Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches
CRRNT | Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire

Aménagement écosystémique en forêt privée dans les Appalaches

Document réalisé dans le cadre du projet
Mise en place de l'aménagement écosystémique en forêt privée dans les Appalaches

Présenté à
Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire de la
Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches

3 juillet 2013

Direction

M. Jean-Pierre Faucher, ing.f., directeur, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Mme Sylvie Poulin, secrétaire administrative, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Coordination

M. David St-Pierre, ing.f., Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Recherche et rédaction

M. David St-Pierre, ing.f., Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Mme Vanessa Duclos, bilogiste, M.Sc., Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

M. Jean-Pierre Faucher, ing.f., directeur, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

M. Félix Marier Brochu, ing.f., Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Mme Pascale Forget, biologiste, M.Sc., Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière

Collaboration

Mme Virginie-Arielle Angers, ing.f., Ph.D.,

M. Carl Bergeron, ing.f., M.Sc., Ministère des Ressource naturelles

M. Jacques Blouin, ing.f., Ministère des Ressources naturelles

M. Yan Boucher, biologiste, Ph.D., Ministère des Ressources naturelles

M. Jean-François Dumont, biologiste, Ministère des Ressources naturelles

M. Jason Laflamme, ing.f., Ministère des Ressources naturelles

Mme Marie-Ève Roy, biologiste, M.Sc., Institut des sciences de la forêt feuillue tempérée

Mise en page et révision linguistique

M. Jean-Pierre Faucher, ing.f., directeur, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Mme Sylvie Poulin, secrétaire administrative, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Membres du comité

M. Rosario Bossé, MRC de Montmagny

M. Dave Chouinard, ing.f., Matériaux Blanchet

M. Adélard Couture, ing.f., président, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

M. Jean-Pierre Faucher, ing.f., directeur, Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

Mme Caroline Houde, ing.f., Syndicat des propiétaires forestiers de la région de Québec

Mme Élise Jolicoeur, ing.f., Agence régionale de mise en valeur des forêts privées de la Chaudière

M. Herman Lavoie, ing.f. Syndicat des producteurs de bois de la Côte-du-Sud

M. Félix Marier Brochu, ing.f., Groupement forestier Bellechasse-Lévis inc.

M. Marquis Poulin, ing.f., Association des propriétaires de boisés de la Beauce

M. Daniel Racine, MRC de Montmagny

M. David St-Pierre, ing.f., Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches

TABLE DES MATIÈRES

1. INTRODUCTION 7
2. TERRITOIRE À L'ÉTUDE 9
3. MÉTHODOLOGIE 14
4. HISTOIRE FORESTIÈRE DE LA RÉGION 16
4.1. L'OCCUPATION AMÉRINDIENNE ET L'ARRIVÉE DES EXPLORATEURS FRANÇAIS 16
4.2. LES PREMIERS TEMPS DE LA COLONISATION 16
4.3. L'ESSOR DU SCIAGE 17
4.4. L'EXPLOITATION INTENSIVE 18
5. PERTURBATIONS NATURELLES 19
5.1. RÉGIMES DE PERTURBATIONS 19
5.1.1. Perturbations catastrophiques 19
5.1.2. Trouées 22
5.1.3. Perturbations intermédiaires 24
5.1.4. Résumé des cycles de retour et taux 26
5.2. AGENTS PERTURBATEURS 28
5.2.1. Feux de forêt 28
5.2.2. Chablis 29
5.2.3. Tordeuse des bourgeons de l'épinette 30
5.2.4. Verglas 30
6. ANALYSE DES ENJEUX ÉCOLOGIQUES 32
6.1. DIMINUTION DES PROPORTIONS DE VIEILLES FORÊTS 32
6.1.1. Comparaison des proportions naturelles et actuelles 32
6.1.2. Composition végétale des vieilles forêts 34
6.2. RARÉFACTION DE CERTAINES FORMES DE BOIS MORT 37
6.2.1. Densité de chicots en forêt naturelle 37
6.2.2. Densité de chicots en forêt actuelle et analyse d'écart 39
6.2.3. Volume de débris ligneux en forêt naturelle 42
6.2.4. Volume de débris ligneux en forêt actuelle et analyse d'écart 43
6.3. SIMPLIFICATION DES STRUCTURES INTERNES DES PEUPLEMENTS 44
6.3.1. Comparaison de la proportion de structure inéquienne ou irrégulière 45
6.3.2. Uniformisation de la densité dans les plantations et peuplements aménagés 46
6.3.3. Comparaison des distributions naturelle et actuelle des surfaces terrières 46
6.3.4. Comparaison des surfaces terrières des forêts de fin de succession naturelles et actuelles 48
6.3.5. Baisse de la densité du couvert 50
6.4. MODIFICATION DE LA COMPOSITION VÉGÉTALE DES FORÊTS 52
6.4.1. Étude des carnets d'arpentage et composition forestière préindustrielle 52
6.4.2. Disparition de certaines espèces 55
6.4.3. Raréfaction de l'épinette (rouge) 56
6.4.4. Raréfaction du thuya occidental (cèdre) 58
6.4.5. Raréfaction du pin 60
6.4.6. Diminution du bouleau jaune 64
6.4.7. Raréfaction d'essences secondaires 66
6.4.7.1. Problématique de la pruche de l'est 67
6.4.7.2. Problématique du chêne rouge 69
6.4.7.3. Problématique du hêtre à grandes feuilles 71
6.4.7.4. Problématique du frêne d'Amérique 71
6.4.7.5. Problématique du cerisier tardif 72
6.4.8. Augmentation du sapin baumier 72
6.4.9. Augmentation de l'érable à sucre 74
6.4.10. Augmentation des feuillus de lumière 76
6.4.11. Enfeuillement général 78
6.4.12. Implantation d'espèces exotiques ou génétiquement exotiques 80
6.4.12.1. Peuplier et mélèze hybride 80

6.4.12.2. Épinette de Norvège *81*
6.4.12.3. Pin sylvestre *81*
6.4.12.4. Nerprun (bourdaine et cathartique) *82*
6.4.13. Hausse du cerf de Virginie *82*
6.5. MODIFICATION DE L'ORGANISATION SPATIALE DES FORÊTS 85
6.5.1. Stades de développement de la forêt *85*
6.5.2. Forêts d'intérieur *88*
6.5.3. Connectivité *90*
6.5.4. Adéquation entre la végétation et le milieu *94*
6.6. LE MAINTIEN DE L'HABITAT D'ESPÈCES FAUNIQUES ET FLORISTIQUES SENSIBLES À L'AMÉNAGEMENT FORESTIER 96
7. RÉSUMÉ DES CONSTATS ET DES CAUSES IDENTIFIÉES 96
8. CONTEXTE ACTUEL DE LA FORÊT PRIVÉE 103
8.1. COMPARAISON DES TAUX DE PERTURBATION NATURELS ET ANTHROPIQUES 103
8.2. AVANTAGES ET CONTRAINTES LIÉS À LA FORÊT PRIVÉE 105
8.3. EFFETS DES PRATIQUES ACTUELLES EN FORÊT PRIVÉE 107
TABLEAU 27 EFFETS PRÉSUMÉS DES PRATIQUES ACTUELLES SUR LES CONSTATS IDENTIFIÉS 108
9. CHANGEMENTS CLIMATIQUES 110
10. PLAN D'ACTION 110
10.1. TRIADE 110
TABLEAU 28 SUPERFICIE DES VOCATIONS SELON LA TRIADE 112
10.2. CIBLES RETENUES 114
10.3. STRATÉGIES D'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE 124
11. ÉVALUATION DES EFFETS DE LA STRATÉGIE D'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE SUR LA POSSIBILITÉ FORESTIÈRE 131
12. VALIDATION DES STRATÉGIES ÉCOSYSTÉMIQUES EN FONCTION D'ESPÈCES FOCALES FAUNIQUES 134
13. CONCLUSION 138
14. BIBLIOGRAPHIE 139
ANNEXE 1 CRITÈRES DE SÉLECTION DES VIEILLES FORÊTS 151
TABLEAU 38 CRITÈRES DE SÉLECTION DE VIEILLES FORÊTS 151
ANNEXE 2 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES SITES DE FORÊTS ANCIENNES 152
TABLEAU 39 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES FORÊTS ANCIENNES 152
ANNEXE 3 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PLACETTES ÉCHANTILLONS PERMANENTES (PEP) UTILISÉES 153
TABLEAU 40 CARACTÉRISTIQUES GÉNÉRALES DES PEP 153
ANNEXE 4 CODIFICATIONS DES VÉGÉTATIONS POTENTIELLES 154
ANNEXE 5 DÉTAILS DE L'ANALYSE DE COMPARAISON DES TAUX DE PERTURBATIONS 155

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 Répartition des superficies selon les types de tenure et les divisions municipales 10
Tableau 2 Données climatiques des différentes sous-régions écologiques présentes sur le territoire 12
Tableau 3 Cycles de retour et taux des perturbations catastrophiques par domaine bioclimatique 22
Tableau 4 Résumé des caractéristiques de chaque type de perturbation naturelle par domaine bioclimatique 27
Tableau 5 Répartition des vieilles forêts actuelles par type de couvert 34
Tableau 6 Répartition des vieilles forêts actuelles par essences dominantes 35
Tableau 7 Répartition des futures vieilles forêts par essence dominante 36
Tableau 8 Portrait de la composition des vieilles forêts dans 20 ans 36
Tableau 9 Densité de chicots observée dans des forêts anciennes du sud du Québec 38
Tableau 10 Densité de chicots dans des forêts naturelles du Parc régional du Massif du Sud 39
Tableau 11 Densité de chicots actuelle dans les PEP dans les vieilles forêts du 4e inventaire sur le territoire de l'AMVAP 40
Tableau 12 Comparaison des densités de chicots dans les érablières sucrières des forêts aménagées et naturelles. 41
Tableau 13 Volume de débris ligneux observé dans des forêts anciennes en Chaudière-Appalaches 42
Tableau 14 Proportions du territoire forestier actuel par complexité structurale 45
Tableau 15 Surface terrière des peuplements actuels et comparaison avec les données de vieilles forêts non aménagées 49
Tableau 16 Évolution récente de la densité des peuplements de plus de 4 m de hauteur en tenure privée selon les données des 2e, 3e et 4e inventaires décennaux 51
Tableau 17 Fréquence des taxons dans les énumérations des archives d'arpentage et dans les placettes temporaires du MRN 53
Tableau 18 Composition des forêts anciennes du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est 55
Tableau 19 Proportion de chaque type de couvert forestier de la forêt préindustrielle par domaine bioclimatique. 78
Tableau 20 Structure d'âge théorique de la forêt naturelle 85
Tableau 21 Proportions des forêts d'intérieur actuelles par classes de taille et par domaine bioclimatique 89
Tableau 22 Répartition des plantations résineuses selon les végétations potentielles 95
Tableau 23 Répartition de la végétation dominante selon les végétations potentielles 95
Tableau 24 Résumé des principaux résultats d'analyse et des constats 97
Tableau 25 Résumé des causes connues et présumées 101
Tableau 26 Superficies affectées par les perturbations naturelles et la récolte 104
Tableau 27 Effets présumés des pratiques actuelles sur les constats identifiés 108
Tableau 28 Superficie des vocations selon la Triade 112
Tableau 29 Cibles d'aménagement écosystémique à long et court terme 116
Tableau 30 Stratégies (orientation générales) en fonction des enjeux auxquels elles répondent 127
Tableau 31 Stratégies (modalités à intégrer aux traitements) en fonction des enjeux auxquels elles répondent 129
Tableau 32 Effet présumé des stratégies (orientations générales) sur la possibilité forestière 132
Tableau 33 Effet présumé des stratégies (modalités à intégrer aux traitements) sur la possibilité forestière 133
Tableau 34 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du cerf de Virginie 135
Tableau 35 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du lièvre d'Amérique 135
Tableau 36 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du pékan 136
Tableau 37 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du Grand pic 137
Tableau 38 Critères de sélection de vieilles forêts 151
Tableau 39 Caractéristiques générales des forêts anciennes 152
Tableau 40 Caractéristiques générales des PEP 153
Tableau 41 Superficie affectée selon chaque intensité de récolte 157

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Comparaison des proportions de vieilles forêts par domaines bioclimatiques 33
Figure 2 Distributions moyennes des diamètres en forêt feuillue tempérée 45
Figure 3 Distribution naturelle et actuelle des classes de surface terrière 47
Figure 4 Comparaison des types de couverts naturels et actuels 79
Figure 5 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans l'érablière à tilleul 87
Figure 6 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans l'érablière à bouleau jaune 87
Figure 7 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans la sapinière à bouleau jaune 87

LISTE DES CARTES

Carte 1 Sous-domaines bioclimatiques 13
Carte 2 Connectivité de la municipalité agroforestière de Saint-Gervais 92
Carte 3 Connectivité de la municipalité forestière de Lac-Etchemin 93
Carte 4 Répartition spatiale des vocations selon la Triade 113

1. Introduction

L'arrivée des principes d'aménagement écosystémique dans le nouveau régime forestier vise à harmoniser notre utilisation de la ressource avec le maintien des bénéfices écologiques et environnementaux que procure la forêt. L'aménagement écosystémique, en s'inspirant de la forêt naturelle, vise à minimiser les pertes de biodiversité tout en assurant la productivité à long terme de l'écosystème. La mise en application de ces principes doit se faire en considérant les bénéfices sociaux et économiques tirés de la forêt. Pour harmoniser les pratiques actuelles dans une optique d'aménagement écosystémique, il est nécessaire d'améliorer nos connaissances de ce qu'était la forêt avant qu'elle ne soit modifiée par les activités de l'humain.

À cet effet, l'étude des écarts entre la forêt actuelle et la forêt naturelle peut être réalisée en documentant six grands enjeux écologiques liés à l'aménagement forestier soulevés par le ministère des Ressources naturelles (MRN) (Varady-Szabo *et al.*, 2008; Bouchard *et al.*, 2010) :

- La diminution des proportions de vieilles forêts[1];
- La raréfaction de certaines formes de bois mort;
- La simplification des structures internes des peuplements;
- La modification de la composition végétale des forêts;
- La modification de l'organisation spatiale des forêts;
- Le maintien de l'habitat d'espèces fauniques et floristiques sensibles à l'aménagement forestier.

Ce document vise entre autre à faire l'étude de ces enjeux écologiques pour la forêt privée du territoire de l'Agence de mise en valeur des forêts privées des Appalaches (AMVAP) en faisant le portrait de la forêt naturelle et en la comparant à la forêt actuelle. De plus, en tenant compte du contexte de la forêt privée du territoire de l'AMVAP, un plan d'action visant à réduire l'écart entre la forêt naturelle et actuelle a été élaboré. L'enjeu du maintien de l'habitat d'espèces fauniques et floristiques sensibles à l'aménagement forestier n'est pas considéré dans ce travail. Il est plutôt pris en compte dans le document *Identification et priorisation des forêts à haute valeur pour la conservation sur le territoire des Appalaches* de l'AMVAP.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet *Mise en œuvre de l'aménagement écosystémique en forêt privée dans les Appalaches* dont l'AMVAP est le promoteur. Il vise à rassembler les connaissances actuelles sur le portrait de la mosaïque forestière naturelle de la région de la Chaudière-Appalaches. Ainsi, les aménagistes forestiers de ce territoire désirant intégrer l'aménagement écosystémique à leurs pratiques seront mieux outillés afin d'établir les balises de cet aménagement. En plus de l'apport de l'AMVAP à ce travail, sa réalisation est rendue possible grâce au financement de la Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire de la Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches dans le cadre de la mise en

[1] Le terme « forêts mûres et surannées » est souvent utilisé au lieu de « vieilles forêts ». La distinction entre les deux est souvent floue, mais les critères d'identification utilisés dans le cadre de ce travail sont basés sur les recommandations de Boucher *et al.* (2011) qui traitent de vieilles forêts. C'est donc l'expression qui sera utilisée.

œuvre de son *Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire* (PRDIRT) et répond à :

- Enjeu 3 du PRDIRT :
  Biodiversité, écosystèmes naturels et paysages.

  - Orientation 3.2 :
    Mise en place de l'aménagement écosystémique dans la région.

  - Objectif 3.2.1 :
    Contribuer au développement des principes et des concepts associés à l'aménagement écosystémique en Chaudière-Appalaches et participer à sa mise en œuvre.

  - Action 3.2.1.1 :
    Identifier les pratiques et les interventions sylvicoles qui permettent la mise en place de l'aménagement écosystémique sur terres publiques et privées.

  - Action spécifique 5 :
    Développer des stratégies et mettre en place l'aménagement écosystémique en forêt privée.

2. Territoire à l'étude

Le territoire de l'AMVAP est situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, dans l'est de la région administrative de Chaudière-Appalaches. Il couvre la Ville de Lévis et les MRC de Bellechasse, des Etchemins, de Montmagny et de L'Islet. La répartition des superficies de tenure publique ainsi que des petites et grandes propriétés privées est présentée au tableau suivant. Bien que l'AMVAP n'œuvre qu'en territoire privé, certaines informations présentées dans ce travail sont aussi applicables au territoire public de la région. De plus, certaines sections concernent les sous-domaines bioclimatiques de l'ensemble de la région de Chaudière-Appalaches.

L'étendue du territoire donne lieu à des divergences climatiques qui peuvent influencer les perturbations naturelles. Dans la mesure du possible, ces divergences doivent être considérées dans le travail. La classification écologique du ministère des Ressources naturelles (MRN) nous permet de découper le territoire selon trois sous-domaines bioclimatiques (carte 1). Le territoire est couvert par le sous-domaine de l'érablière à bouleau jaune de l'est (76 %), par l'érablière à tilleul de l'est (20 %) et par la sapinière à bouleau jaune de l'est (4 %). Ce niveau hiérarchique de la classification écologique tient compte des différences écologiques majeures. De plus, le niveau de précision géographique de la littérature scientifique disponible ne permet pas une analyse à une échelle géographique plus fine. Ces sous-domaines bioclimatiques constituent la référence écologique recommandée pour analyser les caractéristiques des forêts naturelles (Bouchard *et al.*, 2010). Idéalement, l'analyse de ces caractéristiques devrait se faire séparément pour chacun des sous-domaines.

Le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est correspond principalement à l'ensemble physiographique des basses-terres du Saint-Laurent. Cette portion du territoire, d'une altitude variant de 0 à 100 m et pouvant aller jusqu'à 150 m, se caractérise par un relief plutôt plat sauf aux endroits où les cours d'eau ont érodé leurs berges en creusant leur lit et où des crêtes rocheuses surplombent la plaine. Le sol de cet ensemble physiographique présente une bonne fertilité. Conséquemment, il a fortement été utilisé à des fins agricoles. Le territoire présente surtout des dépôts marins provenant de l'époque postglaciaire de la mer de Champlain supportant des sols ayant souvent une gleyification prononcée causée par un drainage déficient. Ce sont des argiles marines associées à des dépôts littoraux argileux, limoneux ou sableux (ancienne plage, delta, cordon littoral), des dépôts alluvionnaires fluviatiles ou deltaïques, des dépôts organiques d'origine lagunaire et un peu d'affleurements rocheux de lessivage faisant rupture dans la plaine. Les tourbières importantes du territoire, souvent d'origine lagunaire, se trouvent dans cette plaine. Cette dernière s'élève graduellement vers le sud pour devenir le piémont. Considérant son relief, sa fertilité et son accès facile par transport maritime, cette région a été exploitée très tôt dans l'histoire de la colonisation. En conséquence, l'information disponible sur la forêt naturelle est très limitée pour ce sous-domaine bioclimatique.

Tableau 1 Répartition des superficies selon les types de tenure et les divisions municipales

MRC ou Ville	Superficie totale (km^2)	Territoire public (km^2)	Petite propriété privée (km^2)	Grande propriété privée (km^2)	Territoire privé total (km^2)	Proportion du territoire privé (%)
Bellechasse	1 768,9	77,4	1 691,6	0,0	1 691,6	95,6
Les Etchemins	1 821,1	221,1	1 577,2	22,7	1 600,0	87,9
Montmagny	1 707,5	365,0	1 301,0	41,7	1 342,6	78,6
L'Islet	2 114,5	531,1	1 575,4	8,1	1 583,4	74,9
Lévis	453,9	7,5	426,9	19,5	446,4	98,3
Total	**7 865,9**	**1 202,1**	**6 572,1**	**92,0**	**6 664,0**	**84,7**

Source : Données du 4e inventaire décennal du MRN (2007).

Les sous-domaines de l'érablière à bouleau jaune de l'est et de la sapinière à bouleau jaune de l'est font partie de l'ensemble physiographique des Appalaches. Cette région peut être séparée en deux : le piedmont et le plateau appalachien. Le piedmont, élément de relief marquant le début de l'ensemble physiographique du plateau des Appalaches, constitue une sorte de plateau formé de terrasses successives, de relief plutôt vallonné ou plat. L'altitude varie généralement de 150 à 400 m. Il s'étend jusqu'à environ 40 km à l'intérieur des terres à partir du fleuve au sud de Lévis en rétrécissant vers l'est. L'ensemble physiographique est caractérisé par des dépôts glaciaires (till et fluvio-glaciaire), souvent pierreux, associés à des alluvions fluviatiles dans le fond des vallées, des dépôts organiques d'origine glaciolacustre et des affleurements rocheux. Ce sont généralement des sols à très fort potentiel forestier avec une podzolisation marquée, un bilan hydrique positif et une bonne minéralisation de la litière.

Le plateau appalachien et les collines de la chaîne des monts Notre-Dame constituent la majorité de l'ensemble du plateau des Appalaches plus au sud. Ce dernier est caractérisé par un relief plus accidenté constitué de sommets pouvant atteindre 900 m d'altitude (mont Saint-Magloire), mais oscillant généralement entre 400 et 600 m. Ils sont entrecoupés de vallées au fond plat et ondulé. Cet ensemble est caractérisé par des dépôts d'origine glaciaire (till généralement épais sauf sur les hauts versants et les sommets) et des matériaux fluvio-glaciaires (kame, esker et épandage) accompagnés, dans une moindre mesure, d'alluvions fluviatiles récentes et de quelques sols organiques d'origine glaciolacustre ou de bras morts. Ce sont également des sols de podzolisation marquée à potentiel forestier de bonne qualité, mais variable selon les caractéristiques édaphiques du site.

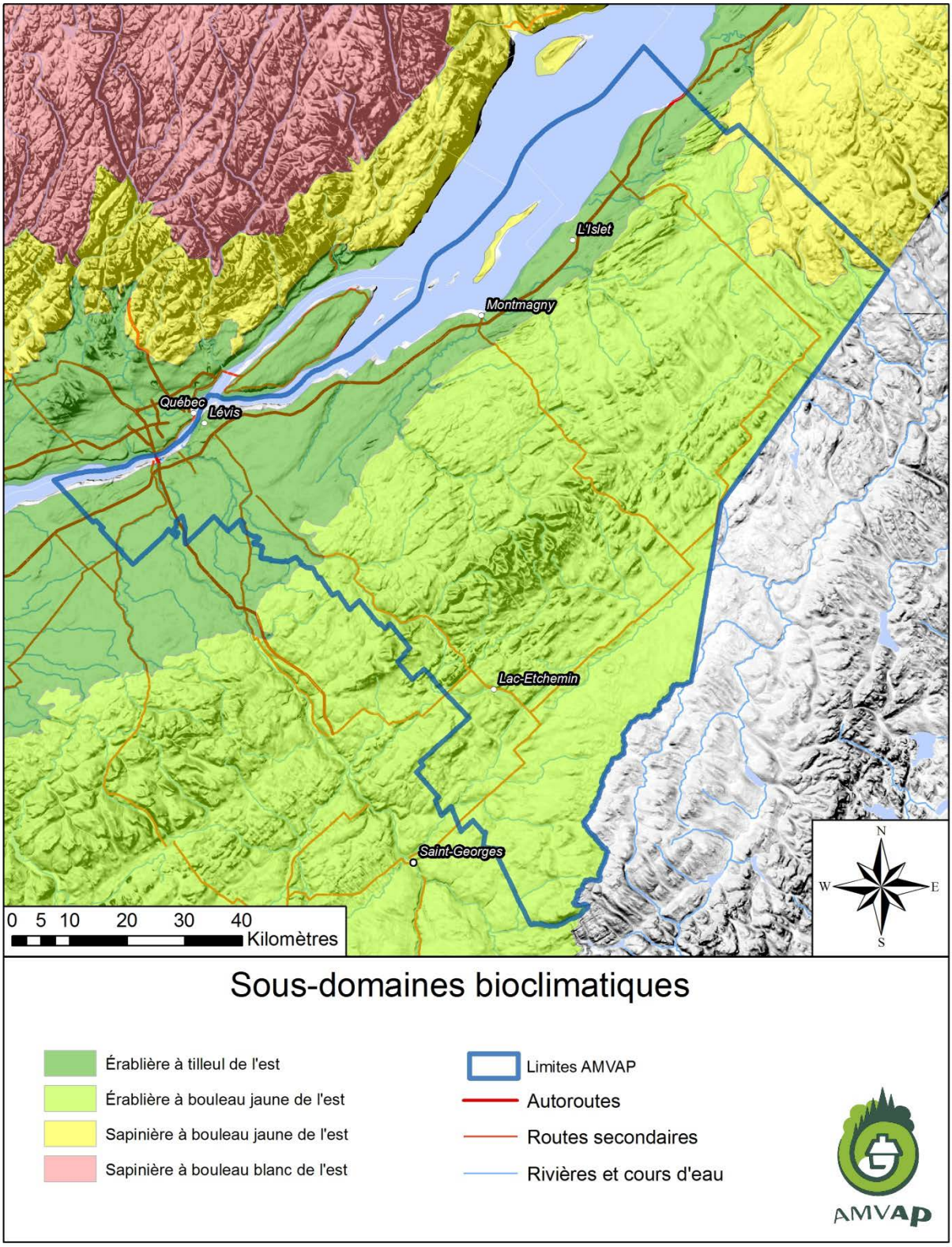
Selon les guides de reconnaissance des types écologiques du Québec (Blouin et Berger, 2003; Gosselin, 2005a; Gosselin, 2005b) le climat du territoire de l'AMVAP est de type continental humide. Il est humide et tempéré dans les basses-terres près du fleuve. Sur le plateau appalachien, il est humide et frais pour devenir plus continental en allant vers la Beauce. Le tableau 2 présente les variables climatiques sur le territoire de l'AMVAP en fonction des sous-régions écologiques du système de classification écologique du MRN.

Tableau 2 Données climatiques des différentes sous-régions écologiques présentes sur le territoire

Variable climatique	Sous-régions écologiques			
	3d-M - Coteaux de la rivière Chaudière	3d-T - Coteaux du Lac-Etchemins	2b-T - Plaine du Saint-Laurent	4f-T - Coteaux du Lac Pohénégamook
Température annuelle moyenne (°C)	2,5 à 5,0	2,5	2,5 à 5,0	0 à 2,5
Longueur de la saison de croissance (jours)	170 à 180	160 à 170	170 à 190	160 à 170
Précipitations annuelles moyennes (mm)	1 000 à 1 100	1 000 à 1 100	900 à 1 300	900 à 1 100
Couvert nival (%)	25 à 30	25 à 35	25 à 30	35 à 40

Adapté de Blouin et Berger (2003), Gosselin (2005a) et Gosselin (2005b).

Carte 1 Sous-domaines bioclimatiques



3. Méthodologie

L'information permettant de dresser le portrait de l'état des forêts au début de la colonisation est fragmentaire. En effet, les premiers colons n'ont pas inventorié les ressources dont ils disposaient puisqu'elles étaient considérées comme infinies. Ce n'est qu'après plusieurs passages visant à récolter des essences précises ou de gros individus que les ressources forestières ont été officiellement inventoriées, au XX^{e} siècle. D'autres sources d'informations sont toutefois disponibles pour dresser un portrait de la forêt naturelle :

- Les carnets d'arpentage, datant de la division originale de l'intérieur des terres par le régime britannique au XIXe siècle, contiennent beaucoup d'informations quant à la composition en essence des forêts naturelles. Dans la région, le travail de compilation de ces données est déjà avancé (Arsenault *et al.,* 2010). Cependant, la portée de cette étude est concentrée dans les domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. Peu de données sont disponibles pour la région des basses-terres du Saint-Laurent qui était déjà colonisée à l'époque. Les résultats préliminaires de l'étude ont fortement aidé à dresser le portrait présenté dans les sections suivantes.

- L'étude des carnets d'arpentages dans les régions limitrophes a aussi été une source de renseignements, notamment sur les régimes de perturbations, la structure interne des peuplements ou d'autres caractéristiques de la forêt naturelle reliées aux sous-domaines bioclimatiques qui nous concernent. Les résultats des analyses de la forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent (Boucher *et al*., 2006, 2008, 2009; Dupuis 2009; Dupuis *et al.*, 2011) ont été utilisés. De même, une étude réalisée dans le nord du Maine (Cogbill *et al*., 2002) a été considérée en raison du rapprochement entre les forêts de la région étudiée et celles présentes sur le territoire.

- Les forêts anciennes reconnues par le MRN ont aussi été une source d'information sur la composition végétale, la structure interne du peuplement et la quantité de bois mort. Les renseignements disponibles sur celles-ci, fournies par le MRN, permettent de caractériser certains types de forêts primaires.

- Le registre des états de référence (Boucher *et al.*, 2011), a servi de source d'information importante concernant les perturbations naturelles catastrophiques, le couvert forestier et les stades de développement de la forêt naturelle.

- À défaut d'avoir de l'information spécifique aux sous-domaines bioclimatiques qui nous concernent, certaines caractéristiques de la forêt naturelle ont été documentées à l'aide d'études effectuées dans d'autres régions ou à l'aide de document décrivant de manière plus générale les forêts naturelles du Québec (*voir* Angers., 2009; Doyon et Bouffard, 2009; Bouchard *et al.*, 2010, 2011).

Afin d'établir le portrait de la forêt actuelle, voici les sources d'informations qui ont été utilisées :

- Les données cartographiques et de compilation du 4^{e} programme d'inventaire décennal du MRN ont été la principale source d'information. Les données des 2^{e} et 3^{e} inventaires ont aussi été utilisées pour certaines analyses.

- Les données des placettes échantillons permanentes établies sur le territoire.

- L'AMVAP compile depuis 2001 les contours de travaux financés sur le territoire et depuis 1991 pour les plantations réalisés. Ces données permettent de bonifier les informations de la couche du 4^{e} programme d'inventaire décennal.

Afin de bâtir le présent document, plusieurs sections sont inspirées du *Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire de la Chaudière-Appalaches* (PRDIRT). En effet, l'analyse de la mosaïque forestière naturelle faisant partie du mandat, la Conférence régionale des élus de la Chaudière-Appalaches a déjà réalisé un exercice pour la région administrative. Afin d'établir le portrait de la forêt naturelle, nous nous sommes inspiré en partie du contenu présenté dans le *Portrait des ressources naturelles de la Chaudière-Appalaches* (Boulanger *et al.*, 2010), élaboré dans le cadre du PRDIRT.

Il est aussi nécessaire de mentionner qu'en raison de l'information disponible, qui est parfois limitée, il n'est pas toujours possible de traiter séparément les trois sous-domaines bioclimatiques. Les informations présentées s'appliquent donc à l'échelle du territoire et lorsque les différences entre les sous-domaines bioclimatiques sont connues, celles-ci sont mentionnées.

4. Histoire forestière de la région

Section adaptée de Boulanger *et al.* (2010).

4.1. L'occupation amérindienne et l'arrivée des explorateurs français

Avant l'arrivée des Français, les Etchemins et les Abénaquis passant l'hiver sur les côtes du Maine et du Nouveau-Brunswick venaient chasser sur le territoire durant l'été (MAMIC, 1939). Ils empruntaient d'ailleurs la rivière Etchemin pour leurs déplacements, d'où son nom. Il est probable que d'autres tribus iroquoiennes aient résidé sur le territoire. Jacques Cartier aurait d'ailleurs visité deux de leurs villages près des villes modernes de Québec et de Montréal. Des superficies agricoles auraient donc pu avoir été déboisées sur la rive-sud du fleuve. L'impact de l'utilisation des terres par les autochtones est méconnu. Ils avaient quitté la région à l'arrivée de Samuel de Champlain au siècle suivant. La cause exacte de leur départ est indéterminée (Tremblay, 2006).

Jacques Cartier (1545), Samuel de Champlain (1613) et Pierre Boucher (1664) décrivent la forêt originelle des rives du Saint-Laurent comme omniprésente (mis à part quelques rares prairies naturelles) et constituée d'arbres énormes. Cependant, le paysage forestier commence à subir des transformations importantes dès le XVII^{e} siècle avec la colonisation européenne du territoire. Dans la vallée du Saint-Laurent, les forêts originelles sont défrichées pour faire place à l'agriculture. Progressivement, l'arrière-pays est aussi occupé. Les terres qui n'ont pas trouvé preneur, lors des différentes vagues de colonisation qui se sont succédé jusqu'au début du XX^{e} siècle, constituent actuellement la forêt publique régionale.

4.2. Les premiers temps de la colonisation

En Chaudière-Appalaches, l'exploitation de la forêt s'entreprend dès l'arrivée des nouveaux colons au XVII^{e} siècle. Ceux-ci commençant par prendre possession des terres le long du fleuve dès 1636 avec la concession de la seigneurie de Lauzon (MAMIC, 1939). Il faudra par contre attendre jusqu'au milieu du XIX^{e} siècle pour que débute la colonisation de l'arrière-pays. Durant les XVII^{e} et XVIII^{e} siècles, la forêt est surtout utilisée pour les besoins domestiques. Toutefois, on remarque déjà qu'une partie de cette exploitation est destinée au marché local, notamment pour le bois de chauffage. Dans Lévis-Lotbinière, dès le XVIII^{e} siècle, les colons font le commerce du bois de chauffage dont une partie est vendue, entre autres, dans la région de Québec. Des moulins à scie sont construits au début du XVIII^{e} siècle pour l'industrie du sciage. En 1713, on en comptait une dizaine dans Lévis-Lotbinière. Ces moulins, de moindre envergure que ceux construits par les entrepreneurs anglais au XIX^{e} siècle, servaient surtout à répondre aux besoins locaux en bois de sciage.

Sur la Côte-du-Sud, avant 1800, la forêt est surtout utilisée pour les besoins domestiques. Au départ, le bois utilisé provient essentiellement des terres possédées par les colons. Toutefois, celles-ci deviennent rapidement dépourvues de bois. Par conséquent, on signale que dès la fin du XVIII^{e} siècle, les habitants de la Rivière-du-Sud et de Bellechasse commencent à couper du bois sur les terres de la Couronne afin de s'approvisionner d'une ressource devenue rare sur les terres

concédées. Les résidents de Beaumont et de La Durantaye vendent aussi du bois de chauffage à Québec durant cette période.

4.3. L'essor du sciage

Ce serait principalement à partir du début du XIX^{e} siècle que l'exploitation forestière a fait reculer la forêt afin de répondre à la demande étrangère. Au début de ce siècle, des seigneurs tels que John Caldwell de Lauzon et Gustave Joly de Lotbinière contrôlent une bonne partie de l'exploitation forestière sur leur territoire. À cette époque, les plus gros moulins de Lotbinière-Lévis, tous exploités par John Caldwell et Gustave Joly, se trouvent aux embouchures des rivières Etchemin, Aulneuse et du Chêne. Ces moulins seraient d'ailleurs parmi les plus productifs de l'époque. Le nombre de moulins à scie aurait atteint son apogée dans la décennie de 1840 avec plus d'une soixantaine de ceux-ci. Bien que les terres des résidents aient été mises à profit, une quantité non négligeable de bois provenait aussi des terres publiques.

En Beauce, les premières draves importantes sur la rivière Chaudière ne surviennent qu'en 1847 en raison des difficultés reliées aux débits irréguliers et aux rapides qui compromettent le flottage des pièces de bois. De plus, il aurait été difficile d'obtenir des droits de coupe dans la région. La fabrique de la perlasse et de la potasse constitue aussi des activités importantes de l'exploitation forestière.

À cette époque, des coupes sélectives de faible intensité visent spécifiquement le pin blanc, l'épinette et certaines essences de feuillus durs qui sont exploitées à grande échelle. Le chêne faisait aussi l'objet d'une exploitation plus importante sur les abords de la rivière Etchemin où il aurait été davantage abondant que dans le reste de la région. Pour des besoins de sciage, l'épinette blanche et le pin blanc demeuraient très recherchés par les entrepreneurs et les marchands. Ainsi, de 1804 à au moins 1815, le seigneur Caldwell demande aux habitants de sa seigneurie de fournir de grandes quantités d'épinettes afin d'approvisionner ses moulins à l'embouchure de la rivière Etchemin. Dans la région de la Côte-du-Sud, on mentionne que ce serait surtout le bois d'épinette qui aurait été mis en marché à cette époque, considérant que le pin y était rare.

Vers la fin du XIX^{e} siècle, le bois de pâte représente un nouveau secteur de l'exploitation forestière qui prendra beaucoup d'ampleur, notamment en Côte-du-Sud et dans la Beauce. Dans la Côte-du-Sud, le volume d'épinettes coupées atteint son apogée en 1909-1910 alors qu'il représente 11 % des volumes coupés au Québec. Au tournant du XX^{e} siècle, c'est la John Breakey Ltd, installée à Breakeyville, qui est la principale compagnie à œuvrer dans l'exploitation forestière de la région.

4.4. L'exploitation intensive

Au XX^{e} siècle, les coupes sélectives sont moins pratiquées et sont de plus en plus remplacées par des coupes à blanc et des coupes à diamètre limite (voir Fortin et *al.*, 2003). Ces procédés de récolte seront utilisés massivement. Dans les années 80-90 arrive le jardinage qui prendra beaucoup d'importance dans les forêts de feuillus tolérants (Doyon et Bouffard, 2009). Depuis, diverses variantes de coupes partielles ont fait leur apparition. Les coupes totales sont toujours utilisées principalement dans les peuplements à dominance résineuse ou de feuillus intolérants, mais avec une considération accrue pour la protection de la régénération.

5. Perturbations naturelles

Les perturbations naturelles sont au cœur de l'écologie des peuplements forestiers. En tant qu'élément qui façonnent le paysage, elles modulent l'organisation spatiale et la structure interne des peuplements. De même, elles créent des conditions de croissance spécifiques qui influencent la composition en essences. Les différentes perturbations permettent ainsi le maintien d'une grande diversité d'écosystèmes forestiers. Leurs effets sur les écosystèmes varient en fonction de l'agent perturbateur impliqué (feu, vent, insecte ou verglas), leur taille, leur cycle de retour, leur répartition spatiale et leur sévérité. Cette section du travail porte sur les différents régimes de perturbations et les agents perturbateurs principaux qui opèrent dans les sous-domaines bioclimatiques à l'étude.

5.1. Régimes de perturbations

Les perturbations naturelles peuvent être séparées en trois régimes différents. Ils peuvent être différenciés principalement par le taux de mortalité qu'ils génèrent. Les trois régimes sont les perturbations catastrophiques, les trouées et les perturbations intermédiaires.

5.1.1. Perturbations catastrophiques

En raison de leur rareté, les perturbations catastrophiques ont moins d'influence que les autres régimes en forêt feuillue tempérée (Doyon et Bouffard, 2009). On peut définir ces perturbations comme étant celles qui affectent sévèrement le couvert forestier (mortalité de plus de 75 % de la surface terrière) sur une grande superficie. Selon Doyon et Bouffard (2009), la superficie de ces perturbations peut aller de 1 à 1 000 ha, quoique la revue de littérature de Seymour *et al*. (2002) parle d'un maximum pouvant dépasser les 80 000 ha et d'une moyenne de 2 à 200 ha. En règle générale, ces perturbations sont les plus étendues. Elles sont causées par le feu, le vent ou les insectes. Le seul insecte considéré dans ce travail est la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), l'influence des autres étant plutôt minime à l'échelle de la région.

Bien que la majorité des arbres du couvert dominant soient tués par les perturbations catastrophiques, trouve généralement des individus ayant survécu à l'événement. Selon Franklin *et al*. (2007), ceux-ci sont généralement peu nombreux dans les cas des chablis et des feux. Pour ce qui est des attaques d'insectes comme la TBE, le nombre de survivants varie en fonction de l'importance des arbres non hôtes ou plus résistants dans le peuplement. Peu importe l'agent perturbateur, les survivants peuvent être répartis en petits groupes ou sous forme d'individus isolés. Ces « legs biologiques » constituent des refuges pour la faune et contribuent à l'hétérogénéité structurale des peuplements (Bouchard *et al*., 2010).

Les larges ouvertures causées par la mortalité de la majorité du couvert favorisent différentes espèces dépendamment de l'agent perturbateur impliqué. Certains peuplements, comme les pinèdes et les chênaies, semblent dépendre du feu pour assurer leur maintien (Doyon et Bouffard, 2009). Cependant, ces peuplements sont assez rares à l'état naturel en Chaudière-Appalaches (Arseneault *et al*., 2010). En l'absence de chênes ou de pins dans les environs immédiats, on peut s'attendre à ce que les feux catastrophiques favorisent plutôt le bouleau blanc et le peuplier qui peuvent coloniser le site rapidement après la perturbation (Lorimer et White, 2003; Barrette et

Bélanger, 2007) et qui sont plus répandus dans la forêt naturelle (Arsenault *et al.*, 2010). Le cerisier tardif et l'érable rouge sont aussi des essences qui peuvent être avantagées par le passage d'un feu (Doyon et Sougavinski, 2002). Les chablis catastrophiques favorisent aussi principalement les espèces pionnières en plus d'espèces plus tolérantes par l'entremise de la régénération préétablie survivante (Manka, 2010). Pour ce qui est des sites gravement atteints par la TBE, plusieurs études ont montré que les sapinières tendent à se régénérer en sapin alors que la régénération des autres peuplements peut être dominée par des espèces non hôtes (Bouchard *et al*., 2006).

L'exposition du sol minéral est très variable dépendamment de l'agent perturbateur (Franklin *et al*., 2007). Dans le cas d'une attaque d'insecte comme la TBE, le sol est perturbé de manière sporadique par le déracinement des arbres affaiblis renversés par le vent. Le chablis catastrophique perturbe le sol en partie. L'exposition du sol minéral devrait y être en moyenne d'environ 5 % de la superficie totale de la perturbation, mais peut atteindre 11 % dans le cas des pires chablis (Doyon et Bouffard, 2008). Cette perturbation du sol minéral prend la forme de creux et de monticules créés par le déracinement des arbres. Les feux de forêt intenses brûlent généralement la matière organique (Blanchet *et al*., 2009) et exposent abondamment le sol minéral (Franklin *et al*., 2007).

L'information concernant les fréquences naturelles des perturbations catastrophiques de Chaudière-Appalaches est très limitée. Déterminer des cycles de retour nécessite d'interpréter des données provenant des régions environnantes. Ce travail a été effectué par des experts du MRN dans le but de faciliter la mise en place de l'aménagement écosystémique au Québec (Boucher *et al*., 2011). Ces auteurs se sont basés sur les études pouvant servir de référence pour chacune des unités homogènes qu'ils ont établies pour l'ensemble du Québec. Géographiquement, le découpage de ces unités est semblable à celui des domaines bioclimatiques. Aucune donnée concernant la TBE n'a été présentée dans cette étude pour les domaines bioclimatiques de la forêt feuillue, faute d'information suffisamment précise applicable à ce territoire. Une approximation est toutefois possible.

Une étude de Boulanger *et al*. (2012) a démontré que l'intervalle des épidémies de TBE des derniers siècles, sur le territoire de Chaudière-Appalaches, est en moyenne de 41 ans. Dans la région, la dernière épidémie a débuté en 1974, on peut donc s'attendre à une autre infestation dans les prochaines années. Le couvert forestier actuel devrait donc être à peu près représentatif de la forêt régionale en début d'épidémie. En utilisant les données écoforestières actuelles (provenant du 4^{e} inventaire décennal) avec le guide d'évaluation des dommages du MRN (Gagnon et Chabot, 1991) il est possible d'estimer grossièrement le cycle de retour des épidémies sur le territoire. On estime que les perturbations catastrophiques devraient se produire sur les sites correspondants à la « coupe finale priorité 1 » telle que définie par le guide, soit dans des peuplements matures composés majoritairement de sapin baumier et d'épinette blanche. Selon cette logique, une épidémie de TBE causerait des perturbations catastrophiques sur 2,2 % de la portion est de Chaudière-Appalaches (de Lévis jusqu'au Bas-Saint-Laurent), en incluant le territoire public. En considérant l'intervalle moyen de 41 ans de Boulanger *et al.* (2012), la portion du territoire affectée par des perturbations catastrophiques causées par la TBE chaque année (taux) serait donc de 0,054 %/an. Le cycle de retour correspondant est d'environ 1 850 ans. Par manque de données, l'analyse de vulnérabilité à la TBE n'a pas été faite récemment sur le territoire de l'ouest de Chaudière-Appalaches, mais les résultats devraient être semblables.

Il faut considérer que la proportion du territoire touché de même que la sévérité des dégâts causés par la TBE varient fortement selon la composition forestière. Ce cycle n'est valable que pour le territoire forestier dans son état actuel. Étant donné l'évolution de la composition forestière dans le temps, le cycle devrait être revu périodiquement, surtout suite au passage d'une épidémie. De plus, l'activité humaine sur le territoire semble avoir favorisé la présence du sapin baumier, au détriment d'autres essences moins vulnérables (épinettes) ou non-hôtes (Arsenault *et al*., 2010). Ainsi, la vulnérabilité de la forêt actuelle est probablement plus élevée qu'elle ne l'était à l'époque préindustrielle et qu'elle ne le serait sans l'influence de l'activité humaine sur la dynamique forestière. Aussi, le guide de Gagnon et Chabot (1991) a été élaboré en fonction des dommages observés lors de la dernière épidémie de TBE qui a été particulièrement sévère (Yan Boucher, communication personnelle). Pour ces raisons, en conditions naturelles, il serait donc possible que le cycle de retour à l'échelle du territoire soit plus long.

En ce qui a trait aux feux de forêt, les unités homogènes utilisées dans Boucher *et al*. (2011) ne permettent pas de séparer les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de l'érablière à tilleul selon leurs sous-domaines ouest et est. Or, des études ont démontré que les variations pouvant exister entre les sous-domaines de l'ouest et de l'est sont importantes au niveau de la fréquence des feux (Doyon et Bouffard, 2009). Ainsi, il est fort probable que les moyennes présentées par Boucher *et al*. (2011) surestiment l'importance des feux catastrophiques pour ces deux domaines bioclimatiques en Chaudière-Appalaches. Aucune étude sur les perturbations catastrophiques n'a été effectuée dans la région. Pour préciser les résultats de Boucher *et al*. (2011), on doit alors se fier aux données provenant des régions voisines immédiates.

Les feux catastrophiques ont beaucoup été étudiés dans les forêts feuillues du nord-est des États-Unis. Les résultats les plus applicables sont ceux du Maine étant donné la proximité de cet état et sa composition forestière très semblable (Cogbill *et al*., 2002). Les conditions écoforestières du Maine sont surtout apparentées au sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est étant donné l'altitude et le relief. Cependant, aucune donnée plus précise n'est disponible concernant le sous-domaine de l'érablière à tilleul de l'est. Les résultats du Maine y seront donc appliqués aussi. Dans cette région, les travaux de Lorimer (1977) et de Fahey et Reiners (1981 *dans* Lormer et White, 2003) ont permis de déterminer des cycles de retour de 806 et 1 240 ans pour les feux catastrophiques. Un cycle moyen de 1 020 ans sera donc utilisé. L'utilisation de ce cycle nous semble plus adéquate que les moyennes de 475 et 680 ans proposées pour les domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune et de l'érablière à tilleul dans Boucher *et al*. (2011) qui semblent plus adéquates pour les sous-domaines de l'ouest.

Pour ce qui est des chablis catastrophiques, les données présentées par Boucher *et al*. (2011) nous semblent convenables. Selon la littérature consultée, on estime qu'il serait difficile de les préciser davantage à l'échelle des sous-domaines bioclimatiques. Des études récentes (Chabot *et al*., 2007 *dans* Vaillancourt, 2008; Bégin, 2011), utilisant les données du Système d'information forestière par tesselles (SIFORT), ont établi des cycles de retour pour les chablis dans la partie du domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune concernant Chaudière-Appalaches d'environ 200 000 ans (perturbations intermédiaires et catastrophiques confondus) et 240 000 ans (catastrophiques seulement). Il est probable que ces cycles de retour extrêmement élevés soient dus au manque de précision du SIFORT et de la photointerprétation pour identifier les chablis partiels ou de petite envergure. D'ailleurs, l'étude de Bégin (2011) n'a identifié qu'un seul

chablis dans la partie du domaine bioclimatique qui correspond à peu près à la région administrative de Chaudière-Appalaches pour la période de 1926 à 2009, ce qui est très improbable. Boucher *et al.* (2011) ont d'ailleurs préféré utiliser des temps de retour plus courts basés sur les résultats d'études ayant analysé des données historiques. Leurs chiffres nous semblent plus cohérents et sont donc ceux qui sont retenus dans ce travail.

Le tableau qui suit résume l'information pour les unités homogènes et les domaines bioclimatiques principaux correspondants en ce qui a trait aux cycles de retour des perturbations catastrophiques. Ces chiffres sont des moyennes estimées. Boucher *et al*. (2011) précisent que les connaissances actuelles ne permettent pas de déterminer des bornes maximales et minimales de variabilité naturelle.

Tableau 3 Cycles de retour et taux des perturbations catastrophiques par domaine bioclimatique

Unité homogène	Domaine bioclimatique	Cycle de retour[2] (années)			Taux[3] (%/année)		
		Feux	Chablis	TBE	Feu ($x10^{-3}$)	Chablis ($x10^{-3}$)	TBE ($x10^{-3}$)
FOTt	Érablière à tilleul	1 020	1 500	1 850	0,98	0,67	0,54
FOJt	Érablière à bouleau jaune	1 020	1 500	1 850	0,98	0,67	0,54
MEJt	Sapinière à bouleau jaune	390	5 265	850	2,56	0,19	1,18

Source : Adapté de Boucher *et al*., 2011.

5.1.2. Trouées

Selon les revues de littérature qui documentent le sujet (Doyon et Sougavinski, 2002; Seymour *et al*., 2002; Doyon et Bouffard, 2009) les auteurs s'entendent pour dire que la dynamique naturelle des forêts feuillues tempérées du nord-est de l'Amérique du Nord est dominée principalement par un régime de petites trouées. Ces petites perturbations sont causées par la mortalité ponctuelle et dispersée d'individus au sein de la matrice forestière. Les trouées formées par la mort de plus d'un arbre voisin sont possibles, mais la probabilité de formation de plus grandes trouées ainsi créées diminue selon une courbe exponentielle négative (Runkle, 1982 *dans* Doyon et Bouffard, 2009). La taille des trouées varie de quelques mètres carrés à plusieurs centaines de mètres carrés. Cependant, la moyenne est d'environ 50 m^2 et les trouées de plus de 100 m^2 sont plutôt rares (Doyon et Bouffard, 2009). Ce constat semble plutôt applicable pour les peuplements à

[2] Le cycle de retour correspond au « temps requis pour perturber une superficie équivalente à la superficie totale de l'aire étudiée » par un type de perturbation (Vaillancourt *et al.*, 2008).

[3] Le taux correspond à la « proportion moyenne du territoire affectée annuellement » (Vaillancourt *et al*., 2008).

dominance feuillue. Plusieurs études ont démontrées que la taille des trouées peut augmenter rapidement avec l'augmentation de l'abondance relative de sapins dans le peuplement. Pour des peuplements mixtes dominés par le sapin et le bouleau jaune, Kneeshaw et Prévost (2007) présentent une étendue variant de 20 à 2 100 m^2 avec une moyenne de 270 m^2. Pour des sapinières, Kneeshaw et Bergeron (1998) ont observé une étendue allant de 10 à 3 090 m^2. Ces derniers ne présentent toutefois aucune taille moyenne.

Dans une étude situé dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune, pour des forêts dominées par les feuillus, Angers *et al.* (2005) ont démontré qu'entre 3,5 et 14,6 % de la superficie du territoire se trouvait dans les trouées naturelles. Une moyenne de 9,4 % a été établie. Ces résultats concordent avec ceux de plusieurs autres études citées par Angers *et al.* (2005) pour les peuplements à dominance feuillue. Une autre étude de Kneeshaw et Prévost (2007) a permis d'obtenir des chiffres pour les forêts mixtes. Les résultats indiquent qu'entre 9 et 30 % de la superficie se trouve dans les trouées naturelles, pour une moyenne d'environ 19 %. Ces proportions sont en accord avec les résultats de Runkle (1982 *dans* Kneeshaw et Bergeron, 1998) qui rapportait une étendue de 3 à 24 % pour les forêts mixtes tempérées. Kneeshaw et Bergeron (1998) présentent des proportions plus élevées pour les sapinières. Dans ces peuplements, la superficie occupée par les trouées peut atteindre une proportion de plus de 60 % du territoire, la moyenne étant d'environ 30 à 40 %. Selon Kneeshaw et Bergeron (1998), la taille des trouées est plus élevée dans les peuplements contenant plus de sapins et d'épinettes à cause de leur vulnérabilité à la TBE. Les épidémies récurrentes contribueraient à former des peuplements plus ouverts en créant de la mortalité de groupes. En forêt dominée par le feuillu, la mortalité tend à être plus diffuse.

Les petites trouées se referment généralement suite à la croissance latérale des arbres voisins et par la poussée de croissance des gaules et semis préétablis (Woods, 2004). Cette dynamique favorise fortement le maintien des espèces tolérantes à l'ombre (Runkle, 1982; Fraver *et al*., 2009). Les espèces semi-tolérantes peuvent aussi se régénérer dans les plus grandes trouées de quelques centaines de mètres carrés. Ces grandes trouées ne peuvent être refermées simplement que par la croissance latérale des arbres voisins (Woods, 2004). De plus, l'augmentation considérable du rayonnement solaire y modifie significativement les conditions de croissance (température et humidité) et cause ainsi un plus gros stress à la végétation préétablie qui risque d'en mourir (Woods, 2004). Les plus grandes ouvertures laissent donc plus de place au recrutement de nouveaux semis d'espèces moins tolérantes à l'ombre. Cependant, des ouvertures aussi grandes ne sont que rarement créées par le régime de trouées et sont plus associées aux perturbations intermédiaires (prochaine section).

Les petites perturbations du régime de trouées sont généralement provoquées par le vent faisant tomber un ou plusieurs arbres déjà affaiblis par des stress causés par des facteurs biotiques (insectes et maladies) ou abiotiques (sécheresse, verglas, etc.). La hauteur et la taille offrant une plus grande prise au vent, les gros arbres du couvert dominant sont plus susceptibles d'être renversés (Peterson et Pickett, 1991 *dans* Bégin, 2011; Rich *et al*., 2007).

De nombreuses études ont permis de déterminer le taux de renouvellement du couvert causé par le régime de trouées dans les forêts semblables à celles de Chaudière-Appalaches. Doyon et Bouffard (2009), dans leur revue de littérature sur les forêts feuillues tempérées du Québec,

suggèrent un taux variant de 0,28 à 2,2 %, ce qui donne une moyenne de 1,24 %. Le cycle de retour du régime de trouées serait donc d'environ 80 ans.

5.1.3. Perturbations intermédiaires

Les perturbations intermédiaires, de par leur plus faible ampleur que les perturbations catastrophiques et leur occurrence moindre que les petites trouées, ont été beaucoup moins documentées (Woods, 2004). Certaines études récentes démontrent, toutefois, qu'elles sont bien présentes en forêt feuillue et ont un impact significatif sur la dynamique forestière (Woods, 2004; Hanson et Lorimer, 2007). Selon les différentes études, la définition exacte de « perturbations intermédiaires » peut varier. Woods (2004) donne l'exemple d'une mortalité variant entre 10 et 50 % des arbres formant le couvert dominant comme étant une perturbation intermédiaire. Philibert *et al*. (2009), qui utilisent la terminologie officielle du MRN, parlent d'une épidémie dite « modérée » ou d'un chablis « partiel » lorsque la mortalité observée est de 25 à 75 % de la surface terrière. Hanson et Lorimer (2007) parlent plutôt d'une mortalité moyenne de 30 à 60 % de la surface terrière du peuplement. Le taux de mortalité des perturbations intermédiaires est donc très variable.

Il en est de même pour la taille des ouvertures qui en résultent. En effet, les études qui traitent de ce type de perturbation indiquent des tailles très variables (Woods, 2004; Hanson et Lorimer; 2007). Cependant, une proportion considérable de ces ouvertures sont de taille moyenne. Ces dernières semblent nécessaire au maintien des espèces semi-tolérantes à l'ombre, comme le bouleau jaune, dans le paysage naturel des forêts feuillues tempérées (Woods, 2004; Hanson et Lorimer, 2007; Fraver *et al*., 2009). Les plus grandes trouées laissent aussi place à des espèces intolérantes comme le bouleau à papier (Galarneau 1921 *dans* Barrette et Bélanger, 2007). En se basant sur les observations de différentes études (Woods, 2004; Hanson et Lorimer, 2007), on peut définir les perturbations intermédiaires comme celles créant des trouées moyennes de quelques centaines de mètres carrés. L'étude récente de Hanson et Lorimer (2007) décrit de manière exhaustive la forêt résultante d'un chablis intermédiaire qui s'est produit dans le nord-est du Wisconsin. Selon ces auteurs, la taille des ouvertures varie en fonction des changements dans l'intensité du vent, de la topographie, de la composition en espèces et de la taille des arbres. La taille des ouvertures dans le couvert est donc très variable, allant de 9 à 5 000 m^2. La moyenne est cependant de 205 m^2. La répartition du nombre d'ouvertures selon leur taille suit la tendance suivante : 50 % sont de moins de 40 m^2, 33 % sont entre 40 et 200 m^2, 15 % sont entre 200 et 1 500 m^2 et 2 % sont réparties entre 1 500 et 5 000 m^2.

La taille totale de ces perturbations est aussi très variable. Alors que Seymour *et al*. (2002) définissent un intervalle de 1 à 100 ha, Hanson et Lorimer (2007) citent des études ayant été réalisées sur des perturbations intermédiaires de plus grande envergure que certaines perturbations catastrophiques. Les épidémies de TBE en forêt mixte ou des épisodes de verglas comme celui de 1998 peuvent constituer des exemples de perturbations intermédiaires de très grande envergure. Il semble donc plus adéquat de différencier les perturbations intermédiaires et catastrophiques au niveau de la mortalité et de l'ouverture du couvert qu'au niveau de la superficie couverte par l'événement.

Tout comme pour le régime de trouées, à l'échelle du paysage, la répartition spatiale des perturbations intermédiaires semble aléatoire (Frelich et Lorimer, 1991a). À l'échelle du

peuplement, la répartition spatiale des trouées causées par les perturbations intermédiaires est hétérogène. Selon Woods (2004), une perturbation intermédiaire peut présenter plusieurs zones de mortalité sévère de petites superficies réparties sur l'ensemble des peuplements affectés ou encore une zone plus uniforme de mortalité modérée ou faible. Selon l'étude de Hanson et Lorimer (2007), un mélange de toutes les sévérités à l'intérieur d'un même peuplement est aussi possible. Dans leur étude, le plus grand site étudié mesurait 10 ha et présentait des parcelles de peuplements peu affectés (mortalité de moins de 10 % de la surface terrière) ou des parcelles gravement touchées (mortalité de plus de 75 % de la surface terrière) au sein d'une matrice forestière affectée faiblement à modérément (mortalité de 10 à 75 % de la surface terrière). Cette répartition des trouées dépend de plusieurs facteurs dont l'agent perturbateur en cause qui peut être le verglas (Lafon, 2004), le vent, le feu ou les insectes (Hanson et Lorimer, 2007).

Les cycles de retour des perturbations intermédiaires n'ont pas encore été clairement établis. Pour ce qui est du verglas, en ignorant les occurrences extrêmes et très rares comme le verglas de 1998, Proulx et Greene (2001) ont déterminé un cycle de retour de 250 ans (taux de 0,4 %/an) pour les verglas de plus petite envergure qui causent de la mortalité. Dans certains cas, ces perturbations peuvent être considérées comme intermédiaires, car les ouvertures qui en résultent peuvent être beaucoup plus grandes que celles causées par la mort d'un seul arbre (Whitney et Johnson, 1984) et contribuent au maintien d'espèces semi-tolérantes comme le bouleau jaune (Lafon, 2004).

Pour la TBE, la méthode expliquée à la section 5.1.1. est utilisée pour déterminer le cycle de retour approximatif des perturbations intermédiaires causées par l'insecte. On utilise cette fois les superficies classées « coupe finale priorité 2 » et « coupe finale priorité 3 » du guide de Gagnon et Chabot (1991), soit des peuplements de plus de 50 ans présentant une proportion considérable d'essences hôtes, en excluant les peuplements de priorité de coupe 1 pour lesquels de la mortalité sévère et généralisée est appréhendée. Selon cette logique, une épidémie de TBE causerait des perturbations intermédiaires sur 9 % du territoire de l'AMVAP (privé et public). En considérant l'intervalle moyen de 41 ans de Boulanger *et al.* (2012), la portion du territoire affectée par des perturbations intermédiaires causées par la TBE chaque année (taux) serait donc de 0,219 %/an. Le cycle correspondant est d'environ 455 ans.

Les informations concernant les cycles des feux et chablis intermédiaires en forêt feuillue tempérée sont très limitées. Dans l'état des connaissances actuelles, il nous est impossible de déterminer des cycles de retour applicables spécifiquement aux perturbations intermédiaires causées par ces agents sur le territoire.

Les cycles de retour des perturbations intermédiaires n'ayant pas toujours été clairement établis, et le cycle établi pour la TBE étant basé sur une méthode très approximative, on considère qu'il est plus prudent d'utiliser un temps de retour général qui considère tous les agents perturbateurs. Doyon et Bouffard (2009) définissent un cycle de retour variant de 100 à 500 ans pour les perturbations intermédiaires en forêt feuillue tempérée. Un cycle moyen de 300 ans nous semble cohérent avec les observations portant sur la composition et la structure de la forêt naturelle faites dans les nombreuses études consultées. Des études supplémentaires seraient nécessaires afin de tirer des conclusions fiables et spécifiques à chaque agent perturbateur concernant les cycles de retour des perturbations intermédiaires.

Il est clair que les effets des perturbations intermédiaires sur la dynamique forestière peuvent varier en raison des spécificités propres à chaque agent perturbateur (voir la section 5.2.). Cependant, deux tendances générales peuvent être observées :

- Les arbres matures semblent plus vulnérables. C'est surtout le cas des perturbations causées par le chablis et la TBE, mais aussi du verglas étant donné la mortalité secondaire qui se produit chez les gros arbres plus susceptibles aux bris de branches. Quant au feu, les arbres matures y présentent une meilleure résistance, mais cet agent semble plus ou moins important en tant que perturbation intermédiaire sur le territoire, mis à part pour le maintien de quelques peuplements spécifiques (pinèdes et chênaies).

- La répartition spatiale et la taille des ouvertures créées dans le couvert sont très hétérogènes. Cela est dû au fait que plusieurs facteurs influencent la sévérité de la perturbation à petite échelle (composition, topographie, âge, etc.).

5.1.4. Résumé des cycles de retour et taux

Le tableau suivant résume l'information relative aux cycles de retour et aux taux déterminés pour chaque type de perturbation.

Tableau 4 Résumé des caractéristiques de chaque type de perturbation naturelle par domaine bioclimatique

		Régime de trouées		Intermédiaires		Catastrophiques					
Mortalité moyenne		**1,24 %**		**Entre 10 % et 75 %**		**Plus de 75 %**					
Superficie moyenne		**Trouées : environ 50 m^2**		**Trouées : 10 m^2 à 5 000 m^2 Perturb. : 1 à 100 ha**		**Perturbation : 1 à 1 000 ha**					
Unité homogène	**Domaine bioclimatique**	**Cycle de retour (années)**	**Taux (%/année)**	**Cycle de retour (années)**	**Taux (%/année)**	**Cycle de retour (années)**			**Taux (%/année)**		
		Tous les agents	**Tous les agents**	**Tous les agents**	**Tous les agents**	**Feux**	**Chablis**	**TBE**	**Feu**	**Chablis**	**TBE**
FOTt	Érablière à tilleul	80	100	300	0,33	1 020	1 500	1 850	0,098	0,067	0,054
FOJt	Érablière à bouleau jaune	80	100	300	0,33	1 020	1 500	1 850	0,098	0,067	0,054
MEJt	Sapinière à bouleau jaune	80	100	300	0,33	390	5 265	850	0,256	0,019	0,118

5.2. Agents perturbateurs

Cette section traite des principaux agents perturbateurs naturels sévissant sur la région.

5.2.1. Feux de forêt

Les feux de forêt sont beaucoup moins documentés en forêt feuillue qu'en forêt boréale étant donné l'importance moindre de cette perturbation sur la dynamique naturelle des forêts du sud de la province. En effet, les travaux de plusieurs auteurs cités dans Doyon et Sougavinski (2002) ont permis de constater que les forêts feuillues sont naturellement peu inflammables.

On peut séparer les feux pouvant causer de la mortalité en deux types : les feux de surface et les feux de couronne. Les feux de surface affectent principalement le sous-étage de la forêt, mais peuvent tout de même occasionner la mort d'arbres matures (Doyon et Sougavinski, 2002). Cependant, la mortalité est principalement observable chez les jeunes arbres qui n'ont pas eu le temps de développer une écorce assez épaisse permettant de protéger le cambium de la chaleur (Doyon et Sougavinski, 2002). Ces feux sont généralement de faible intensité. À mesure que l'intensité augmente, le risque de feu de couronne augmente aussi (Doyon et Sougavinski, 2002). En ce sens, le feu est le seul agent perturbateur d'importance qui agit du bas vers le haut (bottom-up) (Doyon et Sougavinski, 2002), ce qui veut dire que les jeunes arbres du sous-étage sont affectés plus sévèrement que ceux du couvert dominant. À mesure que l'intensité du feu augmente, les arbres de grandes dimensions sont de plus en plus atteints. Les feux de couronne, qui causent des dommages graves à l'ensemble du couvert forestier, constituent une perturbation plus étudiée. Ils sont généralement considérés comme une perturbation catastrophique qui remplace le couvert forestier, mais ceux qui sont de moindre intensité peuvent constituer une perturbation intermédiaire (Doyon et Sougavinski, 2002). Les feux intenses exposent abondamment le sol minéral (Blanchet *et al*., 2009).

Contrairement aux feuillus, le feuillage du sapin et des épinettes présentent une forte inflammabilité. Celle de la pruche et du thuya est modérée (Blanchet *et al*., 2009). Ainsi, les peuplements résineux sont beaucoup plus susceptibles et vulnérables aux feux de couronne (Doyon et Sougavinski, 2002). La plupart des essences que l'on trouve en Chaudière-Appalaches ont une écorce mince et sont ainsi vulnérables aux feux de surface (Doyon et Sougavinski, 2002; Blanchet *et al*., 2009). Les pins et le chêne rouge font exception à cette règle. Le succès des espèces à se maintenir suite à un feu intermédiaire dépend entre autres de la taille des ouvertures créées dans le couvert, de même que de la survie de semenciers. Le passage d'un feu avantage les espèces dotées d'une capacité de régénération végétative (rejets ou drageons). Les essences pouvant stocker une banque de graines dans le sol ou dotées d'un grand pouvoir de production et de dispersion de graines sont aussi avantagées (Doyon et Sougavinski, 2002). Les espèces utilisant une stratégie de forte régénération préétablie sont défavorisées par le feu.

Quoique l'importance du feu en tant que perturbation catastrophique soit relativement bien documentée, son impact en tant que perturbation intermédiaire ne l'est pas (Doyon et Sougavinski, 2002). Toutefois, selon plusieurs auteurs, les feux de surface semblent plus fréquents que les feux de couronne en forêt feuillue tempérée (Frelich et Lorimer, 1991a; Doyon et Bouffard, 2009). Le rôle écologique du feu y semble somme toute assez mineur en forêt

feuillue tempérée, particulièrement dans l'est de la province où la pluie est plus abondante (Doyon et Bouffard, 2009). Il joue tout de même un rôle important dans le cas spécifique du maintien des chênaies et des pinèdes.

5.2.2. Chablis

Le vent intervient dans le régime de trouées tout comme dans les perturbations intermédiaires et catastrophiques. Les chablis sont occasionnés par des épisodes de vents violents tels que les orages, les tornades, les ouragans et les rafales. Selon plusieurs auteurs, ils constituent l'agent perturbateur le plus important des forêts feuillues tempérées (Doyon et Sougavinski, 2002; Doyon et Bouffard, 2009).

Sous l'effet du vent, les arbres peuvent se rompre ou se déraciner (Doyon et Sougavinski, 2002). Les résultats d'études démontrent une vulnérabilité croissante au chablis en fonction de la taille de l'arbre. Toutefois, toutes les classes de diamètre présentent un certain taux de mortalité induite par les rafales de vent. Selon Woods (2004), la mortalité des arbres plus petits est due en majorité à la chute des plus gros arbres. L'étude de Manka (2010), réalisée dans deux chablis modérés au Témiscamingue, confirme ce résultat en ce qui a trait aux classes de diamètre. Il en résulte, dans les deux études, une légère diminution du diamètre moyen.

L'étude de Manka (2010) montre aussi que l'ouverture du couvert créée par les chablis avantage surtout la régénération préétablie, donc les espèces tolérantes à l'ombre. L'exposition du sol minéral, causé par le déracinement des arbres, avantage plutôt la régénération en bouleau jaune. Les études québécoises portant sur des chablis intermédiaires révèlent que cette exposition du sol peut occuper environ 1 à 5 % de la superficie totale de la perturbation et jusqu'à 11 % dans le cas des chablis plus sévère (Doyon et Bouffard, 2009 ; Manka, 2010). Doyon et Bouffard (2009) spécifient que d'autres essences peuvent, elles aussi, profiter de ces conditions de sol. Les troncs des arbres renversés amorcent un processus de décomposition et serviront eux aussi de sites de germination idéaux pour certaines essences, dont le thuya occidental (Doyon et Sougavinski, 2002).

Les peuplements résineux sont plus vulnérables au chablis (Kneeshaw *et al*., 2008), particulièrement s'ils sont composés de gros sapins et d'épinettes qui semblent être des espèces plus sensibles avec l'âge (Rich *et al*., 2007). Les peupliers et les pins montrent aussi une susceptibilité accrue face au vent (Rich *et al*., 2007; Manka, 2010).

La mortalité marquée des gros arbres peut entraîner une rétrogression du stade de développement du peuplement (Doyon et Sougavinski, 2002; Hanson et Lorimer, 2007). Par exemple, il est possible qu'une forêt mature revienne au stade gaulis. Dans le cas des forêts matures qui présentent une bonne régénération préétablie, l'élimination des gros arbres risque d'accélérer la succession du peuplement en éliminant les espèces pionnières de la canopée, laissant ainsi libre court à la croissance des gaules survivantes d'espèces tolérantes à l'ombre (Spurr et Barnes, 1980 *dans* Manka, 2010; Hanson et Lorimer, 2007).

5.2.3. Tordeuse des bourgeons de l'épinette

La plupart des insectes et maladies ne constituent pas des perturbations assez intenses pour constituer des perturbations intermédiaires ou catastrophiques en Chaudière-Appalaches. La TBE fait cependant exception à cette règle. Les épidémies de cet insecte constituent un agent perturbateur très important sur toute l'aire de distribution de son essence hôte préférée : le sapin baumier (Bouchard *et al*., 2006). Elles se produisent de manière synchronisée à une très grande échelle spatiale (Williams et Liebhold, 2000). Ces épidémies se produisent selon un cycle d'une durée d'environ 37 à 45 ans dans la région (Boulanger *et al.* 2012).

Selon Boulanger *et al*. (2012), en plus du sapin baumier, les épinettes constituent des hôtes potentiels pour l'insecte, quoiqu'ils soient moins vulnérables. L'épinette blanche est plus fragile que les épinettes noires ou rouges. Selon Gagnon et Chabot (1991), l'augmentation de l'âge et de la densité accroissent aussi la vulnérabilité d'un peuplement à l'insecte. Les stations trop sèches ou trop humides sont aussi plus sensibles. Dépendamment de ces facteurs, les dégâts causés par le passage d'une épidémie sont très variables. Par exemple, différentes études citées par Boucher (2005) ont démontré des taux de mortalité de la canopée variant de 20 à 100 % au Bas-Saint-Laurent. Des taux de mortalité plus négligeables sont certainement observables dans des peuplements contenant peu d'individus matures d'espèces hôtes. Selon plusieurs auteurs, les sapinières affectées par une épidémie se régénèrent souvent en sapin étant donné l'aptitude de cette espèce à se maintenir sous couvert. Dans les peuplements où le sapin est moins présent en sous-étage, des espèces non hôtes peuvent constituer la régénération post perturbation (Bouchard *et al*., 2006).

Lors du passage d'une épidémie, les arbres morts sur pied ont tendance à se renverser sous l'effet du vent. Le passage d'une épidémie engendre ainsi une certaine exposition du sol minéral, quoique celle-ci soit moins importante et se déroule sur une plus longue période de temps que dans le cas des chablis majeurs causés par des tempêtes de vents violents.

5.2.4. Verglas

Les études sur le verglas ne sont pas très nombreuses. La majorité des épisodes de verglas ne causent que peu de mortalité directe chez les arbres et ils contribuent plutôt au régime de petites trouées en les affaiblissant (Proulx et Greene, 2001; Doyon et Bouffard, 2009). Comme mentionné précédemment, les épisodes de verglas plus intenses peuvent, toutefois, causer des taux de mortalité suffisant pour être considérés comme des perturbations intermédiaires.

La gravité des dommages peut être très variable dépendamment des essences impliquées, de la pente et des caractéristiques dendrométriques des arbres (Whitney et Johnson, 1984; Lafon, 2004). De même, l'intensité du vent pendant les épisodes de verglas influence la quantité de dommages (Doyon et Sougavinski, 2002). Les ouvertures semblent être formées principalement par les nombreux bris de branches plutôt que par la mortalité directe des tiges par bris de tronc ou déracinement, qui est un phénomène plus rare et qui touche principalement les tiges de taille moyenne (DHP de 13 à 18 cm) (Proulx et Greene, 2001). Bien que les arbres de toutes dimensions puissent être endommagés, il semble y avoir un lien direct entre le diamètre de l'arbre et la proportion de cime brisée (Proulx et Greene, 2001). La mortalité induite par le verglas est souvent indirecte et peut se faire sentir plusieurs années après la perturbation. En effet, certaines

études ont démontré que les arbres dont la cime a été gravement endommagée par le verglas (> 80 % de perte de cime) sont plus vulnérables face aux attaques d'insectes et de champignons, ce qui réduit très fortement leur chance de survie dans les années suivant la perturbation (Doyon et Sougavinski, 2002). Par contre, la littérature scientifique documentant le verglas n'est pas suffisamment élaborée pour décrire avec fiabilité quelles espèces sont les plus sensibles aux dégâts directs et indirects. À partir des connaissances actuelles, il serait difficile d'aménager la forêt en tentant de s'inspirer de cette perturbation. Selon Doyon et Sougavinski (2002), les effets du verglas pourraient être imités en élaguant les branches des arbres matures du couvert dominant. Toutefois, ce traitement ne présente aucun intérêt dans une optique d'exploitation de la matière ligneuse.

6. Analyse des enjeux écologiques

Cette section documente les principaux enjeux écologiques tels qu'établis par le MRN. Une comparaison entre la forêt naturelle et actuelle est faite pour chacun d'entre eux.

6.1. Diminution des proportions de vieilles forêts

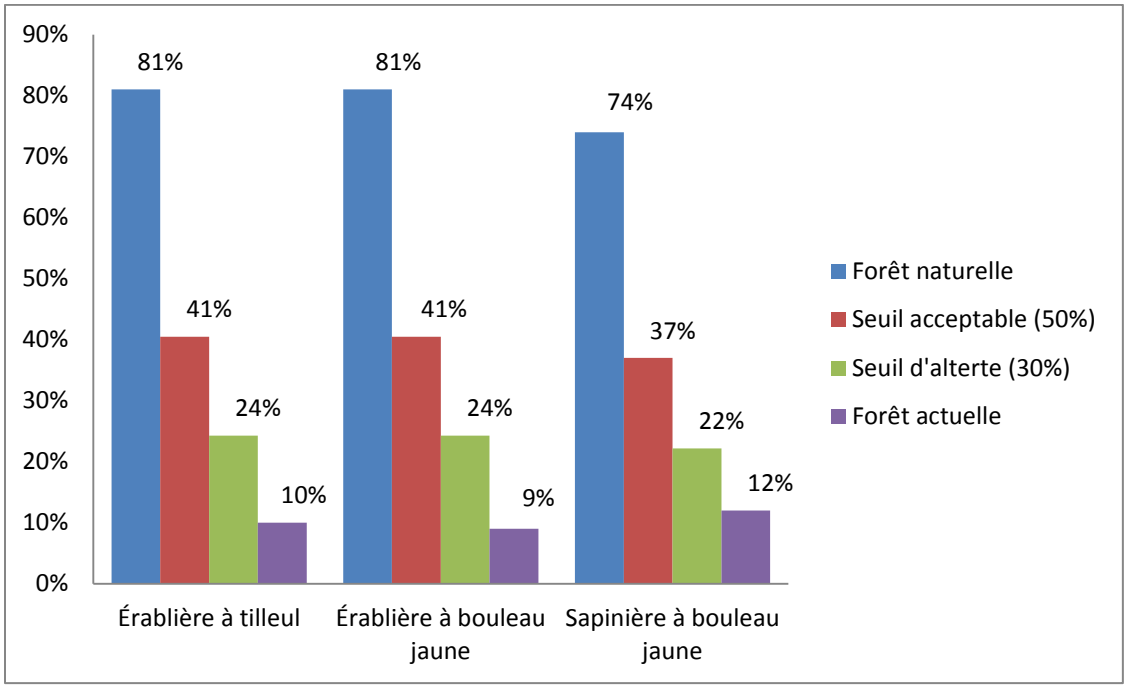
6.1.1. Comparaison des proportions naturelles et actuelles

Le premier enjeu écologique est relatif aux vieilles forêts, qui comptent d'ailleurs comme élément de forêts à haute valeur pour la conservation (FHVC) selon la norme FSC. L'intérêt des vieilles forêts provient du fait qu'elles présentent des caractéristiques différentes des jeunes forêts. L'hétérogénéité des diamètres des arbres (notamment la présence de gros arbres), l'abondance de bois mort et la présence d'un couvert relativement fermé favorisent certaines espèces fauniques et floristiques qui nécessitent ces caractéristiques précises pour se maintenir. La disparition des vieilles forêts met donc en danger ces espèces par la perte de leur habitat.

Les vieilles forêts présentent des quantités de bois mort plus élevées que dans les forêts de stade intermédiaire. Le bois mort, tel que les chicots et les débris ligneux au sol, sont nécessaires pour une foule d'espèces floristiques et animales. La diminution de l'abondance du bois mort dans l'écosystème peut entraîner la disparition de certaines espèces. Le sujet est abordé spécifiquement à la section 6.2.

La figure 1 permet de comparer, par domaines bioclimatiques, les niveaux d'origines de vieilles forêts (Boucher *et al.*, 2011) avec leurs niveaux actuels (4^{e} inventaire décennal) parmi les peuplements forestiers productifs sur le territoire de l'AMVAP. Les données de travaux subventionnés par l'AMVAP de 1991 à 2010 ont été ajoutées aux données du 4^{e} inventaire décennal pour obtenir les résultats de la forêt actuelle, mais leur influence est négligeable. Les seuils d'urgence du travail de Bouchard *et al.* (2010) ont aussi été calculés. Les critères utilisés sont ceux définies dans Boucher *et al.* (2010) (annexe 1). On remarque que la proportion de vieilles forêts actuelles, dans tous les domaines bioclimatiques, se trouve bien en dessous du seuil d'alerte tel que défini par Bouchard *et al.* (2010).

Figure 1 Comparaison des proportions de vieilles forêts par domaines bioclimatiques



Source : Données du 4e inventaire décennal du MRN (2007); Bouchard *et al.*, 2010; données adaptées de Boucher *et al.*, 2011.

Les récoltes sélectives, visant les arbres de grosses dimensions, suivies de l'exploitation intégrale de la forêt au XXe siècle ont considérablement rajeuni celle-ci, et ce, dans l'ensemble de la province. Au Bas-Saint-Laurent, Boucher et *al.* (2006) indiquent que l'exploitation forestière intensive de 1930 aux années 2000 est l'équivalent d'un cycle de retour de 48 ans, ce qui est plus court que les cycles de perturbations naturelles du territoire. La différence est surtout importante lorsque l'on considère qu'une part considérable de ces coupes consistait en la récolte totale du couvert forestier, soit l'équivalent de perturbations catastrophiques, et qu'elles étaient systématiquement ciblées sur les peuplements matures en raison de leur gros volumes ligneux. Le reboisement récent d'anciennes friches peut aussi avoir contribué à faire baisser la proportion relative des vieux peuplements. Il en est de même pour la hausse d'abondance du sapin sur le territoire (Arseneault *et al.*, 2010) conjuguée à la dernière épidémie de TBE qui a été particulièrement sévère (Yan Boucher, communication personnelle). Les nombreux feux de forêt d'origine anthropique de la première moitié du XXe siècle, qui ont parfois brûlé de très grandes superficies, ont certainement contribué à ce rajeunissement de la forêt. Les données d'incendies forestiers recensées depuis 1924 indiquent que les feux de cause anthropique sont à l'origine de plus de 80 % des superficies brûlées[4]. Ces feux ont couvert environ 5 % de la superficie forestière totale du territoire.

[4] Selon les données historiques sur les feux de forêt du MRN, 2012.

6.1.2. Composition végétale des vieilles forêts

Tous les types de peuplement pouvant former des vieilles forêts constituent une diversité d'écosystèmes essentiels au maintien de la biodiversité. Ainsi, en plus d'assurer un certain minimum de quantité de vieilles forêts, il faut aussi s'assurer que leur composition est représentative de la forêt naturelle. Les données du 4e décennal permettent d'avoir des données actuelles à ce sujet. Quant à la forêt naturelle, aucune donnée quantitative de composition applicable spécifiquement aux vieilles forêts n'est disponible. On ne peut qu'en faire une évaluation qualitative à partir des connaissances actuelles. À partir des résultats d'Arseneault *et al.* (2010) (voir partie 6.4.1. sur les carnets d'arpentage) on peut estimer que les vieilles forêts, à l'époque, étaient constituées en grand majorité de résineux, étant donné la forte dominance d'espèces résineuses de fin de succession dans le couvert (épinettes, sapin et thuya). On peut en conclure que le couvert des vieilles forêts préindustrielles était majoritairement résineux ou mixte. Le tableau suivant présente la répartition des vieilles forêts actuelles selon les types de couvert. Comme on peut le constater, le couvert actuel des vieilles forêts est principalement feuillu. Il semble donc exister un écart important à ce niveau entre les forêts préindustrielles et actuelles.

Tableau 5 Répartition des vieilles forêts actuelles par type de couvert

Type de couvert	Superficie des vieilles forêts actuelles (km^2)	Proportion des vieilles forêts actuelles (%)
Feuillu	343,7	75
Mélangé	90,2	20
Résineux	27,2	6
Total	**461,1**	**100**

Source : Données du 4e inventaire décennal du MRN (2007).

En faisant une analyse plus fine au niveau de l'essence dominante des peuplements (tableau 6), on remarque que les érablières constituent la très grande majorité de ces vieilles forêts. Environ 80 % des vieilles forêts actuelles identifiées dans cette analyse sont des érablières présentant un potentiel acéricole. Or, l'aménagement appliqué dans les érablières exploitées pour la sève diminue généralement la proportion de bois mort sur pied et de débris ligneux de même qu'elle simplifie la structure et la diversité végétale. Ainsi, les érablières exploitées pour la sève ne présentent pas les caractéristiques écologiques spécifiques aux vieilles forêts. Étant donné que les données complètes des érablières réellement exploitées pour la sève ne sont pas disponibles, il est difficile d'évaluer la quantité de ces peuplements qui se trouvent dans les résultats de l'analyse. Cependant, il est très probable qu'elles occupent une proportion considérable des vieilles forêts identifiées.

Certaines essences devraient être beaucoup plus dominantes dans les vieilles forêts du territoire. En se basant sur les données d'Arseneault *et al.* (2010), on peut déterminer que c'est au moins le cas pour le thuya et l'épinette. Pour ce qui est du sapin, il est possible que la plus faible longévité de l'espèce et sa grande vulnérabilité aux épidémies de TBE expliquent la faible proportion de vieilles sapinières dans la forêt.

Tableau 6 Répartition des vieilles forêts actuelles par essences dominantes

Essence dominante	Superficie des vieilles forêts (ha)	Proportion des vieilles forêts actuelles (%)
Résineux	**3 633**	**8,0**
Thuya (cèdre)	1 422	3,1
Épinettes	1 140	2,5
Sapin	423	0,9
Pruche	313	0,7
Mélèze	107	0,2
Pins	6	Négligeable
Résineux indéterminé	222	0,5
Feuillus	**42 478**	**92,0**
Érables	36 657	79,5
Bouleau jaune	3 628	7,9
Feuillus intolérants ou indéterminés	2 194	4,6
Total	**46 111**	**100,0**

Source : Données du 4e inventaire décennal du MRN (2007).

Étant donné la baisse drastique de vieilles forêts depuis l'époque préindustrielle, on ne peut conclure de cette analyse qu'il y a trop de vieilles érablières sur le territoire. En réalité, il y a fort probablement un manque de vieux peuplements en tout genre, incluant les vieilles érablières. L'analyse indique seulement que la baisse est moins drastique dans le cas des érablières et qu'une proportion considérable des vieilles forêts identifiées ne présente pas les caractéristiques généralement associées à ce type de peuplement. L'avantage dont bénéficie les érablières est dû à l'intérêt particulier qu'elles présentent pour l'exploitation acéricole qui, au fil du temps, a favorisé leur maintien et peut-être même leur agrandissement dans certains cas.

Le tableau suivant présente la dominance forestière des peuplements qui devraient former des vieilles forêts d'ici une vingtaine d'années si aucune intervention ou perturbation n'a lieu. On constate que cette distribution de dominance est beaucoup plus en accord avec celle de la forêt naturelle. Si ces peuplements atteignent l'âge de la maturité sans être exploités intensivement, la composition des vieilles forêts s'en trouvera améliorée par rapport à la forêt préindustrielle (tableau 8).

Tableau 7 Répartition des futures vieilles forêts par essence dominante

Essence de fin de succession dominante	Superficie des forêts qui deviendront vieilles d'ici 20 ans (ha)	Proportion des forêts qui deviendront vieilles d'ici 20 ans (%)
Résineux	**9 854**	**56,4**
Thuya (cèdre)	469	2,7
Épinettes	5 376	30,7
Sapin	2 068	11,8
Pruche	141	0,8
Mélèze	1 531	8,8
Pins	48	0,3
Résineux indéterminé	221	1,3
Feuillus	**7 607**	**43,6**
Érables	1 161	6,6
Bouleau jaune	0	0,0
Feuillus intolérants ou indéterminés	6446	37,0
Total	**17 461**	**100,0**

Tableau 8 Portrait de la composition des vieilles forêts dans 20 ans

Essence de fin de succession dominante	Superficie des forêts qui deviendront vieilles d'ici 20 ans (ha)	Proportion des forêts qui deviendront vieilles d'ici 20 ans (%)
Résineux	**13 487**	**21,2**
Thuya (cèdre)	1 891	3,0
Épinettes	6 516	10,2
Sapin	2 491	3,9
Pruche	454	0,7
Mélèze	1 638	2,6
Pins	54	0,1
Résineux indéterminé	443	0,7
Feuillus	**50 085**	**78,8**
Érables	37 818	59,5
Bouleau jaune	3 628	5,7
Feuillus intolérants ou indéterminés	8 640	13,6
Total	**63 572**	**100,0**

6.2. Raréfaction de certaines formes de bois mort

Le second enjeu écologique relié à l'écart entre la forêt naturelle et la forêt aménagée est relatif à la raréfaction de certaines formes de bois mort, soit les chicots et les débris ligneux au sol. Ces derniers constituent des éléments importants de l'habitat d'un grand nombre d'espèces végétales, fongiques et fauniques. En plus de servir d'habitat, le bois mort fait partie intégrante des processus écologiques des écosystèmes forestiers. Il contribue au renouvellement de la fertilité du sol, modifie le cycle de l'eau à petite échelle et joue un rôle non négligeable dans la régénération de certaines espèces.

Dans le paysage naturel, l'absence de récolte de bois et la faible influence du feu comme perturbation devaient nécessairement signifier que l'ensemble des branches, ramures et troncs morts restaient sur place et passaient par plusieurs stades de décomposition. Ceci est d'autant plus vrai dans les vieilles forêts qui couvraient la majorité du paysage forestier de la région de Chaudière-Appalaches. Dans le sous-domaine de l'érablière à bouleau jaune de l'est, le pourcentage d'arbres entrant dans une phase de décomposition devait être semblable au taux de renouvellement du couvert, soit de 1,3 à 2 %/année (Payette *et al.*, 1990).

L'abondance des débris ligneux et des chicots peut varier dépendamment de la perturbation impliquée dans leur production. Selon les observations portant sur les dommages engendrés par des épisodes de verglas (Proulx et Greene, 2001), on peut s'attendre à trouver surtout de petits débris ligneux au sol mais aussi une certaine proportion de troncs cassés suite à cette perturbation. Selon Angers (2009), le chablis génère habituellement beaucoup de débris ligneux ainsi que des chicots brisés à différentes hauteurs. Les épidémies de TBE et les feux produisent plutôt des chicots intacts qui se dégradent graduellement au fil des années suivant la perturbation.

6.2.1. Densité de chicots en forêt naturelle

En forêt naturelle, le régime de petites trouées assure une production continue de bois mort à différents stades de décomposition (Angers, 2009). Le tableau suivant présente des données de densité de chicots dans des parcelles de forêts anciennes peu ou non perturbées par l'homme dans les derniers siècles. Les caractéristiques détaillées des forêts anciennes sont présentées à l'annexe 2. Ces données concernent les sous-domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune de l'est et de l'érablière à tilleul de l'est. Elles sont présentées en ordre croissant selon leur densité de gros chicots, étant donné l'importance accrue de ce type de bois mort pour la faune (Angers, 2009).

Tableau 9 Densité de chicots observée dans des forêts anciennes du sud du Québec

Forêt ancienne	Groupement d'essences	Petits Chicots 10 à 38 cm ti/ha	Gros Chicots ≥ 40 cm ti/ha	Tous chicots ≥ 10 cm ti/ha
Saint-Camille de Lellis	Pessière à épinette noire	15	0	15
Saint-Camille de Lellis	Pessière à épinette noire	115	0	115
Duck Hole	Cédrière	325	0	325
Ruisseau Hamon	Indéterminé*	350	0	350
Rivière des Moulanges	Érablière à feuillus tolérants	20	5	25
Ruisseau du Milieu	Bétulaie jaune avec résineux	35	10	45
Morne de Saint-Sébastien	Érablière à sucre	25	15	40
Ruisseau Hamon	Cédrière	270	15	285
Ruisseau Beaudoin	Bétulaie jaune avec résineux	35	20	55
Beaubien	Érablière rouge	40	25	65
Cookshire	Érablière à sucre	35	35	70
Lac Émilie	Sapinière	75	50	125
	Moyenne	**111**	**14**	**126**

* L'inventaire des chicots et des débris ligneux indique un peuplement constitué de thuyas et de sapins.
Source : Adapté des données d'inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnel du MRN.

D'autres données du MRN présentées dans Angers (2009) portant sur des forêts anciennes des deux principaux sous-domaines bioclimatiques de Chaudière-Appalaches montrent une densité de chicots (>9,1 cm au DHP) variant de 15 tiges/ha à 81 tiges/ha, pour une moyenne pondérée d'environ 50 tiges/ha. La densité de gros chicots (>29,1 cm au DHP) varie entre 15 et 71 tiges/ha pour une moyenne pondérée de 34 tiges/ha. En considérant que ces résultats proviennent de mesures prises en peuplements feuillus, ils sont comparables à ceux observés au tableau précédant. Il est à noter que le critère de sélection de gros chicots (diamètre minimum) n'est pas le même d'une étude à l'autre.

Une étude relative aux densités de vétérans et de chicots, réalisée dans le Parc régional du Massif du Sud, a permis d'obtenir des résultats supplémentaires pour cinq autres sites (tableau 10).

Tableau 10 Densité de chicots dans des forêts naturelles du Parc régional du Massif du Sud

Groupement d'essence	Chicots ≥ 20 cm ti/ha	Chicots ≥ 35 cm ti/ha	Chicots ≥ 50 cm ti/ha
Sapinières à oxalide de montagne	124	21	0
Sapinières à bouleau blanc	118	28	3
Sapinières à bouleau jaune et épinette rouge	98	32	7
Érablières à bouleau jaune	32	17	3
Bétulaies à bouleau jaune à résineux	100	31	3

Source : Parc régional du Massif du Sud *dans* Boulanger *et al.* (2010).

Comme on peut le constater, la quantité de chicots observables dans les peuplements naturels est très variable. Plusieurs études ont démontré que les résineux prennent généralement plus de temps pour se décomposer (Angers, 2009). C'est particulièrement vrai pour le thuya. Conséquemment, on observe des densités de chicots élevées dans les cédrières. De plus, la taille moyenne des arbres varie d'une espèce à l'autre. Par exemple, les données du tableau indiquent que les pessières noires inventoriées ne présentent aucun gros chicot. Pour ce qui est des sapinières, tous les peuplements naturels inventoriés présentent de fortes densités de chicots. Dans ce cas particulier, il est probable que cette abondance de bois mort soit liée aux épidémies récurrentes de TBE qui créent une forte mortalité à chaque passage. Aussi, les essences présentent toutes des longévités et des vitesses de croissance différentes. Ces divergences entre les essences expliquent en partie la grande variabilité relative à la quantité et à la taille des chicots observées dans les peuplements naturels. Il est probable que les conditions de croissance du site influencent aussi l'abondance de chicots.

6.2.2. Densité de chicots en forêt actuelle et analyse d'écart

Les données des placettes échantillons permanentes (PEP) située sur le territoire de l'AMVAP (tenure publique et privée) nous permettent d'obtenir des données sur la densité de chicots en forêt actuelle. Les placettes analysées sont celles du 4^{e} inventaire des PEP, ayant débuté en 2003. Les caractéristiques principales des PEP utilisées dans l'analyse sont présentées à l'annexe 3. Les chicots n'ont été inventoriés que dans les 1ère placettes des virées, les résultats présentés se limitent donc à celles-ci. De plus, étant donné que les données de chicots sur la forêt naturelle portent sur des vieilles forêts, seules les PEP dont la classe d'âge répond aux critères de vieilles forêts du MRN (Boucher *et al.*, 2010) (annexe 1) ont été sélectionnées. En tout, vingt PEP correspondent à ces critères. Les densités de chicots observables dans celles-ci sont présentées au tableau 11.

On peut évaluer l'écart avec la forêt naturelle en comparant chacun des groupements d'essences observé à un ou plusieurs autres groupements d'essences semblables des tableaux 9 et 10. En faisant ces comparaisons, on constate d'abord qu'il y a une lacune en gros chicots (40 cm et plus) dans les peuplements actuels. Aucun de ces chicots n'a été observé dans les PEP. Ce manque de chicots de plus grande taille est aussi considérable en comparant les données pour les chicots de 20 cm et plus. L'écart s'amenuise et semble même parfois positif lorsque l'on considère

l'ensemble des diamètres commerciaux (10 cm et plus), mais il reste tout de même évident dans le cas de plusieurs groupements d'essences.

Tableau 11 Densité de chicots actuelle dans les PEP dans les vieilles forêts du 4e inventaire sur le territoire de l'AMVAP

Type de couvert	Groupement d'essences observé	Densité de chicots ≥ 10 cm ti/ha	Densité de chicots ≥ 20 cm ti/ha	Densité de chicots ≥ 40 cm ti/ha
Résineux	Pessière à épinettes noires	25	0	0
	Résineux indéterminés à épinettes noires	50	0	0
	Cédrière à feuillus sur station humide	50	0	0
	Cédrière	150	0	0
Mélangé	Prucheraie à épinette rouge et bouleau jaune	25	0	0
	Pessière rouge à sapin et érable rouge	75	75	0
	Érablière rouge à hêtre et épinette rouge	91	16	0
Feuillu	Érablière à sucre	0	0	0
	Érablière à sucre avec feuillus tolérants	0	0	0
	Feuillus tolérants à érable à sucre	0	0	0
	Érablière à bouleau jaune	25	0	0
	Érablière à sucre	25	0	0
	Érablière à sucre	25	25	0
	Érablière rouge à bouleau jaune	107	82	0
	Bétulaie jaune à érable rouge	116	66	0
	Bétulaie jaune	200	25	0
	Moyenne	**60**	**18**	**0**

Les nombreuses données concernant les groupements d'érable à sucre permettent d'émettre un constat plus fiable en ce qui concerne les écarts observés (tableau 12). L'analyse des données permet d'identifier une carence majeure dans ces peuplements. En effet, plusieurs des PEP dominées par cette essence ne présentent aucun chicot, toutes dimensions confondues. Malheureusement, on ne peut savoir si les érablières inventoriées dans les PEP étaient exploitées pour l'acériculture ou non.

Tableau 12 Comparaison des densités de chicots dans les érablières sucrières des forêts aménagées et naturelles

Groupement d'essence observé	Densité de chicots ≥ 10 cm ti/ha	Densité de chicots ≥ 40 cm ti/ha
Forêt aménagée		
Érablière à sucre	0	0
Érablière à sucre avec feuillus tolérants	0	0
Feuillus tolérants à érable à sucre	0	0
Érablière à bouleau jaune	25	0
Érablière à sucre	25	0
Érablière à sucre	25	0
Moyenne forêt aménagée	**13**	**0**
Forêt naturelle		
Érablière à feuillus tolérants	25	5
Érablière à sucre	40	15
Érablière à sucre	70	35
Moyenne forêt naturelle	**45**	**18**

Selon la revue de littérature d'Angers (2009), de manière générale, l'aménagement forestier tend à diminuer la densité de chicots par rapport à la forêt naturelle. Selon l'auteure, c'est particulièrement le cas pour les chicots de grandes dimensions. En effet, pour des raisons de sécurité, ceux-ci sont souvent jetés au sol lors des opérations forestières. De plus, les modes de récolte défavorisent le recrutement de gros bois mort sur pied. Les périodes de rotation des coupes sont généralement trop courtes pour permettre aux arbres d'entrer en phase de sénescence menant à la mort. Cela cause des problèmes de recrutement de bois mort particulièrement grave dans les cas de coupes totales sans rétention variable, étant donné que la totalité du couvert forestier est récolté à chaque rotation.

Toujours selon Angers (2009), dans le cas du jardinage, qui est une méthode de coupe partielle populaire en forêt feuillue, le court intervalle entre les récoltes est problématique. Même si ce type de traitement conserve la majorité du couvert forestier, il vise à récolter en priorité les arbres sénescents, qui sont souvent les plus vieux, donc les plus gros. Il en résulte des peuplements qui produisent beaucoup moins de chicots de grandes dimensions. Après traitement, les peuplements issus du jardinage vont souvent présenter un taux de mortalité plus élevé. Ce phénomène est dû au stress causé par l'ouverture du couvert de même qu'aux blessures mécaniques provoquées par la récolte. Cependant, ce recrutement se fait en l'absence des gros arbres, qui ont généralement été récoltés. De plus, les chicots ainsi générés présentent un stade de décomposition relativement uniforme, contrairement à la mortalité induite naturellement par le régime de trouées. Or, la satisfaction de l'ensemble des besoins de la faune nécessite la présence de chicots à différents stade de détérioration. Malgré ce pic de recrutement dans les années qui suivent la coupe de jardinage, des études effectuées dans le nord-est des États-Unis, où les peuplements aménagés ont connu de nombreuses coupes de jardinage successives, ont montré une constance ou une baisse de la densité de chicots de taille commerciale (≥ 10 cm) à long terme.

Les effets des autres traitements de coupe partielle sur l'abondance de bois mort ne sont pas abordés spécifiquement par Angers (2009), mais l'auteure stipule que les effets négatifs de la coupe de jardinage sur l'abondance et la diversité des chicots peuvent être produits par d'autres procédés de récolte partielle. On peut stipuler que la coupe de succession, en éliminant le couvert principal, limite certainement le recrutement de bois mort à long terme. Les coupes d'assainissement, les éclaircies commerciales et la récolte de bois de chauffage ont tendance à viser spécifiquement le bois mort, sénescents ou les arbres matures et contribuent ainsi directement à diminuer la densité de chicots de même que leur recrutement. Il en est de même pour les coupes de récupération, qui ont un effet particulièrement marqué en annulant le recrutement massif de chicots causé par les perturbations naturelles (Angers, 2009). Il est aussi bien connu que l'aménagement des érablières à des fins acéricoles diminue l'abondance de chicots, tel que démontré dans Bergeron *et al.* (1997). Notre comparaison (tableau 12) reflète ce phénomène concernant les érablières à sucre.

En ce qui a trait aux forêts privées, Angers (2009) spécifie que les connaissances sont limitées quant à l'effet de l'aménagement forestier sur le bois mort. Cependant, les propriétaires forestiers ont tendance à voir les arbres morts comme le résultat d'un mauvais aménagement et comme une perte de matière ligneuse. Étant donné que la récolte de bois de chauffage et le « nettoiement » des boisés soient des pratiques répandues chez les propriétaires, il est très probable que la problématique de la diminution de l'abondance de bois mort soit particulièrement grave en tenure privée.

6.2.3. Volume de débris ligneux en forêt naturelle

Le régime de petites trouées assure aussi un apport constant en débris ligneux au sol. Le tableau suivant présente des volumes de débris ligneux observés dans des parcelles de forêts anciennes des sous-domaines bioclimatiques de l'érablière à bouleau jaune de l'est et de l'érablière à tilleul de l'est. Ces résultats permettent de constater l'abondance des débris ligneux dans les cédrières, de même que leur moindre importance dans les pessières noires.

Tableau 13 Volume de débris ligneux observé dans des forêts anciennes en Chaudière-Appalaches

Forêt ancienne	Groupement d'essences	Petits débris 10 à 38 cm m^3/ha	Gros débris ≥ 40 cm m^3/ha	Tous débris ≥ 10 cm m^3/ha
Saint-Camille de Lellis	Pessière à épinettes noires	22	0	22
Saint-Camille de Lellis	Pessière à épinettes noires	27	0	27
Ruisseau Beaudoin	Bétulaie à bouleau jaune et résineux	18	12	30
Rivière des Moulanges	Érablière à feuillus tolérants	12	30	42
Ruisseau Hamon	Cédrière	37	79	115
Ruisseau Hamon	Inconnu*	49	110	160
	Moyenne	**28**	**39**	**66**

* L'inventaire des chicots et des débris ligneux indique un peuplement constitué de thuyas et de sapins.
Source : Adapté des données d'inventaire des écosystèmes forestiers exceptionnels du MRN.

Des données sur les débris ligneux au sol d'une étude de Leduc et Bergeron (1998) dans des forêts anciennes sont aussi présentées dans le travail d'Angers (2009) par sous-domaine bioclimatique. Pour le territoire nous concernant, ces débris ligneux présentent des volumes variant de 7 à 130 m^3/ha pour une moyenne pondérée de 69 m^3/ha. Les gros débris ligneux (> 20 cm dans cette étude) montrent des volumes variant de 6 à 103 m^3/ha et une moyenne pondérée de 48 m^3/ha. Ces données proviennent toutes de peuplements feuillus.

6.2.4. Volume de débris ligneux en forêt actuelle et analyse d'écart

Actuellement, aucune donnée quantitative n'est disponible spécifiquement pour le territoire de Chaudière-Appalaches en ce qui concerne le volume de débris ligneux. On doit donc se fier aux études effectuées dans d'autres régions afin de tirer des conclusions sur les effets de l'abondance des débris ligneux dans la forêt actuelle. Angers *et al.* (2005) présentent les résultats de différentes études du sud du Québec et du nord-est des États-Unis comparant le volume de débris ligneux dans des peuplements jardinés et des forêts anciennes. Les résultats sont très variables d'une étude à l'autre. En peuplement jardiné, l'étude d'Angers *et al.* (2005) en Outaouais montre un volume total de débris ligneux semblable à celui de forêts anciennes. Toutefois, les résultats provenant de peuplements ayant subi plusieurs rotations de coupe de jardinage aux États-Unis montrent des baisses du volume total. Dans tous les cas, les peuplements aménagés de ces études montrent des volumes totaux comparables à ceux présentés pour les forêts anciennes de notre territoire au tableau 13, quoique les données puissent difficilement être comparées étant donné qu'elles ne proviennent pas toutes de la même région. Malgré leur disparité au niveau du volume total, l'étude d'Angers *et al.* (2005) comme celles des États-Unis font consensus sur la baisse de volume des débris ligneux de grandes dimensions.

Angers (2009), dans sa revue de littérature, indique que des rotations successives de jardinage tendent à diminuer le volume de débris ligneux, particulièrement pour les débris de grosses dimensions. C'est la tendance observable à long terme dans les peuplements jardinés, et ce, malgré la contribution des petits débris de coupe au volume total (Angers *et al.*, 2005). De plus, comme pour les chicots, les débris ligneux générés par la coupe tendent à présenter un stade de décomposition uniforme, ce qui est moins bénéfique au maintien de la biodiversité.

Le recrutement des débris ligneux se fait principalement par l'entremise de la chute des arbres sénescents et des chicots. Ainsi, les pratiques sylvicoles qui tendent à diminuer l'abondance d'arbres malades et de chicots diminuent aussi l'abondance de débris ligneux. Les constats émis à la section précédente sur les différents types de récolte sont donc aussi applicables au volume de débris ligneux. En éliminant l'ensemble du couvert forestier, les coupes totales sans rétention variable sont nuisibles quant à l'apport des débris ligneux pour la conservation de la biodiversité, étant donné que ceux créés par la récolte sont de petits calibres et présentent un stade de décomposition uniforme. De même, les coupes partielles compromettent fortement le recrutement de débris ligneux à long terme en éliminant les arbres sénéscents et les chicots secs et sains.

D'autres procédés sont particulièrement nuisibles à l'abondance des débris ligneux. Selon Angers (2009), c'est le cas de la récolte par arbres entiers, qui prive les sites récoltés de l'apport des débris de coupe. Il en est de même pour la récolte de biomasse forestière.

6.3. Simplification des structures internes des peuplements

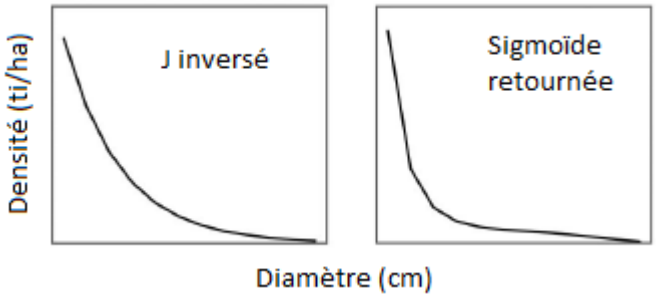
Selon Bouchard *et al.* (2010), la structure interne est « l'agencement spatial et temporel des composantes végétales vivantes et mortes d'un peuplement ». Certains peuplements sont qualifiés d'équiennes puisqu'ils sont constitués d'arbres du même âge et de dimension similaire. À l'inverse, d'autres peuplements ont une structure interne complexe (irrégulière ou inéquienne). La structure interne est fonction de plusieurs variables, dont le nombre de cohortes d'âges et de hauteurs différentes dans le couvert (hétérogénéité verticale), du nombre de trouées (hétérogénéité horizontale), de la proportion de la surface terrière occupée par les grosses tiges et de la diversité des arbres dépérissants ou morts (Varady-Szabo *et al.*, 2008). D'une manière générale, un peuplement présentant une structure complexe est susceptible de supporter une plus grande biodiversité que les peuplements simples (St-Laurent *et al.*, 2007). Il a été démontré qu'il y a une corrélation entre les variables de diversité structurelle d'un peuplement forestier et la diversité animale (Tews *et al.*, 1994).

La complexité structurale des peuplements est majoritairement fonction des régimes de perturbation et de la mortalité d'arbres découlant du vieillissement naturel. Les différentes études abordant le sujet de la structure des peuplements naturels des forêts feuillues tempérées s'entendent sur le fait que celles-ci présentent une forte hétérogénéité verticale et horizontale (Doyon et Bouffard, 2009). La compréhension de la dynamique naturelle résultant des perturbations est essentielle afin d'illustrer cette complexité spatiale et structurale. Doyon et Lafleur (2004) résument bien cette dynamique dans leur travail portant sur le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. Tout d'abord, suite à une perturbation catastrophique, une première cohorte d'arbres se développe, parfois sous quelques vétérans survivants. À ce stade, le peuplement présente une structure équienne. Le régime de trouées est alors très peu présent étant donné l'absence ou le faible nombre d'arbres matures. Pendant leur croissance, les jeunes arbres sont soumis à la mortalité due à la compétition pour les ressources limitées du sol et de la lumière (Franklin *et al.*, 2007). Étant donné la moindre vulnérabilité des jeunes arbres aux agents perturbateurs dominants, cette première cohorte atteint généralement la maturité avant de subir une perturbation intermédiaire. Pour les peuplements présentant une proportion considérable de sapins et d'épinettes, cette première perturbation intermédiaire risque fortement d'être causée par une épidémie de TBE étant donné la récurrence élevée de celles-ci sur le territoire. Autrement, le peuplement n'est soumis qu'au régime de trouées, qui prend de l'ampleur, et il continue son développement jusqu'à ce qu'une perturbation intermédiaire moins fréquente causée par un autre agent perturbateur se produise. Suite à la première perturbation intermédiaire, une deuxième cohorte d'arbres se développe sous le couvert des arbres de la première cohorte. À mesure que les arbres de la première cohorte vieillissent, le régime de trouées prend de plus en plus d'importance. Après plusieurs années, une deuxième perturbation intermédiaire élimine des arbres des deux premières cohortes. Les ouvertures ainsi créées laissent place à une troisième cohorte. Il s'installe donc un mode irrégulier présentant des groupes d'arbres du même âge (cohortes) perpétués par les perturbations intermédiaires jusqu'à ce qu'une perturbation catastrophique ait lieu et redémarre un nouveau cycle. En l'absence prolongée de perturbations importantes, le peuplement soumis principalement au régime de trouées évolue vers une structure inéquienne où toutes les classes d'âge sont représentées.

Les perturbations catastrophiques sont relativement rares sur le territoire. Ainsi, la forêt naturelle était majoritairement inéquienne ou irrégulière (Doyon et Sougavinski, 2002; Doyon et Bouffard, 2009). Un modèle élaboré par Frelich et Lorimer (1991b) pour le nord du Michigan indique qu'environ 90 % de la forêt feuillue tempérée naturelle serait irrégulière ou inéquienne. Ce constat est appuyé par une étude de Barrette et Bélanger (2007) située dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'est et portant sur des données d'inventaires forestiers historiques. Leurs résultats indiquent que 55 % de la forêt préindustrielle était irrégulière.

La structure diamétrale moyenne naturelle, à l'échelle du paysage, est bien représentée par une distribution exponentielle négative en « J inversé » ou plutôt par une distribution sigmoïde selon certains auteurs (figure 3) (Janowiak *et al.*, 2008; Doyon et Bouffard, 2009). Ces deux distributions présentent un nombre de tiges qui diminue avec l'accroissement des classes de diamètre. Cependant, à petite échelle (< 1 ha), la structure diamétrale s'éloigne souvent de ces distributions moyennes (Fortin *et al.*, 2003; Janowiak *et al.*, 2008). Il semblerait que plus l'échelle d'analyse soit petite, plus la structure diamétrale observée risque de s'éloigner des distributions moyennes en « J inversé » ou sigmoïde.

Figure 2 Distributions moyennes des diamètres en forêt feuillue tempérée



Source : Adapté de Janowiak et al. (2008)

6.3.1. Comparaison de la proportion de structure inéquienne ou irrégulière

Les données de la forêt actuelle, tirées de la cartographie des 3e et 4e inventaires décennaux, sont présentées au tableau suivant. Selon les critères définis par Frelich et Lorimer (1991b), les peuplements bi-étagés sont classés comme équiennes/réguliers. La même méthodologie a donc été appliquée aux données actuelles.

Tableau 14 Proportions du territoire forestier actuel par complexité structurale

Structure	3e inventaire décennal	4e inventaire décennal
Inéquienne ou irrégulière	31 %	48 %
Équienne ou régulière	69 %	52 %

En comparant les données du tableau aux résultats de Frelich et Lorimer (1991b) (90 % de forêt irrégulière ou inéquienne) et Barrette et Bélanger (2007) (55 % de forêt irrégulière), on constate

que la proportion de forêt irrégulière est moins élevée qu'en forêt naturelle. L'utilisation des coupes totales sur de courtes rotations est probablement la cause principale de cette simplification de la structure interne. La situation semble s'améliorer d'un décennal à l'autre, mais la différence peut-être due à des divergences dans la méthode de stratification entre ces inventaires. Il est aussi possible que la hausse des peuplements à structure irrégulière soit due à une utilisation plus fréquente des coupes partielles.

6.3.2. Uniformisation de la densité dans les plantations et peuplements aménagés

Les plantations contribuent aussi à simplifier la structure de la forêt en créant des peuplements qui présentent peu de variabilité de leur densité. À un certain degré, ceci va à l'encontre de l'objectif de l'aménagement écosystémique qui est de maintenir ou de restaurer la biodiversité en s'inspirant des perturbations naturelles. Bouchard *et al.* (2010) affirment que la plantation provoque des modifications écologiques qui impliquent parfois une dégradation de l'habitat de certaines espèces.

Selon les données des travaux de l'AMVAP, 13 240 ha de forêt ont été récoltés pour être immédiatement reboisés sur le territoire privé de 1991 à 2010. Cette superficie correspond à 2,7 % de la superficie forestière productive. Les plantations d'anciennes friches ne sont pas incluses dans ce nombre, étant donné qu'elles ne contribuent pas à simplifier la structure interne des peuplements existants, mais à en créer de nouveau. Les données de l'AMVAP indiquent que les friches remises en production représentent environ 63 % des plantations du territoire.

Dans les peuplements d'origine naturelle, il est connu que la structure interne des peuplements soit simplifiée par le contrôle de l'espacement entre les arbres (Bouchard et *al.*, 2010). Les traitements qui visent à libérer des tiges d'avenir uniformisent la répartition de la densité dans les peuplements, éliminant ainsi en partie l'hétérogénéité naturelle des peuplements et leur capacité à répondre aux besoins des différentes espèces.

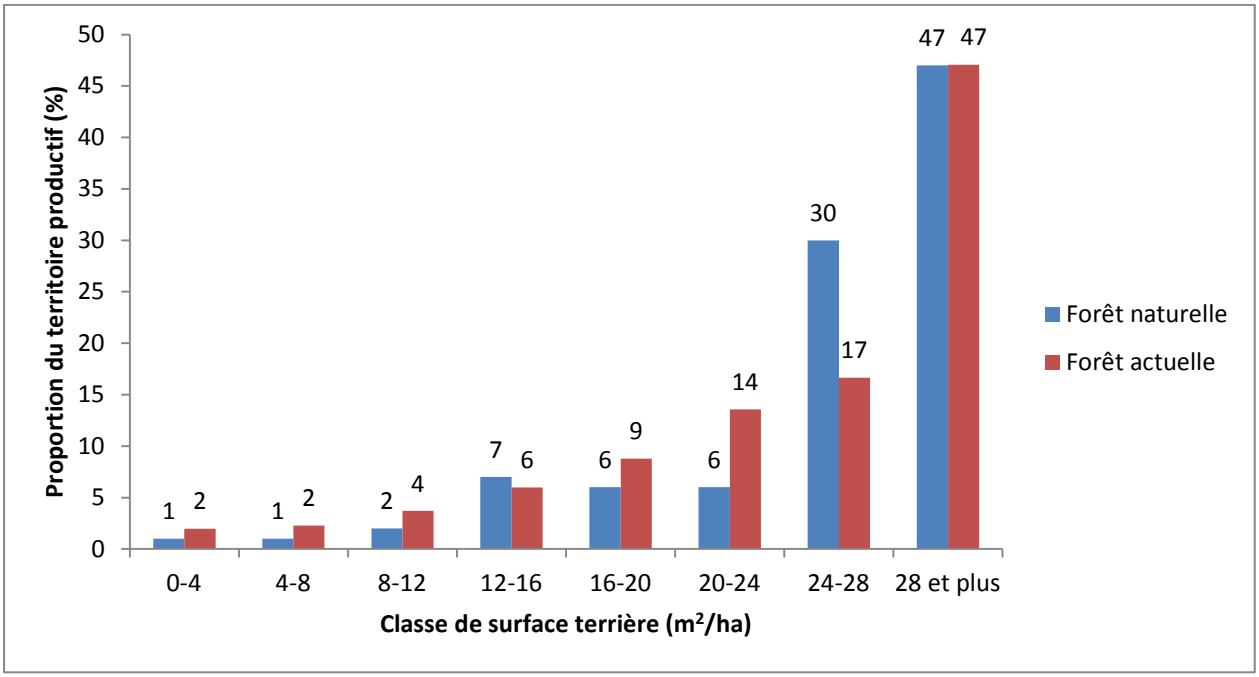
En forêt privée, les données détenues par l'AMVAP indiquent que 3,4 % de la superficie productive (16 821 ha) a été traitée par éclaircie précommerciale (EPC), en excluant celles effectuées en plantations. Selon les critères FSC, les peuplements qui ont été traités par EPC sont potentiellement considérés comme des plantations. La considération des peuplements naturels traités par EPC dans les plantations ferait monter leur superficie totale à 30 061 ha, soit 6,1 % du territoire forestier productif.

6.3.3. Comparaison des distributions naturelle et actuelle des surfaces terrières

La distribution des classes de surface terrière, à l'échelle du territoire, est un indicateur de la quantité de peuplement à structure hétérogène. En règle générale, les peuplements présentant des surfaces terrières élevées ont des structures internes plus complexes. Avec un régime de perturbation dominé par le régime de trouées, où les perturbations plus importantes en termes de mortalité sont plus rares, la surface terrière moyenne de la mosaïque forestière naturelle était élevée (Doyon et Bouffard, 2009). La distribution théorique des classes de surface terrière dans la forêt feuillue tempérée précoloniale a été estimée (Doyon *et al*., 2006 *dans* Doyon et Bouffard, 2009). Seuls les sites mésiques sont considérés dans cette analyse.

Le graphique suivant compare cette distribution théorique en forêt précoloniale à la distribution actuelle tirée des placettes échantillons temporaires (PET) du 4e inventaire décennal pour la tenure privée. Comme on peut le constater, la distribution actuelle suit assez bien celle de la forêt naturelle. Un manque est cependant observé dans la classe allant de 24 à 28 m^2/ha, au profit des surfaces terrières moins élevées (16 à 24 m^2/ha).

Figure 3 Distribution naturelle et actuelle des classes de surface terrière



Les distributions relativement similaires sont probablement le résultat de l'aménagement des forêts privées qui est semblable au régime de perturbations naturelles, dans le sens où les coupes de très faible intensité représentent la majorité des traitements (Impact Recherche, 1999; Côté *et al.*, 2012). En termes de perturbation, ces coupes sont semblables au régime de trouées qui prévaut naturellement. Leur prédominance sur le territoire permet d'expliquer la quantité considérable de peuplements de plus de 28 m^2/ha.

Les coupes totales, tout comme les perturbations catastrophiques, sont plus rares aujourd'hui, ce qui limite la quantité de peuplement à faible surface terrière (moins de 16 m^2/ha).

Pour ce qui est de la baisse de la surface terrière dans la classe de 24 à 28 m^2/ha, il est probable qu'elle puisse être expliquée par la pratique des coupes partielles (Doyon et Bouffard, 2009). Les coupes partielles fréquentes, en récoltant une partie de la surface terrière d'un peuplement mature, contribuent à réduire la surface terrière moyenne des peuplements. C'est surtout le cas si le prélèvement est trop intense et si le temps entre deux coupes partielles successives n'est pas suffisant pour permettre au peuplement de reprendre sa surface terrière initiale.

6.3.4. Comparaison des surfaces terrières des forêts de fin de succession naturelles et actuelles

Des résultats d'une étude de Guillemette et McCullough (2011) nous permettent de comparer la surface terrière moyenne de peuplements actuels à dominance feuillue à celle des peuplements naturels à dominance feuillue pour certaines végétations potentielles. La comparaison de ces moyennes peut indiquer un changement dans la structure interne des forêts à l'échelle du peuplement. Les données disponibles ne considèrent que les forêts de stade faciès et stable[5], qui sont les stades finaux de succession d'un peuplement. C'est donc ce type de forêt qui sera analysé. De plus, certaines données ne considèrent que les espèces longévives[6], c'est-à-dire, selon les auteurs, celles pouvant atteindre de gros diamètres.

Il est aussi pertinent de comparer spécifiquement la proportion de la surface terrière occupée par ces tiges de grosses dimensions (40 cm et plus), étant donné leur importance écologique particulière. Guillemette et McCullough (2011) présentent aussi des données à ce sujet dans leur étude. Le tableau suivant permet de comparer les résultats provenant de la compilation du 4^{e} inventaire décennal aux résultats de Guillemette et McCullough (2011) pour les forêts non aménagées. Les seuils recommandés sont des minimums approximatifs de surface terrière proposés par les auteurs afin d'identifier les peuplements présentant les attributs de vieilles forêts.

[5] Selon la définition du guide « Le point d'observation écologique » de Saucier (1994).
[6] Exclue le bouleau blanc, les peupliers, l'érable rouge, le mélèze et le sapin.

Tableau 15 Surface terrière des peuplements actuels et comparaison avec les données de vieilles forêts non aménagées

Végétation potentielle	Strate de stades faciès et stable	Superficie (ha)	Surface terrière (m^2/ha) moyenne essences commerciale (DHP ≥ 10 cm)	Surface terrière (m^2/ha) moyenne essences longévives (DHP ≥ 10 cm)	Surface terrière (m^2/ha) moyenne essences longévives (DHP ≥ 40 cm)
MJ1, MJ2	F BJEO B2 JIN	427	16	14	2
	F BJER B2 VIN	338	22	12	3
	F CPI BJEO C2 VIN	412	22	12	3
	F CPI BJER D2 VIN	483	22	12	3
	M BJERSB B2 VIN	1 626	19	12	2
	M BJERSB C2 JIN	2 602	22	10	1
	M ERBJSB B2 JIR	3 759	23	10	1
	M ERBJSB B2 VIN	1 696	24	15	2
	M CPI BJEOSB C2 VIN	1 240	19	12	6
	M CPI BJEOSB C3 JIN	486	14	8	3
	M CPI ERBJSB C2 VIN	725	16	8	2
	Surface terrière moyenne pondérée actuelle		**21**	**11**	**2**
	Surface terrière minimale recommandée		**22**	**18**	**6**
	Surface terrière moyenne de forêts non aménagées		**26**	**22**	**11**
FE3	F ERBP A4 30	577	23	19	2
	F ERER A3 JIN	6 387	23	19	2
	F ERER B2 JIN	19 556	24	15	2
	F ERER B2 VIN	22 153	24	21	7
	F CPI ERBJ C2 VIN	8 151	23	20	9
	F CPI ERBJ D2 VIN	565	24	21	7
	F CPI ERER B2 JIN	3 869	24	17	4
	F CPI ERER D2 JIN	398	24	21	7
	Surface terrière moyenne pondérée actuelle		**24**	**19**	**5**
	Surface terrière minimale recommandée		**26**	**26**	**11**
	Surface terrière moyenne de forêts non aménagées		**29**	**29**	**16**

Sources : Données du 4e inventaire décennal du MRN (2007); Guillemette et McCullough, 2011; Analyse inspirée de Blouin, 2011.

Selon cette analyse, les peuplements actuels à dominance feuillue présentent des surfaces terrières significativement moins élevées que dans la forêt naturelle. Les écarts sont particulièrement élevés pour les espèces longévives et le gros bois.

La plus faible surface terrière commerciale est probablement la conséquence du rajeunissement de la forêt causé par les courtes rotations de coupes ainsi que de l'application récurrente des coupes partielles. Il est rare d'observer des forêts de plus de 150 ans sur le territoire, alors que celles-ci semblaient être fréquentes dans la forêt naturelle. Aujourd'hui, les arbres n'ont généralement pas le temps d'atteindre un âge avancé avant la coupe. Il est donc conséquent que la présence de gros bois soit plus rare et que la surface terrière des peuplements soit moins élevée. De plus, l'écart considérable au niveau des essences longévives reflètent les problèmes d'enfeuillement par les feuillus intolérants et d'envahissement par le sapin baumier causés par les pratiques d'aménagement forestier qui tendent à favoriser ces essences non longévives. Celles-ci ont tendance à mourir avant d'atteindre de gros diamètres. Leur hausse tend donc à faire diminuer la proportion de gros bois dans les peuplements de même que la surface terrière occupée par les espèces longévives.

Les résultats de cette analyse ne sont applicables qu'aux forêts dominées par le feuillu étant donné que ce sont les seuls peuplements étudiés par Guillemette et McCullough (2011). Malheureusement, aucune donnée ne permet de mesurer l'écart qui pourrait exister pour les peuplements dominés par du résineux. Cependant, on peut présumer que les problèmes de diminution de surface terrière et de raréfaction des gros bois soient aussi présent dans ce type de peuplement. Dans la pratique, ces forêts sont sujettes à être récoltées par coupe totale. Or, ce type de coupe, surtout lorsqu'il est effectué sans rétention variable, ne permet pas aux arbres de vieillir assez longtemps pour atteindre de gros diamètres.

6.3.5. Baisse de la densité du couvert

Selon Doyon et Bouffard (2009) et Bouchard *et al.* (2010), les courtes rotations des coupes de jardinage pratiquées en forêt feuillue auraient eu pour effet d'ouvrir le couvert forestier en réduisant la densité des peuplements. L'application à grande échelle du jardinage aurait ainsi pour conséquence de diminuer la surface terrière et de modifier la structure verticale des peuplements en favorisant le développement de la strate arbustive.

Les seules données de densité concernant la forêt naturelle sont celles des forêts anciennes inventoriées. Cependant, la quantité de données est limitée. La densité naturelle des peuplements peut varier fortement dépendamment du type de couvert et des conditions de croissance. Tenter d'établir la densité de la forêt naturelle nous semble donc trop laborieux dans le cadre de ce travail. On se contente donc d'analyser les données des derniers inventaires décennaux sans les comparer à la forêt naturelle. Le tableau suivant permet cette analyse de l'évolution de la densité des peuplements.

Tableau 16 Évolution récente de la densité des peuplements de plus de 4 m de hauteur en tenure privée selon les données des 2e, 3e et 4e inventaires décennaux

Classe d'âge dominante	Classe de densité (% des superficies)											
	A			B			C			D		
	2e	3e	4e	2e	3e	4e	2e	3e	4e	2e	3e	4e
10	0,4	1,0	2,2	1,8	3,8	6,4	3,1	6,0	5,1	1,5	1,8	1,0
30	3,3	2,7	2,8	9,3	6,2	10,1	11,3	8,6	7,0	4,3	3,5	1,2
50	5,7	3,1	1,1	18,3	8,0	5,6	13,4	11,1	4,4	5,0	3,2	0,7
70	2,8	0,6	0,1	8,0	3,4	1,5	4,1	3,8	1,7	1,5	1,4	0,4
90	0,8	0,0	0,0	2,2	0,4	0,1	0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
120	0,1	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
JIN* ou JIR	0,1	6,3	3,9	0,4	7,5	13,3	0,6	6,9	17,2	0,5	2,4	3,2
VIN* ou VIR	< 0,1	1,3	1,3	0,2	4,1	5,9	0,1	2,0	3,0	< 0,1	0,6	0,5
Total	**13,1**	**15,0**	**11,3**	**40,7**	**33,3**	**43,0**	**33,1**	**38,7**	**38,6**	**12,9**	**12,9**	**7,0**

* La limite d'âge déterminant si un peuplement est classé JIN ou VIN change du 2e au 3e inventaire décennal, passant de 60 à 80 ans.
Source : Données des derniers inventaires décennaux du MRN (2007).

En comparant l'évolution des proportions pour chaque classe de densité selon les classes d'âge dominantes, on constate que la tendance est à la baisse pour les peuplements réguliers et bi-étagés de classes d'âge dominante située entre 30 et 120 ans. Au contraire, les autres classes d'âge montrent une hausse de leurs proportions relatives au fil des décennaux. Ces résultats rendent l'analyse de l'évolution de la densité selon les classes d'âges complexe, étant donné que les tendances observées sont récurrentes au sein de toutes les classes de densité. Il est possible que la forte hausse des proportions observables dans les peuplements irréguliers et inéquiennes au fil des décennaux soient dus à des changements, d'un inventaire à l'autre, dans la manière de classifier les peuplements par classe d'âge. Il est peu probable que cette hausse des proportions de peuplements à structure complexe traduise une réalité, l'historique des coupes sur le territoire ne permettant pas d'expliquer un aussi grand changement de structure à l'échelle du territoire.

Bien que les méthodes aient pu changer dans la manière de déterminer les classes d'âge, il est peu probable que cela soit le cas pour les classes de densité. Les critères utilisés ont toujours été les mêmes. La ligne indiquant le total peut donc nous informer sur l'évolution de la densité générale de la forêt. Parmi les classes de densité, les proportions sont relativement stables d'un décennal à l'autre. Ces résultats ne permettent donc pas d'identifier un problème de diminution de la densité en tenure privée dans la région.

Selon les données des travaux bénéficiant d'une aide financière de l'AMVAP, il s'est fait peu de jardinage en forêt privée au cours des 10 dernières années. Selon un sondage effectué auprès des propriétaires de la région, plus de 10 % d'entre eux ne font aucun aménagement forestier (Côté *et al.*, 2012). De plus, l'aménagement qui se fait est constitué en grande partie de récoltes de très faible intensité visant le nettoiement du peuplement (Impact Recherche, 1999; Côté et *al.*, 2012) ce qui affecte probablement peu la densité du couvert forestier. Il est toutefois possible que le problème de baisse de densité soit présent de manière ponctuelle sur les terres aménagées plus intensivement par leur propriétaire. Dans ces cas, l'application du jardinage pourrait créer des problèmes de baisse de densité et de surdéveloppement de la strate arbustive.

6.4. Modification de la composition végétale des forêts

Par composition végétale des forêts, on entend la diversité et l'abondance relative des espèces d'arbres présentes dans les peuplements et à l'échelle du paysage. La diversité et l'abondance des espèces d'arbres peuvent avoir un impact direct sur le reste de la biodiversité forestière. Globalement, des changements induits chez les espèces végétales risquent donc de perturber l'équilibre des écosystèmes.

Chaque espèce végétale possède une autécologie particulière (exigences de l'espèce vis-à-vis des facteurs du milieu). L'influence des perturbations naturelles et anthropiques sur les conditions de site comme la lumière disponible, la nature du lit de germination et le régime hydrique induit des changements dans la composition végétale des forêts. La section suivante présente les résultats tirés des études de carnets d'arpentage. Les enjeux reliés à la composition forestière sont ensuite abordés un à un dans les sections qui suivent.

6.4.1. Étude des carnets d'arpentage et composition forestière préindustrielle

Lors de la colonisation du territoire, les arpenteurs utilisaient la végétation constituant la forêt comme repères visuels afin d'établir les limites de lots. De nombreux carnets d'arpentage datant de cette époque sont encore disponibles aujourd'hui. Dans l'étude d'Arseneault *et al.* (2010), les mentions d'espèces recueillies lors de l'arpentage ont été comparées avec les données des parcelles échantillons temporaires réalisées par le MRN entre 1980 et 2009. Ces données concernent principalement le territoire de l'AMVAP, soit le territoire situé entre La Pocatière et la Ville de Lévis. Malheureusement, celles-ci ne couvrent que l'intérieur des terres. Les résultats ne sont donc pas applicables à la bordure de terre longeant le fleuve Saint-Laurent et couverte par le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est.

L'analyse des relevés d'arpentage du XIX^{e} siècle permet de constater que les essences résineuses étaient très dominantes. L'épinette dominait avec 72 % des observations mentionnant sa présence. C'est aussi l'essence qui était la plus souvent dominante dans la strate forestière avec 32,5 % des observations qui la mentionne en premier. Bien que les différentes espèces d'épinettes ne soient pas différenciées dans les carnets d'arpentage, on estime que la majorité des mentions sont constituées d'épinettes rouges, la dominance naturelle de cette espèce ayant été démontrée dans plusieurs autres études dans les régions environnantes (Fortin *et al*., 2003; Barrette et Bélanger, 2007, Fraver *et al*., 2009). Dans ces études, la quantité des épinettes noires et blanches est souvent négligeable comparativement à la rouge. Toutefois, il faut spécifier que ces études ont toutes été réalisées en altitude moyenne (environ 300 à 500 m d'altitude). On pourrait s'attendre à trouver plus d'épinettes noires dans les milieux à drainage mauvais, milieux plus communs dans les plaines de l'érablière à tilleul (basses-terres du Saint-Laurent), soit la partie du territoire non-couverte par l'étude d'Arsenault *et al*. (2010).

Comme le montre le tableau 17, le sapin et le thuya sont aussi très présents dans les relevés. La dominance des sapins-épinettes-thuyas dans la forêt préindustrielle a aussi été observée dans d'autres études dans des régions voisines (Lorimer, 1977; Dupuis *et al*., 2011). Viennent ensuite, par ordre d'importance, des feuillus tels le bouleau à papier, le bouleau jaune, les érables (probablement l'érable à sucre selon les auteurs) et les peupliers. La plupart des observations de

peupliers correspondaient probablement au peuplier faux-tremble (Dupuis *et al*., 2011). Les pins étaient mentionnés dans 7,3 % des cas. Les autres espèces dignes de mention sont le mélèze, le hêtre et les frênes. Plusieurs autres taxons de moindre abondance sont considérés dans les carnets d'arpentage. Les résultats de l'étude les regroupent sous le taxon « autres ». Ensemble, ils totalisent 11,8 % des observations. Le tableau suivant donne en détail l'importance des différents taxons dans les relevés d'arpentage en termes de présence et de position dans les énumérations. On constate que les bouleaux étaient significativement plus présents en tant qu'espèces compagnes.

Tableau 17 Fréquence des taxons dans les énumérations des archives d'arpentage et dans les placettes temporaires du MRN

	1822-1897 (n = 8 807)					1980-2009 (n = 5 235)				
	Présence	Position dans les énumérations (%)				Présence	Position dans les énumérations (%)			
Taxons	(%)	1	2	3	4	(%)	1	2	3	4
Épinettes	72,2	32,5	32,3	19,3	10,0	67,8	19,5	15,7	14,0	14,0
Sapin	59,0	21,9	29,2	16,5	16,0	87,0	33,4	25,4	17,5	12,1
Cèdre	35,4	15,6	8,0	10,6	12,4	23,2	6,2	4,4	5,1	4,9
Érables	15,1	7,9	2,9	3,3	4,8	51,8	16,6	10,2	10,5	10,9
Bouleau jaune	26,0	7,5	9,8	13,0	14,3	28,3	3,6	7,2	6,8	7,5
Bouleau à papier	31,2	7,4	5,6	22,9	19,7	66,4	7,9	17,0	20,7	19,2
Peupliers	9,7	1,1	5,4	4,1	5,6	28,0	6,6	7,1	7,4	6,0
Mélèze	3,6	0,8	2,6	1,2	0,6	5,2	0,4	2,8	1,5	0,7
Pins	7,3	0,6	0,9	2,6	6,4	1,1	0,2	0,2	0,2	0,4
Hêtre	2,7	0,2	0,6	2,5	1,6	4,3	0,5	1,4	0,9	0,8
Frênes	2,0	0,2	0,5	0,5	1,2	6,0	0,2	0,6	1,1	1,8
Autres	11,8	4,2	2,2	3,4	7,3	79,9	4,8	8,0	14,2	21,8
Total		**100**	**100**	**100**	**100**		**100**	**100**	**100**	**100**

La colonne « Présence » indique le pourcentage des énumérations (ou des placettes du MRN) contenant chaque taxon sans considérer son rang. Les colonnes « Positions dans les énumérations » indiquent la fréquence des taxons à chaque position (1er, 2e, 3e, 4e) au sein des énumérations ou des placettes. Les espèces observées dans les placettes du MRN ont été groupées par taxons puis ordonnées par rang décroissant de surface terrière afin de permettre les comparaisons avec les énumérations de taxons des arpenteurs. Les taxons compris dans la catégorie « Autres » pour les placettes sont surtout des arbustes, comme les érables à épis et érables de Pennsylvanie ou des petits arbres, comme le cerisier de Pennsylvanie.
Source : Adapté d'Arsenault *et al*. (2010).

En comparant les données historiques (1882-1897) à celles d'aujourd'hui (1980-2009), on peut faire état de l'écart d'abondance pour chaque essence. Bien que l'épinette soit encore bien présente aujourd'hui, on constate que son abondance a fortement diminué dans les 1ère et 2e énumérations. Le sapin montre une forte hausse en termes de présence, qui semble due en grande partie à l'augmentation de sa dominance dans les peuplements (1ère énumération). Le thuya (cèdre) est moins répandu sur le territoire. Il montre une baisse significative dans les quatre positions d'énumérations. Les érables présentent la plus forte hausse de présence dans les peuplements. Elle s'observe dans toutes les positions d'énumérations. Bien que la présence du bouleau jaune soit semblable aujourd'hui à ce qu'elle était à l'époque préindustrielle, son importance baisse dans toutes les classes d'énumérations analysées. Ces résultats indiquent que, bien que l'espèce soit encore fréquente sur le territoire, elle est présente en plus faible densité. On observe également une forte expansion de la présence du bouleau à papier. Cependant, son importance dans les positions d'énumérations reste à peu près constante, mis à part en 2e où une hausse significative est observable. Sa forte hausse de présence jumelée à la moindre différence dans les quatre premières énumérations indiquent une importance accrue en tant qu'espèces compagnes peu abondante dans les peuplements (5e énumération et plus). Les peupliers aussi sont

plus présents dans les peuplements. La différence s'observe surtout entre les 1ères énumérations. la quantité de peuplements dominés par ces espèces (1ère énumération). Concernant le mélèze, les écarts ne sont pas assez significatifs pour identifier une problématique. Les pins étaient peu présents à l'époque préindustrielle et les résultats indiquent qu'ils le sont encore moins aujourd'hui. Comme pour le mélèze, le hêtre et le frêne présentent des écarts peu significatifs. Ces résultats révèlent qu'à l'échelle du territoire, il ne semble pas y avoir de changement problématique en ce qui a trait à l'abondance de ces espèces.

Les écarts observés pour la présence des essences classés « Autres » sont probablement dus au fait que l'inventaire forestier des placettes des inventaires décennaux est plus systématique que les observations notées par les arpenteurs. Le but premier des arpenteurs n'étaient pas de décrire l'ensemble de la composition forestière, mais de définir les limites de lots en utilisant la végétation comme repères. Ainsi, les observations d'arpentage accordent probablement beaucoup moins d'importance aux espèces de sous-étage et aux arbres d'importance marginale. On ne peut considérer que l'écart observé pour la catégorie « Autres » reflète un problème réel.

Étant donné que des coupes ont été observées par les arpenteurs et que l'on sait que l'exploitation forestière a débuté avant les années couvertes par les relevés, il y a matière à se demander à quel point la composition forestière présentée dans l'étude d'Arsenault *et al.* (2010) a été altérée par les activités anthropiques. Selon la reconstitution historique du *Portrait des ressources naturelles de la Chaudière-Appalaches* (Boulanger *et al.*, 2010), les débuts de l'exploitation forestière visaient principalement les épinettes et les pins. Cependant, les coupes étaient généralement concentrées le long des rivières permettant la drave, le reste du territoire étant généralement épargné (Boucher *et al.*, 2009). De plus, l'intérieur des terres était encore très peu peuplé à cette époque. Ainsi, tel que le mentionne l'étude de Dupuis (2009) au Bas-Saint-Laurent, il est peu probable que la sous-estimation de ces essences soit significative dans les carnets d'arpentage.

Aucune donnée quantitative détaillée n'est disponible pour l'érablière à tilleul. Malgré ce manque d'information, quelques hypothèses peuvent être émises à propos de la végétation arbustive naturelle de ce domaine bioclimatique. Étant donné la plus grande présence de milieux humides auxquels donnent lieu les faibles pentes de la plaine du Saint-Laurent, on peut s'attendre à trouver une importance accrue des espèces typiques de ces de milieux soit le thuya, l'épinette noire et le mélèze laricin. La présence de ces espèces dans les milieux humides des basses-terres est d'ailleurs présumée dans les travaux de Brisson et Bouchard (2006) analysant l'information tirée de témoignage historique des colons du Haut-Saint-Laurent. Sur les sols plus riches de la plaine, les mentions de colons indiquent que le frêne noir et l'orme d'Amérique étaient probablement plus présents que dans les pentes. Une étude des carnets d'arpentage historiques des états limitrophes des États-Unis confirme la plus forte présence de ces espèces sur les sols plus riches des basses-terres (Cogbill *et al.*, 2002). Cette étude mentionne aussi l'abondance accrue du tilleul d'Amérique et du noyer cendré dans ce type de milieu.

De plus, un livre de Bouchette (1815), qui décrit le territoire historique du Bas-Canada, permet d'obtenir de l'information en ce qui concerne les seigneuries qui étaient situées à l'endroit où se trouve le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est. Dans les forêts restantes, il mentionne fréquemment la présence de marécages couverts de thuyas, de pruches, d'épinettes, de sapins, de frênes noirs et parfois de mélèzes. Sur les autres sites, il mentionne souvent l'importance du hêtre, des érables, des bouleaux, de l'orme et du pin. Ces essences sont souvent

accompagnées d'essences dites « inférieures » soit le sapin, les épinettes, la pruche et le thuya. Le chêne est très peu mentionné dans les environs de Chaudière-Appalaches.

Une autre étude des carnets d'arpentage au Vermont permet d'observer quelques tendances pour certaines essences sous les 150 m d'altitude, dans la vallée du lac Champlain. Grâce à l'étude des carnets d'arpentages préindustriels, Siccama (1971) y observe une forte augmentation de l'abondance relative des chênes et des pins sous les 150 m d'altitude. Malgré cette augmentation, ces espèces n'y représentent tout de même qu'une minorité du couvert (12 % et 5 %). L'orme, le frêne, le noyer et la pruche y montrent aussi une certaine augmentation en basse altitude. Ces augmentations se font au détriment du hêtre, qui reste tout de même important, du sapin et de l'épinette. Les résineux, excepté le pin, semblaient limités aux marécages, dans lesquels on trouvait un mélange de pruche, d'épinette, de sapin, de mélèze et de thuya, qui était l'espèce résineuse la plus importante.

Trois forêts anciennes situées sur le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est ont été inventoriées par le MRN entre 1999 et 2005. Leur composition forestière est présentée au tableau suivant.

Tableau 18 Composition des forêts anciennes du sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul de l'est

Forêt ancienne	Âge	Drainage	Essences (par ordre décroissant d'importance)
Rivière des Moulanges	225	Modéré (3)	• Érable à sucre • Hêtre à grandes feuilles
Cookshire	225	Modéré (3)	• Érable à sucre • Ostryer de Virginie • Hêtre à grandes feuilles • Sapin baumier • Pruche du Canada • Bouleau jaune
Beaubien	155	Imparfait (4)	• Érable rouge • Bouleau jaune • Érable à sucre • Hêtre à grandes feuilles

Source : Données des inventaires de forêts anciennes du MRN.

6.4.2. Disparition de certaines espèces

La comparaison des listes d'espèces présentées dans les études de carnet d'arpentage avec les données des placettes échantillons temporaires (PET) du 4^{e} inventaire décennal permet de vérifier si des essences présentes en quantité considérable à l'époque préindustrielle ont disparue au fil du temps. Les études d'Arseneault *et al.* (2010), de Dupuis (2009) et de Cogbill *et al.* (2002) permettent de constater que, dans Chaudière-Appalaches et les alentours, malgré la baisse

considérable d'abondance de plusieurs espèces, aucune des principales essences de la forêt préindustrielle n'a complétement disparue. Cependant, certaines espèces exotiques on fait leur apparition. Ce sujet est traité dans la section 6.4.11.

6.4.3. Raréfaction de l'épinette (rouge)

Comme mentionné précédemment, selon les résultats d'Arseneault *et al.* (2010), les épinettes, principalement l'épinette rouge, ont vu leur abondance diminuer, surtout en tant qu'espèce dominante ou co-dominante des peuplements. La proportion des peuplements où il en est fait mention récemment est de 67,8 % alors qu'il était de 72,2 % au XIX^{e} siècle. Cette proportion dans la forêt précoloniale de la région faisait en sorte que l'épinette était le taxon le plus dominant. Le pourcentage de 1ère énumération est aujourd'hui de 19,5 % alors qu'il était de 32,5 % à l'époque précoloniale. Cet écart dans les 1ères énumérations indique une baisse de ces pessières.

Selon Doyon et Bouffard (2009), il ne semble pas y avoir de problème particulier concernant les épinettes noires et blanches dans le sud du Québec. Cette baisse des épinettes semble être causée plutôt par le déclin de l'épinette rouge, souvent confondue avec les autres épinettes. Cette problématique est reconnue et bien documentée dans le sud du Québec et dans les régions environnantes. Plusieurs études ont démontrées l'importance de cette espèce dans les forêts de fin de succession en conditions naturelles (Fortin *et al*., 2003; Barrette et Bélanger, 2007; Fraver *et al*., 2009). Les pratiques d'aménagement inadaptées à cette espèce seraient la cause de son déclin (Gordon, 1998 *dans* Fortin, 2003). Les revues de littérature de Dumais et Prévost (2007) et Bouchard *et al.* (2010) décrivent la problématique. L'épinette rouge se régénère difficilement sur litière feuillue ou sur sol organique étant donné la faible capacité de développement de ses racines qui peinent à atteindre le sol minéral. Une légère perturbation du sol semble nécessaire à son établissement. De plus, la régénération d'épinette rouge est très sensible aux extrêmes de température et à la sécheresse. Les semis se développent en milieu humide et frais sous couvert. En répondant à ses besoins d'humidité, les gros débris ligneux en décomposition constituent un site de germination idéal. La forte tolérance à l'ombre de l'épinette rouge lui permet de survivre sans problème pendant plusieurs décennies dans des conditions de faible luminosité. Les changements brusques de radiation solaire sont cependant très nuisibles aux semis et aux gaules, qui sont sensibles à la chaleur. L'ouverture du couvert doit se faire de manière progressive afin d'assurer leur acclimatation et leur survie.

Cette espèce est souvent jumelée au sapin dans les peuplements. La compétition de cette espèce lui est nuisible et bénéfique tout à la fois. D'une part, le sapin, tout aussi tolérant à l'ombre, répond mieux aux ouvertures du couvert et croît plus rapidement. Dans des conditions égales, la régénération du sapin supplante celle de l'épinette rouge. La régénération d'épinette rouge est aussi beaucoup moins abondante en sous couvert que celle du sapin. Ce phénomène s'explique par l'atteinte tardive de maturité sexuelle de l'épinette rouge jumelée à sa faible production de semences, de même que par la capacité du sapin à se régénérer sur un sol non perturbé. D'autre part, le sapin est bénéfique à l'épinette rouge car il est peu longévif et tend à tomber facilement sous l'effet du vent. Or, les petites perturbations du sol et l'apport en gros débris ligneux créés par les chablis constituent des microsites idéals pour l'épinette rouge. De plus, l'épinette rouge est une espèce très longévive. L'ouverture graduelle du couvert causé par les épidémies de TBE et les chablis légers lui permettent éventuellement d'atteindre le couvert dominant. Ainsi, la très

grande tolérance à l'ombre et la longévité de l'épinette rouge compense pour sa faible production de semence, sa vulnérabilité aux conditions environnementales et sa croissance lente. Son autécologie en fait une espèce très bien adaptée au régime de perturbations naturelles de faible intensité de la région.

Au Québec, l'aménagement forestier des derniers siècles était mal adapté à cette espèce. Selon Dumais et Prévost (2007), les coupes à haute intensité de récolte (coupes totales et coupe avec protection des petites tiges marchandes), en ouvrant le couvert drastiquement, sont très nuisibles au maintien de cette essence. Les coupes partielles (coupe à diamètre limite et coupe de jardinage), telles qu'elles étaient appliquées, permettaient rarement de créer les conditions écologiques nécessaires au maintien de l'espèce. Plusieurs facteurs pouvaient expliquer ce phénomène, que ce soit l'ouverture trop brusque du couvert, la trop grande taille des ouvertures, l'absence de perturbation du sol ou l'élimination des semenciers. La diminution de la quantité de gros débris ligneux dans les forêts aménagées (voir section 6.2.) peut aussi avoir contribué au déclin de l'épinette rouge.

Les coupes sélectives du XIX^{e} siècle visaient principalement les pins et les épinettes (voir section 4.3.). En conséquence elles ont eu pour effet de réduire le nombre de semencier d'épinettes dans le paysage. Cela a probablement contribué au déclin de l'épinette, quoique les coupes étaient généralement limitées aux environs immédiats des cours d'eau permettant la drave.

Les coupes à diamètre limite utilisées au XX^{e} siècle sur l'ensemble du territoire ont probablement plus contribuées au déclin. En effet, les diamètres minimum déterminés pour le prélèvement étaient inadapté aux besoins de l'épinette rouge et favorisait d'autres essences comme le sapin baumier (Fortin et *al.*, 2003). L'élimination des gros semenciers de même que la récolte d'hiver empêchant toute perturbation du sol ont probablement causé ce phénomène.

Les coupes de récupération après les épidémies de TBE ont probablement annulé l'avantage écologique de résistance à l'insecte de l'épinette rouge qui lui permettait parfois, en conditions naturelles, de prendre le dessus sur le sapin et de maintenir de vieux semenciers de grande taille dans le couvert.

Les récentes coupes progressives et les coupes de jardinage semblent de meilleures alternatives pour l'épinette rouge (Dumais et Prévost, 2007). En intégrant les connaissances récentes sur l'autécologie de l'épinette rouge, des variantes de ces coupes partielles constituent une avenue intéressante dans la restauration de l'espèce. Cependant, étant donné son faible pouvoir naturel de régénération, il est possible que l'utilisation de la plantation soit nécessaire pour rétablir l'espèce dans les endroits où l'on trouve aujourd'hui peu d'arbres semenciers.

D'autres auteurs cités dans Dumais et Prévost (2007) mentionnent que le déclin de l'épinette rouge est peut-être dû en partie au réchauffement climatique. Considérant la vulnérabilité de l'épinette rouge aux températures extrêmes, la réaction de l'espèce au réchauffement climatique pourrait être un facteur à prendre en considération dans une optique de restauration.

6.4.4. Raréfaction du thuya occidental (cèdre)

La diminution du thuya (cèdre) est particulièrement importante (Arsenault *et al.*, 2010). Le thuya se situe maintenant au septième rang des mentions d'essences alors qu'il était au troisième rang à l'époque préindustrielle, derrière le sapin et l'épinette. À cette époque, le thuya était abondant sur l'ensemble du territoire jusqu'à une altitude d'environ 500 m, et ce, sur des stations aux conditions hydriques diverses. Aujourd'hui, le thuya est surtout associé aux extrêmes du gradient de drainage soient les sites très mal ou excessivement drainés (tourbières et falaises).

De récents travaux ont permis de synthétiser l'information concernant le thuya afin de mieux comprendre les phénomènes qui ont causés son déclin en forêt feuillue tempérée (*voir* Larouche, 2006; Larouche, 2009). En forêt naturelle, il est normal que le thuya forme des peuplements purs sur les sites mal drainés et les falaises. Cependant, il est plus important en tant qu'espèce compagne sur site mésique. Écologiquement, le thuya est très semblable à l'épinette rouge. En milieu humide, il se régénère principalement par marcottage. En milieu mésique, la reproduction sexuée prime. La dispersion des graines du thuya est assez limitée et celles-ci survivent moins d'un an au sol. De plus, la maturité sexuelle des arbres est tardive. Ainsi, sur site mésique où la régénération de l'essence dépend beaucoup de l'apport en graines, la présence d'arbres matures dans les environs est nécessaire à son maintien. L'apport en graines semble d'ailleurs être le facteur limitant la régénération, du moins dans les régions où les prédateurs (cerfs de Virginie) sont moins présents (Larouche, 2009).

La régénération du thuya est très sensible à la sécheresse. Ainsi, les débris ligneux constituent de bons sites de germination. Les sols perturbés constituent aussi un site de germination convenable, mais moins optimaux que les débris ligneux. La présence d'une litière feuillue nuit à sa régénération. Les semis présentent une tolérance à l'ombre limitée et ont besoin d'une certaine quantité de lumière pour survivre. Selon Bouchard *et al.* (2010), un ensoleillement de 25 à 50 % est nécessaire. Les études de Larouche (2009) ont montré que les semis prennent au moins une dizaine d'année avant de s'établir, c'est-à-dire avant d'atteindre 30 cm de hauteur. Avant l'atteinte de ce stade, le taux de mortalité est généralement élevé et des ouvertures trop intenses risquent de l'accentuer par stress hydrique. D'autre part, on sait qu'une partie de la mortalité chez le semis peut être attribuable au broutement par le lièvre, quoiqu'il soit difficile d'évaluer l'ampleur du phénomène.

Les autres stades de développement du thuya présentent une très bonne tolérance à l'ombre. La croissance du thuya étant très lente, ses compétiteurs le supplantent rapidement suivant une ouverture du couvert. Cependant, les gaules peuvent survivre pendant très longtemps en sous-bois. Plusieurs ouvertures successives sont parfois nécessaires pour permettre à un individu d'atteindre le couvert dominant. La très grande longévité du thuya et sa résistance à l'ombre lui permette ultimement d'atteindre la canopée. Comme l'indique les résultats d'Arseneault (2010), en milieu naturel, le thuya en vient souvent à dominer des peuplements. Cependant, considérant sa croissance très lente, le processus menant à une dominance de cèdre sur site mésique est long. La revue de littérature d'Hofmeyer *et al.* (2009) affirme que la majorité des thuyas du Maine ont connu des périodes d'oppression avant d'atteindre le couvert dominant. Cette période d'oppression allait, dans certains cas, jusqu'à 250 ans et leur libération semblait souvent coïncider avec une épidémie de TBE. Malgré sa plus grande résistance à l'ombre et à la

sécheresse, le stade gaulis présente souvent des taux de mortalité très élevé par broutement dans les régions où il y a abondance de cerf de Virginie et, dans une moindre mesure, d'orignal.

Plusieurs causes peuvent expliquer la régression du thuya. Les principales seraient la récolte abusive en raison d'une mauvaise estimation des volumes disponibles en peuplement mélangé (en forêt publique) (Fortin, 2002 *dans* Boulanger *et al.*, 2010) jumelé à des opérations sylvicoles inadaptées et au broutement relié à l'augmentation des populations de cervidés (Larouche, 2006).

Selon Larouche (2009), en ce qui a trait aux traitements sylvicoles, on sait que les coupes totales sont généralement défavorables au thuya. En plus de la mortalité accrue de la régénération en thuya causée par le stress hydrique, les semenciers sont récoltés et le site résultant est propice à l'envahissement par des espèces compétitrices à croissance rapide. De plus, le temps de retour du thuya en quantité considérable sur un tel site étant très long, les périodes de rotation de coupes totales ne sont pas suffisantes pour assurer son retour. À des fins de préservation d'un peuplement de thuya, les coupes totales ne sont donc envisageables que si la régénération en thuya au stade gaulis est très bien établie et domine le sous-couvert. Sur la grande majorité des sites, les coupes totales ont certainement contribuée au déclin du thuya.

L'effet des coupes à diamètre limite, pratiquées en terre publique, n'est pas spécifiquement abordé dans la littérature par rapport au thuya. Cependant, en récoltant les individus de grande taille, ce type de récolte éliminait les meilleurs semenciers. Comme mentionné précédemment, l'apport en graine semble être un facteur qui limite la régénération du thuya. Les individus de cette espèce prennent aussi beaucoup de temps avant d'atteindre de grosses dimensions. En ce sens, les coupes à diamètre limite ont probablement contribué à diminuer la proportion de thuya dans les peuplements.

Les coupes progressives, en permettant le maintien d'une certaine quantité de semencier dans le couvert et en limitant les effets indésirables causés par l'ouverture totale du peuplement, sont mieux adaptées à l'écologie du thuya que les coupes totales. Les coupes progressives régulières, en ne laissant qu'au maximum 10 ans entre la 1ère récolte et la coupe finale, ne laisse probablement pas le temps nécessaire à la régénération en thuya pour s'établir suffisamment afin d'assurer son retour dans le futur peuplement. En allongeant la période de régénération sous couvert, les coupes progressives irrégulières offrent une meilleure alternative. Les coupes progressives ont cependant été peu utilisées comparativement aux coupes totales, à diamètre limite et de jardinage. À l'échelle du territoire, leur effet sur l'abondance du thuya est probablement minime.

Le jardinage par pied d'arbre est probablement le traitement qui nuit le moins au maintien du thuya dans les peuplements. Les ouvertures créées par ce type de coupe semblent idéale pour l'établissement des semis (Larouche, 2009). Cependant, ce traitement, lorsqu'il n'était pas suivi d'une préparation de terrain, a pu contribuer au déclin du thuya en favorisant des espèces tolérantes pouvant se régénérer plus facilement sur site non-perturbé comme le sapin baumier et l'érable à sucre. Le jardinage par trouées, quoique moins favorable à l'établissement des semis de thuya, semble être un meilleur traitement pour favoriser la croissance des gaules préétablies moins sensibles au stress causé par l'ouverture du couvert. Toutefois, ce type de coupe favorise la régénération en essences moins tolérantes à l'ombre.

De plus, comme pour l'épinette rouge, la diminution de la quantité de gros débris ligneux dans les forêts aménagées (voir section 6.2.) peut aussi avoir contribué au déclin du thuya. Aussi, les coupes de récupération après les épidémies de TBE ont probablement annulé l'avantage écologique de résistance totale à l'insecte du thuya qui lui permettait parfois, en conditions naturelles, de prendre le dessus sur le sapin et les épinettes et de maintenir de vieux semenciers de grande taille dans le couvert.

En plus de l'aménagement forestier inadapté au maintien de l'espèce, il a été démontré que la présence du cerf de Virginie peut influencer fortement la régénération du thuya. Depuis quelques décennies, les populations de cet animal ont fortement augmentées suite à des mesures restreignant la chasse et visant l'amélioration de son habitat (Doyon et Bouffard, 2009). Une étude de Larouche (2009) comparant la régénération du thuya dans des régions présentant des densités de cerf variables a démontré que l'animal semble avoir peu d'impact sur l'abondance de semis (< 15-30 cm), qui seraient épargnés du broutement en raison de leur petite taille. La situation est cependant très différente dans le cas de la régénération de plus de 30 cm, qui se fait plus rare dans les régions présentant de hautes densités de cervidés. Pour ce qui est de la régénération de plus de 130 cm, dans l'étude en question, celle-ci était présente presque qu'exclusivement dans la région où le cerf présentait la plus faible abondance. Le stade gaulis représente donc une période critique dans certaines régions. D'ailleurs, Bouchard *et al.* (2010) affirment que le manque de thuya au Québec est particulièrement présent pour la régénération de 20 à 200 cm de hauteur. Il est possible que de fortes densités de cerf de Virginie soient responsables en partie de ce déficit.

6.4.5. Raréfaction du pin

L'étude des carnets d'arpentage révèle une diminution des mentions de pins qui étaient de 7,3 % dans les peuplements au XIX^{e} siècle et qui sont de 1,1 % aujourd'hui. Selon les 1ères énumérations, les pinèdes sont passées de 0,6 à 0,2 %. C'est surtout en tant qu'espèce compagne que le pin semble avoir diminué. Le terme « pin » utilisé par Arseneault *et al.* (2010) inclut le pin blanc et le pin rouge.

Bien que ces résultats ne fassent pas la distinction entre le pin blanc et le pin rouge, des données pour l'Ontario montrent que l'abondance des deux espèces a baissé depuis l'époque préindustrielle (Latremouille, 2008). L'analyse des bois dravés et les actes notariés de vente au Bas-Saint-Laurent ont aussi démontré l'exploitation considérable des pins rouges et blanc dans les environs de Chaudière-Appalaches au XIX^{e} siècle (Boucher *et al.*, 2009). L'autécologie des espèces peut nous permettre de comprendre leur déclin (v*oir* Brown, 1992; OMNR, 1998; Vlasiu *et al.*, 2001; Latremouille *et al.*, 2008; AFCE, 2008; Bouchard *et al.*, 2010; Lemieux, 2010).

À l'état naturel, le pin blanc peut former des peuplements purs sur des sites diversifiés. Ce sont des peuplements transitoires issus du feu et dont le maintien dépend du retour de cette perturbation. En effet, le passage de feux d'intensité faible à modéré crée les conditions écologiques idéales pour les pins blancs, c'est-à-dire une ouverture partielle du couvert, un amincissement ou une destruction de la litière ainsi que l'élimination de la végétation concurrente. En plus de son écorce épaisse qui protège leur cambium lors du passage du feu, le pin blanc mature présente généralement une cime haute, ce qui réduit sa susceptibilité aux feux de couronne, qui sont les plus mortels. Ces caractéristiques assurent le maintien d'un certain

nombre de semenciers suite au passage d'un feu. Cependant, les bonnes années semencières ne sont pas très fréquentes chez le pin blanc. Or, le passage d'un feu doit coïncider avec l'une de ces bonnes années, autrement le retour d'une pinède blanche n'est pas assuré. En l'absence prolongée de feu, les pinèdes tendent à évoluer vers des sapinières ou des peuplements de feuillus tolérants.

Le pin blanc est aussi présent dans le paysage naturel en tant qu'espèce compagne. Espèce versatile, on la trouve autant en association avec d'autres conifères qu'avec des feuillus tolérants ou intolérants. Étant donné les exigences écologiques particulières nécessaires à son développement, le pin blanc est toutefois peu abondant sur la plupart des sites. Cependant, les sites xériques et pauvres le favorise, étant donné que plusieurs de ses compétiteurs sont plus affectés que lui par ces conditions de croissance difficiles. Comme mentionné précédemment, les bonnes années semencières ne sont pas fréquentes chez le pin blanc (variable selon la littérature, mais environ 3 à 10 ans). Les graines ne survivent pas plus d'un an au sol. Leur dispersion peut aller jusqu'à 200 m, mais se limite majoritairement à une distance équivalente à deux fois la hauteur de l'arbre semencier (environ 40 à 60 m). De plus, elles sont très prisées par certains petits mammifères, à un point tel qu'en dehors des bonnes années semencières, il est possible que la prédation élimine l'entièreté de la production annuelle de graine sur un site.

Le pin blanc est une espèce semi-tolérante à l'ombre. Pour s'établir, les semis nécessitent environ 20 à 25 % de luminosité au minimum. Leur survie est possible dans une plus faible luminosité, mais pas leur développement. Les sites de germination idéaux sont un mélange de sol minéral et d'humus, le sol minéral exposé, une fine couche de mousse de *polytrichum* sp. ou encore les sites brûlés. Son établissement est plus difficile sur litière non perturbée. Au tout début du processus d'établissement, l'humidité est l'élément critique à la survie des semis. En conséquence, la mortalité observée à ce stade de développement est élevée en milieu ouvert, donc plus sec. Ensuite, le pin blanc développe rapidement une résistance à la sécheresse et c'est plutôt le manque de lumière de même que la compétition qui peuvent compromettre son développement. La croissance de cette espèce est lente pendant les cinq premières années de sa vie.

Au stade gaulis, le taux de croissance du pin blanc augmente rapidement, de même que ses besoins de luminosité. Bien que certaines études fassent état de pins blancs matures ayant survécus à plusieurs dizaines d'années d'oppression avant d'atteindre le couvert dominant, il semble plus commun que des conditions de pénombre éliminent les individus de cette espèce après quelques années. Une ouverture partielle du couvert est donc souhaitable pour que le pin blanc continue son développement. Bien qu'une exposition complète à la lumière puisse optimiser sa croissance en hauteur, celle-ci favorise aussi l'attaque du charançon du pin blanc et de la rouille vésiculeuse du pin blanc.

Le charançon du pin blanc est une espèce d'insecte indigène qui attaque la pousse terminale de ses hôtes. Il attaque surtout les pins blancs lorsque ceux-ci mesurent entre 2 et 6 m. Il montre aussi une préférence pour les hôtes vigoureux ayant une longue flèche terminale, plus typique des pins blancs en pleine lumière. Les conditions chaudes et sèches des milieux ouverts favorisent aussi l'insecte. La mortalité des hôtes est rare, mais les pertes de croissance sont considérables. La rouille vésiculeuse du pin blanc est un champignon importée d'Europe depuis le début du XX^{e} siècle. Ce parasite peut causer la mort des pins blancs en quelques années. La mortalité est possible à n'importe quel âge, mais elle est plus fréquente chez les semis. Pour infecter les arbres, le champignon nécessite des conditions d'humidité spécifiques qui semble être rendues possible

par la formation de rosée pendant quelques heures sur les branches. Or, la rosée est généralement plus présente dans les milieux très ouverts. De plus, bien qu'elle soit moins présente en sous-bois de forêt dense, l'aération moindre de ces peuplements tend à la faire persister plus longtemps. Ainsi, il semblerait donc qu'une ouverture partielle du couvert crée les conditions idéales pour limiter l'apparition de rouille vésiculeuse du pin blanc. La position topographique et l'exposition de la pente peuvent aussi faire varier les conditions environnementales d'un site et ainsi influencer la présence du parasite. L'abondance de son hôte alterne, le *ribes* (gadelier), peut aussi agir en ce sens.

Le pin blanc peut aussi faire partie de l'alimentation du cerf de Virginie. Bien que l'animal préfère se nourrir de plusieurs autres essences avant celle-ci, il peut tout de même causer des problèmes de recrutement dans les zones où ses densités de populations sont élevées et où la nourriture se fait rare. On peut s'attendre à ce que les dommages soient surtout présents pour les semis avancés et les gaules (entre 20 et 200 cm de hauteur), comme pour le thuya et le bouleau jaune.

Malgré tous les obstacles à sa régénération, le pin blanc a su garder sa place dans le paysage naturel grâce à sa grande longévité, sa semi-tolérance à l'ombre, son adaptation au feu et sa capacité à occuper des sites variés. Passé le stade semi, la croissance du pin blanc en fait l'une des espèces les plus productives des forêts du Québec. C'est aussi l'espèce qui peut atteindre la plus grande taille en termes de hauteur.

L'information concernant le pin rouge est plus limitée. Écologiquement, le pin rouge est très semblable au pin blanc. Naturellement moins abondant que le pin blanc, le pin rouge est plus souvent trouvé en peuplements purs que le pin blanc. Un mélange des deux espèces est commun. Sur station pauvre, il peut toutefois être présent avec des feuillus intolérants ou des épinettes. Le pin rouge est donc moins versatile et sa régénération semble encore plus dépendante des feux de forêt. Il est aussi avantagé dans les milieux secs et pauvres. Très résistants à la sécheresse, on le trouve souvent sur des sols sableux, graveleux ou rocheux. Le pin rouge mature présente une écorce encore plus épaisse que celle du pin blanc (Blanchet *et al*., 2009) qui lui permet probablement un meilleur taux de survie lors d'un feu. En l'absence de feu, Bouchard *et al*. (2010) affirment que le pin rouge est remplacé principalement par le pin blanc.

La période entre ses bonnes production de graines est semblable à celle du pin blanc, mais en dehors de ces années, peu ou pas de graines sont produites. Sa capacité de dispersion des semences semble plus limitée (jusqu'à 200 m mais surtout dans les premiers 12 m). Le pin rouge est une espèce intolérante à l'ombre. Quoique les semis puissent s'établir avec aussi peu que 20 % de luminosité, ceux-ci sont beaucoup plus nombreux et vigoureux dans des conditions plus ensoleillées. Comme pour le pin blanc, une ouverture totale du couvert limite cependant la germination et l'établissement des semis et la résistance à la sécheresse apparaît après la première phase d'établissement. Le pin rouge est plus exigeant en termes de site de germination. Les sites idéaux sont constitués de sol minéral exposé, d'une faible couche de *politrychum* sp. ou d'une litière brûlé. Sur site brûlé, la régénération du pin rouge est plus sensible à de haute teneur en cendres que l'est le pin blanc. Les besoins de lumière des semis augmentent avec l'âge et ceux-ci risquent de mourir rapidement s'ils sont oppressés de manière prolongée. Bien que le pin rouge soit intolérant à l'ombre, il l'est tout de même moins que deux de ses principaux compétiteurs après feu : le peuplier et le bouleau blanc. Ainsi, le maintien d'un léger couvert (environ 65 % de

luminosité au sol) procure un avantage au pin rouge par rapport à ces espèces. Comme pour le pin blanc, la croissance du pin rouge est lente les premières années et augmente rapidement par la suite.

La maladie du rond, causé par un champignon exotique apparu au Canada au XX^{e} siècle, peut engendrer beaucoup de mortalité dans les peuplements de pins matures après éclaircie. Le pin rouge est particulièrement susceptible à ce parasite. Bien que son apparition au Québec soit assez récente et que les dommages observés, à date, soient limités à quelques sites, la maladie est un ennemi important au maintien de l'espèce dans le paysage.

Tout comme pour le pin blanc, le cerf de Virginie semble s'alimenter de pin rouge à l'occasion (Hamerstrom et Blake, 1939). Cependant, le pin rouge étant moins étudié, aucune des sources consultées ne mentionne que l'animal puisse avoir un impact important sur le recrutement de cette espèce en particulier.

Même s'il atteint généralement des hauteurs plus modestes que le pin blanc, le pin rouge est aussi productif en termes de croissance. Sa forte dépendance au feu, sa moins grande tolérance à l'ombre et sa plus faible productivité de semences en font cependant une espèce plus rare à l'état naturel. Son statut est donc d'autant plus préoccupant.

Les causes du déclin des pins sont nombreuses. La récolte sélective des grands semenciers, la suppression des feux et l'apparition de la rouille vésiculeuse du pin blanc expliqueraient la diminution du pin (Doyon et Bouffard, 2009). La maladie du rond, affectant principalement le pin rouge, peut aussi avoir contribué au déclin du pin rouge dans une moindre mesure, étant donné son introduction tardive dans l'histoire.

Les efforts très intenses de suppression des feux dans le sud du Québec ont certainement contribué à la baisse d'abondance des pins. En plus de fournir des substrats de germination idéaux pour ces espèces, les feux ont pour effet de limiter la présence du charançon et de la rouille vésiculeuse du pin blanc (Bouchard *et al.*, 2010). Il est probable que ce soit le cas pour la maladie du rond aussi. Les feux pouvaient aussi avoir un effet à court terme sur les populations de petits mammifères se nourrissant des semences de pin (Doyon et Bouffard, 2009). Les sites de brûlis présentent donc des caractéristiques écologiques très difficiles à égaler artificiellement dans une optique de restauration des pins.

La plupart des travaux portant sur l'effet de l'aménagement forestier sur le pin traite spécifiquement du pin blanc. Cependant, la plupart des constatations semblent aussi applicables au pin rouge, étant donné leurs ressemblances écologiques.

L'exploitation des pins en Chaudière-Appalaches aurait débuté très tôt, dès le début du XIX^{e} siècle (AFCE, 2008). Les pins constituaient les espèces les plus recherchées à cette époque où les coupes sélectives étaient préconisées. Ces coupes ont certainement contribué au déclin du pin en éliminant les semenciers des peuplements exploités. Cependant, l'exploitation forestière était beaucoup peu intense à cette époque et il est difficile d'évaluer à quel point ces pratiques ont pu contribuer à ce déclin.

Généralement, les coupes totales ont aussi collaboré au déclin du pin dans les peuplements (Vlasiu *et al.*, 2001). Celles-ci enlèvent les semenciers du site et la capacité de dispersion limitée

des graines de pin ne permet pas une colonisation sur de longues distances. Même lorsque des semenciers se trouvent à proximité, il faut que la coupe coïncide avec une bonne année semencière pour assurer un apport convenable en graines. En plus, les coupes totales sans préparation de terrain créent peu de sites favorables à l'établissement des semis. Les jeunes semis poussant sur ces sites sont ensuite soumis aux conditions de milieu ouvert qui favorisent les stress hydriques, le charançon du pin blanc, la rouille vésiculeuse du pin blanc et la compétition d'essences à croissance rapide. Les coupes totales peuvent tout de même être jugées adéquates pour le retour du pin sur des sites favorables à ces espèces à condition de préserver des semenciers, de préparer le terrain et de faire coïncider la coupe avec une bonne année semencière. Étant donné la productivité intéressante des pins, leur plantation a parfois été préconisée après une coupe totale. Cependant, le manque de connaissances à propos du charançon, de la rouille vésiculeuse et de la maladie du rond a entraîné des résultats souvent décevants. Étant donné les difficultés rencontrées, d'autres espèces ont souvent été favorisées aux pins pour le reboisement.

En forêt publique, l'effet des coupes à diamètre limite sur la régénération pouvait être variable selon l'intensité de récolte. Cependant, les pins étant des essences très recherchées par l'industrie pour leur qualité de bois, les plus gros individus étaient fort probablement récoltés en premier. On estime que le prélèvement de ces semenciers a certainement contribué au déclin des pins.

Le jardinage par pied d'arbre n'est pas adéquat pour la régénération des pins (Vlasiu *et al.*, 2001). La période d'établissement de ces espèces est trop lente pour leur permettre de contribuer à la fermeture de la trouée. De plus, il est fort probable que les besoins en lumière grandissant des pins (surtout le rouge) ne puissent être comblés par une petite trouée. Le jardinage par trouées offre, en ce sens, une meilleure alternative en permettant un plus grand apport de lumière au sol (Vlasiu *et al.*, 2001). Le maintien d'un couvert à proximité permet des conditions de semi-ombre idéales à certains endroits de la trouée. Cependant, la présence de semenciers, un brassage du sol adéquat et la concordance entre la coupe et une bonne année semencière sont, encore une fois, des facteurs parfois ignorés qui ont pu limiter fortement le retour des pins.

Enfin, la coupe progressive semble être la meilleure option pour régénérer les pins (Brown, 1992; Vlasiu *et al.*, 2001). Ce type de coupe peut être fait de manière à créer des conditions de lumière parfaites pour le pin blanc ou le pin rouge sur l'ensemble du site. De plus, la longue période d'établissement offerte par ce type de coupe permet aux essences à croissance initiale plus lente de participer à la fermeture des trouées. Malgré son effet positif, la coupe progressive a peu été appliquée par le passé comparativement à d'autres traitements

L'augmentation des populations de cerfs de Virginie des dernières décennies dans la forêt feuillue tempérée (Doyon et Bouffard, 2009) a aussi pu contribuer aux déclins des pins dans certaines régions. Son effet doit cependant être limité aux zones de surpopulations étant donné que l'animal préfère se nourrir de bien d'autres espèces végétales avant les pins.

6.4.6. Diminution du bouleau jaune

Pour le bouleau jaune, les résultats d'Arseneault (2010) montrent une présence actuelle comparable à celle observée par les arpenteurs à l'époque préindustrielle. Cependant, des baisses de proportion significatives sont observables dans les quatre premières positions d'énumération. Ces résultats indiquent que, malgré que le bouleau jaune soit encore bien réparti sur le territoire,

on le trouve en moins grande densité dans les peuplements. Ainsi, l'espèce montre un déclin sur le territoire, quoique celui-ci soit moins prononcé que dans le cas des épinettes et du thuya.

Étant donné son importance commerciale, les connaissances sur l'autécologie du bouleau jaune sont avancées et permettent de comprendre les causes de son déclin sur le territoire (*voir* Beaudet et Messier, 1997; Messier *et al.*, 2002; Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010). Tout d'abord, la maturité sexuelle est tardive (environ 30 ans), mais une fois atteinte, la production de graines et leur dispersion est relativement bonne. Celles-ci peuvent survivre quelques années dans le sol et constituent une banque de semences pouvant germer suite à une perturbation. D'ailleurs, le succès de régénération du bouleau jaune ne semble pas être limité par la quantité de semences, mais plutôt par le nombre de microsites convenant à la germination. Le bouleau jaune est considéré comme étant semi-tolérant à l'ombre. En réalité, les semis et jeunes gaulis sont plus tolérants et peuvent se développer convenablement avec seulement 25 % de luminosité. Les semis, qui ont grand besoin d'humidité, s'établissent bien sur les sols perturbés exposant le sol minéral, sur les mélanges d'humus et de sol minéral ainsi que sur les débris ligneux en décomposition. Ils se régénèrent mal sur litière feuillue sans perturbation. En forêt naturelle, l'espèce se régénère principalement dans les trouées causées par la mort d'un ou plusieurs arbres déracinés par le vent. Les creux, monticules et troncs d'arbres morts générés par le chablis constituent des sites de germination idéaux. En milieu trop ouvert, les semis meurent souvent par dessiccation ou à cause de la compétition engendrée par la croissance des espèces mieux adaptées aux milieux plus secs de pleine lumière. Passé les stades de régénération (semis et gaulis), les jeunes bouleaux jaunes tolèrent mal l'oppression et risquent de mourir après quelques années (3 à 5 ans) sans une ouverture partielle ou complète du couvert apportant plus de lumière.

Comme pour les autres essences en déclin, les causes de la plus faible abondance du bouleau jaune peuvent aussi être expliquées par l'application de traitements sylvicoles inadaptés aux besoins de l'espèce. Peu importe le type de coupe, les opérations effectuées en hiver, sans préparation de terrain subséquente, nuisent au maintien du bouleau jaune en ne permettant aucun brassage du sol.

Les conditions plus sèches engendrées par les coupes totales risquent fortement d'éliminer la régénération du bouleau jaune qui demande une humidité constante pour survivre. De plus, les semis issus de la banque de graines du sol perturbé suite à la récolte peuvent difficilement compétitionner avec la régénération agressive d'espèces mieux adaptées aux conditions de pleine lumière. Selon Bouchard *et al.* (2010), les coupes totales utilisées dans les peuplements mixtes avaient souvent pour but de favoriser le retour des résineux. Ainsi, les sites montrant des carences en régénération étaient souvent replantés en résineux. Dans la même optique, les éclaircies précommerciales pratiquées dans ces peuplements avait souvent pour but d'éliminer les feuillus, considérés comme de la compétition indésirable. De plusieurs manières, les coupes totales ont probablement contribuées à la baisse d'abondance du bouleau jaune.

Le bouleau jaune peut atteindre de grosses dimensions et la qualité de son bois permet le déroulage. Ces caractéristiques en font, depuis longtemps, une espèce prisée par l'industrie du bois. Forcément, les coupes à diamètre limite avaient tendance à récolter les plus beaux spécimens. En conséquence, ce type de coupe a certainement contribué à réduire la densité de semenciers de qualité dans le paysage. Les coupes à diamètre limite créaient des conditions de luminosité variables dépendamment du patron de coupe et du degré d'ouverture du couvert.

Conséquemment, les effets sur le retour du bouleau jaune étaient tout aussi variables, mais il semblerait qu'une conséquence fréquente fût un envahissement par des espèces compétitrices (Bouchard et *al.*, 2010).

Le jardinage par pied d'arbre, en n'augmentant que peu la quantité de lumière au sol, n'est pas adéquat pour assurer la croissance complète du bouleau jaune. Ce traitement tend à favoriser les espèces plus tolérantes à l'ombre. Même s'il est possible que des semis de bouleau jaune réussissent à s'établir par endroit dans les trouées, ceux-ci devraient mourir éventuellement en raison de leur besoin en lumière grandissant avec l'âge. La pratique de ce traitement a donc probablement contribué à diminuer les proportions de bouleau jaune dans les peuplements au profit d'essences tolérantes. Pour ce qui est du jardinage par trouées, il permet l'apport d'une plus grande luminosité au sol et favorise les essences semi-tolérantes comme le bouleau jaune. L'utilisation de ce traitement contribue au maintien de l'espèce.

L'aménagement des érablières à des fins acéricoles en forêt privée a fortement contribué à la baisse d'abondance de plusieurs espèces compagnes dont fait partie le bouleau jaune. Ce type d'aménagement tend à conserver exclusivement l'érable à sucre et, dans une moindre mesure, l'érable rouge.

Bien que le bouleau jaune ne soit pas reconnu comme étant associé écologiquement au feu, en milieu naturel, certaines bétulaies jaunes se formaient après une telle perturbation. Ainsi, il est probable que la suppression des incendies dans la région puisse expliquer en partie la plus faible proportion observée dans la 1ère position d'énumération des données d'Arseneault *et al.* (2010).

Enfin, tout comme pour le thuya, il est possible que la régénération en bouleau jaune soit fortement limitée par le cerf de Virginie dont les populations ont augmentés considérablement depuis plusieurs décennies. L'aménagement forestier ayant pour but de maintenir ou de restaurer le bouleau jaune doit donc tenir compte de la densité de cerf sur le territoire (Bouffard *et al.*, 2004).

6.4.7. Raréfaction d'essences secondaires

De nombreuses autres essences d'arbre que celles traitées spécifiquement dans les résultats d'Arseneault *et al.* (2010) peuvent avoir connu des baisses d'abondance sur le territoire. Celles-ci ne peuvent être prouvées directement avec les informations dont nous disposons actuellement, mais il est tout de même possible d'évaluer leur situation plus qualitativement et d'en tirer des conclusions.

Malgré la plus faible représentativité de ces espèces sur le territoire, elles jouent un rôle écologique tout aussi important au niveau du maintien de la biodiversité. De plus, leur faible abondance les rend plus à risque de disparaître du territoire. Une attention particulière doit donc leur être accordée.

Les essences secondaires que plusieurs auteurs considèrent plus à risque sont la pruche de l'est, le chêne rouge et le hêtre à grandes feuilles. D'autres essences compagnes du domaine de l'érablière sont aussi à risque. Ces essences sont le frêne d'Amérique, le cerisier tardif, l'orme d'Amérique et le noyer cendré (Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010; Doyon et Bouffard, 2010).

Selon Bouchard *et al.* (2010), l'exploitation à des fins acéricoles ou ligneuses axée sur l'érable à sucre est une cause de la baisse présumée de ces espèces. En effet, les stratégies sylvicoles dans les érablières sont axées principalement sur l'érable à sucre et ne permette pas nécessairement le retour des espèces compagnes, dont les semenciers sont souvent prélevés lors de la récolte en raison de leur valeur commerciale.

L'introduction d'agents pathogènes est aussi la cause principale de la diminution d'abondance de l'orme d'Amérique et du noyer cendré. Dans le cas de ces deux espèces, on ne peut qu'espérer le développement d'une résistance naturelle à leur agent pathogène respectif pour permettre la restauration des espèces dans le couvert.

6.4.7.1. Problématique de la pruche de l'est

La pruche de l'est était trop peu abondante à l'époque préindustrielle pour être présentée spécifiquement dans les données d'Arseneault *et al.* (2010). Il est donc impossible de comparer quantitativement son abondance actuelle à celle de la forêt naturelle. Cependant, plusieurs auteurs ont démontré que cette espèce a connu des diminutions significatives au fil du temps, surtout en Nouvelle-Angleterre (Bouchard *et al.*, 2010; Doyon et Bouffard, 2010). Bouchard *et al.* (2010) spécifient qu'au Québec, cette raréfaction serait surtout observable dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune.

L'étude de carnets d'arpentages de Cogbill *et al.* (2002) montre que la pruche était bien présente dans le relief montagneux du nord du Maine, avec une fréquence relative de 2,6 %. Actuellement, sur le territoire qui nous concerne, les données cartographiques du 4^{e} inventaire décennal montrent que la pruche est présente presque qu'exclusivement dans les basses-terres du Saint-Laurent ou en bordure de celles-ci. Quoiqu'elle soit souvent confinée aux pentes très fortes, elle est encore observable dans des conditions de drainage et de pente variables. On en conclu que les basses-terres du Saint-Laurent renferment des conditions biophysiques plus favorables à la pruche.

La pruche de l'est était probablement plus présente à l'époque préindustrielle qu'elle ne l'est actuellement. En effet, aujourd'hui, les données des parcelles échantillons temporaires (PET) du 4^{e} inventaire décennal du territoire montrent que la pruche n'est observable que dans 6 placettes sur un total de 1 017, ce qui indique une présence de 0,6 %. La pruche domine le couvert dans 2 de ces placettes. Dans 3 des autres placettes, un seul individu a été inventorié. Même sans pouvoir prouver directement qu'elle est présente en moindre abondance qu'à l'époque préindustrielle, les déclins observés dans d'autres régions et sa rareté sur le territoire sont jugés suffisants pour déterminer qu'il existe une problématique concernant la pruche. Son autécologie qui est semblable en plusieurs points à celle du thuya occidental et de l'épinette rouge tend à appuyer cette affirmation. Par précaution, on considère que la pruche a connu un déclin sur le territoire.

Plusieurs travaux nous renseignent sur les caractéristiques et les exigences écologiques de la pruche (*voir* McManus *et al.*, 2000; Bouchard *et al.*, 2010). La pruche peut former des peuplements purs sur des sites orientés vers le nord et souvent près des cours d'eau, à l'abri du feu. Ceux-ci sont généralement très denses et laissent ainsi peu de place à la régénération. En tant qu'espèce pouvant occuper une variété de sols, c'est aussi une essence compagne pouvant être

associée à d'autre résineux ou à des feuillus tolérants. Ses bonnes productions de semences sont assez fréquentes (aux 2-3 ans) mais la dispersion de celles-ci est généralement limitée à une distance équivalente à la hauteur de l'arbre semencier. De plus, le taux de germination est généralement assez faible et les semences constituent une source de nourriture pour la faune. Pour germer, les graines ont besoin d'une perturbation du sol. Autrement, elles peuvent germer sur des débris ligneux ou des monticules.

Tout comme l'épinette rouge, les semis de pruches sont très sensibles aux écarts de température. Ils sont aussi particulièrement demandant en termes d'humidité. Pendant les premières années de leur vie, les semis de pruches nécessitent une humidité constante, sans quoi ils risquent de mourir rapidement. La pruche est aussi très tolérante à l'ombre. Aussi peu que 5 % de lumière est nécessaire à la survie des semis, quoique 20 à 25 % soit nécessaire pour leur développement. En conséquence, la pruche se régénère généralement sous un certain couvert qui minimise les écarts de température et les stress hydriques. Sa croissance est lente. Cependant, elle peut survivre plusieurs dizaines d'années sous couvert et bien réagir lorsqu'une ouverture survient. Étant donné sa vulnérabilité face au stress hydrique, une ouverture trop brutale risque d'entraîner beaucoup de mortalité au sein de la régénération.

Sur les sites fertiles, la compétition feuillue compromet fortement le développement de la pruche. On la trouve ainsi plus fréquemment en abondance sur des sites à croissance plus difficile. Malgré la sensibilité de sa régénération au stress hydrique, elle est parfois observée sur des sites xériques grâce à quelques années de précipitations plus abondantes ou à des microsites plus humides. Comme pour le thuya et l'épinette rouge, la longévité exceptionnelle de la pruche, combinée à sa résistance à l'ombre, sont les principaux avantages écologiques lui permettant d'atteindre éventuellement le couvert dominant.

Malgré la qualité de son bois plutôt ordinaire, la pruche a été exploitée principalement à la fin du XIX^{e} siècle et au début du XX^{e} siècle par l'industrie de la tannerie et pour la construction de traverses de chemins de fer, suite à l'épuisement des stocks de pins et d'épinettes rouges (McManus *et al.*, 2000; Bouchard *et al.*, 2010; Doyon et Bouffard, 2010). Cette exploitation sélective serait une des raisons de son déclin. Les nombreuses coupes totales du XX^{e} siècle ont probablement participé au déclin étant donné la vulnérabilité de la pruche à l'ouverture complète du couvert. Sans régénération préétablie avancée, la pruche ne se régénère pas en milieu ouvert. Les coupes partielles et coupes progressives sont mieux adaptées aux exigences écologiques de l'espèce. Les petites trouées sont idéales.

La pruche est aussi une espèce broutée par le cerf de Virginie (Bouchard *et al.*, 2010). Le broutement exercé par l'animal peut fortement compromettre la régénération de la pruche, particulièrement dans les prucheraies, qui constituent des habitats d'hiver servant d'abris aux cervidés. L'augmentation des populations de cerfs des dernières dizaines d'années (Doyon et Bouffard, 2010) peut expliquer en partie la raréfaction de cette essence.

Aux États-Unis, l'introduction du puceron lanigère dans les années 1950 est en grande partie responsable du déclin de la pruche sur le territoire. Cet insecte s'attaque aux pruches de toutes tailles et cause beaucoup de mortalité. Son étendue est présentement limitée par les hivers rigoureux du Québec, mais le réchauffement climatique risque éventuellement de lui permettre d'étendre son aire de répartition vers le nord (McManus *et al.*, 2000; Bouchard *et al.*, 2010).

6.4.7.2. Problématique du chêne rouge

Le chêne rouge aussi était présent en trop faible abondance pour être considéré dans les résultats préliminaires d'Arseneault *et al.* (2010). Toutefois, historiquement, on sait que l'espèce était présente dans la région de Chaudière-Appalaches. Bouchette (1815) fait mention de chênes dans la seigneurie de Lauzon, soit le territoire actuel de la Ville de Lévis. C'est cependant la seule mention de chêne faite par l'arpenteur général sur les seigneuries située en Chaudière-Appalaches. Déjà à cette époque, on observait des chênes jusqu'à la péninsule gaspésienne à l'est. Cependant, Bouchette (1815) spécifie que les chênes étaient de qualité inférieure. Il est probable que la majorité des chênes sur les seigneuries avaient déjà été exploitée par coupes sélectives, ne laissant sur place que les individus de moindre qualité. En effet, le chêne a été l'une des premières essences ciblées par les récoltes sélectives au tout début de l'exploitation forestière au Québec. Bouchette (1815) explique qu'en 1810, plus de 28 000 tonnes de chênes ont été exportées vers l'Angleterre. En majorité, ces chênes provenaient fort probablement de l'ouest de la province où les conditions sont plus susceptibles à son développement, quoique Samson *et al.* (1996, *dans* Boulanger *et al.*, 2010) fassent mention d'exploitation de chênes aux abords de la rivière Etchemin.

Actuellement, les parcelles échantillons temporaires du 4^{e} inventaire décennal indiquent la présence du chêne rouge dans seulement 5 parcelles sur 1 017, ce qui indique une présence de 0,5 %. Le chêne rouge domine dans une seule de ces placettes. Celles-ci sont toutes situées dans le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul, soit dans les basses-terres du Saint-Laurent. Cette partie de la région, qui semble plus adéquate pour le chêne rouge, n'est pas couverte par l'étude d'Arseneault *et al.* (2010). Le chêne était donc peut-être plus abondant en Chaudière-Appalaches que l'étude ne le laisse croire, quoique les observations de Bouchette (1815) tendent à indiquer qu'il était effectivement très peu présent. Les résultats de l'étude des carnets d'arpentage de Cogbill *et al.* (2002), dans le nord du Maine, appuie cette hypothèse. Aucune observation de chêne n'a été répertoriée à l'époque préindustrielle. Au Bas-Saint-Laurent, sur plus de 16 000 observations historiques d'arpenteurs, une seule occurrence de chêne rouge a été rapportée (Dupuis, 2009).

Malgré sa faible présence historique présumée, le chêne rouge est probablement encore moins présent qu'il ne l'était dans la forêt naturelle. Les connaissances sur son autécologie nous permettent d'émettre cette hypothèse (*voir* Crow, 1988; Nolet *et al.*, 2000; Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010; Tremblay-Daoust, 2011). Celles-ci sont cependant assez limitées. Premièrement, comme les pinèdes, les chênaies rouges sont généralement dépendantes des feux de forêt. L'écorce épaisse et la capacité de drageonner du chêne en font une espèce résistante qui peut recoloniser les brûlis suite aux feux de surface. Sans feu, les chênaies rouges se font envahir principalement par l'érable à sucre et l'érable rouge. Il peut cependant se maintenir sur stations sèches, étant donné la moindre compétition dans ces milieux. Conséquemment, les chênaies rouges occupent souvent les sommets de collines.

Le chêne rouge connaît des bonnes années semencières à une fréquence moyenne (2 à 5 ans). Ses glands étant très convoités par la faune, les semences d'années moins productives peuvent être entièrement détruites. Cependant, la faune semble jouer aussi un rôle écologique important dans la régénération du chêne. En effet, certains rongeurs et oiseaux ont tendance à cacher les glands en les enterrant, ce qui augmente très fortement leur chance de germer, alors que les glands

laissés simplement à la surface du sol ont tendance à sécher rapidement. Les taux de germination observés chez les glands enterrés sont jusqu'à 80 fois supérieurs aux autres. Parfois, la faune contribue aussi à disperser les glands sur plusieurs centaines de mètres, voir quelques kilomètres. Sans l'intervention de ces animaux, la dispersion des glands est limitée aux alentours immédiats de l'arbre mère.

Le chêne rouge est une espèce semi-tolérante à l'ombre. Ses glands peuvent germer à l'ombre, mais les semis ont besoin d'une certaine quantité de lumière pour se développer. Ils poussent plus lentement que ceux de plusieurs de ses compétiteurs plus tolérants à l'ombre. En effet, les semis investissent plus de ressources au développement racinaire qu'à la croissance en hauteur. Pour cette raison, le chêne rouge a beaucoup de difficulté à se régénérer sous couvert, mais il est l'un des arbres le plus résistant à la sécheresse. Cependant, le chêne rouge réagit bien aux ouvertures, qui sont nécessaires à sa survie à long terme. Des études ont démontrées qu'il lui arrive de croître plus rapidement que ses compétiteurs en conditions ensoleillées, quoique certains auteurs stipulent que sa croissance demeure généralement plus lente. Le chêne rouge semble donc éprouver des problèmes de régénération et être un compétiteur moyen, mais une fois le couvert dominant atteint, sa grande longévité lui permet de se maintenir longtemps dans le peuplement.

Selon Bouchard *et al.* (2010), les récoltes sélectives du passé, visant à prélever les arbres à grande valeur commerciale, ont contribué au déclin du chêne rouge. Considérant que cette espèce a été l'une des premières à être exploitée et que sa régénération est plutôt hasardeuse, ce constat est probant. Le deuxième facteur qui aurait contribué au déclin, selon ces auteurs, est la suppression des feux de forêt dont dépend fortement l'espèce. En plus, le chêne rouge est aussi une essence susceptible au broutage par le cerf de Virginie, dont les populations ont beaucoup augmentées dans les dernières décennies (Doyon et Bouffard, 2010).

Très peu d'informations sur les performances du chêne rouge en ce qui a trait aux différents traitements sylvicoles ont été trouvées dans la littérature. Plusieurs études ont évalué l'effet du scarifiage sur la régénération du chêne rouge, mais aucun consensus n'est établi. Il semblerait que l'exposition du sol minéral soit souvent favorable. Nolet *et al.* (2000) affirme qu'il est probable que la préparation de terrain soit favorable au chêne principalement après la dissémination des glands, le traitement permettant d'en enterrer une partie. En ce sens, les nombreuses coupes d'hiver du passé auraient contribué au déclin présumé du chêne rouge.

Autrement, il est peu probable que les coupes totales du passé aient été bénéfiques au chêne rouge, étant donné qu'il semble généralement surpassé par des essences à croissance rapide. Il en est de même pour les coupes de faible intensité comme le jardinage par pied d'arbre, étant donné son besoin en lumière.

Bien que l'on ne puisse établir avec certitude si le chêne rouge a connu une diminution régionale depuis la période préindustrielle, il est très probable que ce soit le cas à cause de l'exploitation sélective qu'il a subi très tôt dans l'histoire de la colonisation et de la plus récente suppression intensive des incendies forestiers. D'ailleurs, selon Bouchard *et al.* (2010), la raréfaction du chêne rouge est appréhendée dans les trois domaines bioclimatiques de Chaudière-Appalaches. De plus, sa très faible présence actuelle rend son statut précaire et l'aménagement forestier a souvent montré son inefficacité à régénérer l'espèce. Selon le principe de précaution, il serait

recommandé de considérer que l'espèce est à risque dans une optique d'aménagement écosystémique.

6.4.7.3. Problématique du hêtre à grandes feuilles

La problématique du hêtre est très complexe. Alors que, dans certaines régions voisines, des études ont démontré une baisse évidente depuis la période préindustrielle (Cogbill *et al.*, 2002), on remarque aussi un phénomène d'envahissement du hêtre à l'échelle du peuplement dans les érablières (Bouchard *et al.*, 2010; Doyon et Bouffard, 2010). Selon Bouchard *et al.* (2010), l'effet combiné de pratiques sylvicoles inadaptées à cette espèce très tolérante à l'ombre de même que l'apparition de la maladie corticale du hêtre pourrait expliquer la baisse des populations. À l'inverse, la hausse du hêtre dans les érablières pourraient être causée par l'acidification des sols en conséquence des pluies acides ou par sa plus grande tolérance à l'ombre et sa forte capacité de régénération végétative. De plus, le statut de l'érable à sucre en tant qu'espèce de fin de succession est remis en question par certains auteurs qui croient que le hêtre pourrait naturellement dominer cette dernière sur certains sites. Dans ce cas, l'envahissement observé ne serait en fait que l'évolution de la forêt vers son climax, du moins sur certains sites.

Présentement, les parcelles échantillons temporaires du 4^{e} décennal montrent que le hêtre est présent un peu partout sur le territoire, mais semble plus présent dans l'érablière à tilleul. Bien que les données d'Arseneault *et al.* (2010) n'indiquent pas de problème de diminution pour le hêtre, il est possible qu'il y en ait un si ce domaine bioclimatique est considéré. Considérant l'incertitude en ce qui concerne l'érablière à tilleul et le fait que les auteurs ne s'entendent toujours pas sur l'augmentation ou la diminution du hêtre, il serait imprudent de conclure quoique ce soit à propos de l'évolution de son abondance. Des études supplémentaires seraient nécessaires pour analyser la situation de cette espèce spécifiquement en Chaudière-Appalaches.

6.4.7.4. Problématique du frêne d'Amérique

Le frêne d'Amérique n'est présent qu'en faible nombre dans 23 des 1017 placettes échantillons temporaires sur le territoire, souvent uniquement en tant que jeune régénération. Les frênes étant regroupés dans les données d'Arseneault *et al.* (2010), on ne peut évaluer si l'espèce connait réellement un déclin depuis l'époque préindustrielle. De plus, selon Majcen (2003), l'espèce est limitée aux domaines de l'érablière à caryer et de l'érablière à tilleul au Québec. Ainsi, les données d'Arseneault *et al.* (2010), même si elles étaient plus détaillées, ne permettraient pas d'émettre un constat clair à propos du frêne d'Amérique.

Le frêne d'Amérique étant une espèce dioïque nécessitant la présence d'arbres mâles et femelles pour se régénérer, certains auteurs recommandent de maintenir environ 10 individus à l'hectare pour assurer le maintien de l'espèce (Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010). Les résultats des parcelles échantillons tendent à indiquer que bien peu de sites rencontrent cette densité recommandée. Selon certains auteurs, le frêne d'Amérique est possiblement une espèce désavantagée par les pratiques sylvicoles dans le domaine de l'érablière (Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010). Considérant sa rareté actuelle, il serait prudent de favoriser son maintien sur les sites où il est présent, surtout devant la menace imminente de l'agrile du frêne. Cet insecte exotique s'est propagée de l'Ontario jusqu'à Montréal en quelques années. Bien qu'aucun individu n'ait été capturé dans les pièges servant à évaluer sa présence dans la Ville de Québec en 2012, il est à

prévoir que sa progression vers l'est de la province continuera. Quelques années suffisent à cet insecte pour causer la mortalité de tous les frênes d'une région. L'insecte possède un faible pouvoir de dispersion. Cependant, cette faiblesse est compensée par le transport de bois de chauffage qui peut contenir des œufs (Ville de Québec, 2012).

Le frêne est une espèce semi-tolérante à l'ombre qui se régénère bien sur une variété de sols perturbés ou non (Schlesinger, 1990). Les semis et les gaules tolèrent bien l'ombre, mais les besoins en lumière augmentent avec l'âge (Majcen, 2003). L'essence est susceptible au broutage par le cerf de Virginie.

6.4.7.5. Problématique du cerisier tardif

Le cerisier tardif est présent en très faible nombre dans 10 des 1 017 placettes échantillons temporaires sur le territoire, souvent en tant que jeune régénération. Ce constat pourrait s'expliquer par le fait que l'on se trouve à l'extrême nord de son aire de répartition. Aucune donnée historique ne permet d'évaluer si l'espèce connait un déclin depuis l'époque préindustrielle. Le cerisier tardif est possiblement une espèce désavantagée par les pratiques sylvicoles dans le domaine de l'érablière (Majcen, 2003; Bouchard *et al.*, 2010). Considérant sa rareté actuelle, il serait prudent de favoriser son maintien sur les sites où il est présent.

Le cerisier tardif est une espèce intolérante à l'ombre qui se régénère bien sur une variété de sols perturbés ou non. Les semis ont besoin d'un couvert partiel pour s'établir, mais un grand apport de lumière est ensuite nécessaire pour assurer le développement de l'arbre (Laliberté *et al.*, 2011). En conditions naturelles, les chablis partiels constituent une perturbation le favorisant (Bouchard *et al*., 2010). L'essence est susceptible au broutage par le cerf de Virginie.

6.4.8. Augmentation du sapin baumier

L'étude des observations d'arpentage démontre aussi une augmentation des mentions de sapin (59 à 87 %) et des peuplements dominés par le sapin (21,9 à 33,4 %) (Arsenault *et al*., 2010). Cette tendance fait contraste avec l'enfeuillement général du territoire, faisant du sapin la seule espèce résineuse montrant une hausse significative depuis l'époque préindustrielle.

Selon Beaudet et Messier (1997), le sapin baumier est une espèce peu longévive (150 ans). Il est susceptible au chablis en raison de son enracinement superficiel et au feu en raison de l'inflammabilité de ses branches et de son écorce mince. Il est aussi très vulnérable à la tordeuse des bourgeons de l'épinette et à la carie de cœur. De plus, c'est une espèce prisée comme nourriture par de nombreuses espèces animales comme le cerf de Virginie dont les populations ont fortement augmentées sur le territoire ces dernières décennies (Doyon et Bouffard, 2009).

Le sapin a aussi plusieurs avantages écologiques. Tout d'abord, il peut se développer dans des milieux très variés. Il connait fréquemment de bonnes années semencières (aux 2 à 4 ans). La dispersion de ses graines peut atteindre 160 m, mais se situe plutôt entre 25 et 60 m. Sa germination est facilitée par l'exposition du sol minéral, mais le sapin peut tout de même se développer sur des sols non perturbés, tant qu'il y a présence d'un certain niveau d'humidité. La germination sur litière feuillue est cependant difficile. Sa grande tolérance à l'ombre lui permet de survivre longtemps dans la pénombre. Ces caractéristiques procurent au sapin un grand

pouvoir de régénération qui lui permet souvent de constituer une banque de semis sous couvert très importante. Les premières dizaines d'années, cette régénération est peu vulnérable à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Gagnon et Chabot, 1991) et survie généralement aux épidémies récurrentes sur le territoire.

Selon Bouchard *et al.* (2010), en forêt tempérée, l'augmentation du sapin baumier se fait au dépend d'essences compagnes résineuses plutôt tolérantes et longévives, principalement l'épinette rouge, l'épinette blanche, le pin blanc, la pruche de l'est et le thuya occidental. Grondin *et al.* (2003) abondent aussi en ce sens en affirmant que les pinèdes, les pessières rouges et autres peuplements résineux de la zone tempérée du Québec sont susceptibles à l'ensapinage. Effectivement, l'aménagement forestier annule souvent les avantages écologiques de ces espèces qui leur permettaient, en milieu naturel, de compétitionner le sapin avec succès. L'ensapinage étant plutôt considéré comme un problème de la forêt boréale, le sujet n'est pas très élaboré dans la littérature en ce qui concerne la forêt feuillue tempérée, mais les connaissances sur les exigences écologiques des espèces nous permettent d'émettre quelques hypothèses à propos de l'effet des coupes forestières.

Tout d'abord, tous les types de coupes qui ne permettaient aucun brassage de sol, dont les coupes d'hiver, ont probablement avantagé le peu d'espèces pouvant se régénérer plus facilement sur litière non-perturbée, dont fait partie le sapin baumier.

Les coupes sélectives du XIX^{e} siècle, en ciblant principalement les pins et les épinettes, ont probablement contribué à la hausse du sapin en éliminant les semenciers de ces espèces. L'apport réduit en semences de pins et d'épinette laissait plus de place à la régénération des autres essences, dont le sapin baumier.

En forêt publique, une étude de Fortin *et al.* (2003), tend à indiquer que les coupes à diamètre limite qui ont été pratiquées au XX^{e} siècle ont aussi contribué à l'augmentation du sapin au détriment d'autres essences (l'épinette rouge dans cette étude). Comme pour les coupes sélectives, il est probable que l'élimination des semenciers des essences moins productives en termes de graines ait pu réduire considérablement leur capacité à se régénérer sur les sites, au bénéfice d'autres espèces comme le sapin.

D'après Bouchard *et al.* (2010), les coupes totales ont pu favoriser le sapin. Dupuis *et al.* (2011), après avoir observé une augmentation du sapin en forêt feuillue tempérée au fil du temps, formulent l'hypothèse que la capacité du sapin à développer une régénération avancée sous couvert lui a souvent permis de dominer lors d'une coupe totale. Ce serait particulièrement le cas avec les récentes coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), qui accordent une attention particulière à la protection de la régénération préétablie. Cependant, certaines études récentes en forêt feuillue tempérée montrent que la végétation préétablie de sapin baumier présente un taux de mortalité élevé suite à de grandes ouvertures du couvert (Prévost, 2008; Prévost et *al.*, 2010). Sur les sites où la régénération préétablie était très abondante, il est possible qu'une quantité suffisante de celle-ci ait survécu de manière à dominer le futur peuplement. Autrement, c'est peut-être la capacité du sapin à se régénérer sur sol non perturbé qui lui a permis de coloniser des sites de coupes totales n'ayant subi aucun brassage du sol.

Le jardinage, largement utilisé en forêt feuillue tempérée dans les dernières années, a probablement contribué à augmenter la proportion de sapin dans le paysage. Une étude de Kneeshaw et Prévost (2007) a démontré que le sapin préfère les petites trouées (< 200 m^2) pour se régénérer. Il est donc fort probable que le jardinage par pied d'arbre ait favorisé cette essence. Le jardinage par trouée, quoique reconnu comme favorisant les espèces semi-tolérantes, permet aussi le maintien d'espèces tolérantes comme le sapin baumier près des bordures plus ombragées des trouées (Prévost et Raymond, 2012).

Le sapin réussi généralement à prendre le dessus sur la concurrence résineuse. Cependant, tous les autres résineux sont plus résistants que le sapin à la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En conditions naturelles, le passage récurrent des épidémies éliminait la partie du couvert constituée de sapin et permettait aux autres essences de profiter des ouvertures pour s'imposer. Or, il est probable que les coupes de récupération massives effectuées après les dernières épidémies de TBE au XX^{e} siècle aient annulé en partie cet avantage écologique en récoltant les autres résineux en même temps que les sapins et épinettes ravagés. De plus, les nombreux creux et monticules créés par les sapins et épinettes déracinés suite à l'épidémie de même que les troncs en décomposition constituaient des sites de germination idéaux pour plusieurs espèces dont l'épinette rouge, la pruche et le thuya. La récupération des arbres renversés tend à diminuer la quantité de ces microsites. Non seulement le tronc est prélevé, mais en plus les monticules tendent à reprendre leur position initiale dans les creux sans le contrepoids exercé par l'arbre (Doyon et Bouffard, 2008). Ainsi, non seulement les coupes de récupération peuvent enlever une grande partie des semenciers d'espèces compagnes résineuses, mais elle semble aussi diminuer fortement le nombre de microsites adéquats pour leur germination. La compétition s'en trouve donc amoindrie, au bénéfice, entre autres, du sapin baumier.

Pour ce qui est des pinèdes blanches particulièrement, la suppression des feux semble être la cause principale de l'envahissement par le sapin (Doyon et Bouffard, 2009). En milieu naturel, les feux de surface plus fréquents permettaient d'éliminer la régénération en sapin dans ces peuplements. En l'absence de ceux-ci, le sapin peut présenter de fortes densités en sous couvert et ainsi inhiber la régénération du pin blanc, qui nécessite plus de lumière. À long terme, les pins matures meurent et sont graduellement remplacés par le sapin.

D'ailleurs, il est fort probable que la suppression des feux de forêt ait permis une hausse du sapin baumier dans plusieurs autres types de peuplements, le sapin étant l'une des espèces les plus sensibles au feu en forêt feuillue tempérée.

6.4.9. Augmentation de l'érable à sucre

L'enfeuillement n'est pas limité aux feuillus de lumière. En effet, il semble que l'érable à sucre ait augmenté depuis la période préindustrielle. Malgré le fait que les érables ne soient pas différenciés dans les résultats d'Arseneault *et al*. (2010), une analyse sommaire des données du 4^{e} inventaire décennal permet de constater que les deux types d'érable présents sur le territoire ont été favorisés. En effet, les données de compilation de l'inventaire permettent de constater qu'environ 19 % des placettes échantillons temporaires du territoire seraient actuellement dominées par les érables. Cette dominance est séparée à peu près à parts égales entre l'érable à sucre et l'érable rouge. Les données de la forêt préindustrielle tirées de l'étude d'Arsenault *et al.*

(2010) montrent une dominance de 7,9 % pour les érables. Ainsi, on peut en juger que l'érable à sucre a augmenté, tout comme l'érable rouge.

L'augmentation de l'érable à sucre est un phénomène généralisé dans le nord-est de l'Amérique du Nord, notamment dans la zone de la forêt feuillue du sud du Québec (Cogbill *et al*., 2002; Boucher *et al*., 2006, 2009). Le même phénomène a d'ailleurs été observé au Bas-Saint-Laurent dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune. L'autécologie de l'espèce peut nous permettre de comprendre de quelle manière elle a été favorisée par l'aménagement forestier (*voir* Beaudet et Messier, 1997; Gasser *et al.*, 2010).

L'érable à sucre connaît de bonnes années semencières aux 2 à 7 ans. Sa distance maximale de dispersion des semences est d'environ 100 m. Quoique les graines constituent une source de nourriture pour les petits mammifères, elles ont un taux de germination généralement très élevé. Elles s'établissent bien sur une multitude de sols, incluant les litières épaisses résineuses ou feuillues et autres sols non perturbés. D'ailleurs, certaines études tendent à démontrer que l'érable à sucre se régénère plus facilement sur sol non perturbé (Nolet *et al.*, 2000; Gasser *et al.*, 2010). Il requiert tout de même un certain minimum de fertilité. Comme le sapin baumier, il constitue souvent une banque de semis abondante sous le couvert forestier. Ceux-ci réagissent généralement bien à l'ouverture du couvert, quoiqu'une ouverture trop brusque puisse entraîner beaucoup de mortalité par stress hydrique. L'érable à sucre est longévif et très tolérant à l'ombre. Conséquemment, il peut subir plusieurs périodes d'oppression sans problème. Comme bien d'autres essences, il est susceptible au broutement par le cerf de Virginie.

Selon Doyon et Bouffard (2009), la versatilité écologique de l'érable à sucre lui permet de profiter de perturbations et d'ouvertures variées. Sous les effets de l'aménagement forestier, l'espèce en serait venue à occuper des sites qui, dans un régime de perturbations naturelles, sont plus favorables à d'autres essences. En citant les travaux de plusieurs auteurs, Boucher *et al.* (2006) stipule que plusieurs caractéristiques de l'érable à sucre expliquent son opportunisme. Ces facteurs sont sa capacité de régénération sur des sites variés, son aptitude à maintenir une banque de semis dense, sa forte tolérance à l'ombre et sa croissance rapide dans les ouvertures. Dupuis *et al.* (2011) mentionnent en plus son taux de germination élevé.

Selon Boucher *et al.* (2006) et Boulanger *et al.* (2010), les coupes sélectives et à diamètre limite visant les conifères aux XIX^{e} et XX^{e} siècles auraient parfois avantagé les feuillus opportunistes comme l'érable à sucre. L'élimination des gros semenciers résineux, de même que l'absence de perturbation causée par les coupes d'hiver peuvent expliquer ce phénomène.

Les coupes totales de la deuxième moitié du XX^{e} siècle, qui étaient pratiquées à l'année longue à l'aide de machinerie, auraient eu un effet négatif beaucoup plus prononcé sur la régénération préétablie des peuplements résineux. Ainsi, elles seraient la principale cause du remplacement du résineux par des feuillus, notamment par l'érable à sucre. Brisson *et al.* (1988) expliquent qu'effectivement, l'érable à sucre peut coloniser les sites de coupes totales, et ce, sans même la présence d'une bonne régénération préétablie. Ces auteurs ont observé que l'apport de semences à partir de l'extérieur du parterre de coupe assure parfois la régénération en érable à sucre, la régénération préétablie montrant beaucoup de mortalité suite à l'ouverture du couvert.

Pour ce qui est du jardinage, qui avantage les essences tolérantes à l'ombre, cette technique relativement récente a fort probablement contribuée elle aussi à augmenter la proportion d'érable à sucre. Une étude de Gasser *et al.* (2010) a démontré que l'érable à sucre se régénère particulièrement bien dans les petites trouées (< 300 m^2). Les résultats de Nolet *et al.* (2000) indique que le jardinage par pied d'arbre a probablement permis le maintien ou la hausse de l'érable à sucre, alors que le jardinage par trouées semble moins efficace en ce sens.

Boucher *et al.* (2006) mentionnent qu'en plus, les coupes de récupération après la dernière épidémie de TBE, de même que les chablis après coupe, peuvent expliquer en partie le succès de l'érable à sucre.

La suppression des feux peut aussi avoir permis à l'érable à sucre de dominer à plusieurs endroits. Entres autres, Bouchard *et al.* (2010) indiquent que sans feu, les chênaies rouges se font souvent envahir par l'érable à sucre.

De plus, l'exploitation acéricole, très répandue sur le territoire privé, est souvent accompagnée de la coupe des essences compagnes dans le but d'augmenter le nombre d'entailles (Bélanger, 1998). Ainsi, la proportion d'érable à sucre a été influencée à la hausse.

6.4.10. Augmentation des feuillus de lumière

Selon Arseneault (2010), le peuplier faisait partie de 9,7 % des peuplements à l'époque préindustrielle. Il est maintenant observé dans 28,0 % des parcelles échantillons temporaires, soit presque trois fois plus. Les peupleraies constituent aujourd'hui environ 6,6 % des peuplements alors que ce pourcentage était de 1,1 % au XIX^{e} siècle. Pour ce qui est du bouleau blanc, sa présence a aussi augmenté, passant de 31,2 à 66,4 %. Le bouleau blanc a surtout connu une hausse en tant qu'espèce compagne. Tel qu'expliqué dans la section précédente traitant de l'érable à sucre, quoique les érables ne soient pas différenciés dans les résultats d'Arseneault et *al.* (2010), les données de compilation du 4^{e} inventaire décennal nous permettent de constater qu'il existe clairement une hausse de la dominance de l'érable rouge depuis l'époque préindustrielle. Tout porte à croire que l'essence est aussi plus abondante en tant qu'espèce compagne.

Depuis la colonisation, l'historique de coupe dans la région a eu pour effet d'augmenter fortement l'abondance de ces espèces pionnières. Ce phénomène d'augmentation des feuillus de lumière est répandu en forêt feuillue et mélangée au Québec (Boucher *et al.*, 2006). En effet, l'augmentation de la lumière disponible suite aux ouvertures du couvert causées par les coupes fréquentes a favorisé les espèces pionnières. Ces espèces sont le peuplier (le tremble surtout), le bouleau blanc et l'érable rouge qui, malgré sa tolérance à l'ombre, est fréquent en début de succession. Ces ouvertures du couvert auraient aussi favorisé certaines espèces arbustives qui peuvent retarder le retour de la strate arborescente, comme l'érable à épis.

Selon Boucher *et al.* (2006), plusieurs caractéristiques ont permis aux essences de lumière de profiter des conditions créées par les coupes forestières. Celles-ci sont leur production abondante de graines, leur croissance rapide, leur grande capacité de drageonnement suite à une perturbation (surtout le peuplier et l'érable rouge), leur capacité à se développer sur des sites très variés

(érable rouge), leur tolérance à l'ombre (érable rouge) et leur capacité de dispersion des graines sur une grande distance (peuplier).

Le régime de perturbations anthropiques depuis le début de la période industrielle en Chaudière-Appalaches est différent en sévérité et en fréquence comparativement à la forêt naturelle. Tel que mentionné précédemment, le régime de perturbations qui prédominait naturellement dans la région en était un de petites trouées où le renouvellement de la canopée s'effectuait à un rythme généralement faible d'environ 1,24 % par année (Doyon et Bouffard, 2009). Les feuillus de lumière nécessitant une luminosité élevée pour compléter leur développement, ces derniers étaient désavantagés par un tel régime. En effet, selon Bouchard *et al.* (2010), plus l'ouverture du couvert est importante, plus le risque d'envahissement par ces feuillus est élevé. La capacité de drageonnement des feuillus intolérants est aussi favorisée par de grandes ouvertures (Prévost et Pothier, 2003). La faible occurrence d'espèces pionnières dans la forêt préindustrielle s'expliquait donc par le peu de perturbations sévères (Boulanger et *al.*, 2010) ou, dans une moindre mesure, intermédiaires.

Or, les ouvertures créées par de nombreuses coupes forestières pratiquées depuis l'époque préindustrielle ressemblent beaucoup plus à celles des perturbations intermédiaires (coupes partielles) et catastrophiques (coupes totales) qu'au régime de trouées. Même le jardinage par pied d'arbre, qui est probablement la technique utilisée qui limite le plus l'apport de lumière au sol, entraîne une ouverture ponctuelle d'environ 30 % du couvert, ce qui est beaucoup plus élevé que la moyenne du régime de trouées (Doyon et Bouffard, 2009). Les coupes à diamètre limite, en forêt publique, impliquaient aussi un taux de prélèvement élevé comparativement au régime de trouées (Anger *et al.*, 2005).

Bouchard *et al.* (2010) décrivent un autre aspect du phénomène d'enfeuillement applicable au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. En conditions naturelles, les peuplements mixtes ou résineux avaient tendance à former, avec le temps, une régénération abondante d'espèces tolérantes à l'ombre sous couvert. Une ouverture du couvert dominant causée par une perturbation (généralement une épidémie de TBE) permettait généralement de libérer la régénération préétablie et assurait ainsi le retour en espèces tolérantes. Cependant, les courtes rotations de coupes forestières ne permettent pas toujours l'établissement de cette régénération avancée sous couvert. Ainsi, après la récolte, ces sites où la régénération est déficiente sont souvent envahis d'espèces de lumière à croissance rapide. Malgré que Bouchard *et al.* (2010) parlent plus spécifiquement de la sapinière à bouleau jaune, ils stipulent que le problème d'envahissement par les feuillus de lumière est aussi présent dans les domaines de l'érablière mais serait plutôt dû à des récoltes répétitives ayant produits de trop grandes ouvertures et au défrichage des terres.

Avant que la suppression des feux ne devienne très efficace, il est possible que les nombreux feux d'abattis causés par la colonisation et l'exploitation intensive du territoire aient aussi contribué à faire augmenter les proportions de ces feuillus dans le paysage (Boulanger *et al.*, 2010). En effet, comme mentionné précédemment, les bouleaux blancs et les peupliers ont tendance à coloniser les brûlis (Lorimer et White, 2003; Barrette et Bélanger, 2007). Bien que, dans les dernières décennies, la suppression intensive des feux de forêt sur le territoire annule cet avantage, il est possible que la hausse d'abondance des espèces de lumière causée par les feux d'abatis du passé soit encore perceptible aujourd'hui. En l'absence de feu, ces espèces ont peut-être persisté dans

les peuplements grâce à leur capacité de drageonnement après coupe et leur bonne production de semences. De plus, Abrams (1998) stipule que les feux agissaient probablement à titre d'agent régulateur des populations d'érables rouges et que leur suppression a permis à l'espèce d'envahir certains peuplements comme les chênaies et les pinèdes. Les changements apportés au cycle de feu naturel par les activités anthropiques ont donc pu influencer l'abondance des feuillus de lumière de plusieurs manières.

6.4.11. Enfeuillement général

Dans la forêt tempérée du Québec, la hausse d'abondance de plusieurs espèces feuillues se répercuterait à l'échelle du paysage par une évolution de peuplements résineux en peuplement mixtes et par des peuplements mixtes qui deviennent feuillus (Doyon et Bouffard, 2009). On peut vérifier la présence de ce phénomène sur le territoire en comparant les données du couvert forestier préindustriel à celles des derniers inventaires décennaux.

Le travail de Boucher *et al*. (2011) constitue une bonne source d'information en ce qui concerne les types de couvert de la forêt préindustrielle. Ce travail fait une synthèse des résultats des études ayant abordé le sujet pour chaque unité homogène du Québec. Le tableau suivant présente les résultats par unité homogène et par domaine bioclimatique correspondant.

Tableau 19 Proportion de chaque type de couvert forestier de la forêt préindustrielle par domaine bioclimatique

Unité homogène	Domaine bioclimatique	Couvert (%)		
		Résineux	Mélangé	Feuillu
FOTt	Érablière à tilleul	ND	ND	ND
FOJt	Érablière à bouleau jaune	25	65	10
MEJt	Sapinière à bouleau jaune	65	30	5

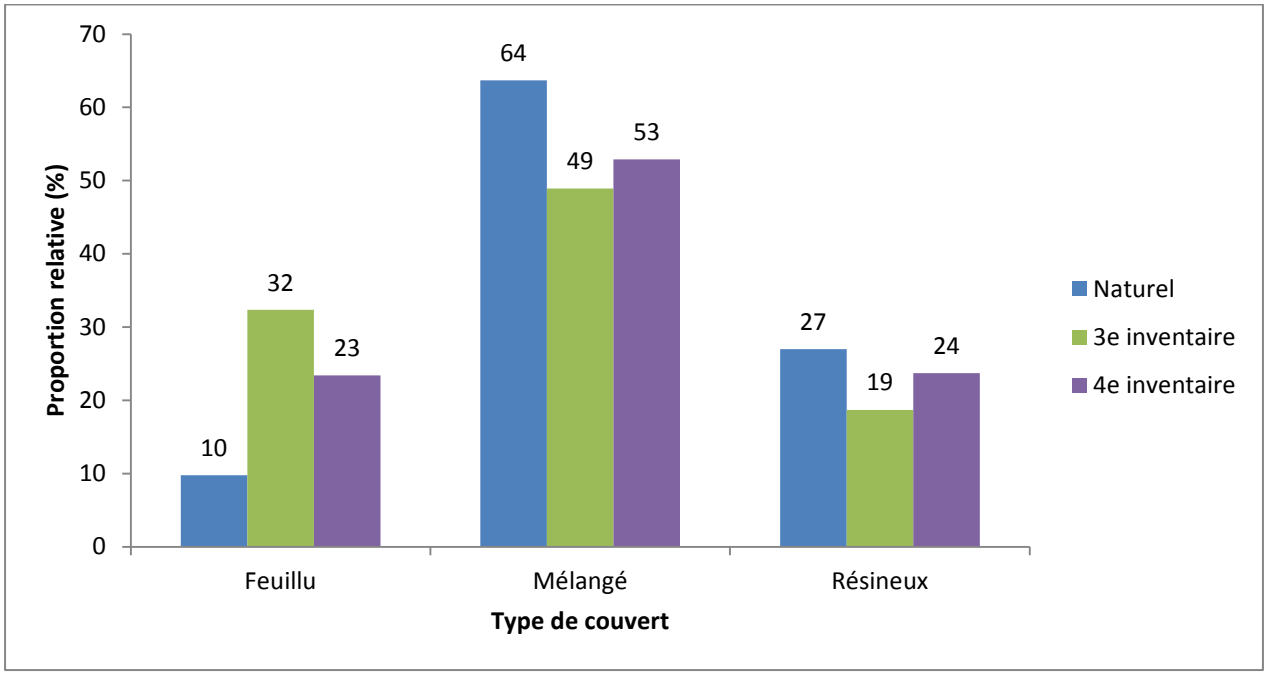
Source : Boucher *et al.*, 2011

Comme pour la composition forestière, aucune donnée détaillée n'est disponible pour l'érablière à tilleul. Selon Boucher *et al.* (2008), les basses-terres de la forêt préindustrielle sont généralement occupées par des résineux en raison de drainage d'air froid combiné à une humidité du sol plus élevée. On peut poser l'hypothèse que le domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul présentait une plus forte proportion de peuplements résineux que l'érablière à bouleau jaune, qui présente un climat semblable mais un relief plus accidenté.

Les données du 1er inventaire ne sont pas détenues par l'AMVAP, tout comme les données préindustrielles spécifiques à l'érablière à tilleul qui ne sont pas disponibles. De plus, il nous est impossible de ventiler les données du 2^{e} inventaire par domaine bioclimatique. Pour ces raisons, les données du graphique suivant présentent les résultats en ne considérant que les 3^{e} et 4^{e} inventaires décennaux des domaines de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune, en tenant compte de leur importance respective sur le territoire. Les superficies des

inventaires pour lesquelles aucun type de couvert n'est défini sont exclues de l'analyse. Seule la tenure privée est considérée.

Figure 4 Comparaison des types de couverts naturels et actuels



On constate que le problème d'enfeuillement semble bien présent sur le territoire. Il est surtout marqué pour le couvert mélangé, qui est considérablement plus bas que la proportion naturelle théorique, au bénéfice du couvert feuillu. La comparaison des données des 3e et 4e inventaires portent à croire que la situation s'améliore. En effet, d'un décennal à l'autre, tous les types de couvert se rapproche de leur proportion naturelle théorique. Toutefois, il faut considérer que le 3e inventaire a été effectué peu de temps après une épidémie de TBE, ce qui a probablement eu pour effet d'augmenter la proportion de peuplement feuillus et de diminuer celle de peuplements mixtes et résineux. Les écarts observés entre les 3e et 4e inventaires pourraient donc être dus à un intervalle de temps variable entre la prise de données et la dernière épidémie. Il est cohérent que plus le temps s'écoule suite à une épidémie de TBE, plus les proportions de peuplements mixtes et résineux augmentent sur le territoire. Les résultats ne reflètent donc pas nécessairement une amélioration au niveau de l'aménagement forestier en ce qui a trait à la problématique de l'enfeuillement.

Il est aussi important de spécifier que, selon les données cartographiques du 4e inventaire décennal, environ 15 % des peuplements résineux sont des plantations. Ainsi, bien que les proportions actuelles et naturelles de peuplements résineux soient semblables, bon nombre des peuplements résineux actuels présentent des caractéristiques écologiques très différentes des peuplements naturels. Le phénomène est beaucoup moins présent dans le cas des peuplements mixtes (2 % de plantation) et feuillus (proportion négligeable de plantation), qui sont en fait constitués principalement de plantations résineuses envahies par du feuillu.

Le phénomène d'enfeuillement à l'échelle du paysage est le résultat de l'augmentation de l'érable à sucre et des feuillus de lumière. Les causes pouvant expliquer le phénomène sont multiples. Elles incluent l'exploitation ciblée des résineux, les coupes inadaptées au maintien de plusieurs résineux, l'aménagement acéricole de même que les changements apportés au cycle de feu. Elles sont détaillées dans les sections 6.4.8. et 6.4.9.

6.4.12. Implantation d'espèces exotiques ou génétiquement exotiques

À l'échelle provinciale, l'utilisation d'espèces arborescentes exotiques ou d'espèces arborescentes hybrides (essence dont la génétique est à la fois indigène et exotique) à fort rendement sylvicole a soulevé de nombreuses questions inhérentes à l'envahissement et à la dispersion de gènes exotiques en forêt naturelle. En effet, l'introduction de telles espèces peut représenter une menace pour la biodiversité ainsi que pour la pérennité des écosystèmes si une homogénéisation des peuplements forestiers en résulte. En plus des répercutions écologiques possibles, ces espèces introduites en milieu forestier peuvent avoir des effets sur l'intégrité génétique des espèces indigènes (introgression de gènes) et sur la propagation de pathogènes (Varady-Szabo *et al*., 2008).

Pour les espèces forestières qui s'établissent par reproduction sexuée (par graines), une espèce est considérée comme envahissante lorsqu'elle est naturalisée et qu'elle produit une régénération naturelle abondante, observée à plus de 100 m des semenciers en moins de 50 ans et qui a alors le potentiel de se répandre sur une superficie considérable (Richardson *et al.*, 2000). Pour les espèces qui se reproduisent de manière asexuée (par rejets de souches, par rhizomes, par drageonnement, etc.), ces dernières doivent produire une descendance viable à une distance de plus de 6 m en trois ans ou moins (Richardson *et al*., 2000).

Sur le territoire de l'AMVAP, l'introduction d'espèces exotiques ou génétiquement exotiques dans la mosaïque forestière naturelle s'est faite via la mise en place de plantations.

6.4.12.1. Peuplier et mélèze hybride

Depuis la fin des années 90, le reboisement en peuplier hybride a pris de l'importance notamment en raison des besoins en matière ligneuse et de l'augmentation de la consommation annuelle de peuplier faux-tremble (Gagné, 2010a). Cette essence hybride est issue de croisements entre différentes espèces de peuplier qui ont été effectués par la Direction de la recherche forestière du MRN afin de créer des clones bien adaptés aux conditions qui prévalent dans les différentes régions du Québec (Gauthier, 2008). Le peuplier hybride peut être cultivé avec succès dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune (Gauthier, 2008) et se classe devant toutes les espèces résineuses plantées au Québec en ce qui a trait au rendement (Ménétrier, 2008).

Les espèces de peuplier sont regroupées dans six sections botaniques distinctes dont les peupliers noirs (*Aigeiros*), les peupliers baumiers (*Tacamahaca*) et les trembles (*Leuce* ou *Populus*). Puisque les peupliers de la section *Leuce* ne se croisent pas naturellement avec les espèces des autres sections botaniques, les peupliers hybrides (section *Aigeiros* ou *Tacamahaca*) plantés sur le territoire des Appalaches ne peuvent se croiser avec le peuplier faux-tremble ni avec le peuplier à grandes dents qui se trouvent dans nos forêts naturelles (Gagné, 2010b). En plus de

cette barrière reproductive sexuée, à ce jour, aucune observation ne démontre qu'il y ait un risque d'envahissement par le drageonnement des plantations de peuplier hybride (Gagné, 2010b).

Dans le programme d'amélioration génétique des mélèzes au Québec, on utilise seulement deux espèces parentales, soit le mélèze du Japon et le mélèze d'Europe. Le mélèze laricin, espèce indigène au Québec, n'est pas utilisé dans les croisements interspécifiques afin de conserver la barrière reproductive qui existe entre ce mélèze et les mélèzes exotiques. Dans le cas des mélèzes, l'hybridation naturelle est freinée par les mêmes types de barrières reproductives observées chez les peupliers (Gagné, 2010b).

6.4.12.2. Épinette de Norvège

Au Québec, les premières plantations d'épinettes de Norvège ont été établies au début du XX^{ème} siècle (MacArthur, 1964). À l'échelle mondiale, plusieurs cas de naturalisation de l'épinette de Norvège ont été rapportés (Australie, Europe, États-Unis, etc.), mais aucun cas d'invasion n'a été recensé (Richardson et Rejmanek, 2004). En 2008, en Gaspésie, la présence de régénération naturelle de l'espèce a été observée à l'intérieur et en bordure immédiate d'une plantation (Gasser *et al.*, 2008). Mottet *et al.* (2010) ont récemment démontré que la régénération naturelle de l'épinette de Norvège se situe principalement à l'intérieur des plantations et dans leur bordure immédiate et qu'aucune épinette de Norvège ne se trouve à des distances de 50 et 100 m des plantations. Ces résultats permettent ainsi de conclure que l'épinette de Norvège ne démontre pas de caractère envahissant au Québec. Il est cependant à noter que la région des Appalaches n'a pas été considérée dans leur étude. Finalement, bien que cette espèce puisse se naturaliser dans les forêts naturelles, l'épinette de Norvège ne peut s'hybrider avec les épinettes indigènes du Québec (Mottet *et al.*, 2011).

Le reboisement des forêts privées en épinette de Norvège a connu un franc succès, particulièrement à la fin des années 80, en raison de sa facilité à s'adapter aux conditions édaphiques québécoises ainsi qu'à sa croissance rapide et sa grande productivité (Daoust, 2004; Lavallée, 2010). Avec cet apogée de popularité de l'épinette de Norvège est venue une problématique à l'échelle provinciale; le charançon du pin blanc. L'émergence du charançon dans les plantations d'épinette de Norvège a entraîné une diminution de l'attrait envers cette espèce arborescente (Lavallée, 2010). Cet insecte cause la mortalité de la flèche terminale de l'arbre qui peut causer une réduction de la croissance en hauteur et des déformations de la tige. Cependant, l'impact de ces dégâts sur le rendement en sciage et les propriétés du bois est généralement négligeable sur les sites productifs (Mottet et Daoust, 2007).

6.4.12.3. Pin sylvestre

Le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) est une essence de conifère qui a l'une des distributions les plus étendues. En effet, son aire naturelle de distribution s'étend de l'ouest de l'Écosse à l'est de la Sibérie et du nord de la Scandinavie au sud de l'Espagne. C'est également l'une des premières espèces arborescentes européennes qui a été introduite en Amérique du Nord.

Le pin sylvestre est naturalisé à une vaste échelle et a des tendances envahissantes. Cette essence est aussi vulnérable aux invasions d'insectes et de maladies et peut-être une source de transfert de

certains déprédateurs sur des essences indigènes de valeur commerciale (CRPPF et MRNO, 2006).

Sur le territoire de l'Agence, aucune plantation de pin sylvestre n'a été établie depuis 1991. Ce phénomène peut entre autres être expliqué par un marché limité ainsi que la variation dans la forme et la taille de chaque arbre. De plus, la variabilité du volume de bois accessible contenu dans une plantation peut avoir influencé la valeur commerciale du pin sylvestre (CRPPF et MRNO, 2006).

6.4.12.4. Nerprun (bourdaine et cathartique)

Originaire d'Europe, de l'ouest de l'Asie et de l'Afrique du Nord, le nerprun a probablement été introduit en Amérique du Nord avant le XIX^{ème} siècle pour l'horticulture. Ce n'est que vers la fin du XIX^{ème} siècle qu'il s'est répandu dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Union Saint-Laurent – Grands Lacs, 2009a). Le nerprun préfère les milieux humides (nerprun bourdaine) et les sols saturés d'eau (marais, tourbières, forêts), mais il peut aussi être observé dans certains milieux secs, à la lisière des boisés, dans les prairies et dans les forêts naturelles. Le nerprun est surtout abondant dans certaines zones urbaines, mais il se propage maintenant en périphérie. Par exemple, son effet envahissant a été constaté dans les forêts du Mont-Royal et menace l'intégrité de l'écosystème forestier du parc montréalais. La situation est encore plus critique dans le sud de l'Ontario (Union Saint-Laurent – Grands Lacs, 2009a). De plus, le caractère envahissant du nerprun a été constaté dans certaines plantations des cantons de l'est. En effet, la tolérance à l'ombre, la croissance rapide, la haute capacité photosynthétique ainsi que la tolérance à une large gamme de conditions d'humidité du sol confèrent au nerprun un avantage compétitif dans les environnements qu'il envahit (Knight *et al*., 2007). Ces caractéristiques ont pour effet de nuire à la croissance et à la survie des plantules et peut mener à un arrêt de la régénération des espèces arborescentes (Fagan et Peart, 2004). Bien que les envahissements soient plutôt localisés, plusieurs indices portent à croire que l'espèce est en cours d'expansion (Union Saint-Laurent – Grands Lacs, 2009b).

6.4.13. Hausse du cerf de Virginie

La hausse du cerf de Virginie est traitée dans la section portant sur la composition forestière étant donné l'impact négatif que l'animal peut avoir sur la régénération de plusieurs essences.

Le cerf de Virginie est une espèce qui a bénéficié des modifications apportées aux écosystèmes depuis l'arrivée des premiers colons (Rooney, 2001). L'ouverture du couvert forestier sous l'effet de l'agriculture et de l'exploitation forestière, la diminution draconienne des populations de prédateurs, un meilleur encadrement de la chasse au cerf et le réchauffement du climat sont des facteurs qui ont contribué à l'expansion et à l'augmentation des populations de cerfs en Amérique du Nord.

Au Québec, le cerf de Virginie est à la limite nord de son aire de répartition, car la profondeur du couvert de neige en hiver est un facteur très limitant pour lui. Les populations de cerfs se retrouvent donc majoritairement au sud du fleuve Saint-Laurent. Depuis une trentaine d'années, suite à une série d'hivers moins rigoureux et à un régime de chasse particulier, le cerf a connu une forte croissance dans le sud du Québec. Au début des années 1990, la récolte de cerfs a

atteint des records historiques jamais égalés (Huot et Lebel, 2012). En 2000, on dénombrait plus de 285 000 cerfs dans le Québec continental et dans certains secteurs, les densités ont dépassé la capacité de support du milieu et les limites de l'acceptabilité sociale des citoyens.

Des densités élevées de cerfs peuvent avoir des conséquences importantes sur la composition forestière. Dans certaines régions des États-Unis, où les densités de cerfs sont beaucoup plus élevées, une raréfaction de la pruche et du thuya occidental a été observée (Rooney, 2001) ainsi qu'une diminution des herbacées et arbustes dans le sous-étage forestier. Cette raréfaction se fait au profit des graminées, fougères et mousses. Sur l'île d'Anticosti, où la densité de cerfs dépasse les 20 individus/km^2, une disparition presque complète du cornouiller stolonifère, de l'if du Canada et de l'érable à épis a été constatée (Tremblay *et al.*, 2007), tandis que la régénération du sapin et des essences feuillues est sérieusement compromise. Pour l'ensemble du Québec, Boucher *et al.* (2004) ont associé à une augmentation de la densité de cerfs une diminution de la biomasse des herbacées inférieures à 30 cm, des gaulis de décidues, des buissons de moins de 50 cm, du thuya occidental et d'un regroupement de résineux composé du sapin, de la pruche et de l'if du Canada. De façon générale, une forte densité de cerfs est donc associée à une diminution du couvert latéral bas (Collard *et al.*, 2010) et à une diminution de la régénération forestière de certaines essences, pouvant, à long terme, modifier la composition et la structure de nos forêts (Boucher *et al.*, 2004).

Par ailleurs, le cerf demeure à la limite nord de son aire de répartition au Québec. Ses densités sont régulées par les hivers rigoureux et les efforts de chasse sur le territoire de la Chaudière-Appalaches. Par exemple, les densités de cerfs de la région ont considérablement baissées suite aux hivers rigoureux de 2001 et 2008. Elles sont donc fluctuantes.

En s'ajustant en fonction des conditions climatiques, l'objectif du *Plan de gestion du cerf de Virginie, 2010-2017*, du MRN est de stabiliser les populations de cerfs du Québec à une densité optimale, qui respecte la capacité de support des habitats et l'acceptabilité sociale des citoyens. À partir de la gestion des permis de chasse en particulier, le ministère propose de contrôler les densités de cerfs aux environs de 5 cerfs/km^2, ce qui respecte les recommandations de la littérature pour le maintien de la biodiversité dans les forêts du sud du Québec (Huot et Lebel, 2012).

Ainsi, sur le territoire à l'étude, la gestion du cerf s'effectue principalement selon deux zones de chasse : la zone 3 est et 3 ouest. La zone 3 est, située à l'est de Montmagny et de Lac-Etchemin, présente une abondance de cerfs faible, la densité moyenne se situant aux alentours de 2 cerfs/km^2. Outre quelques rares exceptions, le cerf a vraisemblablement peu d'impact sur son habitat dans cette zone. La zone 3 ouest affiche généralement une densité avoisinant les 5 cerfs/km^2, soit la limite pour le maintien de la biodiversité. Il est donc probable que des problèmes de régénération soient plus répandus dans cette zone.

Par ailleurs, ces densités étant des moyennes par zones de chasse, plusieurs secteurs à plus fine échelle supportent des densités de cerfs supérieures à 5 cerfs/km^2. Dans ces secteurs, le cerf a un impact plus ou moins important sur le milieu forestier, en relation directe avec les densités présentes.

Les aires de confinement (ravages), par exemple, présentent des densités pouvant atteindre jusqu'à 40 cerfs/km^2 en hiver, dans les situations extrêmes. Dans certains ravages, les peuplements forestiers sont affectés de façon incontestable. Les arbres et arbustes sont broutés intensivement. Certaines essences, comme le thuya occidental et l'if du Canada, sont particulièrement affectées et la régénération forestière est parfois compromise (Huot et Lebel, 2012). En Chaudière-Appalaches, ces impacts sont localisés.

En définitive, bien que l'abondance de cerfs sur le territoire soit contrôlée et maintenue à une densité générale qui respecte la capacité de support du milieu, les cerfs peuvent se concentrer dans certains secteurs et avoir un impact sur le milieu forestier. S'il est difficile de mesurer la contribution du cerf aux modifications de la composition et de la structure de nos forêts, il peut assurément compromettre certains efforts de rétablissement. La régénération du thuya, de la pruche et de certaines essences feuillues serait à surveiller en lien avec la présence du cerf.

6.5. Modification de l'organisation spatiale des forêts

L'organisation spatiale des peuplements dans le paysage est directement liée aux perturbations et aux caractéristiques des sites (altitude, drainage, orientation de la pente, etc.). Elle constitue un autre facteur de la diversité biologique globale d'un territoire qui est susceptible de changer avec l'intervention de l'homme. Aujourd'hui, l'aménagement forestier influence autant l'organisation spatiale de la forêt que les perturbations naturelles et les caractéristiques du milieu physique. L'influence humaine se traduit généralement par un rajeunissement de la forêt. On observe aussi le morcellement progressif du territoire forestier causée par le défrichage à des fins agricoles, l'urbanisation et le développement du réseau de transport. En conséquence, les grands massifs de vieilles forêts se raréfient et la connectivité entre les écosystèmes forestiers est compromise.

6.5.1. Stades de développement de la forêt

Le travail de Boucher *et al*. (2011) établit une structure d'âge pour chaque unité homogène basée sur des simulations utilisant les cycles de retour préalablement déterminées de chaque type de perturbations catastrophiques. Le modèle utilisé est disponible en ligne (MRNF, 2011). On peut donc y ajouter les valeurs trouvées pour la TBE et le feu pour les unités homogènes d'érable à sucre et tilleul typique (FOTt) et d'érable à sucre et bouleau jaune typique (FOJt) afin d'obtenir une répartition des classes d'âge théorique de la forêt naturelle. Les résultats sont présentés au tableau suivant.

Tableau 20 Structure d'âge théorique de la forêt naturelle

Unité homogène	Domaine bioclimatique	Classes d'âge (%)			
		Régénération	Intermédiaire	Vieux	Très vieux
		Érablières : 0-10 ans	11 à 100 ans	> 100 ans	> 200 ans
		Sapinière : 0-15 ans	16 à 80 ans	> 80 ans	> 200 ans
FOTt	Érablière à tilleul	2	17	81	66
FOJt	Érablière à bouleau jaune	2	17	81	66
MEJt	Sapinière à bouleau jaune	5	21	74	49

Source : Adapté de Boucher *et al*., 2011.

Comme on peut le constater, le paysage forestier préindustriel était composé en majorité de vieux peuplements, une forte proportion de ceux-ci étant très vieux. Les peuplements au stade intermédiaire représentaient environ 17 à 21 % du paysage, alors que les peuplements ayant subi une perturbation catastrophique récente (régénération) sont très peu présents. Ces résultats reflètent bien le régime de perturbation dominé par les petites trouées et les perturbations intermédiaires qui permettent le vieillissement de la forêt. Selon les auteurs, les résultats issus de ces simulations montrent une bonne concordance avec les résultats de structure d'âge des forêts naturelles obtenus par des observations directes (Boucher *et al*., 2011).

Les stades de développement actuels des forêts privées peuvent être tirés directement des données des 2e, 3e et 4e inventaires décennaux. Les résultats par domaine bioclimatique sont présentés dans les graphiques suivants. Les résultats du 2e décennal sont identiques pour tous les domaines étant donné que les données de cet inventaire ne permettent pas une ventilation par domaine bioclimatique. Dans ce cas, l'analyse est donc faite à l'échelle du territoire et les critères de sélection selon l'âge sont ceux des domaines de l'érablière étant donné la faible proportion que représente la sapinière à bouleau jaune. Les très vieux peuplements (> 200 ans) ne sont pas présentés spécifiquement étant donné que les classes d'âge utilisées dans les inventaires ne permettent pas une telle précision. À noter que le stade de développement « régénération » inclut les friches reboisées. On estime que ces friches représentent presque 5 % du territoire.

On constate que les proportions sont relativement semblables entre les différents domaines bioclimatiques. La proportion de peuplements en régénération tend à se maintenir ou augmenter. Le stade « intermédiaire » tend à baisser graduellement et le stade « vieux » tend à augmenter. Les différences importantes qui existent entre le 2e et le 3e inventaire reflètent possiblement un changement dans la manière de déterminer les classes d'âge d'un inventaire à l'autre. L'historique de l'aménagement forestier et des autres perturbations sur le territoire ne permet pas d'expliquer des changements aussi important dans les proportions relatives des stades de développement en un laps de temps aussi court.

Quoiqu'il en soit, les résultats nous indiquent une surreprésentation importante des peuplements aux stades « régénération » et « intermédiaire » jumelée à un manque de vieilles forêts, tel qu'il avait été démontré dans la section 6.1.1. Cette réorganisation des stades de développement de la forêt est principalement due à l'exploitation forestière depuis le XIXe siècle. La pratique des coupes totales sur de courtes rotations explique le rajeunissement général du paysage forestier. Les coupes partielles, qui avaient souvent tendance à récolter les plus gros ou les plus vieux individus, ont aussi probablement contribué à rajeunir la mosaïque forestière malgré la conservation d'un certain couvert forestier. La remise en production de terres défrichées par le passé a aussi participé au phénomène.

Figure 5 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans l'érablière à tilleul

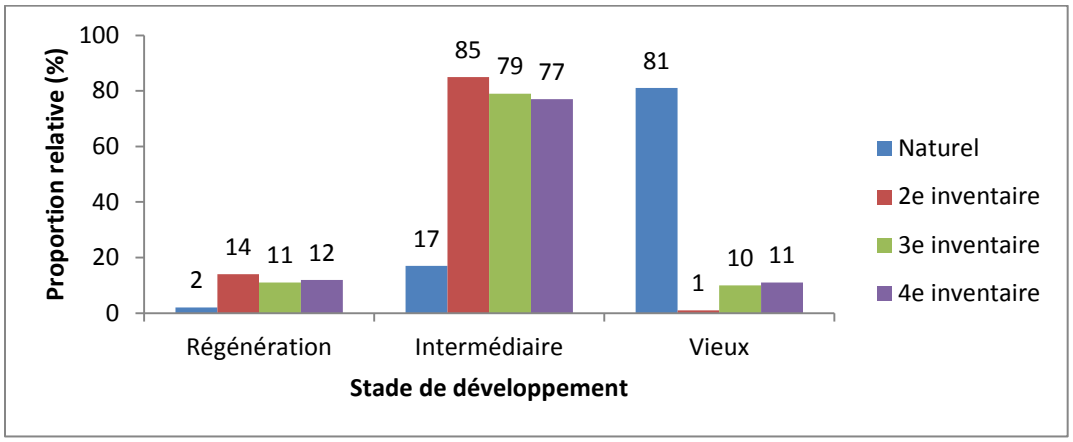


Figure 6 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans l'érablière à bouleau jaune

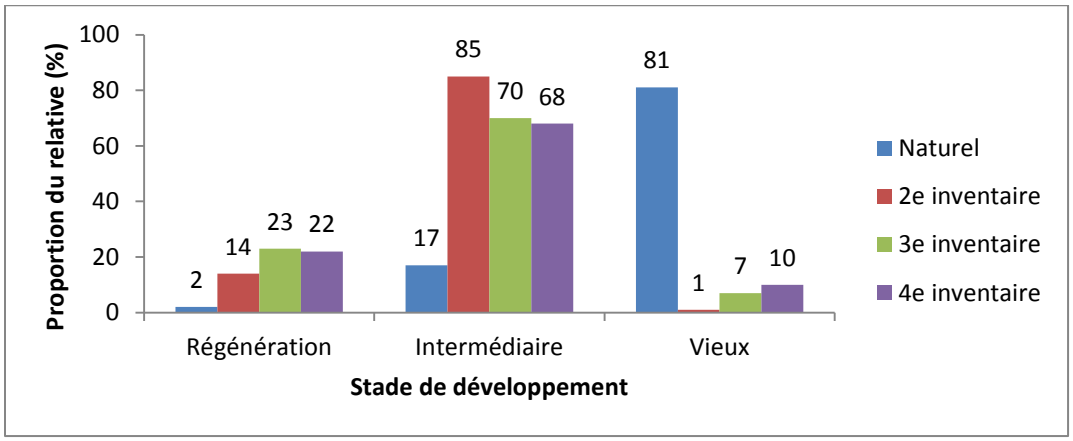
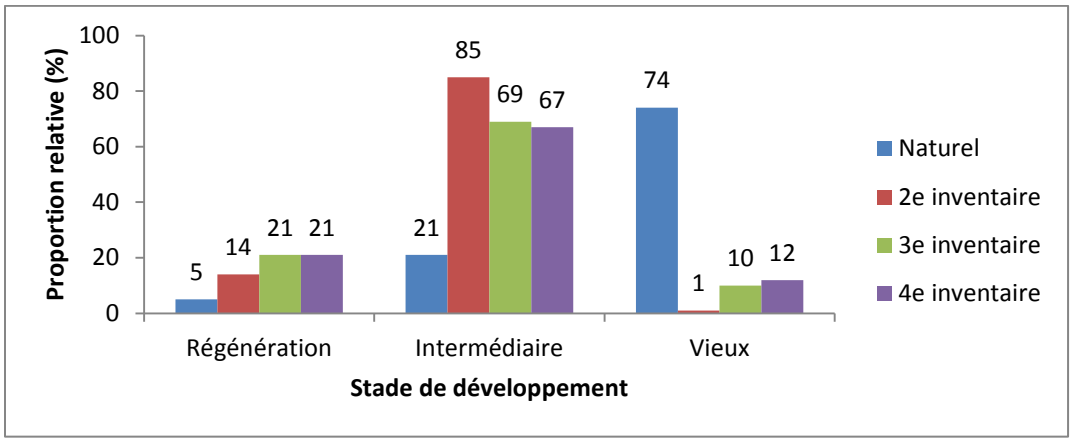


Figure 7 Comparaison des stades de développement naturels et actuels dans la sapinière à bouleau jaune



6.5.2. Forêts d'intérieur

Dans le cadre de ce travail, les forêts d'intérieur sont définies comme les massifs forestiers éloignés des ouvertures permanentes d'origine anthropique. Ces massifs ne présentent pas l'altération des conditions climatiques de la forêt de bordure et subissent une moins forte pression anthropique. Plusieurs espèces végétales et animales ont des exigences d'habitat spécifiques à ces forêts.

Les critères utilisés pour identifier les forêts d'intérieur sont très différents d'un ouvrage à l'autre. En attendant qu'une méthodologie officielle soit reconnue, seuls les critères qui sont communs à la majorité des ouvrages consultés ont été utilisés. Ainsi, dans le cadre de ce travail, les forêts d'intérieurs sont des superficies forestières se trouvant à 200 m de toutes perturbations anthropiques permanentes. Les perturbations considérées correspondent aux codes de terrain suivants du 4^{e} inventaire décennal : A (agricole), AF (terrain agricole localisé dans les secteurs agro-forestiers), ANT (milieu fortement perturbé par l'activité humaine), CU (centre urbain), GR (gravière), LTE (ligne de transport d'énergie), NF (milieu faiblement perturbé par l'activité humaine), RO (emprise de route et autoroute). On ajoute en plus le reste du réseau routier et les chemins forestiers carrossables. Les forêts résiduelles doivent présenter une superficie d'au moins 4 ha pour être considérées.

Avant la colonisation, le territoire n'était pas affecté par les ouvertures anthropiques. En conséquence, selon les critères définis, la totalité de la superficie forestière préindustrielle constituait une forêt d'intérieur. Au fil du temps, les activités anthropiques ont fortement fragmenté le territoire. Le développement urbain, l'exploitation agricole et le développement du réseau routier ont tous contribués à créer des bordures de même qu'à diminuer la quantité de forêts d'intérieur.

La quantité de forêts d'intérieur actuelle est présentée dans le tableau suivant par classes de taille et pour chaque domaine bioclimatique. Les plus grand îlots forestiers présentent une meilleure capacité à supporter une diversité d'espèces (Villard *et al.*, 1999). C'est la raison pour laquelle on présente les superficies de forêts d'intérieur par classes de taille.

Tableau 21 Proportions des forêts d'intérieur actuelles par classes de taille et par domaine bioclimatique

Domaine bioclimatique	Classes de taille (ha)	Superficie ('000 ha)	Proportion de la superficie forestière (%)
Érablière à tilleul	4 à 40	2,2	3,5
	40 à 200	4,9	8,0
	200 et plus	5,6	9,2
	Sous-total	**12,6**	**20,7**
Érablière à bouleau jaune	4 à 40	9,2	2,1
	40 à 200	39,5	9,0
	200 et plus	139,3	31,8
	Sous-total	**188,0**	**42,9**
Sapinière à bouleau jaune	4 à 40	0,4	3,9
	40 à 200	1,5	13,0
	200 et plus	4,1	35,9
	Sous-total	**6,1**	**52,8**
Ensemble du territoire		**207**	**40,5**

Comme on peut le constater, il y a moins de forêts d'intérieur aujourd'hui qu'à l'époque préindustrielle. La situation est particulièrement préoccupante pour le domaine de l'érablière à tilleul, dans lequel les perturbations anthropiques permanentes sont plus denses. Il est difficile de déterminer si ces proportions de forêts d'intérieur sont problématiques étant donné l'absence de cibles officielles ou de consensus scientifique sur les critères à utiliser pour identifier les forêts d'intérieur. De plus, les critères utilisés dans d'autres ouvrages sont généralement plus complexes et plus sévères que ceux définis pour ce travail. Selon le principe de précaution, il est recommandé de considérer la quantité de forêts d'intérieur parmi les enjeux écologiques du territoire.

6.5.3. Connectivité

La connectivité est une mesure de la capacité de déplacement des espèces à l'échelle du paysage. L'organisation spatiale des habitats de chaque espèce faunique donne lieu à des connectivités variables. Aujourd'hui, on s'attend à observer des problèmes de connectivité pour les espèces associées aux forêts matures, étant donné la forte baisse de vieux peuplements depuis l'époque préindustrielle. C'est donc la connectivité de ce type de forêt qui a été évaluée.

L'utilisation des forêts en croissance par les espèces de forêts fermées est documentée (Desrochers, 2011 *dans* Perrotte-Caron et *al.*, 2012). Ainsi, dans le cadre de ce travail, on considère que le territoire forestier, peu importe son stade de développement, permet la connectivité entre les massifs de forêt mature. Dans la forêt naturelle, les seuls terrains non forestiers étaient constitués des cours d'eau majeurs. Il est donc permis d'assumer que les bris de connectivité étaient rares. On peut présumer que le couvert forestier mature était presque entièrement connecté.

Aujourd'hui, le développement urbain et agricole a fragmenté le territoire en créant des milieux non naturels qui peuvent limiter les déplacements des espèces entre les massifs forestiers. La baisse de connectivité qui en résulte peut compromettre le maintien de certaines espèces sur le territoire.

Plusieurs analyses sont proposées dans la littérature afin d'évaluer la connectivité sur le territoire. Toutefois, ces méthodes sont souvent laborieuses ou requièrent des ressources techniques qui ne sont pas à la disposition de l'AMVAP. De plus, comme pour les forêts d'intérieur, les critères utilisés pour définir la connectivité varient beaucoup d'un ouvrage à l'autre. Enfin, l'influence de l'AMVAP et de ses partenaires sur l'enjeu de la connectivité est plutôt restreinte. Pour ces raisons, une analyse plus sommaire a été faite pour deux municipalités, ce qui permet d'avoir une idée générale de l'état de la connectivité sur le territoire. De plus, une analyse plus exhaustive commandée par la Conférence régionale des élus de la Chaudière-Appalaches sera complétée en 2013. Elle fournira une évaluation plus complète de la problématique sur le territoire.

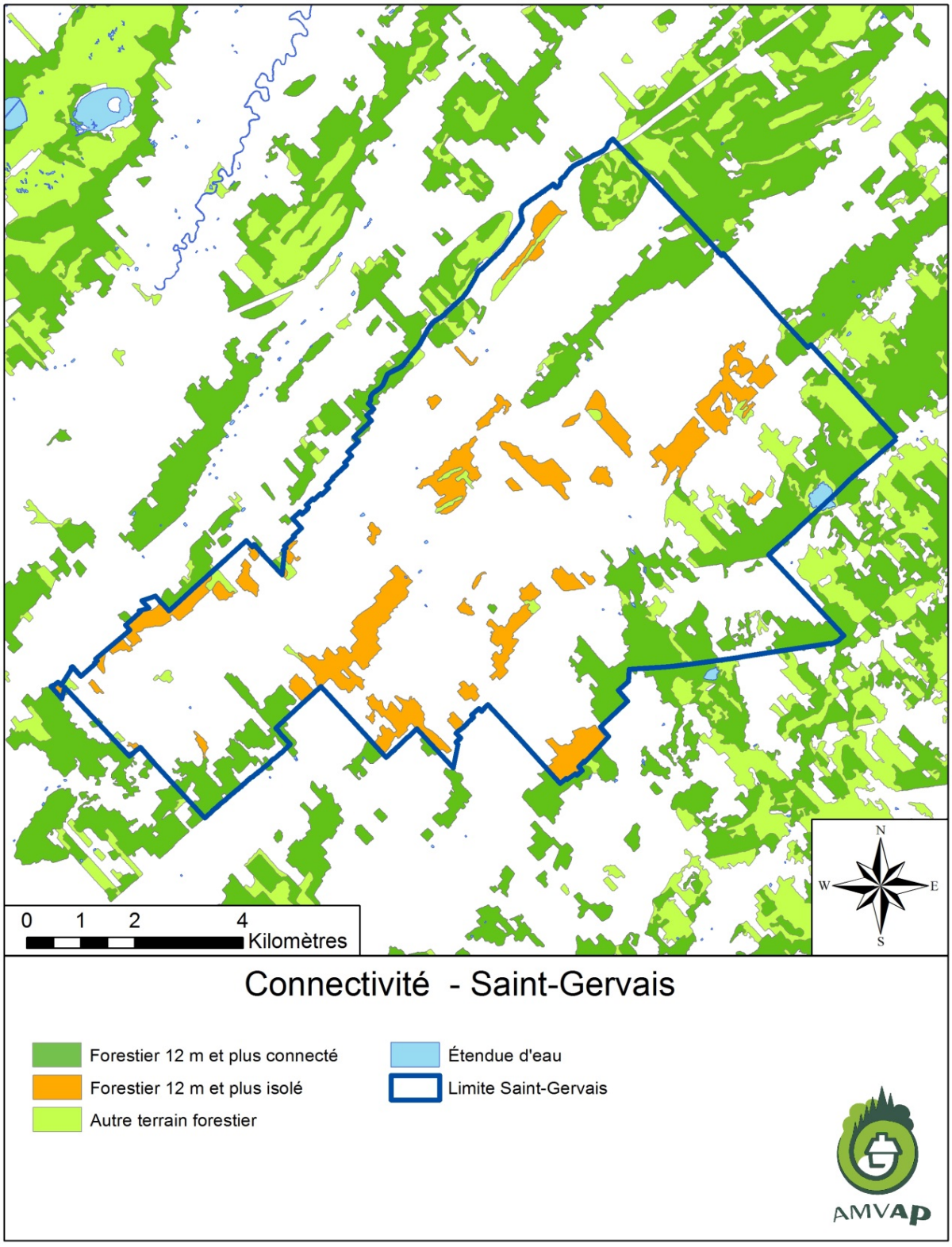
Étant donné les différentes affectations du territoire, la connectivité peut varier énormément d'un endroit à l'autre. C'est pourquoi l'analyse a été effectuée pour une municipalité en milieu agroforestier (Saint-Gervais) et une autre en milieu plus forestier (Lac-Etchemin). La définition d'habitat des espèces de forêt matures retenue pour l'analyse de connectivité est celle de Perrotte-Caron et *al.* (2012), soit les peuplements d'une hauteur équivalente ou supérieure à 12 m. La superficie minimale des massifs forestiers considérés est de 2 ha. Les massifs séparés par moins de 50 m de distance sont considérés comme connectés sauf si un cours d'eau majeur (code de terrain = EAU) est présent entre les deux massifs. Dans les autres cas, les massifs doivent être reliés par un corridor d'au moins 100 m de largeur, qui est un seuil recommandé pour les espèces généralistes par Environnement Canada (2004). Ce corridor doit être formé de terrains forestiers. Les îlots sont considérés isolés s'ils sont d'une taille inférieure à 200 ha et s'ils ne sont pas connectés à un massif forestier de cette taille minimale. Pour les besoins de l'analyse, les forêts publiques sont incluses dans les superficies analysées.

Les deux cartes suivantes présentent l'organisation spatiale des peuplements de 12 m et plus et de l'ensemble du territoire forestier pour chaque municipalité. Comme on peut le constater, le

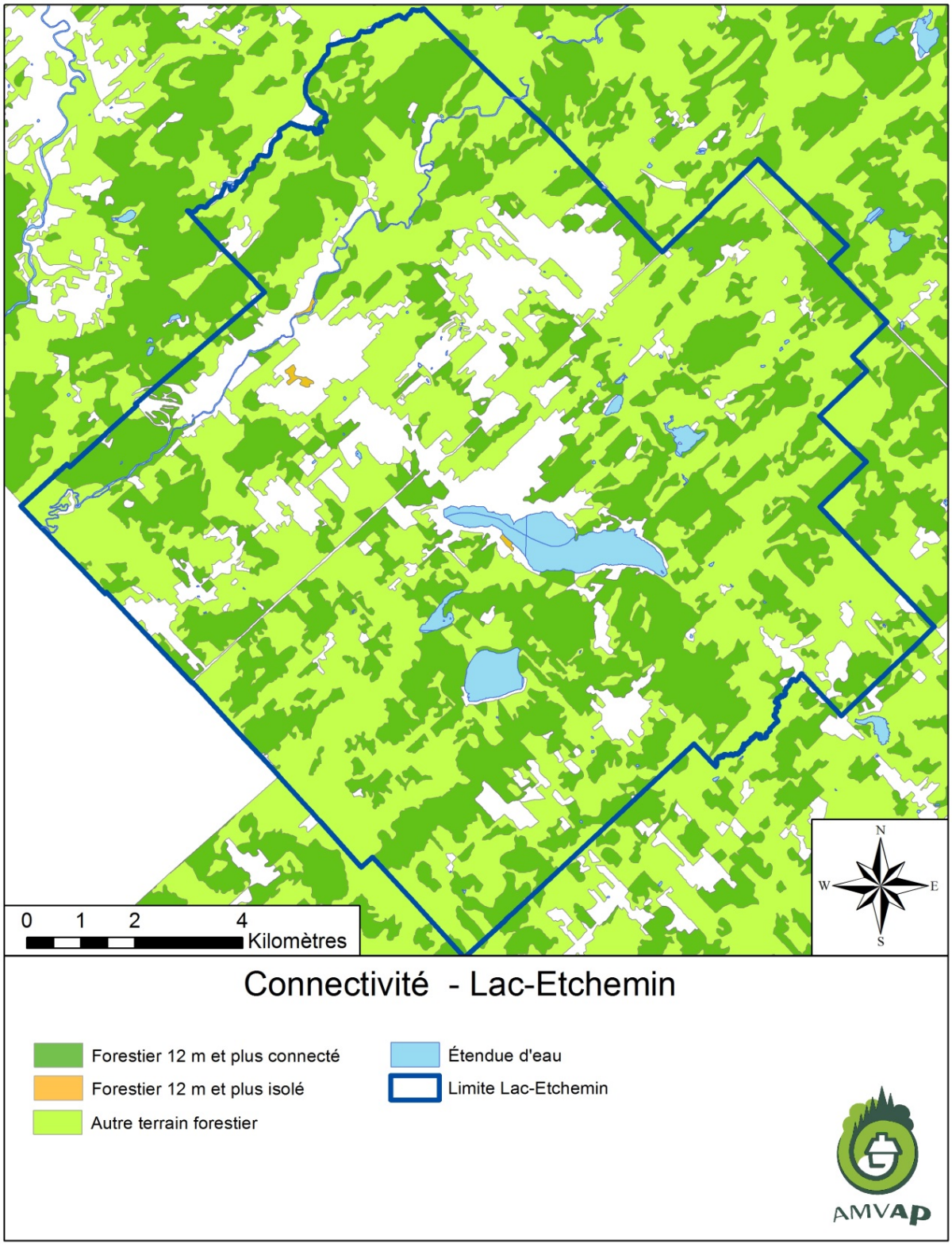
territoire agroforestier de Saint-Gervais est très fragmenté. L'analyse de connectivité permet de séparer le territoire en 35 massifs forestiers de 12 m et plus qui sont complètement isolés de tout massif de plus de 200 ha (la connectivité au-delà des limites du territoire est considérée). La somme de leur superficie (836 ha) représente 41 % de la superficie totale des peuplements de 12 m et plus sur le territoire de la municipalité. Cette municipalité montre un problème de connectivité évident.

Pour ce qui est de Lac-Etchemin, l'analyse révèle que la forte majorité des massifs de 12 m et plus sont connectés au sein d'une matrice omniprésente de terrains forestiers. Seuls trois massifs totalisant 14 ha sont isolés de cette matrice, ce qui représente 2 % de la superficie des peuplements de 12 m et plus. On considère que cette municipalité ne présente pas de problème de connectivité.

Carte 2 Connectivité de la municipalité agroforestière de Saint-Gervais



Carte 3 Connectivité de la municipalité forestière de Lac-Etchemin



Cette analyse sommaire confirme que la problématique de connectivité peut être variable selon les affectations du territoire. De plus, les critères de connectivité retenus peuvent influencer fortement l'évaluation de la problématique. Idéalement, une analyse de connectivité doit être effectuée en fonction d'une espèce en particulier. Les critères sont ainsi ajustés en fonction de l'écologie de l'espèce. Par exemple, il est possible que certaines espèces associées aux forêts matures évitent systématiquement les peuplements en régénération. Dans ce cas, l'analyse de connectivité devrait exclure ces peuplements. Il est probable que des problèmes existent pour certaines espèces en particulier, même dans les municipalités forestières. Les résultats provenant d'une analyse sommaire comme celle effectuée dans le cadre de ce travail sont donc à prendre avec précaution.

6.5.4. Adéquation entre la végétation et le milieu

Dans les parcelles échantillons temporaires du 4^{e} décennal, en plus du groupement d'essence, la végétation potentielle de chaque site a été déterminée. Ces données nous permettent de comparer la végétation dominante à la végétation potentielle des sites. La végétation potentielle représentant le stade de fin de succession théorique. Seules les peuplements dominés par des essences de fin de succession pouvant constituer les derniers stades d'évolution d'un peuplement ont été considérées afin d'effectuer la comparaison. Les peuplements dominés par des essences pionnières ne sont donc pas inclus dans l'analyse.

Le tableau 23 présente, pour chaque essence dominante, la répartition de leur superficie au sein des différentes végétations potentielles observées sur le terrain lors de l'inventaire. Une liste des codes de végétations potentielles est présentée en annexe 4. On constate que la concordance entre l'essence dominante et la végétation potentielle est généralement correcte. Cependant, ce n'est pas tout à fait le cas pour l'épinette blanche, qui se trouve dominante en proportion considérable dans les végétations potentielles mélangées (MJ2, MS1 et MS2).

Cette répartition des pessières blanches au sein des végétations potentielles mélangées est liée au phénomène d'enrésinement par voie de plantation. Selon Boucher *et al.* (2009) et Bouchard *et al.* (2010), les déficiences de régénération résineuses après coupe totale, de même que la volonté d'augmenter la résistance des peuplements à la TBE ont donné lieu à la réalisation de plantations d'épinettes noires, d'épinettes blanches et d'épinettes de Norvège. De plus, selon Bouchard *et al.* (2010) et Doyon et Bouffard (2010), la remise en production de certaines superficies occupées autrefois par des feuillus tolérants s'est fait par l'entremise de plantations résineuses. La composition forestière et le patron de distribution des peuplements sont ainsi modifiés. Bien qu'un problème d'enfeuillement soit observé sur le territoire à l'échelle du paysage, la plantation de résineux sur des sites plutôt favorables aux feuillus modifie la composition forestière à une échelle locale. De plus, cette pratique va aussi à l'encontre des principes d'aménagement écosystémique en négligeant la répartition spatiale naturelle des différents types de peuplements. Pour évaluer cette problématique, Bouchard *et al.* (2010) recommande de vérifier la présence de plantations résineuses sur des sites à végétation potentielle feuillue ou mixte. Le tableau 22 illustre la répartition des plantations résineuse sur le territoire selon les types de végétations potentielles. On constate que les plantations résineuses sont rarement exécutées sur des végétations potentielles feuillues, mais il est fréquent qu'elles le soient sur des végétations potentielles mixtes. Plus de 5 % du territoire forestier productif est occupé par peuplements résineux purs qui sont à l'extérieur de leur limite écologique de répartition naturelle.

Tableau 22 Répartition des plantations résineuses selon les végétations potentielles

Végétation potentielle	Superficie des plantations résineuses (ha)	Proportion des plantations résineuses (%)	Proportion du territoire productif (%)
Feuillue	620	1,6	0,1
Mixte	27 887	70,9	5,7
Résineuse	9 583	24,4	1,9
Indéterminée	1 222	3,1	0,2
Total	**39 311**	**100,0**	**8,0**

L'érable à sucre semble aussi se trouver hors de ses limites écologiques théoriques. Bien que sa présence soit normale dans le végétations potentielles MJ1 et MJ2, le fait qu'il les domine si fréquemment ne l'est pas. Dans ce type de milieu, on s'attend plutôt à une dominance du bouleau jaune ou du sapin en fin de succession. Or plusieurs érablières sucrières dominent ces sites dans l'inventaire. L'aménagement à des fins acéricoles favorisant l'érable à sucre est probablement la cause de cette dominance de l'érable à sucre sur ces sites.

Il est difficile de tirer des conclusions fiables à partir de l'analyse des végétations potentielles, car celles-ci ont été déterminées à partir de la végétation observée alors que le territoire était exploité depuis longtemps. Des analyses spatiales plus poussées se basant sur les données des carnets d'arpentage seraient nécessaires pour déterminer le patron de distribution naturel de la forêt et pour faire une comparaison plus valable avec la distribution actuelle.

Tableau 23 Répartition de la végétation dominante selon les végétations potentielles

	Répartition des superficies de chaque essence dominante par végétation potentielle (%)												
Essence dominante	**FE**	**FO**	**MF**	**MJ**	**MS**	**RB**	**RC**	**RE**	**RP**	**RS**	**RT**	**N.D.**	**Total**
Bouleau jaune	1,5	0,0	0,0	93,8	1,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0	100,0
Thuya	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	42,3	0,0	0,0	54,4	0,0	3,2	100,0
Chêne	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
Épinette blanche	0,0	0,0	0,0	3,5	16,3	45,1	0,0	0,0	0,0	35,1	0,0	0,0	100,0
Épinette noire	0,0	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	66,3	0,0	32,1	0,0	1,1	100,0
Érables	61,3	0,0	0,9	29,8	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,6	0,5	100,0
Frêne noir	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0
Pins	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	100,0
Pruche	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	0,0	100,0
Sapin	1,5	0,0	0,6	31,7	27,1	5,4	0,0	0,4	0,0	31,9	0,0	1,4	100,0
Autre	2,0	> 0,1	0,6	7,6	4,2	1,4	0,3	1,5	0,0	5,0	0,0	77,5	100,0

6.6. Le maintien de l'habitat d'espèces fauniques et floristiques sensibles à l'aménagement forestier

Dans les espèces sensibles à l'aménagement forestier, on considère celles qui sont désignées officiellement comme espèces menacées ou vulnérables par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Pour prendre connaissance de la liste de ces espèces et des mesures d'atténuation prévues pour chacune, veuillez consulter le document *Identification et priorisation des forêts à haute valeur pour la conservation sur le territoire des Appalaches* de l'AMVAP.

7. Résumé des constats et des causes identifiées

La revue de littérature et les analyses d'écart entre la forêt naturelle et actuelle nous ont permis d'établir plusieurs constats. Le tableau 24 présente un résumé des principaux résultats de l'analyse comparative et des constats associés à chaque enjeu.

Plusieurs causes connues et présumées ont été mentionnées pour expliquer les écarts observés. Celles-ci sont résumées au tableau 25. Une stratégie d'aménagement écosystémique doit limiter les impacts négatifs de ces causes. Certaines d'entre elles ne nécessitent aucun effort d'atténuation étant donné qu'elles ne sont plus actives sur le territoire. C'est le cas, entre autres, des coupes qui prélevaient unilatéralement une espèce en particulier (par exemple : les pins et le chêne rouge) qui ne sont plus appliquées depuis longtemps. De même, les feux d'origine anthropique, qui ont contribué à la hausse des feuillus intolérants, sont aujourd'hui systématiquement éteints avant de pouvoir créer une perturbation à grande échelle. Ainsi, bien que la forêt actuelle présente encore les conséquences de ces causes disparues, celles-ci ne sont pas à prendre en considération dans notre stratégie d'aménagement écosystémique.

De plus, les acteurs de la forêt privée ont très peu ou pas d'influence sur certaines causes. C'est le cas du développement urbain, agricole et du réseau routier qui créent les problèmes de baisse de forêts d'intérieur et de connectivité. Il en est de même pour l'introduction de pathogènes ou d'insectes exotiques. L'aménagement forestier peut être appliqué de manière à tenter de compenser les effets négatifs de ces causes, mais ne permet pas d'agir à la source.

Enfin, l'agriculture a été indiquée dans les causes du rajeunissement de la forêt car la remise en production d'anciennes friches permet d'expliquer en partie les résultats observés lorsque l'on compare les proportions relatives des stades de développement de la forêt naturelle et actuelle. Effectivement, les jeunes peuplements ainsi créés font baisser la proportion relative de vieilles forêts à l'échelle du paysage. Toutefois, il ne faut pas voir le reboisement des anciennes friches comme un problème, car ces jeunes forêts sont créées sur des sites initialement déboisés et non par la coupe de peuplements matures. Le reboisement d'anciennes terres agricoles peut même faire partie d'une stratégie d'aménagement écosystémique pour répondre à certains enjeux relatifs à la composition forestière (restauration de certaines espèces), à l'organisation spatiale des peuplements (connectivité) ou encore à la captation de carbone (enjeu non considéré dans ce travail).

Tableau 24 Résumé des principaux résultats d'analyse et des constats

Enjeu 1 Diminution des proportions de vieilles forêts

Comparaison forêt naturelle et actuelle

Proportion de vieilles forêts

Naturelle : Entre 74 et 81 % Actuelle : Entre 9 et 12 %

Composition végétale des vieilles forêts

Naturelle :	Feuillus :	10 %	Actuelle :	Feuillus :	75 %
	Mélangés :	64 %		Mélangés :	20 %
	Résineux :	27 %		Résineux :	6 %

Les vieilles forêts actuelles identifiées sont dominées à 80 % par des érablières, ce qui explique la hausse importante de la proportion du couvert feuillu. Une part considérable de celles-ci sont exploitées pour l'acériculture et présentent peu d'attributs typiques de vieilles forêts.

Constats

- Manque important de vieilles forêts.
- Hausse importante de la proportion relative d'érablières et, par conséquent, de la proportion du couvert feuillu dans les vieilles forêts.

Enjeu 2 Raréfaction de certaines formes de bois mort

Comparaison forêt naturelle et actuelle

Densité moyenne de chicots (10 cm et +)

Naturelle : 126 ti/ha Actuelle : 60 ti/ha

Volume de débris ligneux moyen (10 cm et +)

Naturelle : 66 m^3/ha Actuelle : Manque de données

Densité moyenne de gros chicots (40 cm et +)

Naturelle : 14 ti/ha Actuelle : 0 ti/ha

L'écart est particulièrement prononcé dans les érablières.

À défaut d'avoir des données pour la forêt actuelle, on peut se fier aux résultats d'autres études qui indiquent un manque de gros débris ligneux dans les forêts aménagées (Angers *et al.*, 2005).

Constats

- Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre.

Enjeu 3 Simplification de la structure interne des peuplements

Comparaison forêt naturelle et actuelle

Peuplement de structure irrégulière ou inéquienne

Naturelle : 55 à 90 %
Actuelle : 48 %

Distribution de la surface terrière

Classes de surface terrière (m^2/ha)	Proportion naturelle (%)	Proportion actuelle (%)
0-4	1	2
4-8	1	2
8-12	2	4
12-16	7	6
16-20	6	9
20-24	6	14
24-28	30	17
28-32	47	47

Surface terrière des peuplements de fin de succession

Naturelle :
S.T. min. recommandée :
MJ : 22 m^2/ha
FE : 26 m^2/ha

S.T. ess. longevives :
MJ : 18 m^2/ha
FE : 26 m^2/ha

S.T. gros bois ess. long. :
MJ : 6 m^2/ha
FE : 11 m^2/ha

Actuelle :
S.T. moyenne :
MJ : 21 m^2/ha
FE : 24 m^2/ha

S.T. ess. longevives :
MJ : 11 m^2/ha
FE : 19 m^2/ha

S.T. gros bois ess. long. :
MJ : 2 m^2/ha
FE : 5 m^2/ha

Plantations et éclaircies précommerciales (EPC)

En excluant les friches remises en production, les plantations en milieu forestier (reboisement de coupes totales) occupent 2,7 % de la superficie productive. En considérant que les EPC en peuplement naturel peuvent être considérées comme des conversions en plantation (selon FSC), les plantations occuperaient 6,1 % du territoire.

Constats

- Simplification de la structure interne des peuplements
- Uniformisation de la densité par plantation et EPC
- Manque de peuplements à forte surface terrière (24-28 m^2/ha)
- Simplification de la structure des forêts de fin de succession

Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts

Comparaison forêt naturelle et actuelle

Composition forestière

Le tableau suivant permet de comparer l'abondance relative de plusieurs essences entre la forêt naturelle (1822-1897) et la forêt actuelle (1980-2009) (tiré de Arseneault *et al.*, 2010).

	1822-1897 (n = 8 807)					1980-2009 (n = 5 235)				
	Présence	Position dans les énumérations (%)				Présence	Position dans les énumérations (%)			
Taxons	(%)	1	2	3	4	(%)	1	2	3	4
Épinettes	72,2	32,5	32,3	19,3	10,0	67,8	19,5	15,7	14,0	14,0
Sapin	59,0	21,9	29,2	16,5	16,0	87,0	33,4	25,4	17,5	12,1
Cèdre	35,4	15,6	8,0	10,6	12,4	23,2	6,2	4,4	5,1	4,9
Érables	15,1	7,9	2,9	3,3	4,8	51,8	16,6	10,2	10,5	10,9
Bouleau jaune	26,0	7,5	9,8	13,0	14,3	28,3	3,6	7,2	6,8	7,5
Bouleau à papier	31,2	7,4	5,6	22,9	19,7	66,4	7,9	17,0	20,7	19,2
Peupliers	9,7	1,1	5,4	4,1	5,6	28,0	6,6	7,1	7,4	6,0
Mélèze	3,6	0,8	2,6	1,2	0,6	5,2	0,4	2,8	1,5	0,7
Pins	7,3	0,6	0,9	2,6	6,4	1,1	0,2	0,2	0,2	0,4
Hêtre	2,7	0,2	0,6	2,5	1,6	4,3	0,5	1,4	0,9	0,8
Frênes	2,0	0,2	0,5	0,5	1,2	6,0	0,2	0,6	1,1	1,8
Autres	11,8	4,2	2,2	3,4	7,3	79,9	4,8	8,0	14,2	21,8
Total		100	100	100	100		100	100	100	100

En plus, des maladies introduites ont certainement causé une baisse des populations d'orme d'Amérique et de noyer cendré. Aussi, plusieurs indices portent à croire que le chêne rouge et la pruche sont en déclin sur le territoire.

Implantation d'espèces exotiques

Plusieurs espèces exotiques ont été introduites depuis l'époque préindustrielle quoique de manière marginale. Les risques d'envahissement semblent nuls.

Cerf de Virginie

Les densités de cerfs ont augmentées et varient généralement de 2 à 5 cerfs/km^2. Elles peuvent causer des problèmes de régénération localisés.

Constats

↓ Épinettes (EPR)
↓ Thuya occidental
↓ Pins
↓ Bouleau jaune
↓ Pruche de l'est
↓ Chêne rouge
↓ Orme d'Amérique
↓ Noyer cendré

↑ Sapin
↑ Érable à sucre
↑ Feuillus de lumière
Incertain : Hêtre à grandes feuilles, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif

- Enfeuillement général
- Implantation d'espèces exotiques
- Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération

Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts

Comparaison forêt naturelle et actuelle

Stade de développement de la forêt

Forêt naturelle : Pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune

Régénération :	2 %
Intermédiaire :	17 %
Vieux :	81 %

Forêt actuelle : Pour le domaine de l'érablière à bouleau jaune

Régénération :	22 %
Intermédiaire :	68 %
Vieux :	10 %

Forêt d'intérieur

Forêt naturelle : 100 % de la superficie totale

Forêt actuelle : 40,5 % de la superficie totale

Les critères de forêts d'intérieur ne sont pas clairement établis. Le choix des critères de forêt d'intérieur peut faire varier les résultats.

Connectivité

L'analyse montre une baisse évidente de la connectivité dans la municipalité agroforestière de Saint-Gervais. Pour la municipalité forestière de Lac-Etchemin, la baisse de connectivité par rapport à la forêt naturelle est minime. Les critères de connectivité ne sont pas clairement établis. Le choix des critères de connectivité peut faire varier les résultats.

Adéquation entre le site et la végétation

20 % des sites dominés par l'épinette blanche sont de végétation potentielle MJ ou MS.

30 % des sites dominés par l'érable (principalement ERS) sont de végétation potentielle MJ

Constats

- Surabondance de jeunes peuplements
- Baisse des forêts d'intérieur
- Baisse de la connectivité
- En se basant sur les végétations potentielles, l'EPB et l'ERS semblent parfois situés hors de leur limite écologique

Tableau 25 Résumé des causes connues et présumées

Enjeux	Constats identifiés	Causes connues et présumées
Enjeu 1 Diminution des proportions de vieilles forêts	• Manque important de vieilles forêts	• Coupes partielles soutenues, exploitation intégrale du territoire, agriculture (remise en production), hausse du sapin conjugué à une épidémie particulièrement sévère de TBE, anciens feux d'origine anthropique
	• Forte proportion d'érablières dans les vieilles forêts actuelles	• Maintien et agrandissement des érablières dû à leur potentiel acéricole
Enjeu 2 Raréfaction de certaines formes de bois morts	• Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre	• Abattage de chicots par mesure de sécurité, récolte prioritaire des arbres sénescents, coupes de récupération et d'assainissement, aménagement des érablières acéricoles
Enjeu 3 Simplification de la structure interne des peuplements	• Simplification de la structure interne des peuplements • Uniformisation de la densité par plantation et EPC	• Coupes totales, coupes partielles soutenues, plantations • Application de traitements visant spécifiquement à homogénéiser la densité des peuplements
	• Manque de peuplements à forte surface terrière	• Coupes partielles soutenues
	• Simplification de la structure des forêts de fin de succession	• Coupes partielles soutenues, aménagement favorisant les espèces non longévives
Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts	↓ Épinettes (EPR) ↓ Thuya occidental ↓ Pins ↓ Bouleau jaune ↓ Pruche de l'est ↓ Chêne rouge ↓ Orme d'Amérique ↓ Noyer cendré ↑ Sapin ↑ Érable à sucre ↑ Feuillus de lumière Incertain : Hêtre à grandes feuilles, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif	• Exploitation sélective de certaines essences, aménagement forestier inadapté à certaines essences, introduction de pathogènes et d'insectes exotiques, influence de l'homme sur le cycle de feu, aménagement des érablières

Enjeux	Constats identifiés	Causes connues et présumées
Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts (suite)	• Enfeuillement général	• Aménagement forestier favorisant les feuillus de lumière et l'érable à sucre, aménagement des érablières et leur agrandissement, anciens feux d'origine anthropique
	• Implantation d'espèces exotiques	• Plantation d'espèces exotiques
	• Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération	• Ouverture du couvert (création de nourriture), baisse des populations de prédateurs, encadrement de la chasse
Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts	• Surabondance de jeunes peuplements	• Exploitation forestière intégrale en appliquant des traitements ne permettant pas le vieillissement, agriculture (remise en production)
	• Baisse des forêts d'intérieur	• Urbanisation, développement agricole et du réseau de transport
	• Baisse de la connectivité	• Urbanisation et développement agricole
	• En se basant sur les végétations potentielles, l'EPB et l'ERS semblent parfois situés hors de leur limite écologique	• Plantations d'épinettes blanches sans égard au couvert naturel des sites, aménagement forestier favorisant l'érable à sucre

8. Contexte actuel de la forêt privée

Afin d'établir des cibles et des stratégies d'aménagement écosystémique réalistes, il faut tenir compte du contexte où elles vont être appliquées. Le contexte de la forêt privée est très différent de celui de la forêt publique. L'intensité de l'exploitation forestière est moindre et certaines autres particularités du milieu privé peuvent faire que des solutions élaborées pour la forêt publique sont inadéquates. Aussi, plusieurs des écarts observés avec la forêt naturelle sont des héritages des anciennes pratiques forestières. Il est donc pertinent d'évaluer l'effet de l'aménagement forestier moderne sur chaque enjeu.

8.1. Comparaison des taux de perturbation naturels et anthropiques

En théorie, une stratégie d'aménagement écosystémique doit s'inspirer des taux des perturbations naturelles afin de guider l'établissement des limites à l'intensité de l'exploitation forestière. Pour ce faire, il est nécessaire de tenir compte du fait que la plupart des perturbations naturelles ne peuvent être entièrement restreintes par l'homme et qu'il importe donc de tenter de les complémenter et non de les remplacer (Seymour *et al.* 2002). Étant donné l'impact cumulatif des perturbations naturelles et anthropiques, le taux de perturbation cumulatif devrait se situer dans les limites de la variabilité naturelle afin de respecter un taux de perturbation qui est en accord avec l'aménagement écosystémique. La présente analyse vise à comparer les taux des perturbations anthropiques actuels à ceux des perturbations naturelles. Il faut cependant être prudent dans l'interprétation d'une telle analyse. En effet, elle ne vise pas à établir la limite quantitative d'exploitabilité, mais plutôt à qualifier l'ordre de grandeur de l'intensité des perturbations anthropiques par rapport aux perturbations naturelles. Lorsque les données théoriques et empiriques seront disponibles, ce genre d'analyse permettra de valider si l'effet cumulatif actuel des perturbations anthropiques et naturelles se situe dans la limite de la variabilité naturelle.

Selon Bouchard *et al.* (2011), l'écart acceptable avec la forêt naturelle peut être respecté si l'on se trouve à l'intérieur des limites de variations naturelles. Les écosystèmes naturels sont dynamiques. Au rythme des perturbations naturelles et des conditions climatiques changeantes, ils présentent des caractéristiques variables. Ces caractéristiques influencent la qualité de l'habitat de toutes les espèces présentes dans l'écosystème. Les espèces qui subsistent naturellement dans un écosystème sont nécessairement adaptées aux différentes conditions générées par l'environnement dynamique dans lequel elles évoluent. L'ensemble des caractéristiques de la forêt, sans influence anthropique, constitue la variabilité naturelle. L'aménagement écosystémique considère que, si les conditions créées par l'aménagement se situent à l'intérieur de la variabilité naturelle, la préservation de la biodiversité devrait être assurée.

Les données qui ont été utilisées pour la présente analyse proviennent des derniers sondages visant à établir le portrait des propriétaires forestiers. Le sondage de 1999 réalisé sur le territoire de l'AMVAP permet d'avoir une idée de la fréquence et de l'intensité des coupes forestières en terres privées (voir Impact Recherche, 1999). Le sondage de 2012 permet d'obtenir l'information la plus actuelle, aussi pour le territoire de l'AMVAP, quant au volume moyen récolté par les propriétaires par année (voir Côté *et al.*, 2012). Grâce à ces informations, il est possible d'évaluer les superficies exploitées selon les différentes intensités de récolte et de comparer le tout aux

superficies affectées par les perturbations naturelles. Pour les détails de l'analyse, voir l'annexe 5. Aux fins de l'analyse, nous présumons que la superficie annuelle traitée par coupe totale peut être comparée à la superficie affectée annuellement par les perturbations catastrophiques en conditions naturelles. Il en est de même pour les coupes qui prélèvent plus de 5 % des tiges sans toutefois être des coupes totales qui sont semblables aux perturbations intermédiaires et pour celles qui prélèvent moins de 5 % des tiges, semblables au régime de trouées. Pour les coupes totales cependant, les données des travaux subventionnés de 2001 à 2010 ont été utilisées, étant donné qu'elles indiquent un total de superficie traitée plus élevé que l'estimation faite à partir des sondages. Le tableau suivant présente la comparaison entre les superficies affectées par les perturbations naturelles et celles affectées par la récolte forestière, selon notre estimation.

Tableau 26 Superficies affectées par les perturbations naturelles et la récolte

Perturbations	Forêt naturelle	Récolte anthropique
	Superficie affectées (ha/an)	Superficie affectées (ha/an)
Catastrophiques	1 114	164
Intermédiaires	1 627	8 832
Trouées	493 004	46 985

Les taux de prélèvement ne sont peut-être pas équivalents entre les perturbations naturelles et les perturbations anthropiques. Par exemple, alors que le régime de trouées naturelles affecte environ 1 % des arbres par année, le prélèvement des coupes de faible intensité est estimé à 3,6 %/an. Il existe donc un biais dans la comparaison, mais les tendances générales sont tout de même valables. On constate que les superficies affectées par la récolte sont moindres qu'en forêt naturelle, sauf pour les perturbations intermédiaires. Dans le cas de ces perturbations, il est probable que l'addition des perturbations naturelles et anthropiques dépasse la limite supérieure de variabilité naturelle. Cette hypothèse pourra être vérifiée lorsque l'étendue de la variabilité naturelle sera connue pour les différentes perturbations naturelles du territoire.

Tel que mentionné précédemment on ne peut espérer remplacer complètement l'effet des perturbations naturelles par la récolte, car celles-ci sont toujours actives sur le territoire. En réalité, seul l'effet des feux est presque complètement annulé par leur contrôle et leur suppression systématiques. Les autres perturbations principales (chablis, TBE et verglas) sont toujours présentes. En théorie, en forêt naturelle, les feux catastrophiques affectaient en moyenne 513 ha/an de forêt sur le territoire. En posant l'hypothèse que la majorité des coupes totales se font de manière subventionnée, on peut conclure que la superficie traitée annuellement par coupe totale (un peu plus de 164 ha) est moindre que celle qui serait affectée par les feux catastrophiques sans intervention de l'humain. Ces résultats indiquent que l'on pourrait se permettre de faire plus de coupes totales sans dépasser la variabilité naturelle théorique des perturbations catastrophiques. Cependant, il se fait beaucoup plus de coupes à faible et moyenne intensité que de coupes totales sur le territoire. Ainsi, toutes perturbations confondues, il reste probable que l'on dépasse la variabilité naturelle.

8.2. Avantages et contraintes liés à la forêt privée

Plusieurs des stratégies de mise en place de l'aménagement écosystémique proposées par les experts sont élaborées dans le cadre de la gestion des forêts publiques. Le contexte des forêts privées étant bien différent, les stratégies proposées y sont parfois difficilement applicables. Une bonne connaissance du contexte de la forêt privée est essentielle afin d'adapter les solutions proposées par les experts, mais aussi afin d'élaborer une stratégie qui considère les aspects de la forêt privée qui peuvent faciliter l'implantation de l'aménagement écosystémique. Les avantages de la forêt privée sont les suivants :

- Le système de gestion permet une planification et une réalisation des traitements à très fine échelle. En effet, la superficie détenue par chaque propriétaire est généralement assez petite (70 ha en moyenne) (Côté et *al.*, 2012). Les propriétaires et les conseillers forestiers s'occupent d'une propriété à la fois, ce qui permet de considérer les réalités propres à chaque site et d'avoir une idée plus précise de la forêt à aménager.

- Sur une partie significative du territoire privé, la forêt évolue vers des conditions naturelles. En effet, 15 % des propriétaires forestiers de la région des Appalaches disent ne pas faire de récolte de bois sur leur propriété (Côté et *al.*, 2012).

- Les coupes sont déjà dispersées aléatoirement sur le territoire. La répartition des coupes représente un enjeu important en forêt publique. En forêt privée, la répartition spatiale des coupes dépend principalement de la volonté de chaque propriétaire. Aucune logique de répartition spatiale des coupes n'est observée. Ainsi, elles imitent bien les perturbations naturelles.

- La majorité des coupes sont de faible intensité (coupe d'assainissement, éclaircies ou jardinage). Seulement 3 % des propriétaires prévoient effectuer une coupe à blanc d'ici les cinq prochaines années (Côté et *al.*, 2012). De plus, d'après le sondage de 1999, 62 % des propriétaires disent faire des éclaircies faibles, 31 % des éclaircies moyennes, 12 % des éclaircies fortes et 4 % des coupes totales (Impact Recherche, 1999). Cette dominance de perturbations de faible intensité est en accord avec le régime de perturbations naturelles de la région.

- Les propriétaires forestiers semblent assez réceptifs face à de nouvelles stratégies d'aménagement qui prennent en compte des considérations écologiques. Plusieurs résultats d'un sondage récent permettent d'émettre cette hypothèse (Côté et *al.*, 2012). Tout d'abord, pour 92 % d'entre eux, les revenus tirés de leur propriété forestière représente moins de 10 % du revenu familial. De ceux qui coupent du bois, seul 16 % le font, en partie, par intérêt pour les revenus générés par la récolte. Le compromis économique que représente l'aménagement écosystémique risque peu d'affecter la majorité des propriétaires. De plus, 48 % des propriétaires qui récoltent du bois le font en partie pour améliorer les habitats fauniques et 70 % d'entre eux disent vouloir protéger leur propriété contre l'exploitation pour en préserver la vocation actuelle. On constate donc qu'il existe un intérêt considérable pour la faune et la conservation.

Les contraintes liées à la forêt privée sont les suivantes :

- Les choix d'aménagement sont toujours dépendants de la volonté et des intérêts des propriétaires et, en moindre partie, des conseillers forestiers. Un certain nombre d'entre eux risquent de ne pas être intéressé par l'aménagement écosystémique, qui ne fait pas consensus même parmi les forestiers professionnels. De plus, les stratégies d'aménagement trop complexes ou trop difficiles à mettre en pratique risquent de ne pas être appliquées.

- La gestion sur de grandes superficies d'un seul tenant est difficile. Les stratégies d'aménagement écosystémique doivent être applicables à l'échelle de la propriété, la gestion sur de grandes superficies d'un seul tenant étant problématique considérant les motivations divergentes des propriétaires. Elle est toutefois rendue possible, dans une certaine mesure, par la réglementation municipale et les schémas d'aménagement qui protègent certains éléments à l'échelle du paysage.

- Une partie considérable des terres sont aménagées par des propriétaires sans avis d'experts. En effet, environ 71 % des propriétaires forestiers du territoire de l'AMVAP ne possèdent pas de plan d'aménagement forestier pour leur boisé. Or, bien que ceux-ci semblent généralement de bonne volonté en ce qui concerne la protection de la biodiversité et de leur boisé, certaines idées préconçues donnent lieu à des pratiques d'aménagement qui contribuent à créer certains problèmes écologiques. Par exemple, en ce qui a trait au bois mort, les propriétaires connaissent peu son intérêt écologique et le voit plutôt comme étant du gaspillage qu'il importe de récolter pour nettoyer leur boisé (Angers, 2009). Il en est de même pour certains propriétaires qui pensent que la méthode adéquate de sélection des tiges à récolter est d'accorder la priorité aux plus grosses, sans égard à la structure du peuplement, ce qui peut simplifier la structure interne des peuplements.

- La conservation, qui est une stratégie envisageable pour répondre à certains enjeux, est peu répandue en forêt privée. Bien que certains propriétaires démontrent un intérêt pour la préservation de leur boisé et que des programmes de servitude écologique soient déjà en place, ceux-ci sont probablement trop contraignants pour les propriétaires (Côté et *al.*, 2012).

- La récolte forestière se fait en grande majorité par abattage manuel. Ce procédé de récolte est désavantageux principalement pour l'enjeu écologique du bois mort, la rétention de chicot étant reconnue comme dangereuse pour la sécurité des abatteurs.

- L'acériculture est très présente sur le territoire. L'aménagement des érablières contribue fortement à plusieurs problèmes écologiques en termes de structure, de bois mort et de composition végétale. De plus, les acériculteurs risquent d'être moins réceptifs face à certaines stratégies d'aménagement écosystémique proposées, étant donné les compromis qu'elles impliquent pour la production acéricole.

- Les lois visant la protection de la biodiversité et des milieux sensibles sont parfois méconnues et, en conséquence, peu appliquées. C'est le cas, entre autres, de la réglementation entourant la protection des espèces menacées et vulnérables.

- Les modalités du programme de financement des agences de mise en valeur visent la production de bois et la rentabilité des investissements. Les mesures proposées ne doivent pas compromettre la rentabilité des opérations. Or, l'application terrain de l'aménagement écosystémique exige souvent un compromis économique.

- Certains secteurs du territoire de l'AMVAP sont fortement affectés à des fins agricoles. La remise en production d'anciennes terres cultivées doivent, dans le cas des friches herbacées, obtenir l'approbation du ministère de l'Agriculture des pêcheries et de l'Alimentation avant leur reboisement.

8.3. Effets des pratiques actuelles en forêt privée

Ces dernières décennies, la prise de conscience écologique a apporté des changements dans la pratique de l'exploitation forestière. L'aménagement tend à se faire avec une considération des impacts écologiques. En plus de la prise de conscience écologique, les difficultés de l'industrie forestière ont entraîné une baisse d'exploitation du bois en forêt privée. Malgré qu'une reprise éventuelle soit anticipée, il est peu probable que celle-ci soit suffisante pour permettre une exploitation forestière aussi importante que celle d'avant crise. La prise de conscience écologique et les nouvelles conditions de marché encouragent donc une exploitation forestière moins soutenue et plus respectueuse de la nature. C'est surtout le cas lorsque l'on compare les pratiques actuelles à celles du XIX^{e} et du XX^{e} siècle, qui ont fortement contribué à créer les problèmes écologiques identifiés dans le cadre de ce travail.

Considérant le contexte actuel de la foresterie, il est probable que les pratiques d'aménagement contribuent déjà à réduire les écarts avec la forêt naturelle. Les efforts investis pour répondre aux divers enjeux pourront être modulés en conséquence. Le tableau suivant présente chacun des problèmes identifiés sur le territoire et l'effet escompté des pratiques actuelles sur chacun d'eux.

Tableau 27 Effets présumés des pratiques actuelles sur les constats identifiés

Enjeux	Constats	Effet de l'aménagement actuel	Justification
Enjeu 1 Diminution des proportions de vieilles forêts	• Manque important de vieilles forêts	• Amélioration	• Une proportion considérable des propriétaires ne fait aucune récolte, la majorité des coupes sont de faible intensité et les derniers sondages des propriétaires montrent qu'ils récoltent moins de bois qu'auparavant. La comparaison entre le 3^{e} et le 4^{e} inventaire décennal montre une légère augmentation de la proportion de vieilles forêts.
	• Forte proportion d'érablières dans les vieilles forêts actuelles	• Incertain	• Notre analyse montre que la prochaine génération de vieux peuplements contient peu d'érablières, mais le marché de l'acériculture est en croissance.
Enjeu 2 Raréfaction de certaines formes de bois morts	• Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre	• Dégradation	• Le bois mort est généralement considéré comme du gaspillage. En conséquence, il est souvent récolté en priorité.
Enjeu 3 Simplification de la structure interne des peuplements	• Simplification de la structure interne des peuplements	• Maintien /Amélioration	• Les coupes à faible prélèvement peuvent permettre le développement d'une structure interne complexe. Une proportion considérable des propriétaires ne fait aucune récolte.
	• Uniformisation de la densité par plantation et EPC	• Dégradation	• La plantation et l'EPC font encore partie des pratiques d'aménagement.
	• Manque de peuplements à forte surface terrière	• Amélioration	• Une proportion considérable des propriétaires ne fait aucun aménagement forestier et les derniers sondages des propriétaires montrent qu'ils récoltent moins de bois qu'auparavant.
	• Simplification de la structure des forêts de fin de succession	• Amélioration	• Une proportion considérable des propriétaires ne fait aucun aménagement forestier et les derniers sondages des propriétaires montrent qu'ils récoltent moins de bois qu'auparavant.

Enjeux	Constats	Effet de l'aménagement actuel	Justification
Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts	↓ Épinettes (EPR) ↓ Thuya occidental ↓ Pins ↓ Bouleau jaune ↓ Pruche de l'est ↓ Chêne rouge ↓ Orme d'Amérique ↓ Noyer cendré ↑ Sapin ↑ Érable à sucre ↑ Feu. de lumière Incertain : Hêtre à grandes feuilles, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif	• Maintien / dégradation	• Pour plusieurs raisons, il est peu probable que l'aménagement forestier actuel puisse restaurer les espèces en déclin (manque de semenciers, présence de maladies/insectes exotiques, exigences écologiques particulières, dépendance au feu, etc.). Au contraire, les pratiques forestières qui ne visent pas directement le maintien ou la restauration de ces espèces risquent d'aggraver la situation.
	• Enfeuillement général	• Incertain	• Le faible prélèvement moyen qui prévaut sur la majorité des terres privées devraient limiter l'envahissement par le feuillu intolérant. Cependant, le statut prioritaire accordé à l'érable est plus présent que jamais.
	• Implantation d'espèces exotiques	• Maintien	• La plantation d'espèces exotiques est marginale.
	• Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération	• Maintien	• On estime que l'aménagement actuel influence peu le niveau des populations de cerfs de Virginie.
Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts	• Surabondance de jeunes peuplements	• Amélioration	• Les coupes totales sont limitées par la réglementation municipale et la conscience écologique accrue de la population devrait réduire leur utilisation.
	• Baisse des forêts d'intérieur	• Dégradation	• Chaque nouveau chemin carrossable peut créer un bris de forêt d'intérieur et les chemins déjà existants sont généralement entretenus.
	• Baisse de la connectivité	• Maintien / amélioration	• Peu d'impacts anticipés, mais le reboisement d'anciennes friches et de bandes riveraines peut améliorer la connectivité.
	• Basé sur les végétations potentielles, l'EPB et l'ERS semblent parfois situés hors de leur limite écologique	• Dégradation	• Les plantations d'EPB et le favoritisme dont bénéficie l'ERS sont des problématiques actuelles.

9. Changements climatiques

Idéalement, le contexte climatique devrait être considéré dans un plan d'action écosystémique, et ce, pour deux raisons. Premièrement, l'époque préindustrielle, qui sert souvent de base de référence pour décrire la forêt naturelle, marquait la fin du Petit Âge glaciaire (Millar et Woolfenden, 1999). Les experts estiment qu'à la fin de cette période plus froide, la température moyenne au Québec pouvait être de 2 à 4°C inférieurs à celle de la fin du XX^{e} siècle (Houle *et al.*, 2012). Ainsi, le couvert forestier de l'époque préindustrielle, dont les peuplements étaient souvent centenaires, s'est développé dans des conditions climatiques significativement plus froides que celles d'aujourd'hui (Barrette et Bélanger, 2007). Il est donc probable que plusieurs des écarts observés entre la forêt naturelle et la forêt actuelle soit causés en partie par le réchauffement climatique observé.

Deuxièmement, on estime que les activités anthropiques, aujourd'hui plus présentes que jamais, contribuent à accélérer le réchauffement climatique en cours (Gouvernement du Canada, 2012). Conséquemment, les espèces que l'on tente de régénérer doivent être adaptées à ces nouvelles conditions climatiques. Autrement, on risque de diminuer la résilience écologique et la productivité des forêts.

Les effets de la hausse de la température sur les caractéristiques de la forêt sont encore méconnus. Bien que l'on ait identifié plusieurs tendances générales, les connaissances actuelles sont encore trop imprécises pour que l'on considère le contexte climatique dans l'élaboration d'un plan d'action écosystémique (Bouchard *et al.*, 2011).

10. Plan d'action

Cette section du travail présente la manière dont l'AMVAP souhaite implanter l'aménagement écosystémique en s'inspirant du zonage forestier Triade. Elle présente aussi le plan d'action, soit les cibles et les stratégies que l'on compte mettre en œuvre pour tenter de réduire l'écart entre la forêt naturelle et la forêt aménagée.

10.1. Triade

Les projets de Triade ayant cours en terres publiques visent à instaurer un zonage fonctionnel constitué de zones à trois vocations distinctes : la conservation, l'aménagement écosystémique et l'aménagement intensif. Le but est de combler les différentes attentes des utilisateurs de la forêt tout en préservant l'intégrité des écosystèmes et la biodiversité. Le choix du zonage se fait en fonction des objectifs d'aménagement et de la capacité du territoire à fournir des bénéfices économiques, sociaux ou environnementaux.

Le projet de l'AMVAP *Adaptation et expérimentation de nouveaux concepts d'aménagement pour la forêt privée*, complété en 2009, a permis d'évaluer dans quelle mesure le concept est applicable à la forêt privée. Le travail effectué a permis de déterminer que l'on peut s'inspirer de la Triade, mais il est nécessaire d'y apporter les nuances suivantes :

1. Le zonage fonctionnel ne peut être imposé aux propriétaires. L'importance relative de chacune des zones sur le territoire dépend donc de l'intérêt des propriétaires et de l'effort investi par l'AMVAP et ses partenaires pour promouvoir les concepts de conservation, d'aménagement écosystémique et d'aménagement intensif.

2. La notion de conservation doit être modulée afin d'être appliquée. La conservation intégrale est difficilement applicable en forêt privée, car elle est généralement trop contraignante pour les propriétaires.

Étant donné qu'il n'est pas envisageable de découper le territoire selon un zonage géographique contraignant pour les propriétaires, l'AMVAP suggère d'utiliser le terme vocation plutôt que zonage. La vocation attribuée à chaque propriété, ou partie de propriété, dépend de l'intérêt du propriétaire. Cependant, l'AMVAP peut agir en sensibilisant les propriétaires afin de favoriser la mise en place des vocations sur les sites suivants :

Vocation conservation : L'analyse des forêts à haute valeur pour la conservation (FHVC), exigée par la certification FSC, a été faite sur le territoire et a permis d'identifier plusieurs « points chauds » présentant un intérêt élevé pour la conservation. Idéalement, les efforts de sensibilisation à la conservation, qui font partie de la stratégie d'aménagement écosystémique, devraient être ciblés dans ces zones. Bien que la conservation intégrale ou la servitude de conservation soient des options envisageables qui doivent être proposées aux propriétaires, l'aménagement forestier permettant le maintien des hautes valeurs de conservation par le respect des mesures d'atténuation proposées dans le document d'identification des FHVC sont jugées suffisantes dans une optique de conservation.

Vocation d'aménagement intensif : Les zones d'aménagement intensif sont définies comme étant les plantations ou encore les peuplements naturels traités par éclaircie précommerciale ou éclaircie commerciale.

Vocation d'aménagement écosystémique : Le territoire qui ne rencontre ni les critères de la vocation de conservation, ni ceux de la vocation d'aménagement intensif, constituent les sites les plus appropriés pour l'application de l'aménagement écosystémique.

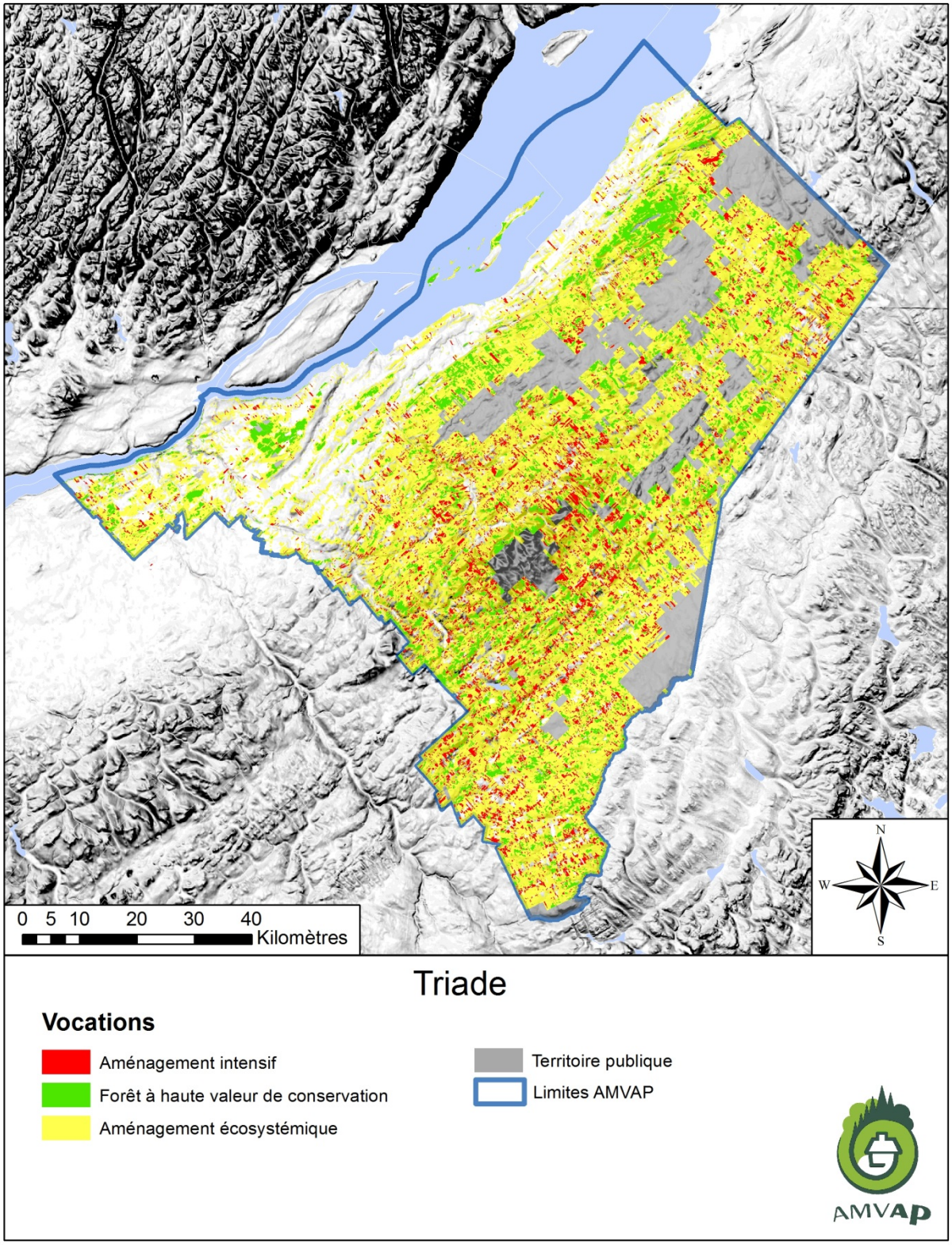
La carte et le tableau suivants présentent la répartition spatiale théorique et les superficies des sites les plus appropriés pour chaque vocation de la Triade.

Tableau 28 Superficie des vocations selon la Triade

Vocation	Superficie (ha)	Proportion du territoire forestier privé (%)
Aménagement intensif	*65 561	12,8
Forêt à haute valeur de conservation	67 223	13,2
Aménagement écosystémique	377 533	74,0

***** Les éclaircies précommerciales en peuplements naturels effectuées de 1991 à 2000 ne sont pas cartographiées. Elles sont, toutefois, comptabilisées dans la superficie totale présentée dans le tableau.

Carte 4 Répartition spatiale des vocations selon la Triade



10.2. Cibles retenues

L'analyse des enjeux écologiques nous a permis de dresser un portrait de la forêt actuelle et de le comparer à celui de la forêt naturelle. Certains des constats identifiés peuvent faire l'objet d'un suivi général de leur évolution sur l'ensemble du territoire. Pour ce faire, on peut compter sur les inventaires décennaux du MRN. En théorie, l'état de chacun de ces constats pourra ainsi être réévalué aux 10 ans. Pour ceux-ci, il est nécessaire d'établir des cibles théoriques. Ces cibles doivent être facilement mesurables à l'aide des données des inventaires décennaux. Elles représentent un état idéal vers lequel on veut tendre graduellement pour tenter d'atténuer les problématiques écologiques du territoire. Il n'y a pas de temps limite imposé pour l'atteinte de ces cibles, on ne vise qu'une amélioration continue à long terme.

Pour plusieurs raisons techniques, sociales et économiques, tenter d'imiter parfaitement les perturbations naturelles par l'entremise des pratiques d'aménagement forestier est irréaliste. Une cible d'aménagement écosystémique réaliste ne vise donc pas à recréer parfaitement les conditions de la forêt naturelle, mais plutôt à réduire l'écart de manière à le rendre acceptable en termes d'impact sur la biodiversité. Le but n'est pas d'imiter les perturbations naturelles, mais de s'en inspirer (Franklin *et al.*, 2007).

Idéalement, on doit définir les cibles théoriques selon la variabilité naturelle[7] spécifique à chaque enjeu. Cependant, établir l'étendue de la variabilité naturelle de chaque caractéristique de la forêt (quantité de bois mort, proportion relative des stades de développement, etc.) est une tâche ardue. Les connaissances actuelles ne permettent pas de la définir clairement pour chacun de ces éléments (Bouchard *et al.*, 2011; Boucher *et al.*, 2011). Si la variabilité naturelle n'est pas connue, on utilise des seuils minimums proposés par certains experts et qui sont jugés suffisants pour assurer le maintien de la biodiversité. Si aucun seuil n'est proposé, l'information disponible sur la forêt naturelle moyenne est utilisée comme base de référence pour émettre la cible. Dans ce dernier cas, la cible représente un état idéal qui ne sera probablement jamais atteint pour cause de considérations socioéconomiques. Les cibles basées sur l'état de la forêt naturelle devraient éventuellement être révisées à mesure que des seuils sont proposés ou que la variabilité naturelle des caractéristiques écologiques est démontrée.

Pour les constats qui ne peuvent faire l'objet d'un suivi à l'échelle du territoire en utilisant les données des inventaires décennaux, une ligne directrice qualitative est tout de même émise comme cible théorique. Les lignes directrices seront considérées dans la mise en œuvre des stratégies (section suivante).

[7] Voir la section 8.1. pour la définition de variabilité naturelle.

En plus des cibles théoriques, l'AMVAP s'est fixé des cibles à court terme. Ces cibles sont plus réalistes et s'appliquent souvent à l'échelle du traitement sylvicole. Les cibles à court terme quantitatives constituent des objectifs qui devront être atteints d'ici quelques années, lorsque les données du 5^{e} inventaire décennal seront disponibles. Les cibles à court terme qualitatives sont des mesures qui devront être mise en place le plus tôt possible. Les cibles émises pour chaque constat sont présentées au tableau suivant.

Tableau 29 Cibles d'aménagement écosystémique à long et court terme

Enjeu 1 Diminution de la proportion de vieilles forêts			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Manque important de vieilles forêts	• Proportion de vieilles forêts par domaine bioclimatique : ErT : 10 % ErBj : 9 % SbBj : 12 %	• Proportion minimales de vieilles forêts par domaine bioclimatique : ErT : 24 % ErBj : 24 % SbBj : 22 % Seuils d'alerte tels que définies par Bouchard *et al*. (2010).	• En se basant sur l'évolution de la proportion de vieilles forêts entre les décennaux, celle-ci devrait augmenter de 3 % en 10 ans : ErT : 13 % ErBj : 12 % SbBj : 15 %
• Forte proportion d'érablières dans les vieilles forêts actuelles	• 80 % des vieilles forêts sont des érablières ne présentant pas nécessairement les attributs typiques des vieilles forêts	• La ligne directrice générale est la conservation d'attributs de vieilles forêts dans les érablières. Cette cible n'est pas mesurable à l'échelle du territoire, les données d'inventaires décennaux ne donnant pas d'information aussi précise.	• Un traitement de jardinage acéricoforestier incluant des mesures de rétention d'attributs de vieilles forêts devra être proposé.

Enjeu 2 Raréfaction de certaines formes de bois morts			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre	• Densité moyenne de chicots (10 cm et +) : 60 ti/ha • Densité moyenne de gros chicots (40 cm et +) : 0 ti/ha Volume de débris ligneux : Inconnu (manque de données)	• Le nombre de PEP présentant des données utilisables sur les chicots n'est pas suffisant pour permettre un suivi rigoureux et fiable de l'évolution de la densité de chicots sur le territoire. Quant au débris ligneux, les données des inventaires décennaux ne sont pas assez précises (dénombrement seulement). Il est donc impossible de déterminer des cibles quantitatives en ce qui a trait au bois mort à l'échelle du territoire. La ligne directrice générale est de laisser une quantité acceptable de bois mort dans les peuplements aménagés.	• Dans le cadre de la mise en application de l'aménagement écosystémique, des mesures de rétention de bois mort seront intégrées à tous les traitements proposés, en accordant une priorité au gros bois mort. Chicots : Minimum 10 chicots/ha Débris ligneux : Minimum 5 m^3/ha

Enjeux 3 Simplification de la structure interne des peuplements			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Simplification de la structure interne des peuplements	• Proportion de peuplements à structure inéquienne ou irrégulière (exclut les bi-étagés) : 48 %	• Proportion de peuplements à structure inéquienne ou irrégulière (exclut les bi-étagés) : Entre 55 et 90 % La cible devrait être révisée si des données plus précises et plus spécifiques à la région sont publiées.	• On prévoit une augmentation des peuplements à structure complexe, mais nous ne sommes pas en mesure de fixer une proportion.
• Uniformisation de la densité par plantation et EPC	• Proportion de plantations selon la norme FSC (excluant EPC) : 2,7 % • Proportion de peuplements naturels traités par EPC : 3,4 %	• Selon la norme FSC Grand-Lacs St-Laurent, un maximum de 5 % de la superficie forestière du territoire peut être occupé par des plantations pour obtenir la certification. Ce maximum est augmenté à 10 % une fois certifié.	• Proposer des traitements permettant de maintenir et de créer de l'hétérogénéité à l'égard de la densité des peuplements .
• Manque de peuplements à forte surface terrière	• Proportion des peuplements de 24 à 28 m^2/ha et plus (terrain productif mésique) : 17 %	• Proportion idéale des peuplements de 24 à 28 m^2/ha (terrain productif mésique) : 30 % (Doyon et Bouffard, 2009) La cible représente l'état moyen de la forêt naturelle, donc l'état idéal. La cible devrait être révisée si des données plus spécifiques à la région sont disponibles ou si une cible plus réaliste est proposée par des experts.	• Dans le cadre de la mise en application de l'aménagement écosystémique, les traitements de coupes partielles proposés devront viser une surface terrière résiduelle plus élevée. On vise également à proposer un traitement de coupe de jardinage à plus faible prélèvement.

Enjeux 3 Simplification de la structure interne des peuplements (suite)			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Simplification de la structure des forêts de fin de succession	• Surface terrière moyenne des peuplements de fin de succession : MJ : 21 m^2/ha FE : 24 m^2/ha	• Surface terrière moyenne des peuplements de fin de succession : MJ : 22 m^2/ha FE : 26 m^2/ha Seuils minimaux de variabilité naturelle proposés par Guillemette et McCullough (2011)	• Dans le cadre de la mise en application de l'aménagement écosystémique, les traitements de coupes partielles proposés devront viser une surface terrière résiduelle plus élevée.
	• Surface terrière moyenne des essences longévives dans les peuplements de fin de succession : MJ : 11 m^2/ha FE : 19 m^2/ha	• Surface terrière moyenne des essences longévives dans les peuplements de fin de succession : MJ : 18 m^2/ha FE : 26 m^2/ha Seuils minimaux de variabilité naturelle proposés par Guillemette et McCullough (2011)	• Proposer une priorité de conservation des tiges résiduelles favorisant le maintien des espèces longévives dans le peuplement.
	• Surface terrière des gros bois d'essences longévives dans les peuplements de fin de succession : MJ : 2 m^2/ha FE : 5 m^2/ha	• Surface terrière des gros bois d'essences longévives dans les peuplements de fin de succession : MJ : 6 m^2/ha FE : 11 m^2/ha Seuils minimaux de variabilité naturelle proposés par Guillemette et McCullough (2011)	• Dans le cadre de la mise en application de l'aménagement écosystémique, les traitements proposés devront inclure la rétention d'au minimum 5 gros arbres/ha lors de la récolte.

Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts

Constats	État actuel	Cibles théoriques	Cibles AMVAP (court terme)
↓ Épinettes (EPR) ↓ Thuya occidental ↓ Pins ↓ Bouleau jaune ↓ Pruche de l'est ↓ Chêne rouge ↓ Orme d'Amérique ↓ Noyer cendré ↑ Sapin ↑ Érable à sucre ↑ Feuillus de lumière Incertain : Hêtre à grandes feuilles, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif	• Voir le tableau d'Arseneault et *al.* (2011) (section 6.4.1.)	• Les cibles quantitatives sont celles déterminées par la composition de la forêt préindustrielle d'Arseneault *et al.* (2011) (voir section 6.4.1. pour détails). Pour les essences qui ne sont pas présentées spécifiquement, des choix ont été faits selon l'info. disponible sur chacune.	• Proposer une priorité de conservation des tiges résiduelles favorisant le maintien des espèces en déclin dans les peuplements.

Essence	Objectif
Sapin	Baisse
Peupliers	Baisse
Bouleau blanc	Baisse
Épinettes	Hausse
Thuya	Hausse
Bouleau jaune	Hausse
Pins	Hausse
Pruche	Hausse
Chêne rouge	Hausse
Orme d'Amérique	Hausse
Noyer cendré	Hausse
Mélèze	Maintien
Frêne d'Amérique	Maintien
Cerisier tardif	Maintien
Autres	Maintien

Pour l'érable à sucre, aucun objectif n'est établi en raison de son importance socioéconomique. Les données d'Arseneault *et al.* (2010) représentent un état moyen de la forêt naturelle, donc un état idéal. Les cibles devraient être révisées si des cibles plus réalistes sont définies par des experts.

Enjeu 4 Modification de la composition végétale des forêts (suite)			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Enfeuillement général	• Proportion de chaque type de couvert forestier : Feuillus : 23 % Mélangés : 53 % Résineux : 24 %	• Proportion de chaque type de couvert forestier : Feuillus : 10 % Mélangés : 64 % Résineux : 27 % (Boucher *et al*., 2011) Ces cibles représentent l'état moyen de la forêt naturelle, donc l'état idéal. Les cibles devraient être révisées si des chiffres plus réalistes sont proposés par des experts.	• Proposer une priorité de conservation des tiges résiduelles favorisant le maintien des espèces résineuses en déclin dans les peuplements.
• Implantation d'espèces exotiques	• Présence marginale d'espèces exotiques. Selon l'information disponible, ces espèces ne présentent aucun risque d'envahissement. Elles sont peu plantées actuellement.	• L'état de la forêt naturelle (aucune plantation d'espèces exotiques) constitue une cible irréaliste. Considérant qu'aucun risque d'envahissement n'a été observé par les experts, aucune cible spécifique aux essences exotiques n'est établie.	• Être à l'affut des nouvelles informations disponibles afin de prévenir les risques d'envahissement.
• Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération	• En général, les densités du cerf de Virginie respectent les 5 cerfs/km^2. Des densités plus problématiques peuvent être présentes de manière localisée sur certains sites.	• Considérant les densités relativement faibles et l'importance socioéconomique de l'animal, il n'est pas envisageable de tenter d'abaisser les niveaux de population. De plus, les mesures de protection directes contre l'animal (exclos et protecteurs individuels) sont considérées trop coûteuses pour être financées. Aucune cible à long terme.	• Chercher du financement pour l'aménagement des ravages afin de limiter les effets négatifs à ces secteurs.

Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts

<table>
<tr><th>Constats</th><th>État actuel</th><th>Cibles théoriques</th><th>Cibles AMVAP (court terme)</th></tr>
<tr>
<td>• Surabondance de jeunes peuplements</td>
<td>• Proportions des stades de développement
<table>
<tr><td></td><td colspan="3">Domaines bioclimatiques</td></tr>
<tr><td>Stades de développ.</td><td>ErT</td><td>ErBj</td><td>SbBj</td></tr>
<tr><td>Régéné.*</td><td>12</td><td>22</td><td>21</td></tr>
<tr><td>Inter.</td><td>77</td><td>68</td><td>67</td></tr>
<tr><td>Vieux</td><td>11</td><td>10</td><td>12</td></tr>
</table>
* Le stade de développement « régénération » inclut les friches reboisées. On estime que ces friches représentent presque 5 % du territoire.</td>
<td>• Proportions des stades de développement
<table>
<tr><td></td><td colspan="3">Domaines bioclimatiques</td></tr>
<tr><td>Stades de dévelop.</td><td>ErT</td><td>ErBj</td><td>SbBj</td></tr>
<tr><td>Régéné.</td><td>≤ 20</td><td>≤ 20</td><td>≤ 20</td></tr>
<tr><td>Inter.</td><td>---</td><td>---</td><td>---</td></tr>
<tr><td>Vieux</td><td>≥ 24</td><td>≥ 24</td><td>≥ 22</td></tr>
</table>
Les cibles pour le stade « régénération » correspondent au « seuil d'altération acceptable » proposé par Bouchard et *al.* (2010). Les cibles pour le stade « vieux » correspondent au « seuil d'alerte » proposé par Bouchard et *al.* (2010).</td>
<td>• Pour les peuplements en régénération, les cibles à court terme sont les mêmes que celles à long terme. En ce qui a trait aux vieux peuplements, voir l'enjeu 1.</td>
</tr>
<tr>
<td>• Baisse des forêts d'intérieur</td>
<td>• Selon l'analyse effectuée, 40,5 % de la superficie forestière constitue de la forêt d'intérieur</td>
<td>• L'état de la forêt naturelle (100 % du territoire forestier en forêt d'intérieur) constitue une cible irréaliste. Aucun seuil n'est proposé dans la littérature et la méthode d'identification des forêts d'intérieur est débattue dans la communauté scientifique.</td>
<td>• L'AMVAP peut difficilement agir pour augmenter la superficie des forêts d'intérieurs. L'objectif est de tenter de limiter la fragmentation.</td>
</tr>
</table>

Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts (suite)			
Constats	**État actuel**	**Cibles théoriques**	**Cibles AMVAP (court terme)**
• Baisse de la connectivité	• Résultats variables au sein du territoire, mais une baisse parfois grave de connectivité est observée	• L'état de la forêt naturelle constitue une cible irréaliste. Aucun seuil n'est proposé dans la littérature et les méthodes d'analyse de connectivité sont débattues dans la communauté scientifique. En conséquence, seule une ligne directrice est émise. Celle-ci est de tenter de maintenir et d'augmenter la connectivité sur le territoire, dans la mesure des capacités de l'AMVAP.	• Évaluer les secteurs les plus problématiques de bris de connectivité et trouver des pistes de solutions (reboisement de bandes riveraines, etc.)
• En se basant sur les végétations potentielles, l'EPB et l'ERS semblent parfois situés hors de leur limite écologique.	• Dominance de l'EPB située à 18,9 % sur des sites à végétation potentielle mixte. Dominance des érables située à 29,8 % sur des végétations potentielles MJ, dont un nombre considérable dominé par l'ERS.	• L'EPB ne devrait pas dominer ces sites. L'état de la forêt naturelle (aucune dominance d'EPB sur sites à végétation potentielle mixte) constitue une cible irréaliste, puisqu'elle nécessiterait l'élimination ou la conversion de nombreuses plantations. La ligne directrice est de limiter au maximum les plantations faites sur une végétation potentielle inappropriée. Pour ce qui est de la dominance de l'ERS sur ces sites, étant donné l'importance socioéconomique de l'acériculture, il n'est pas envisageable de tenter de contrer cette surabondance.	• Dans le cadre de la mise en application de l'aménagement écosystémique, le choix des essences pour les plantations devra respecter la végétation potentielle de chaque site.

10.3. Stratégies d'aménagement écosystémique

Les stratégies sont les moyens que l'on veut mettre en œuvre pour tendre vers les cibles. Une revue de littérature a permis de prendre connaissance des stratégies d'aménagement écosystémique proposées par les experts dans le domaine. En tenant compte de la réalité de la forêt privée et des enjeux écologiques du territoire, plusieurs d'entre elles ont été retenues, certaines ont été modifiées et d'autres ont été ajoutées. Elles peuvent prendre la forme d'orientations générales, comme de sensibiliser les propriétaires à la conservation, ou de modalités à intégrer dans les traitements sylvicoles, comme la rétention d'un certain nombre de chicots.

Les orientations générales de l'AMVAP sont les suivantes :

1. Conservation des milieux naturels

Objectif : Préserver certains écosystèmes rares ou en déclin et les milieux sensibles.

Stratégie : Faire des démarches afin de renseigner les propriétaires forestiers aux options de conservation en terres privées, dont la servitude écologique. Tenter d'établir des sites de conservation en terres privées (conservation volontaire des écosystèmes forestiers exceptionnels et des milieux humides).

2. Intégrer des modalités d'aménagement écosystémique aux traitements sylvicoles

Objectif : Préserver la biodiversité en maintenant des attributs clés de la forêt naturelle.

Stratégie : Proposer des variantes de traitements sylvicoles permettant de conserver certains attributs clés de la forêt naturelle.

3. Élaborer un guide sylvicole pour chaque espèce en déclin

Objectif : Donner aux conseillers un guide de consultation rapide et précis résumant les techniques proposées par les experts pour régénérer les espèces en déclin, selon leur autécologie.

Stratégie : Résumer l'autécologie de chaque espèce et recommander certains traitements avec les spécifications appropriées à chaque essence.

4. Offrir des formations aux conseillers forestiers sur l'aménagement écosystémique

Objectif : Former les conseillers forestiers pour une mise en œuvre efficace de l'aménagement écosystémique.

Stratégie : Évaluer leurs besoins en formation relatifs à l'aménagement écosystémique et chercher le financement pour les combler.

5. Élaborer des fiches techniques vulgarisées qui expliquent le fondement des traitements d'aménagement écosystémique

Objectifs : Informer les propriétaires sur l'aménagement écosystémique. Cela permettra également de favoriser le maintien des mesures d'atténuation qu'impliquent les traitements d'aménagement écosystémique (rétention de chicot, par exemple).

Stratégie : Les fiches pourront être ajoutées aux plans d'aménagement forestier qui contiennent des traitements écosystémiques. La vulgarisation sera également effectuée via d'autres médias.

Les modalités à intégrer aux traitements écosystémiques qui seront proposés sont les suivantes :

1. Maintenir un minimum de volume de débris ligneux (> 5 m^3/ha), en préservant les gros débris dans la mesure du possible.

2. Maintenir 5 gros arbres/ha, en accordant une priorité aux vétérans.

3. Maintenir 10 gros chicots ou autres arbres à valeur fauniques à l'hectare, en accordant une priorité aux plus gros.

4. Dans les coupes partielles, maintenir une densité du couvert résiduel d'au minimum 40 %.

5. Conserver des îlots non exploités et intégrer des trouées à certains traitements.

6. Effectuer les traitements de manière sélective en laissant sur pied les semenciers et la régénération d'espèces en déclin en respectant l'ordre de conservation suivant :

   Ordre de priorité de conservation (dégagement et EPC):

1. Espèces fantômes : Bouleau jaune, Chêne rouge, Orme d'Amérique, Noyer cendré, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif
2. Pin blanc, Pin rouge, Pruche, Thuya occidental
3. Épinette rouge, Épinette blanche

   Ordre de priorité de conservation (traitements commerciaux) :

1. Espèces fantômes : Chêne rouge, Orme d'Amérique, Noyer cendré, Frêne d'Amérique, Cerisier tardif
2. Pin blanc, Pin rouge, Pruche, Thuya occidental
3. Épinette rouge, Épinette blanche, Bouleau jaune

   Toutefois, ne pas éliminer complètement une espèce d'un peuplement (sauf les feuillus intolérants).

7. Financer le scarifiage pour faciliter la régénération naturelle d'espèces en déclin qui nécessitent un sol perturbé.

8. Diminuer le prélèvement minimal et maximal dans certains traitements de coupes partielles.

9. Les travaux d'assistance à la régénération (plantation, enrichissement et regarni), qui introduisent une espèce qui n'est pas initialement présente dans un peuplement d'origine naturelle, doivent être précédés de l'identification de la végétation potentielle. Un guide de remise en production sera proposé avec les traitements d'aménagement écosystémique de manière à orienter le choix des espèces à reboiser selon la végétation potentielle du site.

10. La régénération assistée écosystémique doit être composée en partie d'essences rares ou en déclin.

Les tableaux suivants présentent les orientations générales et les modalités en fonction des enjeux auxquels elles répondent.

Tableau 30 Stratégies (orientation générales) en fonction des enjeux auxquels elles répondent

Enjeux	Orientation générales				
	1. Conservation des milieux naturels	2. Intégrer des modalités d'AE aux traitements	3. Élaborer des guides sylvicoles	4. Offrir des formations aux conseillers forestiers	5. Élaborer des fiches techniques vulgarisées
Enjeu 1 Vieilles forêts					
Manque important de vieilles forêts	***	Voir le tableau suivant pour l'effet de chaque modalité		*	*
Forte proportion d'érablières dans les vieilles forêts actuelles	*		*	*	*
Enjeu 2 Bois mort					
Manque de bois mort (chicots et débris ligneux), surtout ceux de gros calibre	*			*	*
Enjeu 3 Structure interne					
Simplification de la structure interne des peuplements	*			*	*
Uniformisation de la densité par plantation et EPC	*			*	*
Manque de peuplements à forte surface terrière	*			*	*
Simplification de la structure des forêts de fin de succession	*			*	*
Déclin de plusieurs espèces	***		***	*	*
Enfeuillement général	*		*	*	*
Implantation d'espèces exotiques				*	*
Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération				*	*

Enjeux	Orientation générales				
	1. Conservation des milieux naturels	**2. Intégrer des modalités d'AE aux traitements**	**3. Élaborer des guides sylvicoles**	**4. Offrir des formations aux conseillers forestiers**	**5. Élaborer des fiches techniques vulgarisées**
Enjeu 4 Composition végétale					
Déclin de plusieurs espèces	***		***	*	*
Enfeuillement général	*		*	*	*
Implantation d'espèces exotiques				*	*
Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération				*	*
Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts					
Surabondance de jeunes peuplements	*			*	*
Baisse de forêts d'intérieur	*			*	*
Baisse de la connectivité	*			*	*
EPB et ERS parfois situés hors de leur limite écologique				*	*

* : Répond indirectement à l'enjeu
*** : Répond directement à l'enjeu

Tableau 31 Stratégies (modalités à intégrer aux traitements) en fonction des enjeux auxquels elles répondent

Enjeux	Modalités à intégrer aux traitements									
	1. Rétention débris ligneux	**2. Rétention gros arbres vivants**	**3. Rétention chicots**	**4. Rétention 40 % couvert**	**5. Îlots et trouées**	**6. Priorité de conserv.**	**7. Scarifiage**	**8. Réduction du prélèv.**	**9. Reboiser selon la vég. pot.**	**10. Reboiser les espèces rares ou en déclin**
Enjeu 1 Vieilles forêts										
Manque important de vieilles forêts		*		*				*		
Forte proportion d'érablières dans les vieilles forêts actuelles						*				*
Enjeu 2 Bois mort										
Manque de bois mort (chicots et débris ligneux), surtout ceux de gros calibre	***	*	***							
Enjeu 3 Structure interne										
Simplification de la structure interne des peuplements										
Uniformisation de la densité par plantation et EPC					***					
Manque de peuplements à forte surface terrière		***						***		
Simplification de la structure des forêts de fin de succession		***			*	*				*

Enjeux	Modalités à intégrer aux traitements									
	1. Rétention débris ligneux	**2. Rétention gros arbres vivants**	**3. Rétention chicots**	**4. Rétention 40 % couvert**	**5. Îlots et trouées**	**6. Priorité de conserv.**	**7. Scarifiage**	**8. Réduction du prélèv.**	**9. Reboiser selon la vég. pot.**	**10. Reboiser les espèces rares ou en déclin**
Enjeu 4 Composition végétale										
Déclin de plusieurs espèces	*	*			*	***	***		*	***
Enfeuillement général				*		*	*	*		*
Implantation d'espèces exotiques									***	
Hausse du cerf de Virginie pouvant causer des problèmes de régénération						*				*
Enjeu 5 Modification de l'organisation spatiale des forêts										
Surabondance de jeunes peuplements										
Baisse de forêts d'intérieur										
Baisse de la connectivité										
EPB et ERS parfois situés hors de leur limite écologique									***	*

* : Répond indirectement à l'enjeu
*** : Répond directement à l'enjeu

11. Évaluation des effets de la stratégie d'aménagement écosystémique sur la possibilité forestière

L'application des stratégies déterminées pour rencontrer les cibles d'aménagement écosystémique auront inévitablement un effet sur les pratiques d'aménagement de la forêt. Ces conséquences peuvent influencer la possibilité forestière, principalement en soustrayant certaines superficies à la récolte ou en influençant la productivité des peuplements traités.

Pour plusieurs raisons, tenter de quantifier l'effet de l'aménagement écosystémique sur la possibilité forestière est irréaliste. Tout d'abord, à ce stade-ci du processus d'implantation de l'aménagement écosystémique, les mesures concrètes à intégrer à chaque traitement sylvicole ne sont pas encore bien définies ou quantifiées (quantité et superficie d'îlots à préserver par exemple). Aussi, en forêt privée, il est impossible de prévoir à l'avance dans quelle mesure chacun des traitements sera appliqué à chaque année, étant donné la variabilité des budgets et de l'intérêt des propriétaires. En plus, estimer quantitativement l'impact de plusieurs des traitements sylvicoles écosystémiques sur la productivité des peuplements demanderait des analyses de modélisation beaucoup trop complexes, qui sont généralement effectuées par des experts dans le domaine avec des logiciels dont l'AMVAP ne dispose pas.

On peut tout de même évaluer qualitativement l'effet présumé de chacune des stratégies proposées sur la possibilité forestière (tableaux 32 et 33). On constate que l'effet général des stratégies d'aménagement écosystémique semble être une baisse de la possibilité forestière. Toutefois, sur le territoire privé, considérant que l'on n'exploite qu'environ 60 % de la possibilité maximale actuelle, les impacts de cette baisse présumée de la possibilité risque peu de se faire ressentir.

Tableau 32 Effet présumé des stratégies (orientations générales) sur la possibilité forestière

Orientations générales		Effet présumé sur la possibilité forestière
1.	Conservation des milieux naturels	Baisse La conservation intégrale soustrait des superficies à l'exploitation forestière. Les formes de conservations permettant l'exploitation forestière limite généralement leur intensité ou leur fréquence, ce qui réduit aussi la possibilité de récolte.
2.	Intégrer modalités d'AE aux traitements	Voir tableau suivant
3.	Élaborer des guides sylvicoles	Aucun impact
4.	Offrir des formations aux conseillers forestiers	Aucun impact
5.	Élaborer des fiches techniques vulgarisées	Aucun impact

Tableau 33 Effet présumé des stratégies (modalités à intégrer aux traitements) sur la possibilité forestière

Modalités de traitement		Effet présumé sur la possibilité forestière
1.	Rétention de débris ligneux	Aucun impact
2.	Rétention de gros arbres	Baisse La rétention d'arbres vivants diminue le volume récolté à l'hectare dans les coupes totales (Comité d'experts sur les solutions, 2009). De plus, dans tous les types de coupe, la survie de ces arbres jusqu'à la prochaine récolte n'est pas assurée.
3.	Rétention de chicots	Aucun impact Les chicots, même ceux utilisables par l'industrie (secs et sains), ne sont pas considérés dans le calcul de possibilité forestière.
4.	Rétention de 40 % du couvert	Baisse Dans certains cas, la limite de 40 % de densité du couvert peut limiter le taux de prélèvement d'une coupe partielle.
5.	Intégrer des îlots et trouées	Variable Les superficies maintenues sous forme d'îlots entraînent une baisse directe de la possibilité forestière. Au contraire, les trouées l'augmentent à court terme.
6.	Priorité de conservation	Aucun impact
7.	Scarifiage	Aucun impact Certaines études tendent à indiquer que le scarifiage a un effet positif sur la productivité de la régénération, mais il n'est pas démontré que cet effet se perpétue à long terme.
8.	Réduction du prélèvement	Baisse Dans le cas des coupes où le prélèvement maximal autorisé est baissé.
9.	Reboiser selon la végétation potentielle	Augmentation Théoriquement, reboiser selon la végétation potentielle permet de choisir les essences les mieux adaptées à chaque site. Conséquemment, la productivité des plantations est optimisée et la possibilité forestière à long terme s'en trouve améliorée.
10.	Reboiser les espèces rares ou en déclin	Aucun impact

12. Validation des stratégies écosystémiques en fonction d'espèces focales fauniques

Les lignes directrices de l'aménagement écosystémique visent à rétablir les caractéristiques de la forêt préindustrielle en s'inspirant du régime des perturbations naturelles. Une composante nécessaire au maintien de l'intégrité de la dynamique des écosystèmes forestiers est souvent implicitement incluse dans la planification actuelle de l'aménagement écosystémique; le maintien de la biodiversité. En effet, certains stipuleront que puisque les travaux écosystémiques mènent aux caractéristiques forestières naturelles, cela signifie donc que la diversité spécifique qui prévalait dans les conditions naturelles persistera suite aux aménagements. Il importe cependant de reconnaître que la coupe forestière s'inspire, mais ne reproduit jamais entièrement les effets d'une perturbation naturelle (McRae *et al.,* 2001). Il est donc primordial de tenter d'évaluer si les stratégies et les modalités d'aménagement écosystémique proposées permettent de maintenir les diverses espèces, particulièrement celles qui sont sensibles aux interventions forestières et celles qui sont mises en valeur dans la région considérée (Bélanger *et al.,* 2012).

Puisque les connaissances de l'écologie de toutes les espèces fauniques d'une région sont limitées, les modalités d'aménagement peuvent être validées en utilisant certaines espèces focales. Ces dernières sont un groupe d'espèces dont les besoins particuliers en habitat sont retenus pour guider l'aménagement écosystémique d'un territoire à des fins de conservation et de mise en valeur de la biodiversité. Ces espèces sont jugées d'intérêt en raison de leur sensibilité aux activités humaines ou de leur valeur sociale et culturelle (Bélanger *et al*., 2012).

Tel que suggéré par Bélanger *et al*. (2012), l'approche proposée ici cherche à établir une complémentarité entre la gestion des écosystèmes et la prise en considération des besoins d'habitat d'un groupe d'espèces focales. Il s'agit de vérifier si les différentes espèces focales retenues trouvent des conditions d'habitat propices à leur maintien à l'intérieur des cibles écosystémiques fixées (Bouchard *et al*., 2011).

La validation des cibles de l'aménagement écosystémique à l'aide d'espèces focales doit être un processus itératif. En effet, il sera nécessaire d'adapter les cibles à mesure que les connaissances sur l'écologie des espèces régionales se précisent (Carignan et Villard, 2001). En forêt boréale, certaines espèces ont été désignées en tant qu'espèces focales, mais en forêt feuillue, l'exercice est encore à faire (MRN, 2013, *en prép*.). Ainsi, certaines espèces pourront être ajoutées à cette liste. Il importe de mentionner qu'assurer le maintien de certaines composantes d'habitat pour un petit nombre d'espèces focales ne permet pas de considérer les besoins de toutes les espèces, donc de la diversité spécifique, qui se trouvent en forêt feuillue.

Dans le cadre de la validation des cibles de l'aménagement écosystémique pour le territoire de l'AMVAP, les espèces focales sélectionnées sont :

- le cerf de Virginie
- le lièvre d'Amérique
- le pékan
- le grand pic

Tableau 34 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du cerf de Virginie

Cerf de Virginie	
Critères de sélection	Espèce d'importance socio-économique et représentative de l'effet mosaïque (à l'échelle du peuplement).
Besoins spécifiques en habitat	Sensibilité à la répartition des peuplements dans l'espace (entremêlement) : • Les peuplements d'abris doivent être résineux ou à dominance résineuse et de densité A ou B (≥ 30 ans; MRN, 2012); • Les proportions seuils de peuplements d'abri et de nourriture-abri sont de 7 % et 25 % respectivement pour le sud du Québec (MRN, 2012), bien que le seuil de 7% soit difficilement applicable au contexte bioclimatique du territoire de l'Agence.
Enjeux liés à la forêt actuelle	**Enjeu 3** Simplification de la structure interne des peuplements : • Uniformisation de la densité par plantation. **Enjeu 4** Modification de la composition végétale des forêts : • Enfeuillement général. **Enjeu 5** Modification de l'organisation spatiale des forêts : • Surabondance de jeunes peuplements.
Stratégies (modalités intégrées aux traitements)	**5. Îlots et trouées** : La création de trouées permet de créer des secteurs d'alimentation et la conservation d'îlots résineux permet de préserver un couvert d'abri. Bien que cet entremêlement soit macroscopique, il est tout de même fonctionnel. **6. Priorité de conservation** : Le maintien d'espèces résineuses en déclin telles le cèdre et la pruche favorise la persistance d'un couvert d'abri et de nourriture de qualité. **10. Réduction du prélèvement** : Permet de conserver un couvert d'abri.

Tableau 35 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du lièvre d'Amérique

Lièvre d'Amérique	
Critères de sélection	Espèce représentative des jeunes peuplements. Proie de bon nombre de prédateurs (FTGQ, 2011).
Besoins spécifiques en habitat	Sensibilité à la structure et à l'obstruction latérale dans les peuplements résineux et mixtes (où la nourriture est généralement plus abondante) : • L'obstruction latérale optimale pour l'abri d'hiver est de 85 %.
Enjeux liés à la forêt actuelle	**Enjeu 3** Simplification de la structure interne des peuplements : • Uniformisation et réduction de la densité par plantation et éclaircie précommerciale.
Stratégies (modalités intégrées aux traitements)	**5. Îlots et trouées :** La création de trouées dans les peuplements matures et d'îlots dans les jeunes peuplements dans les secteurs résineux permet de créer des secteurs d'abri d'hiver. **10. Réduction du prélèvement** : Permet de conserver un couvert d'abri résineux dense.

Tableau 36 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du pékan

Pékan	
Critères de sélection	Représentative des vieilles forêts et dépendance au bois mort et aux arbres à cavité (idéalement de fort diamètre).
Besoins spécifiques en habitat	Sensible à la structure et à la composition des forêts de mi-succession, mûres ou âgées (Allen, 1983) : • Abondance de gros arbres vivants ou arbres à cavité pour la reproduction; • Abondance de débris ligneux où se cachent les proies; • Structure interne complexe; • Forêts mixtes et résineuses.
Enjeux liés à la forêt actuelle	**Enjeu 1** Diminution de la proportion de vieilles forêts : • Manque important de vieilles forêts. **Enjeu 2** Raréfaction de certaines formes de bois mort : • Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre). **Enjeu 3** Simplification de la structure interne des peuplements : • Simplification de la structure interne des peuplements; • Simplification de la structure des forêts de fin de succession. **Enjeu 4** Modification de la composition végétale des forêts : • Enfeuillement général. **Enjeu 5** Modification de l'organisation spatiale des forêts : • Surabondance de jeunes peuplements.
Stratégies (modalités intégrées aux traitements)	1. **Rétention de débris ligneux** : Les principales proies du pékan se cachent dans les débris ligneux. 2. **Rétention de gros arbres vivants** : Permet au pékan d'avoir de bons sites de reproduction. 3. **Rétention de chicots** : Permet au pékan d'avoir de bons sites de reproduction 5. **Îlots et trouées** : La rétention d'îlots permet de maintenir des secteurs de forêt mature. 6. **Priorité de conservation** : Permet la persistance des peuplements mixtes et résineux et limite l'enfeuillement. 10. **Réduction du prélèvement** : Permet de conserver une plus forte densité du peuplement et de maintenir la dominance résineuse de certains peuplements.

Tableau 37 Stratégie d'aménagement écosystémique en fonction du Grand pic

Grand pic	
Critères de sélection	Espèce clé représentative des vieilles forêts et qui crée l'habitat de plusieurs espèces cavicoles (Cadieux, 2011).
Besoins spécifiques en habitat	Sensible à la structure et à la composition des forêts de mi-succession, mûres ou âgées : • Abondance de gros arbres vivants ou arbres à cavité pour la reproduction; • Abondance de débris ligneux où se cachent les proies; • Structure interne complexe; • Forêts mixtes et résineuses.
Enjeux liés à la forêt actuelle	**Enjeu 1** Diminution de la proportion de vieilles forêts : • Manque important de vieilles forêts. **Enjeu 2** Raréfaction de certaines formes de bois mort : • Manque de bois mort (chicots et débris ligneux) particulièrement ceux de gros calibre. **Enjeu 3** Simplification de la structure interne des peuplements : • Simplification de la structure interne des peuplements; • Simplification de la structure des forêts de fin de succession. **Enjeu 4** Modification de la composition végétale des forêts : • Enfeuillement général. **Enjeu 5** Modification de l'organisation spatiale des forêts : • Surabondance de jeunes peuplements.
Stratégies (modalités intégrées aux traitements)	1. **Rétention de débris ligneux** : Nécessaire à l'alimentation des pics. 2. **Rétention de gros arbres vivants** : Permet le recrutement de gros chicots nécessaires à l'alimentation et à la reproduction des grands pics. 3. **Rétention de chicots** : Nécessaire à l'alimentation et à la reproduction des grands pics. 5. **Îlots et trouées** : La rétention d'îlots permet de maintenir des secteurs de forêt mature. 6. **Priorité de conservation** : Permet la persistance des peuplements mixtes et résineux et limite l'enfeuillement. 10. **Réduction du prélèvement** : Permet de conserver une plus forte densité du peuplement.

13. Conclusion

La description des perturbations naturelles du territoire et les analyses d'écart avec la forêt naturelle ont permis d'identifier plusieurs enjeux écosystémiques concernant la forêt privée de l'est de Chaudière-Appalaches. En tenant compte des particularités de la forêt privée, des stratégies ont pu être définies en réponse aux enjeux écosystémiques. Ces stratégies impliquent, entre autres, l'élaboration de traitements sylvicoles à caractère écosystémique. Ces traitements ont été élaborés et sont présentés dans le Cahier d'instructions techniques – Travaux à caractère écosystémique. Ces traitements se veulent simples et faciles à appliquer afin de favoriser l'implantation de l'aménagement écosystémique en forêt privée. Ils pourront être raffinés avec le temps au besoin. Le Cahier d'instructions techniques – Travaux à caractère écosystémique présente aussi un bref guide sylvicole pour chaque espèce en déclin, tel que prévu dans nos stratégies écosystémiques. Ces guides pourront être utilisés afin d'aider à la restauration des espèces en déclin sur le territoire.

Les stratégies d'aménagement écosystémique mentionnées dans le cadre de ce travail pourront être prises en compte dans le prochain Plan de protection et de mise en valeur (PPMV) de l'AMVAP, qui décrit les grandes problématiques et un plan d'action pour le territoire. Ce document est en cours de réalisation et devrait être finalisé en 2013.

14. Bibliographie

ABRAMS, M. D. (1998). The Red Maple Paradox. *BioScience*, *48*(5), 355–364.

AFCE. (2008). *Les grands pins au Québec - Un choix d'avenir*. Partenariat Innovation Forêt, 26 p.

ANGERS, V.-A. (2009). *L'enjeu écologique du bois mort - Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire*. Québec: pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.

ANGERS, V.-A., Messier, C., Beaudet, M., & Leduc, A. (2005). Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, *217*(2-3), 275–293.

ARSENEAULT, D., DeRömer, A., & Dupuis, S. (2010). *Reconstitution préliminaire de la composition de la forêt préindustrielle dans Chaudière-Appalaches*. Université du Québec à Rimouski, 15 p.

BARRETTE, M., & Bélanger, L. (2007). Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice. *Canadian Journal of Forest Research*, *37*(7), 1147–1160.

BEAUDET, M., & Messier, C. (1997). *Le bouleau jaune en peuplements feuillus et mixtes : autécologie , dynamique forestière et pratiques sylvicoles*. Université du Québec à Montréal, Groupe de recherche en écologie forestière, 56 p.

BÉGIN, É. (2011). *Caractérisation des régimes de perturbations par le chablis et des vents extrêmes dans l'érablière à bouleau jaune du Québec*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 101 p.

BÉLANGER, M. (1998). *L'aménagement durable des érablières en vue de la production acéricole*. Service d'extension en foresterie de l'Est-du-Québec.

BÉLANGER, L., G. St-Hilaire & M.-È. Deshaies. (2012). *Proposition d'espèces focales en appui à l'aménagement écosystémique et faunique de la réserve faunique des Laurentides (RFL)*. Rapport présenté à la Fondation de la faune du Québec (FFQ) dans le cadre du projet Aménagement écosystémique et aménagement des habitats fauniques de la réserve faunique des Laurentides (RFL). Nature Québec, 53 p.

BERGERON, D., Darveau, M., Desrochers, A., & Savard, J.-P. L. (1997). *Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional*. Service canadien de la faune, Direction de la conservation de l'environnement, 41 p.

BLANCHET, P., Drapeau, P., Fortin, J., Gauthier, S., Imbeau, L., Lacasse, G., Lemaire, G., et al. (2009). Le feu en milieu forestier. *Manuel de foresterie* (pp. 1036–1090). Éditions MultiMondes.

BLOUIN, J. (2011). *Enjeux de structure interne et de bois mort - UA 035-51*. Diaporama. Gouvernement du Québec.

BLOUIN, Jacques & Jean-Pierre Berger. (2003). *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 4f – Collines des moyennes Appalaches.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.

BOUCHARD, M., Déry, S., Jacqmain, H., Jetté, J.-P., & Leblanc, M. (2010). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I : Analyse des enjeux. Version préliminaire 1.0*. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 117 p.

BOUCHARD, M., S. Déry, H. Jacqmain, J.-P. Jetté & M. Leblanc. (2011). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II : Élaboration de solutions aux enjeux. Version préliminaire 1.1*. Gouvernement du Québec, MRNF, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 124 p.

BOUCHARD, M., Kneeshaw, D., & Bergeron, Y. (2006). Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, *87*(9), 2319–2329.

BOUCHER, Y. (2005). *Dynamique, structure et composition des forêts bas-laurentiennes : les bases dans le développement d'une approche d'aménagement écosystémique*. Revue de littérature présentée à la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, 23 p.

BOUCHER, Y., Arseneault, D., & Sirois, L. (2006). Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, *36*(2), 505–517.

BOUCHER, Y., Arseneault, D., & Sirois, L. (2009). Logging history (1820–2000) of a heavily exploited southern boreal forest landscape: Insights from sunken logs and forestry maps. *Forest Ecology and Management*, *258*(7), 1359–1368.

BOUCHER, Y., Arseneault, D., Sirois, L., & Blais, L. (2008). Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology*, *24*(2), 171–184.

BOUCHER, Y., Bouchard, M., Grondin, P., & Tardif, P. (2011). *Le registre des états de référence : intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 21 p.

BOUCHER, S., Crête, M., Ouellet, J.-P., Daigle, C. & Lesage, L. (2004). Large-scale trophic interactions: White-tailed deer growth and forest understory. *Ecoscience, 11* (3), 286-295.

BOUCHETTE, J. (1815). *A topographical description of the province of Lower Canada*. London, 782 p.

BOUFFARD, D., Nolet, P., & Lorenzetti, F. (2004). *Herbivorie et croissance après diverses intensités de dégagement chez de jeunes gaules de bouleau jaune : résultats préliminaires après 2 saisons de croissance*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 21 p.

BOULANGER, Y., Arseneault, D., Morin, H., Jardon, Y., Bertrand, P., & Dagneau, C. (2012). Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (Choristoneura fumiferana) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research*, *42*(7), 1264–1276.

BOULANGER, Y., Faucher, J.-P., Gilbert, A., Paulette, M., & Tremblay, M. (2010). *Portrait des ressources naturelles de la Chaudière-Appalaches*. Montmagny: Conférence régionale des élu(e)s de la Chaudière-Appalaches, Commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire, 187 p.

BRISSON, J, Bergeron, Y., & Bouchard, A. (1988). Les successions secondaires sur sites mésiques dans le Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada. *Canadian journal of Botany*, *66*, 1192–1203.

BRISSON, Jacques, & Bouchard, A. (2006). The Haut-Saint-Laurent wilderness at the time of settlement based on Sellar's history - Part II: Forests and wetlands. *Chateauguay Valley Historical Society Annual Journal*, *37*, 25–31.

BROWN, J. (1992). *Principes et normes d'aménagement des peuplements naturels de pin blanc et de pin rouge proposés pour le Québec*. Ministère des Forêts, Direction de la recherche, 10 p.

CADIEUX, P. (2011). *Dynamique de la faune cavicole le long d'un gradient d'âge en forêt boréale mixte de l'est de l'Amérique du Nord*. Mémoire de maîtrise. UQAM. Montréal. 85 p.

CARIGNAN, V. & M.-A. Villard. (2002). Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a Review. *Environmental Monitoring and Assessment 78,* 45-61.

COGBILL, C. V., Burk, J., & Motzkin, G. (2002). The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys. *Journal of Biogeography*, *29*(10-11), 1279–1304.

COLLARD, A., Lapointe, L., Ouellet, J.-P., Crête, M., Lussier, A., Daigle, C. & S. Côté (2010). Slow responses of understory plants of maple-dominated forests to white-tailed deer experimental exclusion. *Forest Ecology and Management, 260*, 649-662.

COMITÉ D'EXPERTS SUR LES SOLUTIONS. (2009). *Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides. Fiches techniques*. Québec, 130 p.

CÔTÉ, M.-A., Gilbert, D., & Nadeau, S. (2012). *Caractérisation des profils , des motivations et des comportements des propriétaires forestiers québécois par territoire d'agence régionale de mise en valeur des forêts privées*. Fédération des producteurs forestiers du Québec, Groupe AGÉCO, Ressources naturelles Canada, 98 p.

CROW, T. R. (1988). Reproductive Mode and Mechanisms for of Northern Red Oak (Quercus rubra) A Review. *Forest Science, 34*(1), 19–40.

CRPF & MRNO. (2006). *Le pin sylvestre en Ontario*. Bulletin de diffusion. Manotick (Ontario), 8 p.

DAOUST, G. (2004). *Épinette de Norvège : toujours une valeur sûre*. Service canadien des forêts – Centre de foresterie des Laurentides, 2p.

DOYON, F., & Bouffard, D. (2008). *Dynamisme et biodiversité des peuplements à dominance d'érables à sucre comme bases d'aménagement écosystémique*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF), 37 p.

DOYON, F., & Bouffard, D. (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*. Pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 63 p.

DOYON, F., & Lafleur, B. (2004). *Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune: pour une sylviculture irrégulière proche de la nature*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF), 57 p.

DOYON, F., & Sougavinski, S. (2002). *Caractérisation du régime de perturbations naturelles de la forêt feuillue du nord-est de l'Amérique du Nord*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue (IQAFF), 116 p.

DUMAIS, D., & Prévost, M. (2007). Management for red spruce conservation in Québec : The importance of some physiological and ecological characteristics – A review. *The Forestry Chronicle, 83*(3), 378–392.

DUPUIS, S., Arseneault, D., & Sirois, L. (2011). Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Québec, Canada. *Journal of Vegetation Science, 22*(3), 564–575.

DUPUIS, Sébastien. (2009). *Reconstitution de la composition des forêts préindustrielles du sud-est du Québec à partir des archives d'arpentage (1846-1949).* Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 86 p.

ENVIRONNEMENT CANADA. (2004). *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs*. Service canadien de la faune, 80 p.

FAGAN, M. E. & D. R. Peart. (2004). Impacts of the invasive shrub glossy buckthorn (*Rhamnus grangula* L.) on juvenile recruitment by canopy trees. *Forest Ecology and Management, 194*, 95-107.

FORTIN, M., Bégin, J., & Bélanger, L. (2003). Évolution de la structure diamétrale et de la composition des peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge de la forêt primitive après une coupe à diamètre limite sur l'Aire d'observation de la rivière Ouareau. *Canadian Journal of Forest Research, 33*(4), 691–704.

FRANKLIN, J. F., Mitchell, R. J., & Palik, B. J. (2007). *Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry*. Newton Square: USDA Forest Service, 44 p.

FRAVER, S., White, A. S., & Seymour, R. S. (2009). Natural disturbance in an old-growth landscape of northern Maine, USA. *Journal of Ecology*, *97*(2), 289–298.

FRELICH, L. E., & Lorimer, C. G. (1991a). Natural Disturbance Regimes in Hemlock-Hardwood Forests of the Upper Great Lakes Region. *Ecological Monographs*, *61*(2), 145–164.

FRELICH, L. E., & Lorimer, C. G. (1991b). A Simulation of Landscape-Level Stand Dynamics in the Northern Hardwood Region. *The Journal of Ecology*, *79*(1), 223–233.

GAGNÉ, P. (2010a). *La culture du peuplier hybride : la dispersion de gènes exotiques est-elle un risque?* Fiche d'information. Réseau Ligniculture Québec, 4 p.

GAGNÉ, P. (2010b). État des connaissances sur les risques d'envahissement par les hybrides de peupliers et de mélèzes. [En ligne] http://www.rlq.uqam.ca/cartable/notice_info/Envahissement/Envahissement.asp (Page consultée le 12 novembre 2012)

GAGNON, R., & Chabot, M. (1991). *Prévention des pertes de bois attribuables à la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Ministère des forêts, Direction des programmes, Direction de la conservation, 52 p.

GASSER, D., M.-H. Langis & M. Côté. (2008). *L'épinette de Norvège (Picea abies (L.) Karst) : risque de naturalisation et d'envahissement des écosystèmes en Gaspésie*. Gaspé (Québec). Consortium en foresterie Gaspésie-Les-îles, 43 p.

GASSER, D., Messier, C., Beaudet, M., & Lechowicz, M. J. (2010). Sugar maple and yellow birch regeneration in response to canopy opening, liming and vegetation control in a temperate deciduous forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, *259*(10), 2006–2014.

GAUTHIER, N. (2008). *Guide pratique – La culture du peuplier hybride*. Centre technologique des résidus industriels, 38 p.

GOSSELIN, Jocelyn. (2005a). *Guide de reconnaissance des types écologiques de la region écologique 2b – Plaine du Saint-Laurent.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.

GOSSELIN, Jocelyn. (2005b). *Guide de reconnaissance des types écologiques de la region écologique 3d – Coteaux des basses Appalaches.* Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.

GOUVERNEMENT DU CANADA, 2012. Causes des changements climatiques. [En ligne] http://www.climatechange.gc.ca/default.asp?lang=fr&n=65CD73F4-1 (Page consultée le 3 décembre 2012)

GRONDIN, P., Noël, J., & Hotte, D. (2003). Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière* (pp. 15–44). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Direction de l'environnement forestier.

GUILLEMETTE, F., & McCullough, V. (2011). *Caractéristiques dendrométriques de vieux peuplements feuillus*. Ministère des Ressources naturelles et de la faune, Direction de la recherche forestière, 12 p.

HAMERSTROM, F., & Blake, J. (1939). Winter movements and winter foods of white-tailed deer in central Wisconsin. *Journal of Mammalogy*, *20*(2), 206–215.

HANSON, J. J., & Lorimer, C. G. (2007). Forest structure and light regimes following moderate wind storms: Implications for multi-cohort management. *Ecological Applications*, *17*(5), 1325–1340.

HOFMEYER, P. V, Kenefic, L. S., & Seymour, R. S. (2009). Northern white-cedar ecology and silviculture in the northeastern United States and southeastern Canada: a synthesis of knowledge. *Northern Journal of Applied Forestry*, *26*(1), 21–27.

HOULE, D., Richard, P. J. H., Ndzangou, S. O., & Richer-Laflèche, M. (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 Ecology*, *213*, 1027–1035.

HUOT, M. & F. Lebel. (2012). *Plan de gestion du cerf de Virginie, 2010-2017*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, 578 p.

IMPACT RECHERCHE. (1999). *Sondage auprès des propriétaires de lots boisés - Résultats*. Rapport présenté à l'Agence de mise en valeur des forets privées des Appalaches, 56 p.

JANOWIAK, M. K., Nagel, L. M., & Webster, C. R. (2008). Spatial scale and stand structure in northern hardwood forests: Implications for quantifying diameter distributions. *Forest Science*, *54*(5), 497–506.

KNEESHAW, D., & Bergeron, Y. (1998). Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecological Society of America*, *79*(3), 783–794.

KNEESHAW, D., Lauzon, È., DeRömer, A., Reyes, G., Belle-Isle, J., Messier, J., & Gauthier, S. (2008). Appliquer les connaissances sur les régimes de perturbations naturelles pour développer une foresterie qui s'inspire de la nature dans le sud de la péninsule gaspésienne. In Presses de l'Université du Québec (Ed.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale* (pp. 215–240). Québec.

KNEESHAW, D., & Prévost, M. (2007). Natural canopy gap disturbances and their role in maintaining mixed-species forests of central Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, *37*(9), 1534–1544.

KNIGHT, K. S., J. S. Kurylo, A. G. Endress, J. R. Stewart & P. B. Reich. (2007). Ecology and ecosystem impacts of common buckthorn (*Rhamnus cathartica*): a review. *Biological invasions*, *9*, 925-937.

LAFON, C. W. (2004). Ice-storm disturbance and long-term forest dynamics in the Adirondack Mountains. *Journal of Vegetation Science*, *15*(2), 267–276.

LALIBERTÉ, J., Blouin, D., Grenon, F., & Lessard, G. (2011). *Plantation de cerisiers tardifs dans un contexte de sylviculture intensive - Revue de littérature*. Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. 28 p.

LAROUCHE, C. (2006). Raréfaction du thuya. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*. (addenda). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Direction de l'environnement forestier, 32 p.

LAROUCHE, C. (2009). *La régénération du thuya après coupes partielles en peuplements mixtes*. Thèse de doctorat, Université Laval, 158 p.

LATREMOUILLE, C., Parker, W. C., McPherson, S., Pinto, F., Fox, B., & McKinnon, L. (2008). *Ecology and management of eastern white pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) ecoregions of Ontario*. Ontario Ministry of Natural Ressources, Ontario Forest Research Institute, 71 p.

LAVALLÉE, R. (2010). *Le charançon du pin blanc dans les plantations d'épinette de Norvège et de pins blancs*. Colloques du SCF-CFL. 54 p.

LEMIEUX, V. (2010). *Dynamique de la régénération des pins rouges (Pinus resinosa) après feu en Mauricie, Québec*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Chicoutimi, 98 p.

LORIMER, C. G. (1977). The Presettlement Forest and Natural Disturbance Cycle of Northeastern Maine. *Ecology*, *58*(1), 139–148.

LORIMER, C. G., & White, A. S. (2003). Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management*, *185*(1-2), 41–64.

MAJCEN, Z. (2003). Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière* (pp. 93–102). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière, Direction de l'environnement forestier.

MAMIC. (1939). *Inventaire des ressources naturelles et industrielles - Comté municipale de Bellechasse - Section économique*. Ministère du Commerce, de l'Industrie et des Affaires municipales, 154 p.

MANKA, F. (2010). *Effet du chablis sur la dynamique des peuplements forestiers mixtes*. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 113 p.

MACARTHUR, J.D. (1964). *Norway spruce plantations in Quebec*. Department of Forestry, Forest Research Branch, Canada. Publication No. 1059. 44 p.

MCMANUS, K. A., Shields, K. S., & Souto, D. R. (éds.). (2000). *Proceedings: symposium on sustainable mangement of hemlock ecosystems in eastern North America*. Durham, NH: USDA Forest Service, 237 p.

MCRAE, D. J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham & S. Woodley. (2001). Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews 9*, 223-260.

MÉNÉTRIER, J. (2008). Le peuplier hybride au Québec : une révolution, une évolution. *Le Naturaliste Canadien, 132*, 46-54.

MESSIER, C., Morin, A., Poulin, J., Delagrange, S., & Beaudet, M. (2002). *Revue de littérature et recommandations à propos des pratiques sylvicoles associées au Bouleau jaune (Betula alleghaniensis)*. Université du Québec à Montréal, Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, 16 p.

MILLAR, C., & Woolfenden, W. (1999). The role of climate change in interpreting historical variability. *Ecological Applications*, *9*(4), 1207–1216.

MOTTET, M.-J. & G. Daoust. (2007). *Pour du bois de qualité en plantation : l'épinette de Norvège demeure un bon choix!* Avis de recherche forestière n° 6. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 2 p.

MOTTET, M.-J., G. Prégent, M. Perron, J. Deblois, & M.-C. Lambert. (2010). *Régénération naturelle de l'épinette de Norvège au Québec : aucun signe d'envahissement*. Note de recherche forestière n° 135. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 11 p.

MOTTET, M.-J., G. Prégent, M. Perron, J. Deblois, & M.-C. Lambert. (2011). *L'épinette de Norvège au Québec : performante sans être envahissante*. Avis de recherche forestière n° 30. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 2 p.

MRNF. (2011). Le registre des états de référence. [En ligne] http://www.mrn.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique-reference.jsp (Page consultée le 26 octobre 2012)

NOLET, P., Doyon, F., & Beaudet, M. (2000). *Effets du jardinage avec trouées et du scarifiage sur la régénération des essences commerciales dans des peuplements de feuillus tolérants avec pin blanc*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 29 p.

OMNR. (1998). *A Silvicultural Guide for the Great Lakes-St. Lawrence Conifer Forest in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Ressources, 424 p.

PAYETTE, S., Filion, L., & Delwaide, A. (1990). Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from tree-ring patterns: the Tantaré Ecological Reserve, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, *20*(8), 1228–1241.

PERROTTE CARON, O., Varady-Szabo, H., & Malenfant, A. (2012). *Portrait de l'organisation spatiale du territoire forestier gaspésien définie d'après la mesure de l'intensité de la fragmentation et de la connectivité des forêts*. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles, 59 p.

PHILIBERT, Y., Labbé, F., Huot, M., & Chabot, M. (2009). *Le portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000.* Québec: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 142 p.

PRÉVOST, M. (2008). Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch – conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research*, *38*(2), 317–330.

PRÉVOST, M., & Pothier, D. (2003). Partial cuts in a trembling aspen – conifer stand : effects on microenvironmental conditions and regeneration dynamics. *Canadian Journal of Forest Research*, *33*, 1–15.

PRÉVOST, M., & Raymond, P. (2012). Effect of gap size , aspect and slope on available light and soil temperature after patch-selection cutting in yellow birch – conifer stands, Quebec, Canada. *Forest Ecology and Management*, *274*, 210–221.

PRÉVOST, M., Raymond, P., & Lussier, J.-M. (2010). Regeneration dynamics after patch cutting and scarification in yellow birch – conifer stands. *Canadian Journal of Forest Research*, *40*(2), 357–369.

PROULX, O. J., & Greene, D. F. (2001). The relationship between ice thickness and northern hardwood tree damage during ice storms. *Canadian Journal of Forest Research*, *31*(10), 1758–1767.

RICH, R. L., Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2007). Wind-throw mortality in the southern boreal forest: effects of species, diameter and stand age. *Journal of Ecology*, *95*(6), 1261–1273.

RICHARDSON, D. M., P. Pyšek, M. Rejmánek, M.G. Barbour, F. D. Panetta & C. J. West. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definition. *Diversity and Distributions*, *6*, 93-107.

RICHARDSON, D. M. & M. Rejmánek. (2004). Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, *10*, 321-331.

ROONEY, T.P. (2001). Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry*, *74* (3), 201-208.

RUNKLE, J. R. (1982). Patterns of Disturbance in Some Old-Growth Mesic Forests of Eastern North America. *Ecology*, *63*(5), 1533–1546.

SAUCIER, J.-P., Berger, J.-P., D'Avignon, H., & Racine, P. (1994). *Le point d'observation écologique*. Direction de la gestion des stocks forestiers, Service des inventaires forestiers, 116 p.

SCHLESINGER, R. C. (1990). Fraxinus americana L. White Ash. *Silvics of North America. Vol. 2 (Hardwoods)* (pp. 333–338). USDA Forest Service.

SEYMOUR, R. S., White, A. S., & DeMaynadier, P. G. (2002). Natural disturbance regimes in northeastern North America—evaluating silvicultural systems using natural scales and frequencies. *Forest Ecology and Management*, *155*(1-3), 357–367.

SICCAMA, T. G. (1971). Presettlement and Present Forest Vegetation in Northern Vermont with Special Reference to Chittenden County. *American Midland Naturalist*, *85*(1), 153–172.

ST-LAURENT, M.-H., Ferron, J., Hins, C., & Gagnon, R. (2007). Effects of stand structure and landscape characteristics on habitat use by birds and small mammals in managed boreal forest of eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, *37*(8), 1298–1309.

TEWS, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M., & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, *31*(1), 79–92.

TREMBLAY, R. (2006). *Les Iroquoiens du Saint-Laurent: peuple du maïs.* Montréal: Les Éditions de l'Homme, Musée d'archéologie et d'histoire de Montréal, 140 p.

TREMBLAY, J.-P., Huot, J., Potvin, F. & Côté, S. (2007). Relations entre l'abondance du cerf de Virginie et la dynamique de régénération des forêts de l'île d'Anticosti. *Le naturaliste canadien, 131* (2), 26-32.

TREMBLAY-DAOUST, A. (2011). *Dynamique du chêne rouge à sa limite nordique de distribution naturelle au Parc National Forillon, Gaspésie (Québec).* Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, 56 p.

UNION SAINT-LAURENT – GRANDS LACS. (2009a). Nerprun bourdaine, *Rhamnus frangula*. [En ligne] http://rspee.glu.org/recherche_espece/fiche_espece.php?recordID=4&lan=fr (Page consultée le 12 novembre 2012)

UNION SAINT-LAURENT – GRANDS LACS. (2009b). Nerprun cathartique, *Rhamnus cathartica.* [En ligne] http://rspee.glu.org/recherche_espece/fiche_espece.php?recordID=4&lan=fr (Page consultée le 12 novembre 2012)

VAILLANCOURT, M.-A. (2008). *Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation, Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, 58 p.

VAILLANCOURT, M.-A., De Grandpré, L., Gauthier, S., Leduc, A., Kneeshaw, D., Claveau, Y., & Bergeron, Y. (2008). Comment les perturbations naturelles peuvent-elles constituer un guide pour l'aménagement forestier écosystémique? *Aménagement écosystémique en forêt boréale* (pp. 41–60). Presses de l'Université du Québec.

VARADY-SZABO, H., Côté, M., Boucher, Y., Brunet, G., & Jetté, J.-P. (2008). *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire*. Québec: Consortium en foresterie Gaspésie-Les-îles, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 p.

VILLARD, M.-A., Trzcinski, M. K., & Merriam, G. (1999). Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology*, *13*(4), 774–783.

VILLE DE QUÉBEC. (2012). Maladies - Agrile du frêne. [En ligne] http://www.ville.quebec.qc.ca/environnement/arbres_plantes_faune/arbres_agrile_frene.aspx (Page consultée le 12 octobre 2012)

VLASIU, P. D., Nolet, P., & Doyon, F. (2001). *Le pin blanc - Revue de littérature*. Institut Québécois d'Aménagement de la Forêt Feuillue, 91 p.

WHITNEY, H. E., & Johnson, W. C. (1984). Ice Storms and Forest Succession in Southwestern Virginia. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, *111*(4), 429.

WILLIAMS, D. W., & Liebhold, A. M. (2000). Spatial synchrony of spruce budworm outbreaks in eastern North America. *Ecology*, *81*(10), 2753–2766.

WOODS, K. D. (2004). Intermediate disturbance in a late-successional hemlock-northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, *92*(3), 464–476.

Annexe 1 Critères de sélection des vieilles forêts

Les vieilles forêts sont définies selon les critères d'âge présentés dans Bouchard *et al*. (2010). Le tableau suivant est tiré de ce document.

Tableau 38 Critères de sélection de vieilles forêts

UH / Domaine bioclimatique	Structure d'âges			
	Régénération (0-4m)	**Intermédiaire (forêt fermée régulière)**	**Vieux (début de sénescence)**	**Vieux irrégulier (forêt irrégulière)**
REE - ROE / Pessière à mousses	0-20 ans	40-100 ans	**≥ 101 ans**	≥ 201 ans
MOB- MES / Sapinière à bouleau blanc	0-15 ans	40 à 80 ans	**≥ 81 ans**	≥ 201 ans
MOJ-MEJ / Sapinière à bouleau jaune	0-15 ans	20 à 80 ans	**≥ 81 ans**	≥ 201 ans
FOT-FOC-FOJ / Érablières	0-10 ans	20 à 100 ans	**≥ 101 ans**	≥ 201 ans

Annexe 2 Caractéristiques générales des sites de forêts anciennes

Pour certaines de ces forêts anciennes, aucun inventaire de chicot ou débris ligneux n'a été effectué. Ils ne sont donc pas tous utilisés dans l'analyse de bois mort.

Tableau 39 Caractéristiques générales des forêts anciennes

Nom du site	Sous-domaine bioclimatique	Group. d'ess.	Densité haut.	Classe d'âge	Haut. dom.	Âge	Struct. couvert	Type éco.	Perturb. moy.	Traces de coupe
Rivière des Moulanges	Érab. à tilleul de l'Est	ERFT	A1	VIN	27	225	Inéqui.	FE31	-	Légères
Cookshire	Érab. à tilleul de l'Est	ER	B1	VIN	28	225	Inéqui.	FE52	-	Légères
Beaubien	Érab. à tilleul de l'Est	EO	B1	VIN	29	155	Inéqui.	MJ14	-	-
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	C3	VIN	19	190	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	C3	VIN	19	200	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	C3	VIN	18	165	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	C3	VIN	18	180	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	D2	VIN	20	170	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Saint-Camille de Lellis	Érab. à BOJ de l'Est	EE	C3	VIN	16	220	Inéqui.	RE25	-	Aucune
Ruisseau Hamon	Érab. à BOJ de l'Est	CC	C3	VIN	15	360	Inéqui.	RC38	-	Légères
Ruisseau Hamon	Érab. à BOJ de l'Est	-	-	-	-	360	Inéqui.	RC38	-	Légères
Ruisseau Beaudoin	Érab. à BOJ de l'Est	BJ+R	B2	VIN	22	265	Inéqui.	MJ13	CHP	-
Morne de Saint-Sébastien	Érab. à BOJ de l'Est	ER	A1	VIN	30	180	Inéqui.	FE32	CP	Légères
Lac Brochet	Érab. à BOJ de l'Est	CS	B1	VIN	21	425	Inéqui.	RC38	-	Aucune
Lac Brochet	Érab. à BOJ de l'Est	CS	B2	VIN	20	365	Inéqui.	RC38	-	Aucune
Lac Brochet	Érab. à BOJ de l'Est	PUC	B1	VIN	25	260	Inéqui.	RT12	-	Aucune
Lac Émilie	Érab. à BOJ de l'Est	SS	C2	VIN	21	205	Inéqui.	MJ22	EL	Aucune
Duck Hole	Érab. à BOJ de l'Est	CC	C2	120	17	200	Équi.	RC38	-	Aucune
Ruisseau du Milieu	Érab. à BOJ de l'Est	BJR	C2	VIN		240	Inéqui.	MJ22	EL	Légères
Ruisseau du Milieu	Érab. à BOJ de l'Est	BJR	B2	VIN		265	Inéqui.	MJ23	-	Aucune

Annexe 3 Caractéristiques générales des placettes échantillons permanentes (PEP) utilisées

Le tableau suivant présente l'information générale concernant les PEP utilisées dans l'analyse de densité de chicots.

Tableau 40 Caractéristiques générales des PEP

No PEP	Sous-domaine bioclimatique	Groupement d'essences	Densité-Hauteur	Classe d'âge	Type écologique	Perturb. moy.
700060290105	Érab. à tilleul de l'Est	EOHGEH	A2	VIN	MJ11	-
910960620102	Érab. à tilleul de l'Est	ESES	B1	120	FE22	-
910960710102	Érab. à tilleul de l'Est	PUEHBJ	C2	VIN	RT16	CP
700040950105	Érab. à BOJ de l'Est	ESES	C1	VIN	FE32	CP
700041140105	Érab. à BOJ de l'Est	ESES	B2	VIN	FE32	CP
700060160105	Érab. à BOJ de l'Est	FTER	B2	VIN	FE32	CP
700060180105	Érab. à BOJ de l'Est	BJBJ	C3	VIN	MJ22	-
700060280105	Érab. à BOJ de l'Est	EOBJ	B2	VIN	MJ22	-
700060410105	Érab. à BOJ de l'Est	BJEO	C2	VIN	MJ22	EL
920960170102	Érab. à BOJ de l'Est	ERBJ	A2	VIN	FE32	-
930370260102	Érab. à BOJ de l'Est	ESFT	C2	VIN	FE33	CP
930370360102	Érab. à BOJ de l'Est	EHSBER	B3	VIN	MJ20	-
940980080102	Érab. à BOJ de l'Est	TOTOFH	D3	VIN	RS15	CP
980170260102	Érab. à BOJ de l'Est	ESES	A2	VIN	FE32	-
980170320102	Érab. à BOJ de l'Est	ENEN	D4	120	RE39	-
980170430102	Érab. à BOJ de l'Est	RXEN	C4	VIN	RE39	-

Annexe 4 Codifications des végétations potentielles

Désignation	Code
Végétations potentielles feuillues	
Chênaie rouge	FC1
Érablière à caryer cordiforme	FE1
Érablière à tilleul	FE2
Érablière à bouleau jaune	FE3
Érablière à bouleau jaune et hêtre	FE4
Érablière à ostryer	FE5
Érablière à chêne rouge	FE6
Ormaie à frêne noir	FO1
Végétations potentielles mélangées	
Pessière noire à peuplier faux-tremble	ME1
Frênaie noire à sapin	MF1
Bétulaie jaune à sapin et érable à sucre	MJ1
Bétulaie jaune à sapin	MJ2
Sapinière à bouleau jaune	MS1
Sapinière à bouleau blanc	MS2
Sapinière à bouleau blanc montagnarde	MS4
Sapinière à érable rouge	MS6
Sapinière à bouleau blanc maritime	MS7
Végétations potentielles résineuses	
Pessière blanche issue d'agriculture	RB1
Pessière blanche maritime	RB2
Pessière blanche ouverte subalpine ou sapinière à épinette blanche subalpine	RB3
Pessière blanche issue de broutage par le cerf de Virginie (Île-d'Anticosti)	RB5
Cédrière tourbeuse à sapin	RC3
Pessière noire à lichens	RE1
Pessière noire à mousse ou à éricacées	RE2
Pessière noire à sphaigne	RE3
Pessière noire à mousse ou à éricacées montagnarde	RE4
Pessière noire maritime	RE7
Pinède blanche ou pinède rouge	RP1
Sapinière à thuya	RS1
Sapinière à épinette noire	RS2
Sapinière à épinette noire et sphaigne	RS3
Sapinière à épinette noire montagnarde	RS4
Sapinière à épinette rouge	RS5
Sapinière à épinette noire maritime	RS7
Prucheraie	RT1

Source : Tiré de MRNF, 2008.

Annexe 5 Détails de l'analyse de comparaison des taux de perturbations

Aux fins de l'analyse, nous présumons que la superficie annuelle traitée par coupe totale peut être comparée à la superficie affectée annuellement par les perturbations catastrophiques en conditions naturelles. Il en est de même pour les coupes qui prélèvent plus de 5 % des tiges sans toutefois être des coupes totales, qui sont semblables aux perturbations intermédiaires, et pour celles qui prélèvent moins de 5 % des tiges, semblables au régime de trouées.

On pose aussi les hypothèses suivantes :

- Le nombre de propriétaires sur le territoire est estimé à 12 800.
- Le volume moyen sur le territoire est de 140 m^3/ha.

Les questions et réponses suivantes, tirées du sondage de 1999, ont été utilisées pour l'analyse.

Q11. Est-ce que des travaux d'aménagement ou de coupe de bois ont déjà été réalisés sur vos lots?

Réponses :	Oui	79 %
	Non	21 %

Q13. Quel a été le volume en m^3 coupé au cours de l'année 1998 sur vos lots boisés? (p.22)

Réponse :	Total moyenne des récoltes	79 m^3

Q14. À quelle fréquence coupez-vous du bois dans vos boisés? (p.24)

Réponses :	À tous les ans	78 %
	Aux 2 ans	9 %
	Entre 3 et 5 ans	6 %
	5 ans et plus	5 %
	Ne sait pas	2 %
	Total	100 %

Q15a. En général, lorsque vous réalisez une coupe de bois sur votre propriété, faites-vous l'une ou l'autre des coupes suivantes? (p.24)

Réponses :	Éclaircie faible (- 5 % des arbres debouts)	57 %
	Éclaircie moyenne (5 à 25 % des arbres debouts)	28 %
	Éclaircie forte (> 25 % des arbres debouts)	11 %
	Coupe totale	4 %
	Total	**100 %**

Q15b. Si oui, sur quelle superficie en moyenne?

Réponses :	Éclaircie faible (- 5 % des arbres debouts)	6 ha
	Éclaircie moyenne (5 à 25 % des arbres debouts)	4 ha
	Éclaircie forte (> 25 % des arbres debouts)	7 ha
	Coupe totale	6 ha

Le sondage de 2012 révèle que les propriétaires récoltent en moyenne 48 m^3/an. À partir de ces informations, on peut estimer la superficie traitée annuellement selon chaque intensité de coupe. Dans le tableau suivant, la superficie récoltée correspond à la superficie totale des trouées générée par la récolte. La superficie affectée correspond plutôt à la superficie traitée selon chaque intensité de récolte. Les données de travaux subventionnés nous indiquent que la superficie traitée par coupe totale chaque année serait plus élevée (164 ha) que celle obtenues par estimation à partir des sondages (108 ha). En raison de la plus grande précision des données de travaux subventionnés, on retient 164 ha.

Tableau 41 Superficie affectée selon chaque intensité de récolte

					Répartition des volumes prélevés (m^3 sol.)			
Fréquence de récolte		**Nombre de producteurs ayant récolté du bois**	**Volume prélevé par an (m^3 sol./an)**	**Volume total prélevé annuellement (m^3 sol.)**	**Écl. faible (- 5 % arbres debouts)**	**Écl. moy. (5 à 25 % des arbres debouts)**	**Écl. forte (> 25 % des arbres debouts)**	**Coupe totale**
À tous les ans	78 %	7 887	48	378 593	215 347	107 673	41 680	13 893
Aux 2 ans	9 %	910	24	21 842	12 424	6 212	2 405	802
Entre 3 et 5 ans	6 %	607	12	7 281	4 141	2 071	802	267
5 ans et plus	5 %	506	10	4 854	2 761	1 380	534	178
Ne sait pas	2 %	202	0	-	-	-	-	-
Total	**100 %**	**10 112**	**-**	**412 570**	**234 673**	**117 336**	**45 421**	**15 140**
				Superficie récoltée (ha)	**1 676**	**838**	**324**	**108**
				Superficie affectée (ha)	**46 935**	**7 822**	**1 009**	**108**
					46 935	**8 832**		**108**
				Perturbation naturelle équivalente	**Trouées**	**Intermédiaire**		**Catastroph.**