha)	PEP
ST_M2HA_MORT	Surface terrière marchande des arbres morts dans la période (m ² /ha)	PEP
DENS_CERF_2000	Densité de cerfs en 2000 (nb/km ²)	PEP
DENS_CERF_2008	Densité de cerfs en 2008 (nb/km ²)	PEP
AGE	Classe d'âge du peuplement	PEP et PET
LATITUDE	Latitude (degrés décimaux)	PEP et PET
LONGITUDE	Longitude (degrés décimaux)	PEP et PET
ALTI_M	Altitude (m)	PEP et PET
DOM_BI	Code du domaine bioclimatique	PEP et PET
SDOM_BIO	Code du sous-domaine bioclimatique	PEP et PET
REG_ECO	Code de la région écologique	PEP et PET
ORIGINE	Code de perturbation majeure	PEP et PET
PERTUB	Code de perturbation partielle	PEP et PET
VERSANT	Versant	PEP et PET
SITUAPENTE	Situation sur la pente	PEP
FORMEPENTE	Forme de la pente	PEP
TYPEHUMUS	Type d'humus	PEP
EXPOSITION	Orientation magnétique de la pente	PEP
EPMATORG	Épaisseur de la matière organique (cm)	PEP
POURCPIERR	Pourcentage en volume constitué de particules de plus de 2 mm de diamètre	PEP
PH_HUMUS	pH de l'humus	PEP
PH_HORIZB	pH de l'horizon B	PEP
PCSABLE	Pourcentage de sable dans l'horizon B	PEP

(suite)

Tableau A6.1. (suite)

Variable	Définition	Source
PCLIMGR	Pourcentage de limon grossier dans l'horizon B	PEP
PCLIMFN	Pourcentage de limon fin dans l'horizon B	PEP
PCLIMON	Pourcentage de limon total dans l'horizon B	PEP
PCARGILE	Pourcentage d'argile dans l'horizon B	PEP
CLTEXT1	Texture selon la classification canadienne des sols horizon B	PEP
CLTEXT2	Grande classe de texture (S : sable, L : limon, A : argile)	PEP
LG_PROFIL	Longueur du profil de sol (cm)	PEP
CL_DRAI	Classe de drainage	PEP et PET
CL_DRAI1	Premier caractère de la classe de drainage	PEP et PET
CL_DRAI_GR	Classes de drainage regroupées selon 4 niveaux : bon (0-1-2), modéré (3), imparfait (4), mauvais (5-6)	PEP et PET
DEPOT	Code de dépôt de surface	PEP et PET
DEPOT_EPAIS	Codes de dépôt de surface regroupés selon 4 niveaux d'épaisseur	PEP et PET
DEPOT_TYPE	Codes de dépôt de surface regroupés selon 10 types (glacier, fluvio, lac, marin, roche, etc.)	PEP et PET
TYPE_ECO	Code du type écologique	PEP et PET
VEG_POT	Code de la végétation potentielle	PEP et PET
MILIEU_PHY	Code du milieu physique, 4 ^e caractère du type écologique	PEP et PET
SB_B	Saturation en bases de l'horizon B (%)	PEP
KMG_	Rapport K/Mg échangeable de l'horizon B (eq/eq)	PEP
CAMG_B	Rapport Ca/Mg de l'horizon B (eq/eq)	PEP
CAAL_B	Rapport Ca/Al échangeable de l'horizon B (mol/mol)	PEP
SB_H	Saturation en bases de l'humus (%)	PEP
KMG_H	Rapport K/Mg échangeable de l'humus (eq/eq)	PEP
CAMG_H	Rapport Ca/Mg échangeable de l'humus (eq/eq)	PEP
CAAL_H	Rapport Ca/Al échangeable de l'humus (mol/mol)	PEP
DEPATM_CB	Dépôts atmosphériques en cations basiques pour 1999-2002 (eq/ha/an)	NatChem
DEPATM_N	Dépôts atmosphériques en azote pour 1999-2002 (eq/ha/an)	NatChem
DEPATM_S	Dépôts atmosphériques en sulfates pour 1999-2002 (eq/ha/an)	NatChem
CHARG_CRIT	Charge critique d'acidité (eq/ha/an)	NatChem
EXC_ACID	Dépassement de la charge critique d'acidité (eq/ha/an)	NatChem

(suite)

Tableau A6.1. (suite et fin)

Variable	Définition	Source
DEGJOUR	Degrés-jours sur une base annuelle (°C jour)	BioSIM
PREC_TOT	Précipitations annuelles totales (mm)	BioSIM
PREC_UTIL	Précipitations totales des mois de juin, juillet et août (mm)	BioSIM
PREC_SAISON	Précipitations totales de la saison de croissance (mm)	BioSIM
TMIN	Température minimale moyenne (°C)	BioSIM
TMOY	Température annuelle moyenne (°C)	BioSIM
TMAX	Température maximale moyenne (°C)	BioSIM
TMOY_SAISON	Température moyenne de la saison de croissance (°C)	BioSIM
TMOY_JUIL	Température moyenne du mois de juillet (°C)	BioSIM
JOURS_SANSSEL	Nombre total de jours sans gel (jours)	BioSIM
JOURS_SANSSELCL	Nombre de jours consécutifs sans gel (jours)	BioSIM
SAISON	Durée de la saison de croissance (jours)	BioSIM
DERN_JOURSEL	Dernier jour de gel (jour julien)	BioSIM
PREM_JOURSEL	Premier jour de gel (jour julien)	BioSIM
DPV	Déficit de pression de vapeur (mbar)	BioSIM
DPV_UTIL	Déficit de pression de vapeur pour les mois de juin, juillet et août (mbar)	BioSIM
ARIDITE	Indice d'aridité (cm)	BioSIM
NEIGE_PROP	Proportion de précipitations sous forme de neige (%)	BioSIM
NEIGE	Précipitations sous forme de neige (mm d'eau)	BioSIM
RAD	Rayonnement global (MJ/m²)	BioSIM
RAD_SAISON	Rayonnement solaire durant la saison de croissance (MJ/m²)	BioSIM

Analyses statistiques

Nous avons modélisé les quatre variables réponses à l'aide de régressions linéaires généralisées avec une distribution binomiale, une distribution de Poisson, une distribution de Poisson avec surplus de zéros et une distribution Bêta, ainsi qu'à l'aide d'arbres de régression augmentés (BRT; Elith *et al.* 2008). Malgré la multiplicité des approches utilisées et la diversité des variables explicatives incluses dans les bases de données, tous les modèles développés se sont avérés biaisés et imprécis.

Conclusion

Les tentatives de modélisation n'ont pas permis de prédire adéquatement l'abondance du hêtre et de l'érable à sucre en fonction des variables environnementales. En conséquence, le comité a privilégié une approche descriptive pour caractériser l'abondance des deux essences en fonction des conditions environnementales présentes dans leur aire de répartition (voir le chapitre 2).

Références

- Belsley, D.A., E. Kuh et R.E. Welsh, 1980. *Regression diagnostics*. John Wiley and Sons, New York, NY (États-Unis). 300 p.
- Elith, J., J.R. Leathwick, et T. Hastie, 2008. *A working guide to boosted regression trees*. J. Anim. Ecol. 77: 802-813.
- Legendre, P. et L. Legendre, 1998. *Numerical ecology, Second English edition*. Elsevier, Amsterdam (Pays-Bas). 852 p.
- Régnière, J., R. Saint-Amant et A. Béchar, 2014. *BioSIM 10 — Guide de l'utilisateur*. 2014. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides. Rapport d'information LAU-X-137.
[<https://cfs.nrcan.gc.ca/publications?id=34817>]

Annexe 7

Analyse statistique de la fréquence, de l'abondance et de l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles

L'objectif des analyses statistiques présentées dans cette annexe est de déterminer si les classes que nous avons utilisées pour chacun des 12 facteurs environnementaux étudiés (4 variables climatiques, 7 variables de station, ainsi que la classe d'âge du peuplement) sont significativement reliées à la fréquence relative, à l'abondance relative maximale et à l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans la zone tempérée nordique. Les valeurs des variables climatiques sont présentées dans des cartes aux figures A7.1 à A7.4.

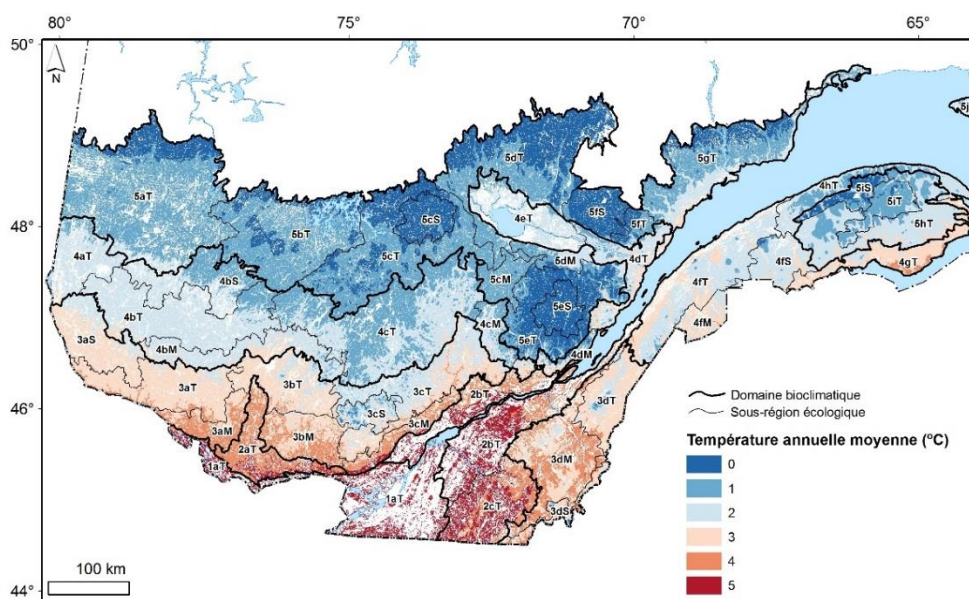


Figure A7.1. Température annuelle moyenne dans les domaines bioclimatiques 1 à 5.

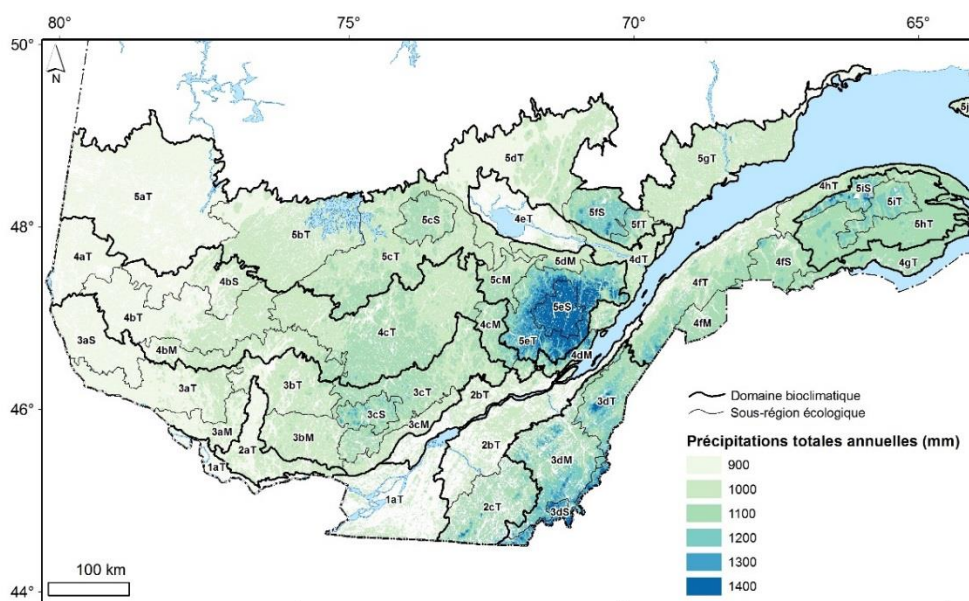


Figure A7.2. Précipitations totales annuelles dans les domaines bioclimatiques 1 à 5.

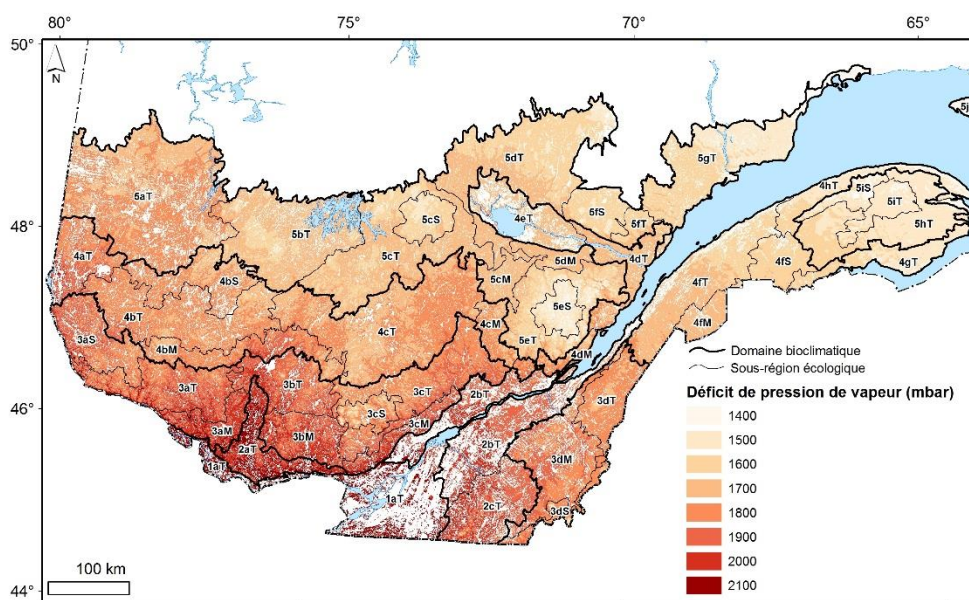


Figure A7.3. Déficit de pression de vapeur dans les domaines bioclimatiques 1 à 5.

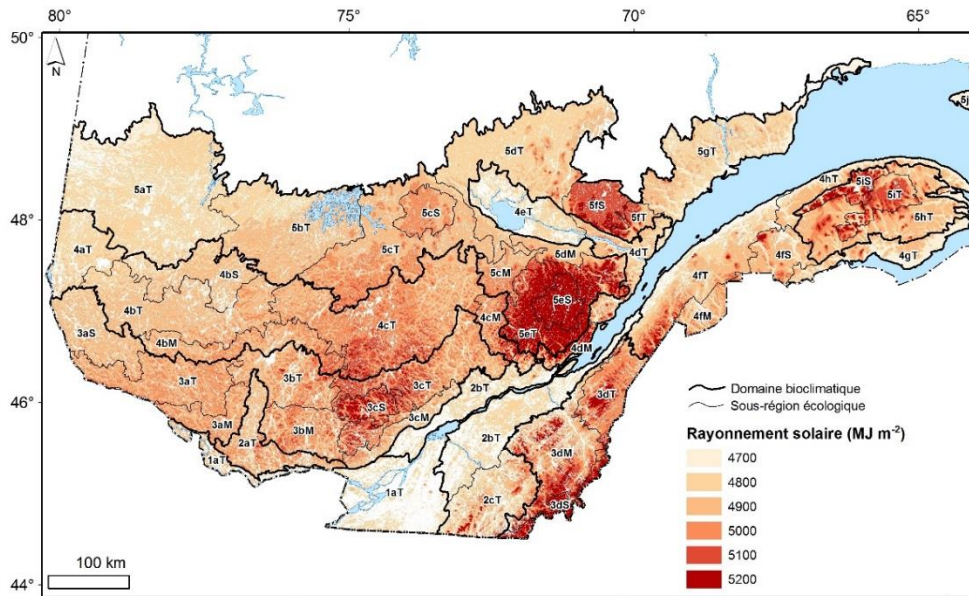


Figure A7.4. Rayonnement solaire dans les domaines bioclimatiques 1 à 5.

Fréquence relative

Nous avons analysé la présence de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans la zone tempérée nordique en fonction de facteurs environnementaux (variables climatiques et de station) à l'aide d'une régression logistique, en utilisant la procédure LOGISTIC du logiciel SAS (SAS Institute 2015). Le modèle suivant permet d'estimer la fréquence relative :

$$\hat{p}_j = \frac{1}{1 + \exp(\beta_0 + \beta_{1j} X_j)}$$

où $\hat{p}_j$ est la valeur estimée de la fréquence relative de l'érable ou du hêtre pour la classe j de la variable X ,

X_j est une variable binaire qui prend la valeur de 1 lorsque la classe de la variable explicative X est la classe j , et

β_0 et β_{1j} sont les paramètres qui permettent d'estimer la moyenne de classe j .

Les 12 facteurs environnementaux sont significativement reliés à la fréquence relative de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles au seuil de $\alpha = 0,05$ (Tableau A7.1). Selon le R^2 , la classe d'âge du peuplement, la température annuelle moyenne et le déficit de pression de vapeur sont les 3 facteurs les plus fortement reliés à la fréquence relative de l'érable et du hêtre, avec des valeurs variant de 0,18 à 0,28.

Tableau A7.1. Résultats de la régression logistique de la fréquence relative de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction des facteurs environnementaux.

Facteur	Degrés de liberté	Érable à sucre		Hêtre à grandes feuilles	
		Valeur de P	R^2	Valeur de P	R^2
Température annuelle moyenne	5	< 0,0001	0,240	< 0,0001	0,253
Précipitations totales annuelles	5	< 0,0001	0,012	< 0,0001	0,003
Déficit de pression de vapeur	7	< 0,0001	0,180	< 0,0001	0,234
Rayonnement solaire	5	< 0,0001	0,072	< 0,0001	0,072
Altitude	7	< 0,0001	0,056	< 0,0001	0,057
Pente	6	< 0,0001	0,085	< 0,0001	0,047
Milieu physique	9	< 0,0001	0,124	< 0,0001	0,095
Classe de drainage	5	< 0,0001	0,080	< 0,0001	0,055
Type de dépôt de surface	9	< 0,0001	0,122	< 0,0001	0,097
Classe d'âge du peuplement	9	< 0,0001	0,279	< 0,0001	0,182
Saturation en Ca de l'humus	5	< 0,0001	0,102	0,0003	0,013
Saturation en Ca de l'horizon B	5	< 0,0001	0,048	0,0212	0,006

Abondance relative

Nous avons analysé la surface terrière relative de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans la zone tempérée nordique en fonction de facteurs environnementaux (variables climatiques et de station) à l'aide d'une régression par quantile, en utilisant la procédure QUANTSELECT du logiciel SAS (SAS Institute 2015). Le modèle suivant permet d'estimer l'abondance :

$$\hat{y}_{99,j} = \beta_{0,99} + \beta_{1,99j} X_j$$

où $\hat{y}_{99,j}$ est la valeur estimée du 99^e percentile de la surface terrière relative de l'érable ou du hêtre pour la classe j de la variable X ,

X_j est une variable binaire qui prend la valeur de 1 lorsque la classe de la variable explicative X est la classe j , et

$\beta_{0,99}$ et $\beta_{1,99j}$ sont les paramètres qui permettent d'estimer le 99^e percentile de la surface terrière de l'essence de la classe j .

Les 12 facteurs environnementaux sont significativement reliés à l'abondance relative de l'érable à sucre au seuil de $\alpha = 0,05$ (Tableau A7.2). La saturation en Ca de l'humus et celle de l'horizon B ne sont pas significativement reliées à l'abondance relative du hêtre à grandes feuilles (Tableau A7.2). La classe d'âge du peuplement et la température annuelle moyenne sont les facteurs les plus fortement reliés à l'abondance relative de l'érable, avec des valeurs de R^2 de 0,19 et de 0,13, respectivement. Pour le hêtre, la classe d'âge du peuplement, la température annuelle moyenne et le déficit de pression de vapeur sont les facteurs les plus fortement reliés à l'abondance relative, avec des R^2 variant de 0,26 à 0,32.

Tableau A7.2. Résultats de la régression par quantile de l'abondance relative de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction des facteurs environnementaux.

Facteur	Érable à sucre		Hêtre à grandes feuilles	
	Valeur de P	R^2	Valeur de P	R^2
Température annuelle moyenne	< 0,0001	0,126	< 0,0001	0,319
Précipitations totales annuelles	< 0,0001	0,024	0,0002	0,005
Déficit de pression de vapeur	< 0,0001	0,013	< 0,0001	0,259
Rayonnement solaire	< 0,0001	0,012	< 0,0001	0,112
Altitude	< 0,0001	0,028	< 0,0001	0,083
Pente	< 0,0001	0,054	< 0,0001	0,085
Milieu physique	< 0,0001	0,117	< 0,0001	0,187
Classe de drainage	< 0,0001	0,105	< 0,0001	0,121
Type de dépôt de surface	< 0,0001	0,112	< 0,0001	0,189
Classe d'âge du peuplement	< 0,0001	0,191	< 0,0001	0,267
Saturation en Ca de l'humus	< 0,0001	0,062	0,4257	0,023
Saturation en Ca de l'horizon B	< 0,0001	0,019	0,0955	0,034

Indice de succession

Nous avons analysé l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles dans la zone tempérée nordique en fonction de facteurs environnementaux (variables climatiques et de station) à l'aide d'une régression linéaire, en utilisant la procédure GLM du logiciel SAS (SAS Institute 2015). Le modèle suivant permet d'estimer l'indice de succession :

$$\hat{y}_j = \beta_0 + \beta_{1,j} X_j$$

où $\hat{y}_j$ est la valeur estimée de l'indice de succession de l'érable ou du hêtre pour la classe j de la variable X ,

X_j est une variable binaire qui prend la valeur de 1 lorsque la classe de la variable explicative X est la classe j , et

β_0 et $\beta_{1,j}$ sont les paramètres qui permettent d'estimer l'indice de succession moyen de la classe j .

Les facteurs environnementaux sont significativement reliés à l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles au seuil de $\alpha = 0,05$, à l'exception de la saturation en Ca des horizons H et B (Tableau A7.3). Pour le hêtre à grandes feuilles, la classe de drainage n'est pas non plus significativement reliée à l'indice de succession. Le pouvoir explicatif des facteurs étudiés n'est pas grand, avec des valeurs de R^2 ne dépassant pas 0,024 pour l'érable et 0,04 pour le hêtre.

Les facteurs environnementaux étudiés sont significativement reliés aux 3 variables étudiées, à l'exception de la saturation en Ca des horizons H et B. La température annuelle moyenne, le déficit de pression de vapeur et la classe d'âge du peuplement sont les facteurs les plus fortement reliés à la fréquence et l'abondance relatives du hêtre et à la fréquence relative de l'érable, tandis que la température annuelle moyenne et la classe d'âge sont les facteurs les plus fortement reliés à l'abondance de l'érable.

Tableau A7.3. Résultats de la régression linéaire de l'indice de succession de l'érable à sucre et du hêtre à grandes feuilles en fonction des facteurs environnementaux.

Facteur	Érable à sucre			Hêtre à grandes feuilles		
	Degrés de liberté	Valeur de P	R^2	Degrés de liberté	Valeur de P	R^2
Température annuelle moyenne	4	< 0,0001	0,013	3	< 0,0001	0,003
Précipitations totales annuelles	5	< 0,0001	0,008	5	< 0,0001	0,006
Déficit de pression de vapeur	7	< 0,0001	0,008	5	0,0001	0,003
Rayonnement solaire	5	< 0,0001	0,005	5	< 0,0001	0,008
Altitude	5	< 0,0001	0,006	4	< 0,0001	0,008
Pente	5	< 0,0001	0,003	5	< 0,0001	0,005
Milieu physique	7	< 0,0001	0,007	4	< 0,0001	0,005
Classe de drainage	4	< 0,0001	0,005	2	0,3579	0,000
Type de dépôt de surface	4	< 0,0001	0,005	3	< 0,0001	0,003
Classe d'âge du peuplement	9	< 0,0001	0,024	9	< 0,0001	0,040
Saturation en Ca de l'humus	5	0,4261	0,006	5	0,6422	0,009
Saturation en Ca de l'horizon B	5	0,2601	0,006	5	0,4002	0,010

Référence

SAS Institute Inc., 2015. *SAS/STAT® 14.1 User's Guide*. SAS Institute Inc., Cary, NC (États-Unis).

Annexe 8

Codification utilisée pour et les classes de pentes, les milieux physiques, les classes de drainage et les types de dépôts de surface

Tableau A8.1. Codification des classes de pentes

Désignation	Inclinaison	Code
Nulle	0 à 3 %	A
Faible	4 à 8 %	B
Douce	9 à 15 %	C
Modérée	16 à 30 %	D
Forte	31 à 40 %	E
Abrupte	41 % et plus	F

Tableau A8.2. Codification des milieux physiques

Régime hydrique*	Sol minéral			Sol organique
	Très mince ou rocheux	Texture grossière	Texture moyenne	Texture fine
Xérique à mésique		1	2	3
Subhydrique	0	4	5	6
Hydrique			7	8 — Minérotrophe 9 — Ombrotrophe

* Régime xérique : déficits en eau modérément graves durant la saison de croissance, drainage excessif.
 Régime mésique : déficits en eau significatifs durant la saison de croissance, drainage bon à modéré.
 Régime subhydrique : déficits en eau très faibles durant la saison de croissance, marques de gleyification, drainage imparfait.
 Régime hydrique : déficits en eau absents, le sol est saturé pour une durée modérément longue, drainage mauvais à très mauvais.

Tableau A8.3. Codification des classes de drainage

Désignation	Code
Excessif	0
Rapide	1
Bon	2
Modéré	3
Imparfait	4
Mauvais	5
Très mauvais	6

Tableau A8.4. Codification des types de dépôts de surface

Désignation	Code
Glaciaires	1
Fluvio-glaciaires	2
Fluviales	3
Lacustres	4
Marins	5
Littoraux marins	6
Organiques	7
De pente et d'altération	8
Éoliens	9
Rocheux (< 50 cm d'épaisseur)	10

Adapté de : Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon et P. Racine, 1994. *Le point d'observation écologique : normes techniques*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers. 116 p. [<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/le-point-observation-ecologique-normes-tech-34.pdf>]

Annexe 9

Cartographie de la saturation du sol en calcium

La saturation en calcium de l'humus (horizon H) et du sol minéral (horizon B) est associée à l'abondance et à la fréquence de l'érable à sucre dans les érablières (Chapitre 2, figure 2.3). Nous avons cartographié ces variables afin d'évaluer l'importance de cette contrainte sur le territoire, au même titre que les autres variables environnementales étudiées.

Méthodologie

Bases de données

Les données de saturation en calcium des horizons H et B de 4 695 placettes-échantillons permanentes (PEP) étaient disponibles dans les sous-domaines bioclimatiques 1 à 5. Les variables explicatives étaient les données de classification hiérarchique et écologique (Tableau A9.1).

Tableau A9.1. Liste des variables explicatives provenant des PEP et de SIFORT considérées dans les modèles BRT

Variable	Définition
Région écologique (reg_eco)	Code de la région écologique
Sous-région écologique (sreg_eco)	Code de la sous-région écologique
Végétation potentielle (veg_pot)	Code de la végétation potentielle
Milieu physique (milieu_phy)	Code du milieu physique, 4 ^e caractère du type écologique
Épaisseur du dépôt de surface (depot_epais)	Regroupement des codes de dépôt de surface en 4 groupes d'épaisseur
Altitude (ALTI_M)	Altitude (m)

Modélisation

Nous avons employé la méthode des arbres de régression augmentés (BRT; Elith *et al.* 2008) pour prévoir la saturation en calcium des horizons H et B. La base de données entière a été utilisée avec les variables du tableau A9.1 comme variables explicatives et la saturation en calcium comme variable réponse. Le BRT combine deux techniques d'analyse : l'augmentation (*boosting*) et la régression, qui emploie l'arbre de décision formé par la séparation binaire des observations afin de produire un modèle de prévision, en prenant en compte l'interaction entre les variables explicatives (Hastie *et al.* 2001). L'augmentation, quant à elle, consiste en une procédure pas-à-pas dans

laquelle les arbres de régression sont ajustés de façon itérative à des sous-ensembles de données sélectionnés de façon aléatoire, sans remplacement. Dans cette analyse, nous avons employé des sous-ensembles représentant 75 % des données. Les autres paramètres ont été ajustés afin d'obtenir environ 1 000 arbres de régression. Les analyses ont été effectuées dans l'environnement R version 2.15.3 (R Core team 2014) avec les paquets *dismo* (Hijmans *et al.* 2013) et *gbm* (Ridgeway 2013). Des modèles distincts ont été produits pour les horizons H et B.

Cartographie

Les modèles les plus performants (qui ont la plus faible déviance) ont été appliqués à la base de données SIFORT afin de cartographier les valeurs estimées de saturation en calcium.

Nous avons calculé les proportions des superficies des sous-régions écologiques où les sols sont carencés en calcium selon les modèles de prévision, en presumant que les seuils de carence en calcium pour l'érable à sucre se situaient à 60 % et à 28,4 % de saturation en calcium dans les horizons H et B, respectivement (Ouimet *et al.* 2013).

Résultats

Modélisation de la saturation en calcium du sol

Les modèles finaux de la prévision de la saturation en calcium de l'humus et de l'horizon B comprenaient respectivement 850 et 950 arbres avec 4 et 6 variables explicatives (Tableau A9.2). Les coefficients de corrélation de Pearson entre les valeurs observées et les valeurs prédites sont d'au moins 0,656, et la proportion de déviance expliquée est d'au moins 42 %. Dans le modèle de saturation en calcium de l'humus, les principales interactions entre les variables explicatives sont celle entre la sous-région écologique et la végétation potentielle et celle entre la sous-région écologique et l'altitude. Dans le modèle de saturation en calcium de l'horizon B, les principales interactions entre les variables explicatives sont celle entre la sous-région écologique et la végétation potentielle et celle entre la sous-région écologique et le milieu physique.

Les valeurs prédites par les modèles sont légèrement surestimées pour les valeurs faibles, et légèrement sous-estimées pour les valeurs élevées (Figure A9.1). Cependant, étant donné que les seuils de carence en calcium sont respectivement de 60 % pour l'humus et de 28,4 % pour l'horizon B, les modèles réussissent à bien séparer les valeurs en fonction de ces seuils. Nous considérons donc que ces modèles sont acceptables à l'échelle régionale.

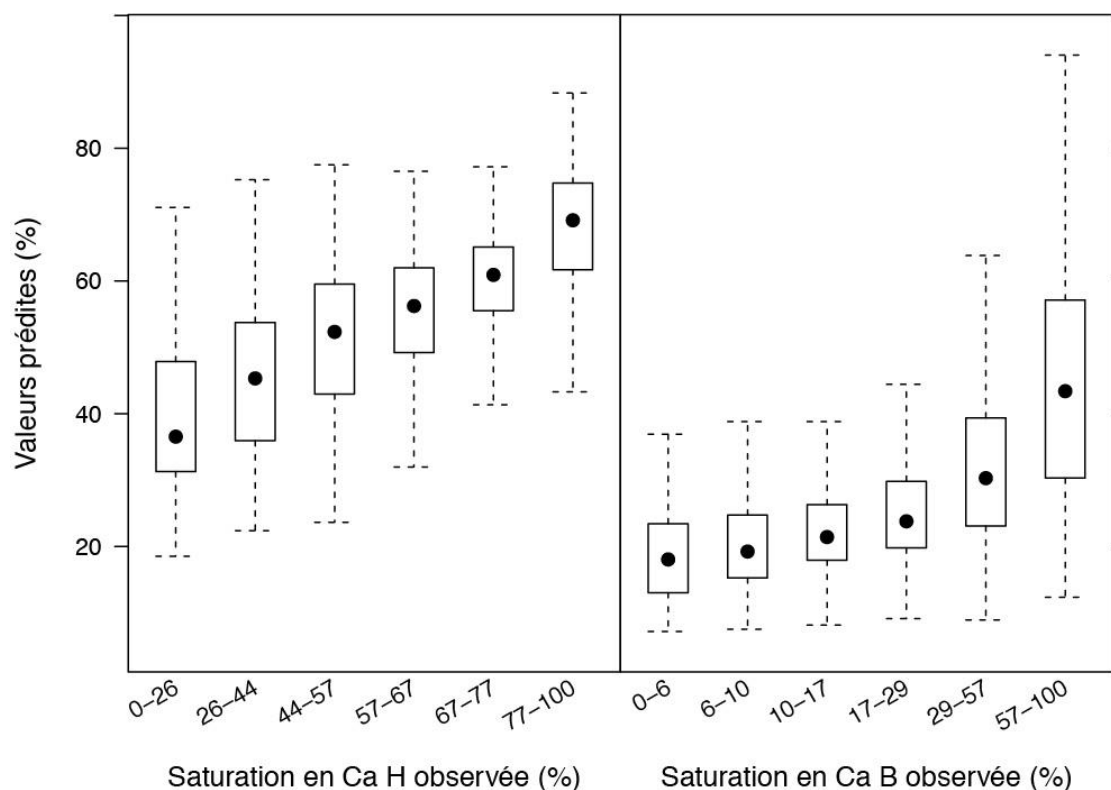


Figure A9.1. Comparaison entre les valeurs prédites (%) des modèles et les valeurs observées de saturation en calcium dans l'humus (horizon H) et le sol minéral (horizon B) des peuplements forestiers.

Tableau A9.2. Statistiques des deux modèles BRT de la saturation en calcium dans l'humus (horizon H) et le sol minéral (horizon B).

Variable explicative	Contribution des variables au modèle (%)	
	Saturation en calcium dans l'humus	Saturation en calcium dans l'horizon B
Sous-région écologique	50,5	47,5
Végétation potentielle	33,7	24,1
Milieu physique	6,2	12,3
Altitude	9,6	9,2
Région écologique	-	3,8
Épaisseur du dépôt	-	3,2
Statistiques		
Nombre d'arbres de régression	850	950
Corrélation de Pearson (toutes les observations)	0,679	0,656
Corrélation de Pearson (validation croisée)	0,593 ± 0,008	0,548 ± 0,019
Proportion de la déviance expliquée (%)	45,5	42,3

Pour l'humus, les plus faibles valeurs estimées de saturation en calcium se trouvent dans les sous-régions écologiques situées en Estrie–Beauce (2cT et 3dM), dans les Coteaux du lac Yser (4bS), les Hautes collines du lac Édouard (4cM) et les Hautes collines de Saint-Tite-des-Caps (4dM), et plus au nord, dans les Collines du Grand lac Bostonnais (5cM) et les Collines du lac Trenche (5cS), ainsi que dans les Coteaux du réservoir Gouin (5bT; Figure A9.2). Les végétations potentielles FC1, FE4, MS4, RE1, RE2, RS2, RS5 et RT1 sont celles où le modèle prévoit de faibles valeurs de saturation en calcium dans l'humus. Les milieux organiques (milieu physique 7) de même que les stations situées en plus haute altitude ont également des faibles valeurs.

Pour l'horizon B, les plus faibles valeurs estimées de saturation en calcium se trouvent dans les sous-régions écologiques situées dans la plaine du Saint-Laurent (2bT), en Outaouais dans les Collines du lac Kipawa (3aS) et les Collines du lac Saint-Patrice (3aT), dans les Hautes collines de Val-David–Lac-Mékina (3cT), dans le sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest (4bM, 4bS, 4bT, 4cM) ou de l'Est (4dM) et dans celui de la sapinière à bouleau blanc de l'Est (5eS, 5eT, 5fS, 5gT, 5hT; figure A9.3). Les végétations potentielles FC1, FE3, FE4, FE6, MJ2, MS2, MS4, MS6, RE2, RS2, RS5 et RT1 sont celles où le modèle prévoit les plus faibles valeurs de saturation en calcium dans l'horizon B du sol. Les milieux à sols xériques à mésiques, rocheux ou de faible profondeur (milieu physique 0), de texture grossière (milieu physique 1) ou moyenne (milieu physique 2). Les sols organiques (milieu physique 7) ont également de faibles valeurs, de même que les stations situées en plus haute altitude.

Cartographie avec SIFORT

À partir des modèles, nous avons prédit les valeurs de saturation en calcium des horizons H et B des sous-régions écologiques avec les données SIFORT. Dans environ 55 % des peuplements de la zone de forêt tempérée nordique, la saturation en calcium du sol représente une contrainte pour l'érable à sucre (Tableau A9.3). Les sous-régions écologiques les plus à risque de carence se trouvent dans la Plaine du Saint-Laurent (2bT) et dans le sous-domaine de l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest, dans les Collines du lac Kipawa (3aS), les Collines du lac Saint-Patrice (3aT) et dans les Hautes collines de Val-David–Lac-Mékinac (3cT). Dans l'est, elles se trouvent plutôt dans les Appalaches, sur les Coteaux du lac Etchemin (3dT). Les sols de la plus grande partie du domaine de la sapinière à bouleau jaune (sous-régions écologiques du domaine 4) semblent carencés en calcium. Les cartes des valeurs estimées de saturation en calcium sont présentées à la figure A9.4 pour l'humus et à la figure A9.5 pour l'horizon B.

Les modèles eux-mêmes sont disponibles auprès de la Direction de la recherche forestière (recherche.forestiere@mffp.gouv.qc.ca) dans un format compatible avec R. Ils permettent de prévoir les valeurs de saturation du sol en calcium dans l'humus et l'horizon B à l'échelle de la carte écoforestière.

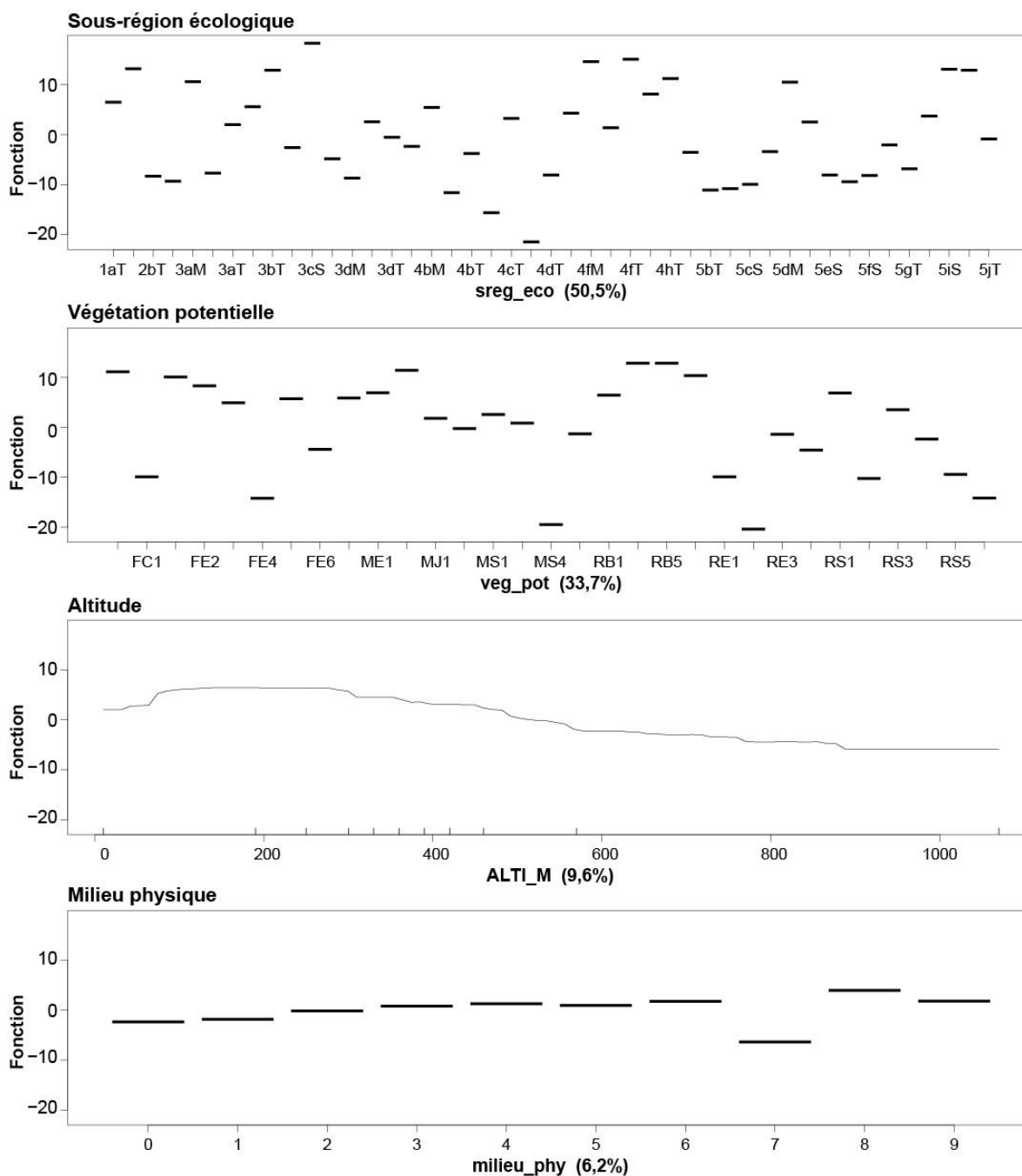


Figure A9.2. Graphique des dépendances partielles de la saturation en calcium dans l'humus (horizon H) en fonction de chaque variable explicative (voir la définition des variables au tableau A9.1).

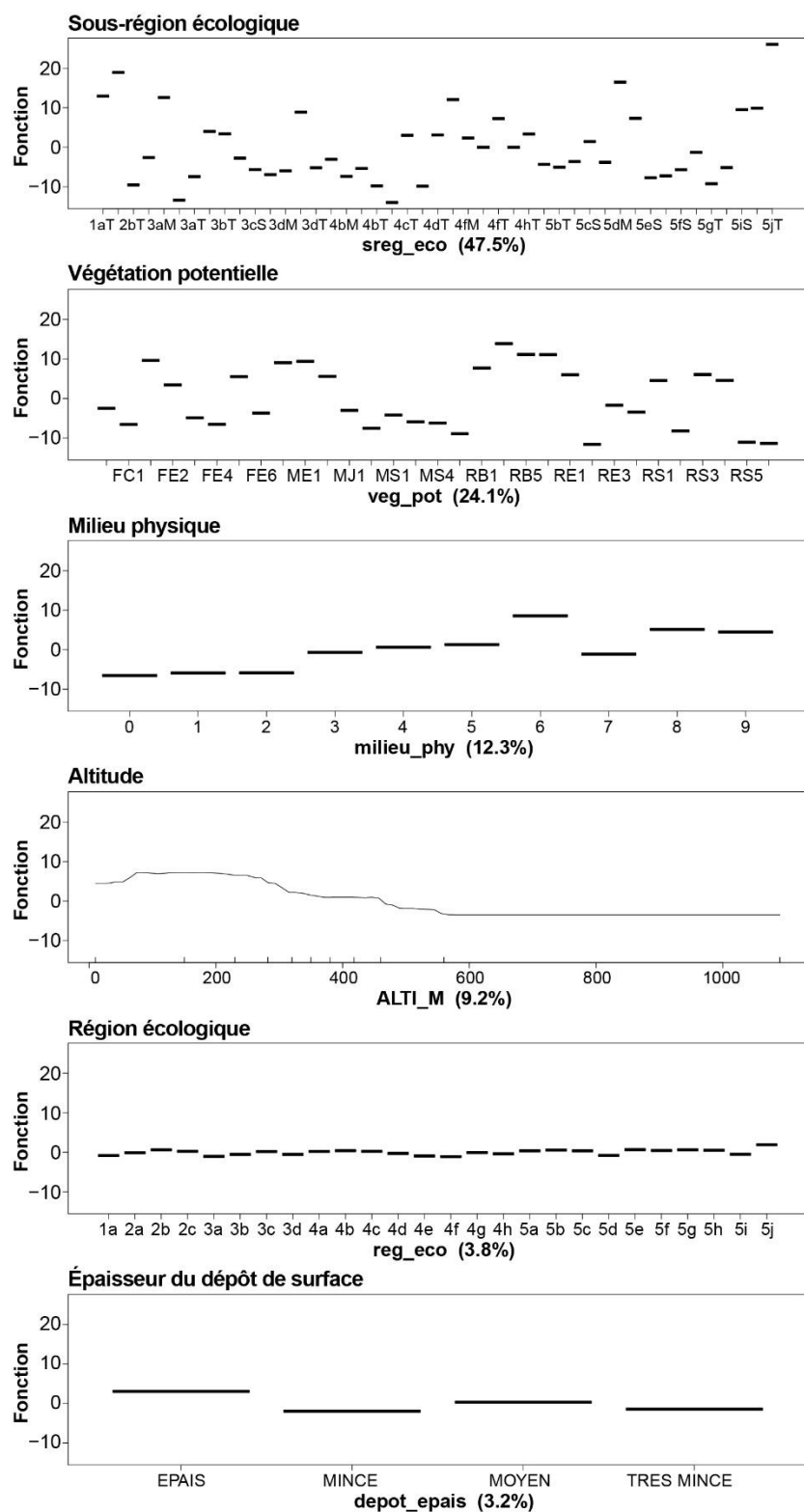


Figure A9.3. Graphique des dépendances partielles de la saturation en calcium dans l'horizon B du sol en fonction de chaque variable explicative (voir la définition des variables au tableau A9.1).

Tableau A9.3. Proportion des superficies montrant une carence estimée en calcium dans les horizons H et B du sol, par sous-région écologique, dans la zone de forêt tempérée nordique. Les sous-régions écologiques les plus touchées sont en gras.

Sous-région écologique	Superficie (km ²)	Pourcentage de superficie en carence selon l'horizon	
		H	B
1aT	3 870	12,4	0,2
2aT	4 285	1,9	0,8
2bT	6 987	80,0	56,1
2cT	5 213	67,9	27,5
3aM	3 099	6,0	6,3
3aS	5 181	99,8	98,0
3aT	7 512	63,8	96,2
3bM	4 423	21,4	24,7
3bT	5 511	3,1	34,7
3cM	2 242	69,9	27,2
3cS	2 227	0,2	98,8
3cT	9 838	97,7	97,8
3dM	7 507	82,6	42,2
3dS	1 606	89,4	31,7
3dT	4 666	71,2	58,2
4aT	4 021	63,2	50,3
4bM	5 838	50,0	87,1
4bS	5 205	100,0	92,6
4bT	11 135	93,8	97,3
4cM	2 267	100,0	100,0
4cT	18 785	51,8	55,4
4dM	1 672	100,0	93,1
4dT	4 109	99,2	52,9
4eT	3 153	90,1	3,5
4fM	1 950	3,2	52,8
4fS	3 520	75,1	68,6
4fT	8 979	6,0	6,7
4gT	4 737	12,0	14,6
4hT	4 111	6,8	22,7
Zone	88 893	57,9	55,1

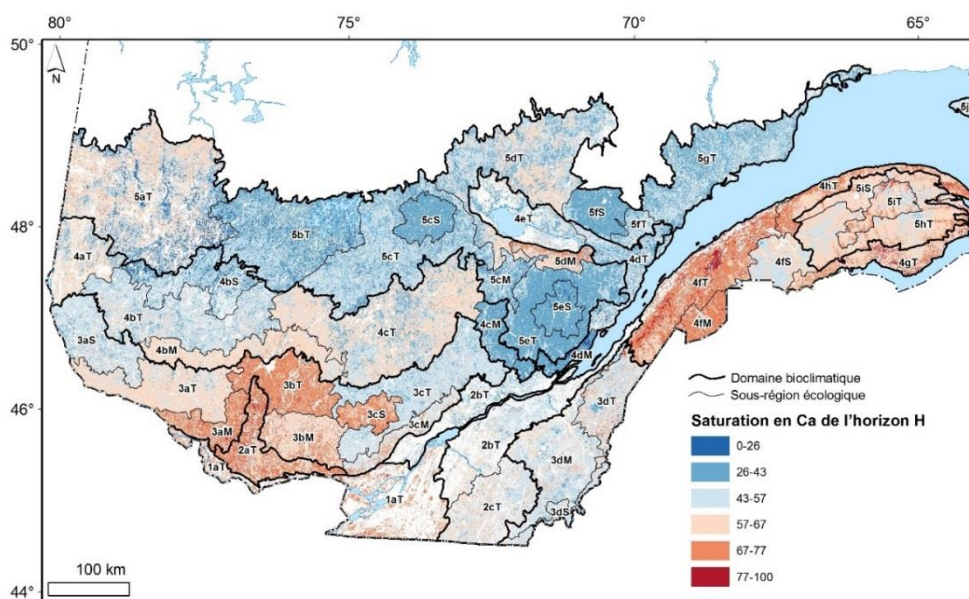


Figure A9.4. Carte des valeurs estimées de saturation en calcium dans l'humus (horizon H) des sols, dans les sous-régions écologiques des domaines bioclimatiques 1 à 5.

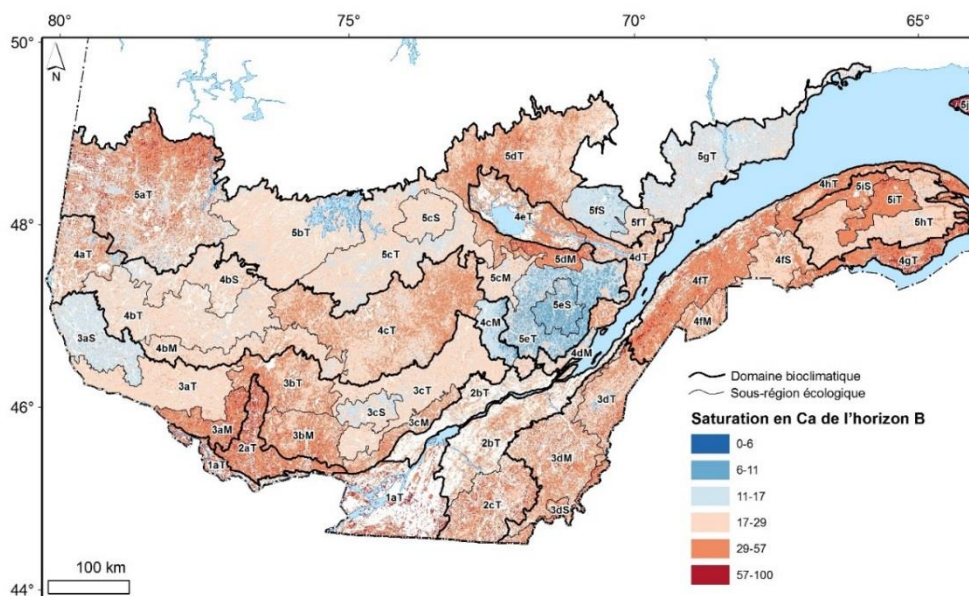


Figure A9.5. Carte des valeurs estimées de saturation en calcium dans l'horizon B des sols dans les sous-régions écologiques des domaines bioclimatiques 1 à 5.

Références

- Elith, J., J.R. Leathwick et T. Hastie, 2008. *A working guide to boosted regression trees*. Journal of Animal Ecology 77: 802-813.
- Hastie, T., R. Tibshirani et J.H. Friedman, 2001. *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. Springer.
- Hijmans, R.J., S. Phillips, J. Leathwick et J. Elith, 2013. *dismo: Species distribution modeling*. R package version 0.9-1. [<https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/index.html>]
- Ouimet, R., J.-D. Moore et L. Duchesne, 2013. *Mise à jour des seuils de fertilité des sols pour diagnostiquer les carences en calcium, potassium et phosphore chez l'érable à sucre*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 137. 18 p.
[<https://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connnnaissances/recherche/Ouimet-Rock/Note137.pdf>]
- R Core Team, 2014. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Ridgeway G., 2013. *gbm: Generalized Boosted Regression Models*. R package version 2.1. [<https://cran.r-project.org/web/packages/gbm/index.html>]

Annexe 10

Difficultés et défis pour le secteur forestier : production acéricole

Du point de vue forestier, le maintien de la production acéricole dépend à la fois du nombre potentiel d'entailles, du recrutement et de la croissance en diamètre de l'érable à sucre (Grenier 2008). Dans les secteurs de sous-bois envahis par le hêtre, la production acéricole est vouée à diminuer considérablement, et pourrait même disparaître à long terme.

Nous avons évalué l'évolution réelle sur 25 ans (de 1986 à 2011) d'une érablière fortement envahie par le hêtre. Ensuite, à l'aide du modèle de croissance des érablières SaMARE (Fortin *et al.* 2009), nous avons simulé l'évolution théorique de cette même érablière si celle-ci s'était comportée à partir de 1986 comme la « moyenne historique » des érablières au Québec. La différence entre la situation réelle 25 ans plus tard et le résultat de la simulation nous a permis d'estimer l'ampleur des conséquences de l'envahissement de ce peuplement par le hêtre sur la production acéricole.

La station 301 du Réseau d'étude et de surveillance des écosystèmes forestiers (RÉSEF) est située à Duchesnay, dans la région de Portneuf (Périé *et al.* 2006). Nous y avons évalué quelques caractéristiques dendrométriques, calculé l'indice de succession, ainsi que le nombre équivalent d'entailles à rendement normalisé (NEERN) en 1986 et en 2011. Le NEERN rapporte le nombre équivalent d'entailles sur des arbres de 30 cm de DHP, ce qui permet de comparer le potentiel acéricole de différentes érablières. Il se calcule à l'aide de la formule suivante (Conseil des productions végétales du Québec 1983) :

$$NEERN = \sum_{i=1}^n \left(\frac{DHP_{20,i} - 10}{20} \right)$$

où *NEERN* représente le nombre équivalent d'entailles à rendement normalisé (nb/ha),

i varie de 1 jusqu'au nombre total de tiges d'érables à l'hectare qui ont un DHP ≥ 20 cm, et

*DHP*_{20,i} correspond au DHP de l'érable (en cm) lorsque celui-ci atteint au moins 20 cm.

En 1986, la densité de gaules dans cette station montrait déjà que le hêtre était bien installé en sous-étage, avec 1358 tiges/ha comparativement à seulement 140 pour l'érable (Tableau A10.1). À ce moment, l'indice de succession (Annexe 5) dans l'ensemble du peuplement forestier avantagait grandement le hêtre (+54) par rapport à l'érable (-55).

Les valeurs observées en 2011 indiquent que les tiges marchandes de hêtre sont bel et bien en train de remplacer celles l'érable à sucre dans le couvert (Tableau A10.1). En 25 ans, le nombre de tiges marchandes d'érable à sucre (DHP > 9 cm) est passé de 310 à 188 tiges/ha, tandis que celui de hêtre est passé de 34 à 246 tiges/ha. De plus, le hêtre a continué de s'établir dans la strate des gaules (augmentation de 728 gaules/ha par rapport à 1986) au détriment de l'érable, qui n'a cessé de diminuer (diminution de 116 gaules/ha par rapport à 1986). De 1986 à 2011, l'indice de succession des arbres marchands est passé de 0 à -27 % pour l'érable à sucre et de -1 à +25 % pour le hêtre, ce qui indique que le hêtre est bel et bien l'essence de succession dans le couvert forestier. Ces changements se reflètent aussi dans le NEERN, puisque celui-ci a subi une perte de 67 entailles/ha, passant de 244 en 1986 à 177 en 2011, soit tout juste à la limite du seuil minimal de 175 entailles pour que la production acéricole soit rentable (Cloutier 1999). On peut s'attendre à ce que la baisse de la production de sirop corresponde à celle observée dans le nombre d'entailles à rendement normalisé.

Les prévisions de SaMARE indiquent que si la station avait évolué depuis 1986 selon la dynamique historique des érablières, les densités de tiges marchandes d'érable à sucre et de hêtre se seraient maintenues dans le couvert forestier jusqu'en 2011 (322 ± 18 et 43 ± 13 tiges marchandes/ha pour l'érable à sucre et le hêtre, respectivement) et les indices de succession seraient restés près de zéro. De même, contrairement à la perte d'entailles dans la situation réelle, le NEERN selon SaMARE aurait dû augmenter de 38 ± 13 entailles/ha par rapport à la situation observée en 2006.

Cette étude de cas de la station 301 du RÉSEF, fortement envahie par le hêtre, démontre l'impact d'un changement dans la dynamique des érablières. Ainsi, dans la plupart des cas où l'on a observé la faible vigueur des érables à sucre marchands et le manque de régénération de cette essence, combinés à l'augmentation des jeunes tiges de hêtre en sous-étage dans les érablières situées sur des sols peu fertiles, la situation laisse croire que la proportion de hêtre augmentera de façon marquée au cours des prochaines années, tandis que celle d'érable diminuera (Duchesne *et al.* 2005; Duchesne et Ouimet 2008; 2009). Il s'agit d'une situation préoccupante pour les aménagistes et les acériculteurs, puisque la valeur économique de l'érable à sucre est beaucoup plus élevée que celle du hêtre. Renverser ces changements pour assurer la pérennité du potentiel acéricole de ces territoires représente un défi de taille.

Tableau A10.1. Composition et caractéristiques de la station 301 du RÉSEF en 1986 et 2011, et valeurs simulées pour 2011 avec le modèle SaMARE.
Les valeurs simulées représentent la moyenne $\pm$ écart-type.

Paramètre	Peuplement			Érable à sucre			Hêtre à grandes feuilles		
	1986	2011	2011 simulé	1986	2011	2011 simulé*	1986	2011	2011 simulé
Tiges marchandes									
Densité (nb. tiges/ha)	396	558	414 $\pm$ 26	310	188	322 $\pm$ 18	34	246	43 $\pm$ 13
Surface terrière (m ² /ha)	27,4	25,2	30,2 $\pm$ 1,3	21,4	15,5	24,7 $\pm$ 1,2	2,6	4,9	2,6 $\pm$ 0,5
DHP (cm)	27,0 $\pm$ 12,3	20,6 $\pm$ 12,3	27,5 $\pm$ 13,1	27,3 $\pm$ 11,5	30,2 $\pm$ 11,9	28,4 $\pm$ 13,2	28,4 $\pm$ 14,2	14,0 $\pm$ 7,6	24,4 $\pm$ 13,0
Indice de succession (% , arbres marchands)				0	-27	-4	-1	25	2
NEERN [†] (nb. entailles/ha)				244	177	282 $\pm$ 13			
Gaules									
Densité (nb. tiges/ha)	1724	2322	— [‡]	140	24	—	1358	2086	—
Surface terrière (m ² /ha)	0,92	4,18	—	0,19	0,11	—	0,58	3,62	—
DHP (cm)	2,2 $\pm$ 1,4	4,3 $\pm$ 2,2	—	3,5 $\pm$ 2,3	3,5 $\pm$ 2,4	—	2,0 $\pm$ 1,1	4,1 $\pm$ 2,1	—
Tout le peuplement									
Indice de succession (%)			—	-55	-45	—	54	52	—

* Comprend l'érable à sucre et l'érable rouge dans la compilation de SaMARE.

† NEERN : nombre équivalent d'entailles à rendement normalisé.

‡ SaMARE ne simule pas la strate des gaules.

Références

- Cloutier, M., 1999. *Frais d'exploitation des érablières*. Forêts de chez-nous(décembre): 3 p.
- Conseil des productions végétales du Québec, 1983. *Érablière. Entaillage des érables*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. N° AGDEX 300/50. 8 p.
- Duchesne, L. et R. Ouimet, 2008. *Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970-2005*. For. Ecol. Manage. 255: 3001-3012.
- Duchesne, L. et R. Ouimet, 2009. *Present-day expansion of American beech in northeastern hardwood forests: Does soil base status matter?* Can. J. For. Res. 39: 2273-2282. doi:10.1139/X09-172.
- Duchesne, L., R. Ouimet, J.D. Moore et R. Paquin, 2005. *Change in structure and composition of maple-beech stands following sugar maple decline in Québec, Canada*. For. Ecol. Manage. 208(1-3): 223-236.
- Fortin, M., S. Bédard et J. DeBlois, 2009. *SaMARE : un modèle par tiges individuelles destiné à la prévision de la croissance des érablières de structure inéquienne du Québec méridional*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 155. 44 p.
[\[https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire155.pdf\]](https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Fortin-Mathieu/Memoire155.pdf)
- Grenier, Y., 2008. *Vers la formulation de nouvelles normes d'entaillage pour conserver la production acéricole à long terme. Volet A : détermination de la quantité de bois sain basée sur les taux de croissance régionaux*. Centre ACER. Rapport n° 742— FIN-0608. 50 p.
[\[http://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/publications/14_Fr.pdf\]](http://gestion.centreacer.qc.ca/fr/UserFiles/publications/14_Fr.pdf)
- Périé, C., R. Ouimet et L. Duchesne, 2006. *Évolution contemporaine des principales caractéristiques dendrométriques des stations du RÉSEF*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 149. 146 p.
[\[http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Perie-Catherine/Memoire149.pdf\]](http://www.mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Perie-Catherine/Memoire149.pdf)



Le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs a comme mandat, entre autres, d'assurer la gestion durable des forêts publiques québécoises. À cette fin, la Direction de la recherche forestière produit, intègre et transfère des connaissances issues de la recherche scientifique relative à l'aménagement durable des forêts afin d'éclairer les décideurs et d'améliorer la pratique forestière au Québec.

Le phénomène du déclin de l'érable à sucre jumelé à celui de la prolifération du hêtre à grandes feuilles soulève de nombreuses questions et inquiète les aménagistes. Un comité scientifique ad hoc a été créé pour fournir un avis scientifique résumant l'état des connaissances sur l'écologie et la sylviculture des peuplements contenant du hêtre à grandes feuilles et de l'érable à sucre, en présence ou non de la maladie corticale du hêtre. Ce document présente un portrait de la situation depuis les années 1970, les principaux défis pour le secteur forestier et des pistes de solutions pour les praticiens en région.

**Forêts, Faune
et Parcs**

Québec

