L'aménagement écosystémique des forêts

plus PROCHE de la nature

Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré

PARTIE I – ANALYSE DES ENJEUX

www.mffp.gouv.qc.ca/fr/ecosystemique

LE NOUVEAU RÉGIME FORESTIER

Québec

L'aménagement écosystémique des forêts

plus PROCHE de la nature

Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré

PARTIE I – ANALYSE DES ENJEUX

Ministère des Ressources naturelles
Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers

Québec, décembre 2013

Auteurs

Jean-Pierre Jetté, ing.f., Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers; **Marc Leblanc**, ing.f., M. Sc. Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers; **Mathieu Bouchard**, ing.f., Ph. D., Direction; **Normand Villeneuve**, ing.f., Ph. D., Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers

Principaux collaborateurs

Normand Bertrand, Lise Deschênes, François Guillemette, Hugo Jacqmain, Josée Pâquet et Martin Seto, ministère des Ressources naturelles

Autres collaborateurs

Langis Beaulieu, Annie Belleau, Jacques Blouin, Michel Boisvert, Marie-Hélène Bouchard, Yan Boucher, Christine Casabon, Lévis Côté, Elaine Cyr, Pascale Doyon, Nelson Fréchette, Paméla Garcia Cournoyer, Jérôme Garet, Jocelyn Gosselin, Pierre Grondin, Alain Guay, Michel Huot, Sonia Légaré, Annie Malenfant, Louis Ménard, Claude Paquet, Véronique Paul, Guillaume Robert et Alain Schreiber, ministère des Ressources naturelles

Frédéric Bujold et Isabelle Legault, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

Virginie-Arielle Angers, Université du Québec à Montréal; Sylvie Côté, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. et Vincent McCullough, Nova Sylva

Remerciements

Martin Barrette, Steve Bédard, Louis Bélanger, Yves Bergeron, Isabelle Charest, Mathieu Côté, Louis De Grandpré, Sylvie Delisle, Louis Duchesne, Daniel Dumais, Jacques Duval, Pierre Fontaine, Lyne Giasson, Justine Gilbert, Christian Godbout, Sylvie Jean, Catherine Larouche, Nathalie Laurencelle, Alain Leduc, Sébastien Lefebvre, Sébastien Méthot, Jean-David Moore, Marie-Josée Mottet, Antoine Nappi, Pierre Périnet, Martin Perron, Guy Prégent, Martin-Hugues Saint-Laurent, Nelson Thiffault et Jean-Pierre Tremblay

Pour plus de renseignements

Ministère des Ressources naturelles
Direction des communications
5700, 4e Avenue Ouest, C-402
Québec (Québec) G1H 6R1
Téléphone : 418 627-8609
Télécopieur : 418 643-0720
Courriel : services.clientele@mrn.gouv.qc.ca

Numéro de publication : DAEF-329

Cette publication, conçue pour une impression recto verso, est offerte en ligne à l'adresse suivante : www.mrn.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp.

Référence : JETTÉ, J.-P., et autres (2013). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré, Partie I – Analyse des enjeux,* Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 150 p.

Mots clés : Aménagement écosystémique, bois mort, composition végétale, enjeu écologique, organisation spatiale, planification forestière, structure d'âge, structure interne

Key words: Age structure, deadwood, ecological issue, ecosystem based management, forest composition, forest planning, spatial pattern, stand structure

Photo de la page couverture : Marc Leblanc

© Gouvernement du Québec
Ministère des Ressources naturelles, 2013
Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec 2013
ISBN 978-2-550-69616-2

Avant-propos

Des versions préliminaires du présent ouvrage ont été utilisées, à partir de 2011, par les aménagistes du ministère des Ressources naturelles afin de préparer les plans d'aménagement forestier intégré tactiques de 2013-2018. Cette première expérience a permis d'y apporter certains ajustements. Le Ministère peut maintenant rendre publique son approche officielle en matière d'intégration de l'aménagement écosystémique dans la planification forestière.

Table des matières

Introduction 1
1. Analyse des enjeux liés à la structure d'âge des forêts 7
1.1 Éléments de base pour quantifier les enjeux liés à la structure d'âge des forêts 8
1.1.1 Stades de développement 8
1.1.1.1 Description qualitative 8
1.1.1.2 Critères quantitatifs 9
1.1.1.3 Utilité des stades de développement 10
1.1.2 Échelle appropriée pour effectuer l'analyse d'écart 10
1.2 Analyse d'écart 11
1.2.1 Quantifier l'abondance des stades de développement dans la forêt actuelle 11
1.2.2 Quantifier l'abondance des stades dans la forêt naturelle 13
1.2.2.1 Convertir l'information de base sur la forêt naturelle en stades de développement 13
1.2.2.2 Transfert d'échelle 13
1.2.3 Seuils d'altération 14
1.2.4 Degré d'altération actuel 15
1.2.5 Précisions sur la méthode d'analyse 17
1.3 Analyse de la composition et de la configuration spatiale des vieux peuplements 18
1.3.1 Composition des vieilles forêts 18
1.3.2 Configuration des vieilles forêts 20
1.3.2.1 Analyse de la configuration des vieux peuplements 21
2. Analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses 23
2.1 Concepts de base pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses 24
2.1.1 Délimitation de COS 24
2.1.1.1 Compartiments de type standard 26
2.1.1.2 Compartiments de type massif de forêts pérennes aménagé 27
2.1.2 UTA 27
2.2 Analyse préparatoire pour la réalisation des coupes dans les unités d'aménagement de la pessière à mousses 27
2.2.1 Analyse de la répartition des massifs forestiers 28
2.2.1.1 Localisation des massifs forestiers 29
2.2.1.2 Répartition des massifs forestiers à l'échelle de l'unité d'aménagement 29
2.2.1.3 Localisation des massifs forestiers « névralgiques » 30
2.2.2 Type de récolte envisageable en fonction de la structure d'âge intraCOS 31
2.2.3 Analyse de juxtaposition avant le premier passage 33
3. Analyse des enjeux liés à la composition végétale 35
3.1 Historique des perturbations (naturelles et anthropiques) du territoire 36
3.2 Collecte et analyse de l'information disponible et pertinente quant aux enjeux potentiels liés à la composition végétale 36
3.3 Détermination des enjeux appréhendés liés à la composition et documentation à l'échelle de l'unité d'aménagement 38
3.4 Analyse d'écart entre la forêt naturelle et la forêt actuelle pour les enjeux appréhendés liés à la composition végétale 38
3.4.1 Méthodes génériques de l'analyse d'écart 40
3.4.1.1 Richesse en espèces 40
3.4.1.2 Quantité des espèces 41
3.4.1.3 Proportion relative des peuplements ou des grands groupements d'essences et mentions d'espèces par ordre d'abondance 41

3.4.1.4 Proportion relative par type de couvert 43
3.4.2 Autres cas (espèces exotiques, milieux ouverts et éricacées) 43
3.5 Évolution récente de la composition comme indice de la tendance d'un enjeu (ou pour une meilleure compréhension d'un enjeu) 44
3.6 Analyse de l'état actuel comme indicateur du degré d'altération de certaines essences 44
3.7 Estimation de la composition de la forêt naturelle à partir du système de classification écologique 45
3.8 Triangulation des sources d'information et interprétation des résultats 46
3.9 Détermination des seuils d'alerte et évaluation de l'urgence d'agir 46
4. Analyse des enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort 47
4.1 Définitions, rôles et facteurs influents 47
4.1.1 Structure interne des peuplements 47
4.1.1.1 Dynamique naturelle de la forêt décidue et principaux enjeux régionaux 48
4.1.1.2 Dynamique naturelle de la forêt boréale et mélangée et principaux enjeux 49
4.1.2 Bois mort 49
4.2 Analyse et diagnostic des principaux enjeux liés à la structure interne des peuplements et au bois mort 51
4.2.1 Forêt décidue 51
4.2.1.1 Enjeux spécifiques liés à la structure interne des peuplements feuillus inéquiennes aménagés 51
4.2.1.2 Analyse locale de l'enjeu global de la raréfaction des vieux peuplements feuillus à structure complexe 53
4.2.2 Forêt boréale et mélangée 58
4.2.2.1 Raréfaction des peuplements à structure interne complexe 58
4.2.2.2 Simplification et uniformisation de la forêt de seconde venue 63
4.2.2.3 Carences éventuelles en legs biologiques dans les coupes totales 65
4.2.2.4 Raréfaction des attributs des forêts perturbées naturellement dans le contexte des plans d'aménagement spéciaux (brûlis, épidémies ou chablis) 68
4.2.2.5 Autres enjeux liés à la structure interne et au bois mort 70
4.3 Références utiles 70
5. Analyse des enjeux liés aux milieux humides et riverains 73
5.1 Définitions, importance et principaux enjeux 73
5.1.1 Définitions 73
5.1.2 Importance et fonctions des milieux humides et riverains 73
5.1.3 Protection actuelle des milieux humides et riverains 75
5.1.3.1 Territoires sous aménagement forestier 75
5.1.3.2 Territoires légalement protégés 76
5.1.4 Principales appréhensions 76
5.2 Analyse des enjeux appréhendés et diagnostic 77
5.2.1 Habitats fauniques et floris-tiques des milieux humides, riverains et aquatiques 78
5.2.1.1 Habitats des milieux riverains et aquatiques 78
5.2.1.2 Habitats des milieux humides non riverains 80
5.2.1.3 Connectivité des milieux humides et riverains 82
5.2.1.4 Petits milieux humides et étangs vernaux 83
5.2.2 Diversité des différents types de milieux humides et riverains : cas des milieux humides d'intérêt pour la conservation 84
5.3 Références utiles 88
6. Analyse des enjeux liés aux espèces nécessitant une attention particulière pour assurer leur maintien ..... 89.
6.1 Analyse et diagnostic 89
6.1.1 Établir la liste des espèces nécessitant une attention particulière 89

6.1.2 Localiser les sites où il y a présence d'espèces nécessitant une attention particulière 90
6.2 Références utiles 90
Annexe A Actualisation de l'abondance des stades 93
Annexe B Résultats d'une analyse d'écart pour les enjeux liés à la structure d'âge des forêts, selon le format obligatoire présenté dans le Manuel de planification forestière 2013-2018 (activité 2.2) 94
Annexe C Analyse de la composition et de la configuration des vieux peuplements 95
Annexe D Actualisation des classes d'âge à l'intérieur des COS 102
Annexe E Résultats d'analyse type pour les enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses (format standard) 103
Annexe F Raréfaction des peuplements mixtes 104
Annexe G Raréfaction de l'épinette blanche 106
Annexe H Raréfaction de l'épinette rouge 108
Annexe I Raréfaction de la pruche du Canada 110
Annexe J Raréfaction du thuya 112
Annexe K Raréfaction des pins 114
Annexe L Raréfaction du chêne rouge 118
Annexe M Raréfaction des essences compagnes dans les érablières 119
Annexe N Diminution du bouleau jaune 121
Annexe O Plantation d'espèces exotiques en milieu forestier 124
Annexe P Envahissement par les feuillus intolérants 126
Annexe Q Envahissement par le sapin baumier 129
Annexe R Problématique du hêtre à grandes feuilles dans les érablières 131
Annexe S Envahissement par les éricacées 134
Annexe T Expansion des milieux ouverts à lichens dans la pessière 136
Annexe U Enrésinement par voie de plantation 138
Annexe V Exemple d'analyse sommaire de l'hydrographie et des milieux riverains à partir des cartes écoforestières 139
Annexe W Exemple d'analyse sommaire de l'intérêt écologique des milieux humides à partir des cartes écoforestières 141
Bibliographie 145

Liste des tableaux

Tableau 1 Description des stades de développement proposés 9
Tableau 2 Classes d'âge correspondant aux trois stades de développement 10
Tableau 3 Résumé des seuils d'altération proposés pour déterminer le degré d'altération des unités territoriales 15
Tableau 4 Stades évolutifs et groupements d'essences de vieilles forêts 19
Tableau 5 Types de COS 25
Tableau 6 Description des phases de réalisation d'une agglomération de coupes 26
Tableau 7 Classes d'âge utilisées pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses 28
Tableau 8 Description des types de récolte envisageables dans les COS standards en fonction de leur structure d'âge 32
Tableau 9 Synthèse des enjeux potentiels liés à la composition par sous-domaine au Québec 37
Tableau 10 Tableau comparatif démontrant une diminution des résineux au profit des feuillus 43
Tableau 11 Ventilation des groupements d'essences où l'espèce visée est présente par classe d'âge 45
Tableau 12 Seuils minimaux définissant les vieux peuplements feuillus à structure complexe 55
Tableau 13 Tableau type de compilation des résultats d'analyse par unité d'aménagement (UA) 57
Tableau 14 Classes de proportion du territoire couvert par les peuplements à structure interne complexe dans la forêt naturelle 58
Tableau 15 Critères d'interprétation des peuplements à structure interne complexe 59
Tableau 16 Exemple de la proportion des strates de vieux peuplements à structure régulière et à structure interne complexe et leurs superficies respectives 61
Tableau 17 Exemple de calcul de la proportion des UTR ou des COS touchés par des traitements d'éducation pour les classes d'âge 10 et 30 ans 64
Tableau 18 Degrés de rétention observés dans les conditions usuelles d'opération 66
Tableau 19 Situations pouvant justifier une protection accrue des milieux riverains 81
Tableau 20 Situations pouvant justifier l'attention accrue portée aux tourbières sans mare 82
Tableau 21 Espèces indicatrices des milieux humides dans les forêts du Québec méridional 84
Tableau 22 Exemple d'une liste des espèces nécessitant une attention particulière sur le territoire 90
Tableau 23 Calcul des corrections à apporter en fonction du temps écoulé entre la photo-interprétation et l'année 2013 pour le stade de vieux peuplement 93
Tableau 24 Exemple d'actualisation de l'abondance des stades de développement à partir d'une carte établie à l'aide de photographies aériennes prises en l'an 2000 dans le domaine de la pessière à mousses 93
Tableau 25 Exemple de résultats d'analyse d'écart pour les enjeux liés à la structure d'âge des forêts 94
Tableau 26 Classes d'âge correspondant aux stades de forêt mature et de vieille forêt 95
Tableau 27 Stades évolutifs et groupements d'essences de vieilles forêts 96
Tableau 28 Calcul des corrections à apporter à l'abondance en fonction du temps écoulé entre la photo-interprétation et l'année 2013, pour l'actualisation de la superficie des forêts de 50 ans et plus (classe d'âge prématurée) 102
Tableau 29 Données minimales nécessaires pour effectuer l'analyse des enjeux et principaux résultats des analyses 103
Tableau 30 Résultat d'une analyse du réseau hydrographique et des milieux riverains associés 139

Tableau 31 Importance des différents milieux humides et aquatiques dans une partie de la sous-région 4c-T en Mauricie, selon la carte écoforestière du 3e programme d'inventaire 141

Tableau 32 Importance des différents milieux humides et aquatiques de la sous-région 5g-T sur la Côte-Nord, selon la carte écoforestière du 4e programme d'inventaire 143

Liste des figures

Figure 1 Unités territoriales délimitées dans une unité d'aménagement chevauchant les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc (UTR ou regroupements d'UTR de taille maximale de 1 000 km^2) et de la pessière à mousses (UTA avec taille maximale de 2 500 km^2) 11

Figure 2 Abondance actuelle des stades de vieux peuplement (à gauche) et de régénération (à droite) à l'intérieur de chaque unité territoriale 12

Figure 3 Transfert d'échelle de l'information sur l'abondance du stade de vieux peuplement dans la forêt naturelle vers les unités territoriales. 14

Figure 4 Exemple illustrant le lien entre les seuils d'altération et les niveaux d'altération pour les stades de vieille forêt et de régénération. 15

Figure 5 Degrés d'altération des différentes unités territoriales en fonction des seuils d'altération du tableau 3, pour le stade de vieux peuplement (à gauche) et le stade de régénération (à droite) 16

Figure 6 Illustration d'un noyau de forêt d'intérieur 20

Figure 7 Répartition des différents types de COS dans une unité d'aménagement 25

Figure 8 Exemple d'agglomération de coupes au 1er passage 26

Figure 9 Localisation des massifs forestiers (en gris) sur une unité d'aménagement en tenant compte de l'abondance « actualisée » des peuplements prématures et matures 29

Figure 10 Massifs forestiers (délimités à partir des COS) et zones situées à plus de 10 km de ces massifs (à l'extérieur de leur zone d'influence) 30

Figure 11 Sélection d'un sous-ensemble de massifs névralgiques 31

Figure 12 Arbre de décision permettant de déterminer le type de récolte envisageable dans chaque COS en fonction de l'abondance relative des trois classes d'âge 33

Figure 13 Exemple de classement des COS en fonction de l'arbre de décision de la figure 12 33

Figure 14 Localisation des COS dominés par des forêts en régénération et des problèmes potentiels de juxtaposition (COS encerclés en rouge) 34

Figure 15 Comparaison des structures diamétrales d'une courbe de Liocourt et d'une courbe sigmoïde inversée (structure observée dans les vieux peuplements naturels) 52

Figure 16 Exemple de deux territoires sur lesquels des bandes de protection en bordure des composantes du réseau hydrographique ont été générées à l'aide d'un système d'information géographique. Les ruisseaux intermittents apparaissent en pointillé 140

Figure 17 Extrait de la carte écoforestière (3e programme d'inventaire) montrant l'analyse des milieux humides d'intérêt dans la sous-région 4c-T en Mauricie 142

Figure 18 Extraits de la carte écoforestière (4e programme d'inventaire) montrant une analyse des milieux humides d'intérêt dans la sous-région 5g-T sur la Côte-Nord 144

INTRODUCTION

Photo : Sébastien Méthot

La Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (RLRQ, chapitre A-18.1) accorde une place importante à l'aménagement écosystémique en tant qu'outil privilégié pour mettre en œuvre l'aménagement durable des forêts (art. 1). L'aménagement écosystémique y est défini comme un aménagement qui vise à réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle en vue d'assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes (art. 4). Ce concept repose sur l'hypothèse que le maintien des forêts dans un état proche des conditions naturelles est la meilleure façon d'assurer le maintien de la biodiversité, puisque les espèces sont adaptées à ces conditions et aux fluctuations qu'elles connaissent habituellement. La forêt naturelle est une forêt qui a évolué selon une dynamique générée par les perturbations naturelles, le climat et le milieu physique en l'absence d'intervention humaine à grande échelle. Dans le nord du Québec, la forêt boréale vierge constitue encore une forêt naturelle alors qu'au sud, il faut étudier les variations historiques survenues avant les effets de l'industrialisation pour comprendre et décrire la forêt naturelle. L'aménagement écosystémique consistera à faire des choix d'aménagement, basés sur ces connaissances, qui feront en sorte de diminuer les écarts par rapport à la forêt naturelle tout en répondant aux besoins de la société.

Afin d'assurer la mise en œuvre de ce concept dans les pratiques forestières, l'article 53 de la loi stipule que les plans d'aménagement forestier intégré (PAFI) doivent être basés sur l'aménagement écosystémique. Aussi, en vertu de l'article 58, le ministère des Ressources naturelles (MRN) doit, tout au long du processus d'élaboration des plans, voir à ce que la planification se fasse selon une approche d'aménagement écosystémique. En raison de ces dispositions légales, le Ministère s'est assuré que, lors de la préparation des PAFI tactiques et opérationnels (PAFIT et PAFIO), les aménagistes suivent la démarche suivante : décrire la forêt naturelle, la comparer à la forêt aménagée pour mettre en lumière les principaux écarts induits par l'aménagement forestier, puis traduire ces écarts en enjeux écologiques qui sont intégrés au PAFI de manière à ce que la stratégie d'aménagement prévoie les actions contribuant à la réduction des écarts observés.

Le présent ouvrage constitue la première partie du document *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré.* Cette première partie renferme des instructions destinées aux aménagistes chargés de l'application de l'article 53 de la loi lors de la préparation des PAFI. Ces instructions encadrent la première étape de la démarche qui consiste à procéder à l'analyse des principaux enjeux écologiques. Cet ouvrage s'inscrit dans le processus de préparation des PAFI, plus précisément à l'activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018* (Ministère des Ressources naturelles, 2013) où les équipes d'aménagistes ont à décrire les enjeux écologiques. Les analyses réalisées à l'aide du présent document permettront de dresser un état de la situation pour chacun des enjeux à l'échelle de l'unité d'aménagement. Cette première étape constituera une base essentielle pour l'élaboration de

solutions adaptées au contexte local. La mise au point de solutions fait l'objet de la deuxième partie du document (*Partie II – Élaborations de solutions aux enjeux* [Jetté et autres, 2013]). Les aménagistes y trouveront des solutions susceptibles de réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle.

Regard sur les enjeux à différentes échelles d'analyse

Perception globale des enjeux

Les principaux écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle sont déjà relativement connus et documentés en termes généraux dans la littérature scientifique. Plusieurs ouvrages traitent de ces enjeux et peuvent être consultés pour en approfondir la compréhension. En se basant sur ces connaissances, le MRN a retenu sept principaux enjeux écologiques[1] qu'il entend voir analysés dans les PAFI. Ces enjeux couvrent la plupart des préoccupations liées à la modification de la forêt naturelle et s'inscrivent dans la continuité des enjeux de biodiversité qui étaient traités en tant qu'objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV) dans les plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013. Les principaux enjeux écologiques retenus par le Ministère sont les suivants.

- Les changements observés dans la structure d'âge des forêts, plus particulièrement la raréfaction des vieilles forêts et la surabondance des peuplements en régénération.
- Les changements observés dans l'organisation spatiale des forêts, c'est-à-dire la taille des peuplements et des massifs forestiers, leur répartition dans l'espace et leur connectivité.
- Les changements de composition végétale qui peuvent entraîner des modifications de types de couverts forestiers dans certains paysages ainsi que la raréfaction ou la prolifération de certaines espèces.
- La simplification de la structure interne des peuplements forestiers ou leur homogénéisation.
- La raréfaction de certaines formes de bois mort (chicots et débris au sol, en particulier ceux de fort diamètre).
- L'altération des fonctions écologiques remplies par les milieux humides et riverains.
- Les espèces nécessitant une attention particulière pour assurer leur maintien.

Pour ce qui est des enjeux liés aux espèces nécessitant une attention particulière, le présent ouvrage traite principalement des espèces menacées ou vulnérables. La question des autres espèces sensibles à l'aménagement forestier, ainsi que celles d'intérêt socioéconomique, est également abordée dans *Guide d'intégration des besoins associés aux espèces fauniques dans la planification forestière* (Bujold, 2013). Ce document, préparé par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, présente une méthode de prise en compte des besoins des espèces pour la planification forestière.

Perspective régionale

Si les principaux enjeux revêtent un caractère universel, il en va autrement de leur manifestation régionale ou locale, qui peut varier en qualité ou en quantité. C'est dans cet esprit que le MRN a invité les commissions régionales sur les ressources naturelles et le territoire (CRRNT) à décrire régionalement les principaux enjeux écologiques reconnus[2]. Puisque ces

1. Ici, le terme « enjeux écologiques » est associé aux principaux écarts qui constituent les principaux enjeux de biodiversité. D'autres enjeux qui auraient pu être qualifiés d'écologiques, comme, par exemple, la conservation des sols et de l'eau, sont traités par le MRN dans le processus de planification ou dans la réglementation.
2. Il est à noter que l'enjeu relatif à l'altération des fonctions écologiques remplies par les milieux humides et riverains ne faisait pas partie des enjeux traités dans le contexte des plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire (PRDIRT).

commissions sont bien placées pour faire converger l'expertise régionale (scientifiques et praticiens), il devrait être possible d'obtenir un état de la situation qui pourra servir d'assise à une régionalisation de la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique. En appuyant ce travail sur des connaissances scientifiques rigoureuses et sur le savoir des praticiens, la description régionale des enjeux devrait susciter l'adhésion des différentes parties prenantes de l'aménagement forestier, tout en satisfaisant aux critères internationaux et nationaux en matière d'aménagement durable des forêts. Au moment de réaliser les PAFI, les équipes d'aménagistes tiendront compte de cette information comme point de départ aux analyses locales. La perspective régionale est aussi importante pour développer une compréhension des enjeux à une échelle où il est possible de situer le rôle de chacune des unités d'aménagement dans l'écosystème régional.

État de la situation à l'échelle locale

À l'échelle locale, chacun des enjeux sera analysé de façon à dresser un état de la situation selon des critères d'ordre qualitatif, quantitatif et spatial. Un travail rigoureux de documentation basé sur des données factuelles permettra de comprendre la nature précise des enjeux (ainsi que les causes sous-jacentes), d'en confirmer l'existence ou d'en évaluer la gravité, de déterminer les sites névralgiques où ils s'expriment davantage, puis de détecter les interrelations qui existent avec les enjeux socioéconomiques du territoire.

L'étape d'analyse est essentielle pour capter les complémentarités et les synergies qui existent entre les différents enjeux d'aménagement (par exemple, la protection des paysages sensibles et le maintien des vieilles forêts). C'est sur cette base que les actions prévues à la stratégie d'aménagement pourront être conçues de manière véritablement intégrée afin de maximiser les bénéfices (écologiques, économiques et sociaux) et de minimiser les conséquences négatives.

Dans le contexte d'une gestion participative basée sur une approche par enjeux et solutions comme le préconise le MRN (Desrosiers et autres, 2010), une analyse factuelle rigoureuse permet aux parties prenantes de bien comprendre les enjeux et de se les approprier pour favoriser les consensus et stimuler la recherche de solutions innovantes à l'échelle locale. Les discussions menées à la table locale de gestion intégrée des ressources et du territoire (TLGIRT) favoriseront aussi la prise en compte des connaissances et du savoir-faire de tous les participants.

L'approche préconisée ici repose sur deux des fondements du nouveau régime forestier, c'est-à-dire la régionalisation et la gestion par objectifs et résultats. L'aménagement écosystémique ainsi réalisé considère davantage les spécificités propres à chaque région et à chaque unité d'aménagement. Par ailleurs, l'élaboration de solutions basées sur une compréhension locale des enjeux permet plus facilement aux praticiens de faire appel à leur créativité et à leur ingéniosité pour réaliser une véritable gestion par objectifs et résultats.

Orientations ministérielles en matière d'aménagement écosystémique dans les PAFI

Pour que la démarche d'aménagement réalisée dans le contexte des PAFI conduise effectivement à une réduction des écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle, le MRN énonce des orientations ministérielles qui guident le travail des aménagistes dans la préparation de la stratégie d'aménagement. Ces orientations concernent à la fois le processus d'analyse des enjeux, la détermination des objectifs et des cibles ainsi que le choix des solutions à mettre en œuvre. Elles constituent l'engagement ministériel en matière d'aménagement écosystémique, tant envers le public en général qu'envers les différents publics particulièrement

intéressés par l'aménagement forestier. Cet engagement vise aussi à affermir la position du Québec sur les marchés des produits du bois dans le contexte de la certification environnementale.

Pour traduire cet engagement ministériel en orientations concrètes, le MRN distingue trois types d'orientations gouvernementales.

- **La réglementation.** Elle prescrit ou interdit certaines pratiques forestières. De ce fait, ces pratiques sont régies par le système judiciaire du Québec. Le Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État (RNI) s'appliquera jusqu'à ce qu'il soit prochainement remplacé par le Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État (RADF). L'application du règlement est obligatoire et il n'y a pas de marge de manœuvre pour le mettre en œuvre.
- **Les lignes directrices.** Elles précisent les orientations que le MRN entend mettre de l'avant pour encadrer la réponse aux enjeux écologiques. Généralement, les lignes directrices regroupent plusieurs modalités visant plus d'un objectif. Leur application est obligatoire, mais les praticiens disposent d'une certaine marge de manœuvre pour adapter les modalités fines à la réalité locale.
- **Les recommandations sur l'aménagement.** Elles constituent des suggestions de bonnes pratiques dont l'application n'est pas obligatoire. Les aménagistes pourront s'inspirer de ces recommandations pour répondre aux enjeux écologiques. Les recommandations et les solutions retenues pourront être adaptées au contexte local en les arrimant aux autres enjeux d'aménagement.

Par ailleurs, parmi les enjeux écologiques que le MRN a retenus pour les PAFI de 2013-2018, ceux liés à la structure d'âge des forêts et à l'organisation spatiale des peuplements dans la pessière à mousses sont plus lourds de conséquences sur le plan écologique, économique ou social. De plus, les solutions mises de l'avant pour répondre à ces enjeux sont celles qui auront le plus d'influence sur le choix des stratégies d'aménagement forestier. Pour ces raisons, et en vue d'assurer une certaine cohérence à l'échelle nationale, le Ministère a défini des orientations plus précises en établissant des lignes directrices pour ces deux enjeux. Il détermine des méthodes d'analyse obligatoires de ces enjeux, fixe des objectifs et des cibles quantitatives et il prescrit certains éléments des solutions à intégrer à la stratégie d'aménagement. Pour ce qui est des autres enjeux, les orientations visent surtout un objectif général de réduction des écarts et les solutions préconisées consistent essentiellement en des recommandations sur l'aménagement.

Contenu des chapitres

Chacun des six chapitres de cet ouvrage traite de l'analyse d'un enjeu écologique ou d'un groupe d'enjeux écologiques.

1. Analyse des enjeux liés à la structure d'âge des forêts
2. Analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses
3. Analyse des enjeux liés à la composition végétale
4. Analyse des enjeux liés aux attributs de structure interne des peuplements et au bois mort
5. Analyse des enjeux liés aux milieux humides et riverains
6. Analyse des enjeux liés aux espèces nécessitant une attention particulière pour assurer leur maintien

Pour les chapitres 1 et 2, il est important que les étapes d'analyse des enjeux soient intégralement effectuées, suivant la manière prescrite. Les données doivent être compilées selon les formats numériques standards présentés à l'activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018*. Pour ce qui est des chapitres 3 à 6, différentes approches y sont suggérées pour réaliser les analyses. Ces chapitres ont été écrits de façon à fournir aux aménagistes locaux le plus grand éventail possible de méthodes d'analyse. Toutes les méthodes ne doivent donc pas être systématiquement utilisées. Il reviendra aux aménagistes locaux de choisir la méthode qui convient le mieux à leurs besoins en fonction de leur territoire et de leurs réalités régionales et locales. Les étapes des analyses suggérées ont été ramenées à des actions relativement simples pouvant s'appliquer dans toutes les unités d'aménagement. Dans plusieurs cas, il se peut que les équipes d'aménagistes locaux puissent mener des analyses plus détaillées; nous les encourageons d'ailleurs à le faire. De même, les enjeux présentés dans ces chapitres, et pour lesquels on demande une analyse, sont les plus susceptibles de se manifester dans la plupart des unités d'aménagement du Québec. Il n'est pas exclu que d'autres enjeux puissent apparaître localement.

1. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS À LA STRUCTURE D'ÂGE DES FORÊTS

Photo : Sébastien Méthot

La structure d'âge des forêts se définit comme étant la proportion relative des peuplements appartenant à différentes classes d'âge, mesurée sur un territoire relativement vaste (centaines ou milliers de kilomètres carrés). Dans la forêt naturelle, la structure d'âge des forêts est essentiellement déterminée par les régimes de perturbations naturelles propres à chaque région. Les régions où des perturbations graves[1] sont fréquentes contiennent généralement une plus faible proportion de vieilles forêts et une plus grande abondance de forêts en régénération par rapport à une région où les perturbations graves sont peu fréquentes. Comme la proportion relative des différentes classes d'âge est une caractéristique importante des écosystèmes forestiers susceptibles d'influencer grandement la biodiversité et les processus écologiques (par exemple, le cycle du carbone), il est important d'en tenir compte lors de l'élaboration d'une stratégie d'aménagement forestier. C'est pourquoi l'enjeu lié à la structure d'âge des forêts constitue un aspect fondamental d'une stratégie d'aménagement basée sur l'aménagement écosystémique.

Ce chapitre présente les lignes directrices utilisées pour effectuer une analyse d'écart afin de mieux décrire l'enjeu lié à la structure d'âge pour une unité d'aménagement donnée. Cette analyse s'inscrit dans le contexte de l'activité 2.2 du processus d'élaboration des PAFI de 2013-2018. Elle s'effectue en comparant les caractéristiques de la forêt naturelle avec celles de la forêt actuelle, en fonction de différents indicateurs (comme l'abondance de vieilles forêts). Les caractéristiques de la forêt naturelle sont décrites dans le registre des états de référence publié par la Direction de la recherche forestière du MRN (Boucher et autres, 2011). Les résultats de cette analyse serviront d'intrants lors des activités ultérieures du processus de planification pour établir des cibles d'aménagement écosystémique.

Lien avec les autres enjeux écologiques

Dans la forêt naturelle, les différentes classes d'âge des peuplements sont généralement associées à des caractéristiques forestières particulières. Par exemple, les vieilles forêts comprennent habituellement une structure forestière diversifiée et un plus grand nombre d'arbres de forte dimension par rapport à des peuplements récemment perturbés. La composition forestière peut également varier en fonction du temps écoulé depuis la perturbation majeure d'origine, les espèces pionnières étant généralement relativement peu abondantes dans les vieilles forêts.

1. Les perturbations graves sont des perturbations à la suite desquelles le couvert forestier dominant est présent sur moins de 25 % de la superficie du peuplement. Il peut s'agir de feux, d'épidémies d'insectes, de chablis ou encore de coupes dans un contexte de forêt aménagée.

Les analyses présentées dans ce chapitre constituent une première étape du processus d'analyse des enjeux écologiques, où les peuplements présents dans le territoire forestier sont classés simplement en fonction du temps écoulé depuis une perturbation majeure d'origine. À ce stade, il n'y a donc pas d'analyse portant sur la composition, la structure interne des peuplements ou le bois mort. Ces enjeux écologiques importants seront traités séparément dans les chapitres suivants. La démarche proposée ici permet toutefois de « mettre la table » en vue d'une analyse plus approfondie de certains de ces autres enjeux.

1.1 Éléments de base pour quantifier les enjeux liés à la structure d'âge des forêts

1.1.1 Stades de développement

1.1.1.1 Description qualitative

Afin de décrire et d'analyser la structure d'âge des forêts sur un territoire, le MRN propose de regrouper différentes classes d'âge en trois stades de développement selon le rôle biologique qu'ils sont susceptibles de jouer. Les seuils retenus pour définir ces stades sont cruciaux du point de vue des besoins de diverses communautés biologiques. Ils constituent donc avant tout un outil permettant de gérer la biodiversité et leur définition ne repose pas exclusivement sur des valeurs dendrométriques comme l'âge d'exploitabilité ou l'âge d'entrée en sénescence.

Les trois stades retenus par le MRN sont le stade de « régénération », le stade « intermédiaire » et le stade de « vieux peuplement »[1]. Une description qualitative de ces stades de développement est présentée dans le tableau 1.

Les stades de développement doivent demeurer un outil simple à comprendre et à utiliser. Ils seront quantifiés à partir des données actuellement disponibles dans la gestion forestière courante, soit à partir des cartes écoforestières, des descriptions de la forêt naturelle et de l'information sur les régimes de perturbations naturelles. Ces stades de développement doivent aussi demeurer facilement compréhensibles, tant pour les experts que pour ceux qui, tout en n'étant pas des experts, participent au processus de planification, de même que pour les différents utilisateurs de la forêt.

1. À ne pas confondre avec les stades de développement d'un peuplement régulier utilisés par les sylviculteurs : stade de semis, stade de gaulis, stade de perchis et stade de futaie. Les stades de développement sont définis dans le présent document en tant qu'indicateurs de conditions d'habitats pertinentes à la gestion de la biodiversité.

Tableau 1 Description des stades de développement proposés

Stade de développement	Valeur indicatrice
Régénération	L'abondance du stade de régénération est un indicateur des superficies récemment perturbées. Dans les conditions naturelles, l'abondance de peuplements en régénération est déterminée par les perturbations naturelles comme les feux, les épidémies d'insectes et les chablis graves. Dans la forêt aménagée, le taux de coupe totale (par exemple, la coupe avec protection de la régénération et des sols [CPRS]) devient un élément déterminant pour l'abondance de ce stade. Du point de vue de la diversité biologique, le stade de régénération est généralement associé à des espèces pionnières.
Intermédiaire	Ce stade est associé à un couvert forestier ayant atteint une certaine hauteur. Il revêt une importance du point de vue des préoccupations sociales ainsi que pour certaines espèces fauniques ou floristiques.
Vieux peuplement	Un peuplement atteint le stade de vieux peuplement lorsqu'il commence à acquérir certaines caractéristiques comme une structure verticale diversifiée, des arbres vivants de forte dimension et du bois mort de forte dimension à divers degrés de décomposition. On tient pour acquis que ces caractéristiques commencent à être atteintes à partir d'un certain temps à la suite d'une perturbation grave.

1.1.1.2 Critères quantitatifs

Le tableau 2 présente les critères d'âge qui permettent de distinguer les stades de développement en fonction de différents domaines bioclimatiques. Ces classes d'âge ont été déterminées en se basant sur les meilleures connaissances scientifiques disponibles, en tenant compte de la composition forestière dominante dans les différents domaines bioclimatiques et en considérant qu'en général, la croissance est plus rapide dans le sud pour une essence donnée. Ces classes d'âge, bien que relativement simples, sont jugées suffisantes pour cerner les principaux enjeux liés à la structure d'âge à l'échelle d'une unité d'aménagement.

Pour le stade de vieux peuplement, on considère que ce stade est atteint lorsque la mortalité dans le peuplement commence à toucher la cohorte dominante initiée après la dernière perturbation grave (Kneeshaw et Gauthier, 2003; Centre d'étude de la forêt, 2008; Le Goff et autres, 2010). L'acquisition de certains attributs importants des vieux peuplements – comme la présence de gros arbres morts qui ont atteint différents stades de décomposition ou une structure verticale et horizontale diversifiée – se fera graduellement au cours des années ou des décennies qui suivront la rupture initiale du couvert dominant (Oliver et Larson, 1996; Bergeron et autres, 1999; Franklin et autres, 2002). Ces attributs représentent un habitat important pour plusieurs espèces spécialisées.

L'acquisition des différents attributs de vieilles forêts se fera plus ou moins rapidement selon les essences qui dominent le peuplement et selon la fertilité de la station (Harper et autres, 2005), les conditions climatiques (Uhlig et autres, 2003) ou, encore, la fréquence des perturbations naturelles partielles propres aux différentes régions. Par exemple, l'occurrence d'une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette qui crée une mortalité partielle dans le couvert dominant pourrait accélérer l'acquisition d'attributs associés aux vieilles forêts (Tremblay et autres, 2007).

Le MRN considère donc que les âges présentés dans le tableau 2 pour le stade de vieux peuplement représentent le moment à partir duquel les peuplements commencent à acquérir des caractéristiques de vieilles forêts.

Tableau 2 Classes d'âge correspondant aux trois stades de développement[a]

Domaine bioclimatique	Régénération[b]	Intermédiaire[c]	Vieux peuplement[c]
Pessière à mousses	≤ 20 ans	De 21 à 100 ans (classes 30 ans, 50, 70, 90, JIN et JIR)	≥ 101 ans (classes 120 ans, VIN et VIR)
Sapinière à bouleau blanc	≤ 15 ans	De 16 à 80 ans (classes 30 ans, 50, 70, JIN et JIR)	≥ 81 ans (classes 90 ans, 120, VIN et VIR)
Sapinière à bouleau jaune	≤ 15 ans	De 16 à 80 ans (classes 30 ans, 50, 70, JIN et JIR)	≥ 81 ans (classes 90 ans, 120, VIN et VIR)
Érablière à bouleau jaune	≤ 10 ans	De 11 à 100 ans (classes 30 ans, 50, 70, 90, JIN et JIR)	≥ 101 ans (120 ans, VIN et VIR)

a. Lorsque pertinent, les classes cartographiques correspondantes sont indiquées.
b. Pour le stade « régénération », l'abondance actuelle est calculée en fonction de la date de perturbation d'origine et non de la classe d'âge.
c. Pour les classes d'âge cartographiques doubles, on considère que la première classe d'âge prévaut. Par exemple, pour une classe d'âge « 70-120 », on considérerait qu'il s'agit d'un peuplement de 70 ans.

1.1.1.3 Utilité des stades de développement

La définition des stades de développement présentée dans le tableau 2 facilitera la comparaison entre la structure d'âge actuelle et la structure d'âge telle qu'elle est définie dans le registre des états de référence, car la comparaison doit se faire en se basant sur des indicateurs communs. L'utilisation d'une définition relativement uniforme des stades pour l'ensemble du Québec permettra également d'assurer une cohérence minimale, à l'échelle provinciale, entre les différents outils réglementaires ou stratégiques produits par le MRN et entre les différentes régions.

1.1.2 Échelle appropriée pour effectuer l'analyse d'écart

Pour qu'elle soit cohérente sur le plan écologique, l'analyse de l'enjeu de la structure d'âge doit se faire sur un territoire suffisamment vaste pour que les caractéristiques forestières soient en équilibre par rapport aux perturbations naturelles. L'échelle à laquelle se stabilisent les proportions des différents stades de développement fait partie de la variabilité naturelle à laquelle les espèces sont adaptées. En pratique, on considérera que l'échelle spatiale appropriée pour effectuer cette analyse est d'un maximum de 500 km^2 dans la sapinière à bouleau jaune et l'érablière, de 1 000 km^2 dans la sapinière à bouleau blanc et de 2 500 km^2 dans la pessière à mousses. Ces ordres de grandeur tiennent compte du fait que les perturbations naturelles comme les feux ont une plus grande étendue dans la pessière.

Dans la sapinière et l'érablière, afin de simplifier la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique, les unités territoriales de références (UTR) seront utilisées comme bases territoriales à partir desquelles l'analyse d'écart sera effectuée. Comme la taille des UTR est souvent beaucoup plus petite que la taille maximale proposée, il est possible de regrouper certaines UTR pour effectuer l'analyse d'écart[1] (et plus tard, fixer des cibles d'aménagement),

1. Ces regroupements seront faits sous la responsabilité du MRN, mais pourront être soumis à la TLGIRT. Il est à noter que ce regroupement d'UTR sera utilisé pour répondre aux enjeux liés à la structure d'âge des forêts, mais que la règle minimale de 30 % de 7 m et plus par UTR (non regroupée) continuera de s'appliquer dans le cadre du RADF.

dans la mesure où la taille des regroupements ne dépasse pas les maximums énoncés précédemment. Il est recommandé de faire une première analyse à partir des UTR non regroupées, puis de les regrouper si nécessaire en fonction de critères qui seront déterminés régionalement, selon les utilisations du territoire, le regroupement d'UTR avec structure d'âge similaire, etc.

Dans la pessière à mousses, l'unité spatiale qui est à la base du nouveau mode de répartition spatiale des coupes (voir le chapitre 2) est le compartiment d'organisation spatiale (COS), dont la taille varie généralement de 30 à 250 km^2. L'analyse d'écart pour les enjeux liés à la structure d'âge sera effectuée à l'échelle de l'unité territoriale d'analyse (UTA), qui est en fait un regroupement d'environ 20 à 30 COS. La taille de ces UTA varie de 2 000 à 2 500 km^2. C'est aussi à l'échelle de l'UTA que seront éventuellement établies les cibles de structure d'âge dans la pessière à mousses (à l'activité 6 du *Manuel de planification forestière 2013-3018*). La figure 1 illustre les situations où une unité d'aménagement chevauche deux domaines bioclimatiques.

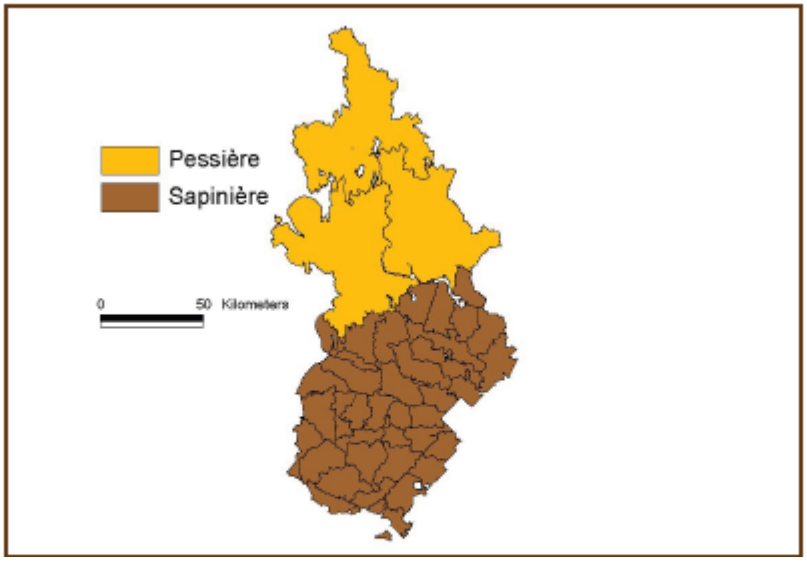


Figure 1 Unités territoriales délimitées dans une unité d'aménagement chevauchant les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc (UTR ou regroupements d'UTR de taille maximale de 1 000 km^2) et de la pessière à mousses (UTA avec taille maximale de 2 500 km^2)

Dans le reste du document, le terme « unité territoriale » (UT) est utilisé pour désigner les regroupements finaux (UTR, UTR regroupées ou UTA, selon le cas) qui seront utilisés pour effectuer l'analyse d'écart.

1.2 Analyse d'écart

1.2.1 Quantifier l'abondance des stades de développement dans la forêt actuelle

Cette étape vise à compiler l'abondance des différents stades de développement dans chaque unité territoriale. Toutes les superficies forestières sont considérées dans cette compilation, y

compris les superficies exclues du calcul de possibilité comme les aires protégées ou les territoires inaccessibles.

Cette compilation devrait se faire à partir de la carte écoforestière la plus à jour, soit à partir de la carte forestière, écologique et territoriale du Bureau du forestier en chef (CFET-BFEC). Puisque cette carte est mise à jour pour l'année 2008, elle devrait contenir l'ensemble des données sur les perturbations antérieures à cette date. Comme la compilation doit être faite en date de 2013, il est toutefois nécessaire d'indiquer les peuplements qui ont fait ou qui feront l'objet de récoltes par coupe totale durant la période 2008-2013, selon la connaissance du programme quinquennal de 2008-2013.

Une fois la carte actualisée en fonction des coupes de 2008-2013, il est important d'actualiser l'abondance des stades intermédiaire et de vieux peuplement pour 2013. Cette étape permet de tenir compte du fait que certains peuplements ont pu atteindre ces stades durant la période qui sépare le moment où les photographies aériennes qui ont servi à établir la cartographie ont été prises et l'année 2013. Comme ce laps de temps varie d'une région à l'autre (en fonction de la date des photographies), nous proposons une méthode permettant d'actualiser la proportion des stades intermédiaire et de vieux peuplement en fonction du temps écoulé (annexe A).

Figure 2 Abondance actuelle des stades de vieux peuplement (à gauche) et de régénération (à droite) à l'intérieur de chaque unité territoriale

La figure 2 présente l'abondance des stades de régénération et de vieux peuplement dans la forêt actuelle, l'abondance du premier stade ayant été actualisée en fonction des coupes récentes et l'abondance du second stade l'ayant été en fonction de l'année où les photos aériennes ont été prises.

1.2.2 Quantifier l'abondance des stades dans la forêt naturelle

Dans cette section, nous proposons une démarche permettant de traduire l'information sur la forêt naturelle en stades de développement compatibles avec l'approche mise au point au MRN et de rapporter cette information à l'échelle des unités territoriales.

1.2.2.1 Convertir l'information de base sur la forêt naturelle en stades de développement

Les données disponibles sur la forêt naturelle et son régime de perturbations naturelles sont colligées dans le registre des états de référence. Ce document rapporte la structure d'âge dans la forêt naturelle selon la définition des stades de développement présentée dans le tableau 2, de sorte que cette information n'a pas besoin d'être convertie.

Il est également possible de compléter cette information en utilisant les données provenant d'une autre source que les états de référence (ex. : études scientifiques particulières, PRDIRT, etc.). Si tel est le cas, il est important de s'assurer que les stades de développement sont définis de la même manière que pour la description de la forêt actuelle. Selon le type d'étude scientifique disponible, l'équivalence avec les stades de développement pourra être établie de différentes manières.

Conversion effectuée à partir de données sur la fréquence des perturbations naturelles

Les données telles que les cycles de feux, la fréquence et l'intensité des chablis ou des épidémies majeures d'insectes peuvent être utilisées pour calculer des abondances théoriques correspondant aux différents stades de développement. Lorsque ce type d'information est disponible, il est possible d'utiliser un fichier Excel, qui se trouve dans la documentation accompagnant le registre des états de référence, pour calculer la proportion du territoire occupée par les différents stades de développement mentionnés dans le tableau 2.

Conversion opérée à partir d'informations provenant de descriptions « statiques »

Ces descriptions illustrent la structure forestière en indiquant la proportion du paysage qui appartient à différentes classes d'âge de peuplements, souvent à partir d'anciennes cartes ou de photographies aériennes. Dans ce cas, il s'agit d'établir une équivalence entre les classes d'âge propres à l'étude et les trois stades de développement mentionnés dans le tableau 2. Par exemple, une proportion de territoire touchée par des feux ou de graves épidémies d'insectes depuis moins de 15 ans pourrait se voir attribuer le stade de développement de régénération, et les peuplements de structure irrégulière ou dont la classe d'âge est de 90 ans et plus pourraient se voir classés dans le stade de vieux peuplement. Cette correspondance entre les types forestiers et les stades de développement doit être établie sur une base régionale, selon les caractéristiques écologiques du territoire et les données disponibles.

1.2.2.2 Transfert d'échelle

Les données sur la forêt naturelle sont généralement associées à des zones relativement vastes qui ne coïncident pas avec le contour des UTR ou des UTA. Par exemple, le registre des états de référence tenu à jour par le MRN est compilé à l'échelle de l'unité homogène.

Peu importe leur origine, les données sur la forêt naturelle doivent être rapportées aux unités territoriales qui serviront d'unités de base pour l'analyse d'écart effectuée à l'intérieur de chaque

unité d'aménagement. La figure 3 illustre comment ce « transfert d'échelle » s'opère, en utilisant la quantité de vieux peuplements comme exemple. On peut y voir qu'une unité territoriale dont le contour est situé principalement dans une unité homogène donnée est considérée comme ayant les mêmes caractéristiques. Quoique dans cet exemple l'unité homogène ait été utilisée comme référence, il est possible que des études scientifiques fournissent des données plus précises pour certaines unités territoriales.

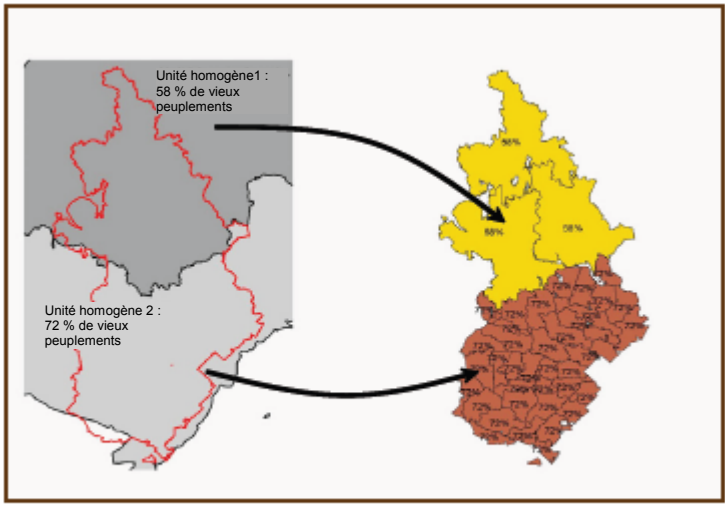


Figure 3 Transfert d'échelle de l'information sur l'abondance du stade de vieux peuplement dans la forêt naturelle vers les unités territoriales

1.2.3 Seuils d'altération

Les seuils d'altération sont des critères quantitatifs permettant de déterminer si la situation d'une unité territoriale donnée est jugée problématique sur le plan écologique. Le MRN propose des seuils qui permettent de séparer trois degrés d'altération correspondant à des risques écologiques plus ou moins élevés, soit les degrés d'altération faible, moyen et élevé. L'approche par degrés d'altération est expliquée avec plus de détails dans la section 1.2 de la *Partie II - Élaboration de solutions aux enjeux* (Jetté et autres, 2013).

La manière de définir les seuils varie selon le stade de développement concerné (tableau 3, figure 4). Pour le stade de vieux peuplement, les seuils d'altération sont établis en fonction d'écarts vis-à-vis des moyennes observées dans la forêt naturelle (moyenne historique). Ces écarts correspondent à des niveaux de risque plus ou moins élevés selon chacun des degrés d'altération. Le MRN fixe ces seuils à 50 % de la moyenne historique pour le seuil modéré et à 30 % de la moyenne historique pour le seuil d'alerte en s'appuyant sur les meilleures connaissances actuelles (Rompré et autres, 2010; Centre d'étude de la forêt, 2008). Comme ces seuils sont fixés par rapport à une moyenne qui dépend de la dynamique écologique régionale, les degrés d'altération varieront en conséquence. Cette approche permet de mieux moduler les objectifs d'aménagement en fonction des spécificités régionales.

Tableau 3 Résumé des seuils d'altération proposés pour déterminer le degré d'altération des unités territoriales

Seuil d'altération	Stade de régénération (seuil maximal)	Stade de vieux peuplement (seuil minimal)
Seuil modéré qui distingue le degré d'altération faible du degré d'altération moyen	25 % de la superficie de l'UT (pessière) 20 % de la superficie de l'UT (sapinière et érablière)	50 % du niveau de la moyenne historique
Seuil d'alerte qui distingue le degré d'altération moyen du degré d'altération élevé	35 % de la superficie de l'UT (pessière) 30 % de la superficie de l'UT (sapinière et érablière)	30 % du niveau de la moyenne historique

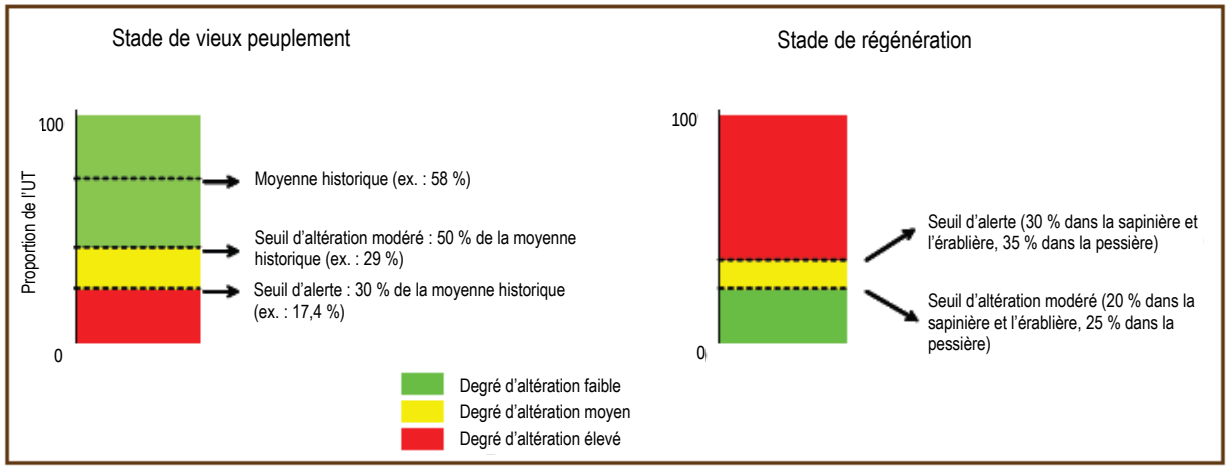


Figure 4 Exemple illustrant le lien entre les seuils d'altération et les niveaux d'altération pour les stades de vieille forêt et de régénération

Pour le stade de régénération, les seuils ont été fixés en pourcentage du territoire, en distinguant les différents domaines bioclimatiques. Ces seuils, qui varient de 20 à 35 % selon les circonstances (tableau 3, figure 4), reflètent les écarts rencontrés à l'échelle de la province. Il n'est donc pas nécessaire de faire un calcul en fonction de la moyenne historique afin de déterminer les seuils d'altération pour ce stade.

Pour le stade intermédiaire, nous n'avons pas défini de seuils d'altération, considérant que les deux autres stades sont généralement suffisants pour cerner les principaux problèmes de structure d'âge dans une unité d'aménagement donnée. Il est toutefois important de tenir compte de ce stade pour s'assurer de l'atteinte des seuils minimaux fixés par le RNI (ou du projet de RADF), c'est-à-dire 30 % de peuplements de 7 m ou plus de hauteur par UTR. En effet, la somme des stades intermédiaire et de vieux peuplement correspond approximativement à l'abondance de forêts de 7 m ou plus de hauteur, qui sont importantes, notamment sur le plan social.

1.2.4 Degré d'altération actuel

Cette étape consiste à déterminer le degré d'altération actuel de chaque unité territoriale en fonction de l'abondance des stades de développement (voir la section 1.2.1) et des seuils d'altération (voir la section 1.2.3). Ces derniers sont définis à partir de données sur la forêt

naturelle (voir la section 1.2.2). Le degré d'altération actuel devrait être déterminé pour chacun des deux stades indicateurs principaux (de régénération et de vieux peuplement). Le degré d'altération actuel représente donc le résultat de la démarche d'analyse d'écart pour les enjeux liés à la structure d'âge des forêts.

La figure 5 fournit un exemple de calcul des degrés d'altération actuels pour les stades de vieux peuplement et de régénération. En théorie, dans la forêt naturelle, la majorité des unités territoriales devrait présenter un faible degré d'altération; la proportion de la superficie de l'unité d'aménagement occupée par des unités territoriales ayant un degré d'altération moyen ou élevé fournit donc une indication de l'écart entre la forêt naturelle et la forêt actuelle. Ce constat servira de base pour l'établissement des cibles visées par la stratégie d'aménagement.

Lors du processus de préparation du PAFI, les degrés d'altération actuels ainsi que les principales variables ayant été utilisées pour effectuer l'analyse de l'enjeu de la structure d'âge doivent être consignés selon un format d'échange spécifié dans le résultat standard R4. Un exemple de tableau reprenant les principaux résultats d'une analyse d'écart est présenté à l'annexe B.

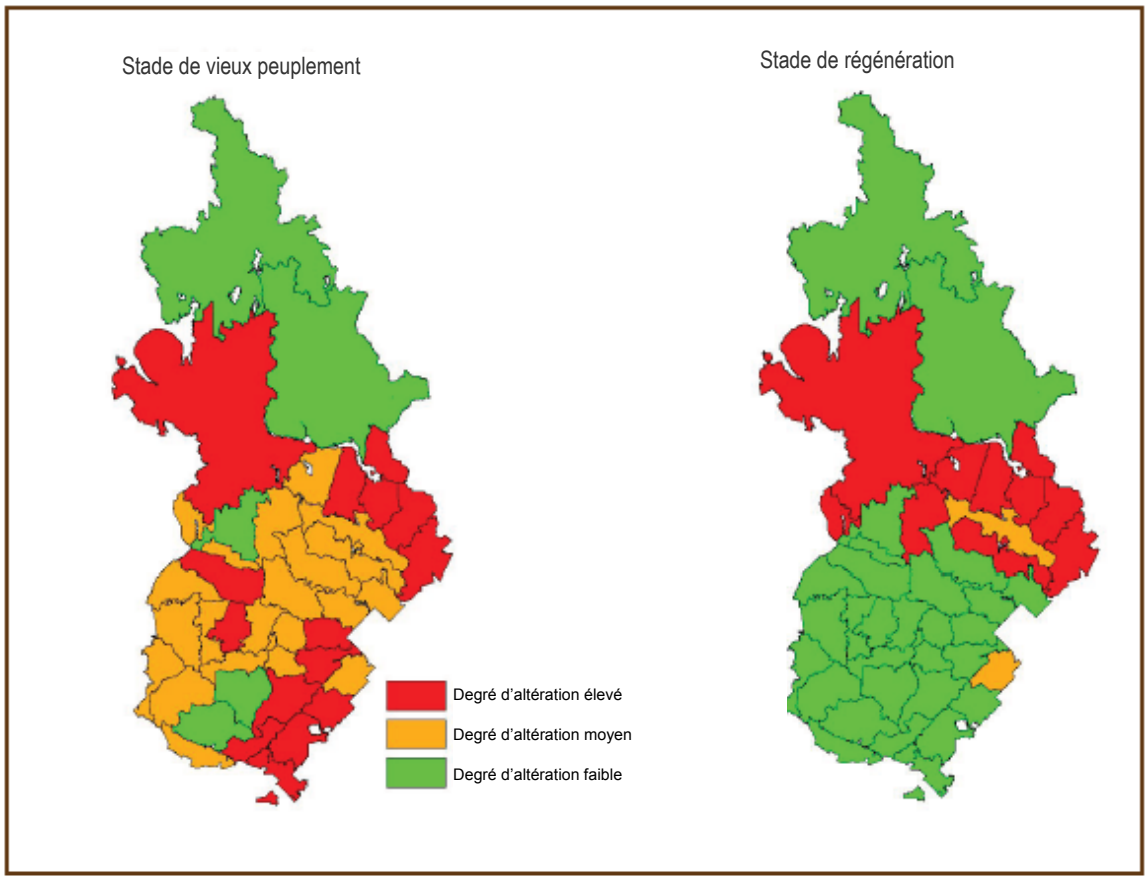


Figure 5 Degrés d'altération des différentes unités territoriales en fonction des seuils d'altération du tableau 3 pour le stade de vieux peuplement (à gauche) et le stade de régénération (à droite)

1.2.5 Précisions sur la méthode d'analyse

La méthode d'analyse des écarts proposée ici s'appuie sur l'information disponible au moment de la préparation de la version préliminaire du document et lors du début du processus de préparation des PAFI. Elle repose sur les données basées sur l'âge cartographique des peuplements forestiers. Cette information permet un diagnostic utile de l'état de la structure d'âge en vue d'orienter la prise de décisions lors de la préparation des PAFI. Par contre, cette source d'information comporte deux limites qu'il importe d'expliquer.

Premièrement, ce jeu de données ne correspond pas exactement à celui utilisé par le Bureau du forestier en chef pour calculer la possibilité forestière. Le Bureau du forestier en chef utilise des regroupements de données dendrométriques (âge sondé) qui peuvent fournir une image différente de la situation à l'année de référence de l'analyse. Comme il faut s'assurer du respect des cibles quantitatives tout au long de l'horizon de planification (150 ans), il faut faire évoluer dans le temps l'état de la structure d'âge à l'aide des modèles de simulation. Un arrimage avec le jeu de données du Bureau du forestier en chef sera donc nécessaire au moment où les aménagistes auront accès aux modèles. L'annexe C de la *Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux* propose un processus d'optimisation des cibles de structure d'âge qui est arrimé aux modèles de calculs des possibilités forestières du Bureau du forestier en chef. Ce processus implique donc d'utiliser les données du Bureau du forestier en chef afin de faire évoluer les strates forestières dans le temps. Bien que, de manière générale, les différences entre les deux jeux de données s'estompent rapidement, les aménagistes doivent comprendre et pouvoir expliquer les différences constatées et demeurer aux aguets pour être en mesure de corriger d'éventuelles erreurs plus importantes dans l'interprétation des résultats.

Deuxièmement, le cas des peuplements inéquiennes mérite aussi que des précisions méthodologiques soient apportées. D'une part, étant donné la structure et la dynamique propre à ces peuplements, les modèles du Bureau du forestier en chef ne projettent pas leur âge, mais bien leur surface terrière. Il est donc impossible de suivre dans le temps l'évolution de la proportion des vieux peuplements inéquiennes dans le paysage en se basant sur un âge. D'autre part, compte tenu de la nature des interventions pratiquées dans ces peuplements au cours des dernières décennies (coupes partielles)[1], l'âge du peuplement ne reflète pas nécessairement la présence des attributs des vieux peuplements. Un peuplement cartographié comme « vieux » peut avoir subi une séquence d'interventions qui aura éliminé un ou plusieurs attributs structuraux typiques de ces vieux peuplements.

Afin de pallier ces problèmes méthodologiques, le MRN a d'abord cherché à mieux décrire la structure complexe des vieux peuplements inéquiennes de la forêt décidue afin de bien cerner l'enjeu de la simplification de leur structure. Cet enjeu crucial pour ce type de forêt est abordé dans la section 4.2.1 du présent document et dans la section 6.1 de la *Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*. En ce qui a trait à l'enjeu de la structure d'âge, afin de pouvoir suivre l'évolution des vieux peuplements inéquiennes, des seuils critiques de surface terrière ont été définis en remplacement des critères d'âge. Ainsi, pour les peuplements inéquiennes du domaine de l'érablière, le seuil de vieux peuplement est établi à 23 m^2/ha, alors que, pour les peuplements inéquiennes du domaine de la sapinière à bouleau jaune, le seuil sera de 20 m^2/ha. L'adoption de ces seuils permet de suivre l'évolution de la proportion des vieux peuplements inéquiennes à partir des modèles de simulation de l'évolution de la surface terrière. Ces seuils sont ceux qui seront utilisés dans le processus d'optimisation pour les peuplements inéquiennes (voir l'annexe C de la *Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*).

1. Des coupes à diamètre limite et différentes variables de coupes de jardinage.

Ces seuils peuvent être utilisés pour fournir une nouvelle image des degrés actuels d'altération (voir la section 1.2.4) dans les unités territoriales où il y a de fortes concentrations de peuplements inéquiennes.

1.3 Analyse de la composition et de la configuration spatiale des vieux peuplements

L'analyse du degré d'altération actuel de chacune des UT est une étape clé en vue de poser un diagnostic à propos de la structure d'âge d'un territoire. L'information qui en découle sera déterminante au moment de l'élaboration de la stratégie d'aménagement d'un PAFI. Toutefois, afin de préciser le diagnostic et être en mesure d'intégrer des préoccupations plus fines dans le PAFI, des analyses de la composition et de la configuration des vieux peuplements sont suggérées ici. De ces analyses pourraient découler des actions particulières à intégrer à la stratégie d'aménagement. La composition et la configuration spatiale doivent aussi refléter les conditions de la forêt naturelle pour que les espèces associées aux vieux peuplements retrouvent tous les éléments de leur habitat. Ces deux attributs sont déjà abordés ailleurs dans le présent document, mais ils méritent d'être regardés avec attention dans le cas des vieux peuplements puisqu'ils influencent directement les rôles biologiques que les attributs maintenus en place seront en mesure de jouer.

1.3.1 Composition des vieilles forêts

Les descriptions de la forêt naturelle montrent qu'en général, la composition de la forêt est en grande majorité représentative des stades évolutifs de fin de succession (stade de faciès et stade stable), compte tenu des régimes de perturbations auxquels la forêt est soumise (Bergeron et Harper, 2009). Plus les cycles de perturbations sont longs, plus les peuplements forestiers peuvent passer par tous les stades évolutifs jusqu'à ce que le paysage soit dominé par les stades de fin de succession. À la suite de l'effet combiné des perturbations naturelles et anthropiques, il est possible qu'une partie importante du territoire soit davantage associée à des stades évolutifs de début de succession (stade pionnier, stade d'essences de lumière ou stade intermédiaire) que par le passé. Or, même si les peuplements qui sont à ces stades évolutifs peuvent être considérés comme vieux, ils demeurent biologiquement très différents des vieux peuplements de fin de succession. Cette différence est notamment marquée par des changements de composition végétale. Par exemple, on distinguera facilement une vieille peupleraie d'une vieille sapinière ou pessière. Cette différence notable nous oblige à tenir compte de la composition des vieilles forêts dans les diagnostics que nous posons.

Par ailleurs, afin de déterminer si le territoire présente actuellement, ou pourrait potentiellement présenter à court ou à moyen terme, un écart quant à la composition de ses vieilles forêts, nous suggérons de réaliser une analyse qui vise à détecter les problèmes de composition des vieilles forêts à l'échelle de l'unité d'aménagement. Cette analyse pourrait aussi permettre de vérifier si l'on observe la raréfaction de certains types plus spécifiques de vieux peuplements forestiers. En effectuant une analyse basée sur la proportion des différents stades évolutifs qui composent les vieilles forêts, il est possible de caractériser plus finement l'état du territoire. La démarche présentée à l'annexe C du présent document permet de réaliser une description de la situation pour le territoire d'une unité d'aménagement.

Le résultat attendu de cette analyse devrait nous permettre d'illustrer l'écart entre la composition actuelle des vieilles forêts présentes sur le territoire et la composition des vieilles forêts dans la forêt naturelle. Dans l'exemple du tableau 4, on peut constater que les vieilles

forêts sont actuellement composées à 26 % (5/19) des stades évolutifs de fin de succession (stade de faciès et stade stable), alors que dans la forêt naturelle, les vieilles forêts étaient composées à plus de 75 % (45/60) des stades évolutifs de fin de succession. Cette analyse pourra aussi permettre la détermination de types de peuplements en raréfaction, par une analyse plus fine des groupements d'essences par stades évolutifs. À partir du même exemple, on pourra constater que les sapinières, associées au stade de faciès et au stade stable, se raréfient et représentent actuellement moins de 3 % (0,5/19) des vieilles forêts, alors que dans la forêt naturelle, elles composaient 33 % (20/60) du total des forêts.

Tableau 4 Stades évolutifs et groupements d'essences de vieilles forêts

Stades évolutifs	% forêt naturelle	% actuel	Groupements d'essences	% forêt naturelle	% actuel
Début de succession	15	14	BOP	3	2
			PEU	5	4
			MFiR	7	8
Fin de succession	45	5	SAB	20	0,5
			EPN	10	1,5
			THO	10	1
			ERS	5	2
Total	60	19		60	19

Comme il a été mentionné précédemment, on pourrait compléter cette analyse en y ajoutant la composition actuelle des forêts matures, ce qui nous permettra de considérer le recrutement des vieilles forêts. En comparant la proportion des différents groupements d'essences présents avec celle des groupements d'essences dans la forêt naturelle, il sera possible d'évaluer l'évolution à court et à moyen terme de la situation.

Les résultats de ces analyses permettront la détection d'éventuelles carences de composition des vieilles forêts et aideront à la définition de pistes de solution et au déploiement des actions. Entre autres, ces résultats pourraient permettre la détermination de strates ou de groupes de strates présentant un intérêt particulier, par exemple celles contenant des espèces longévives, et offrant un potentiel intéressant pour le maintien permanent (conservation) ou temporaire (allongement des révolutions). Certaines strates pourraient aussi offrir un potentiel plus grand pour la réalisation de traitements sylvicoles (coupes partielles) qui permettent de conserver des attributs de vieilles forêts actuellement présents dans les peuplements. D'autre part, ces résultats pourraient permettre de cibler des strates qui ont actuellement une composition moins intéressante (stade évolutif intermédiaire, par exemple), mais qui offrent un potentiel pour l'application de traitements qui permettent d'accélérer leur développement vers des groupements d'essences plus caractéristiques des forêts naturelles (stade de faciès et stade stable).

Les résultats pourront aussi être mis en relation avec une analyse de configuration qui permettra un diagnostic plus précis sur la quantité de vieilles forêts fonctionnelles sur le plan de la conservation de la biodiversité. De plus, une analyse cartographique permettra la détermination de secteurs plus névralgiques où il serait pertinent de donner priorité aux actions.

1.3.2 Configuration des vieilles forêts

Les études menées jusqu'à maintenant dans la forêt boréale montrent que plusieurs organismes sont sensibles à la fragmentation du couvert forestier. Dans la forêt naturelle, les vieux peuplements sont en contact constant avec un tissu forestier relativement dense et haut, ce qui fait en sorte qu'il y a vraisemblablement peu de problèmes liés à la configuration. En ce sens, dans un contexte d'aménagement où subsiste une dominance de couvert forestier à l'échelle du paysage, la nécessité de bien configurer les vieux peuplements se pose peu. Par contre, dans le contexte où la matrice forestière est inversée (dominance de jeunes peuplements), les questions relatives à la configuration deviennent primordiales.

En matière de configuration, la présence de conditions de forêt d'intérieur apparaît comme un élément déterminant. Des études ont montré que les forêts résiduelles sous forme linéaire subissent un important effet de bordure qui modifie les caractéristiques des peuplements et diminue la présence des conditions de forêt d'intérieur. Cela altère la qualité de l'habitat pour les espèces associées aux vieilles forêts souvent sensibles à cet attribut. L'effet de bordure agit sur une distance variable selon la nature de la perturbation juxtaposée et en fonction de l'espèce considérée, mais en retenant la distance de 50 m on peut obtenir une image généralement valable de la disponibilité de la forêt d'intérieur (figure 6) (Boucher, Saint-Laurent et Grondin, 2011). Ainsi, de façon générale, plus la taille des forêts résiduelles est grande, plus la proportion qui subit l'effet de bordure sera petite et plus celle de forêt d'intérieur sera grande. Ces forêts seront alors plus aptes à maintenir les espèces qui sont associées aux vieilles forêts.

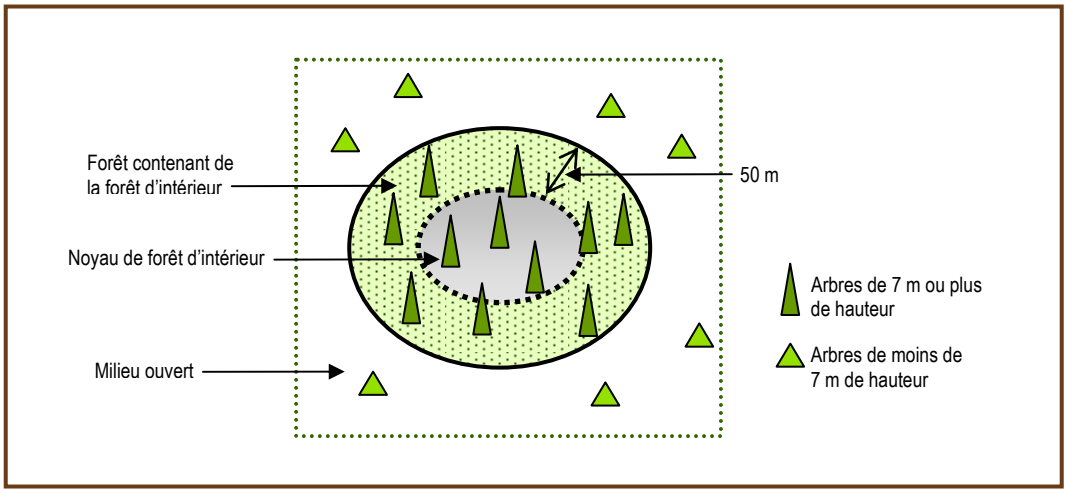


Figure 6 Illustration d'un noyau de forêt d'intérieur

Pour définir plus précisément la taille requise des forêts résiduelles, il est possible de s'inspirer de la gamme de tailles des forêts résiduelles qui échappent aux perturbations naturelles, par exemple les feux (des dizaines à centaines d'hectares), puisque l'on sait que celles-ci peuvent maintenir des habitats qui conviendront à plusieurs organismes, dont les insectes et les lichens. Toutefois, il est difficile de définir une taille minimale, la littérature scientifique fournissant peu d'indications à cet égard.

1.3.2.1 Analyse de la configuration des vieux peuplements

Afin de déterminer les portions de territoire qui pourraient potentiellement présenter, à court ou à moyen terme, un risque pour certaines espèces associées aux vieux peuplements, nous suggérons de réaliser une analyse sommaire qui permettra de détecter d'éventuels problèmes de configuration. Cette analyse peut être d'autant plus pertinente que les cibles de structure d'âge retenues peuvent malgré tout présenter un écart important par rapport à la structure d'âge de la forêt naturelle et pourraient, en particulier lorsque l'on retient un niveau d'altération élevé comme cible (30 % de la moyenne historique), présenter un risque plus grand pour la biodiversité. En effectuant une analyse basée sur la quantité de vieux peuplements contenant de la forêt d'intérieur, il est possible de caractériser plus finement l'état du territoire au regard du problème de la fragmentation. La démarche présentée à l'annexe C permet de déterminer ces peuplements et de réaliser une description de la situation pour le territoire d'une unité d'aménagement.

L'ajout des peuplements matures à cette analyse permettra de mieux prendre en compte l'évolution probable de la situation au cours des prochaines années. Cette analyse permettra alors de quantifier les peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur (proportion de la superficie totale de peuplements matures et vieux), donc présentant des caractéristiques adéquates. Elle permettra aussi, par une analyse cartographique, de détecter la présence de secteurs moins fragmentés où des efforts pourraient être mis en priorité pour éviter leur fragmentation et ainsi préserver, à l'échelle de l'unité d'aménagement, des secteurs névralgiques sur le plan de la conservation de la biodiversité. D'une part, il pourrait s'agir de secteurs importants à l'échelle du grand paysage (massifs forestiers). D'autre part, il pourrait s'agir de secteurs plus petits, mais présentant une configuration adéquate, situés dans une matrice plus ou moins perturbée (reliquats). On mettra avantageusement en relation l'analyse de la présence de reliquats avec l'analyse de la composition afin de cibler encore mieux les secteurs qui pourraient présenter un intérêt particulier pour le déploiement d'actions qui permettront de mitiger les problèmes constatés.

Photo : Marc Leblanc

2. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS À L'ORGANISATION SPATIALE DES FORÊTS DANS LA PESSIÈRE À MOUSSES

Importance de la répartition des coupes

En milieu forestier, l'organisation spatiale des écosystèmes porte sur l'arrangement des peuplements à différentes échelles de perception. La façon dont sont organisés ces peuplements dans le paysage a un effet sur le maintien de la biodiversité et sur le fonctionnement des processus écologiques. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, on cherche généralement à maintenir une organisation spatiale des forêts qui se rapproche de ce que l'on trouve dans la forêt naturelle. À l'échelle d'une unité d'aménagement, cela peut se traduire par le maintien d'une quantité suffisante de massifs forestiers interconnectés.

Dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses, le MRN axe la stratégie d'aménagement sur le positionnement d'agglomérations de coupes ayant des caractéristiques proches de celles des feux, tout en assurant le maintien d'une disponibilité à long terme de massifs forestiers peu fragmentés. Cette approche doit tenir compte des variations régionales dans la pessière à mousses, comme le fait que la proportion de massifs forestiers demeure naturellement plus importante dans les régions où les cycles de feux sont plus longs.

Dans les domaines bioclimatiques de la sapinière et de l'érablière, selon les sous-domaines, les paysages forestiers sont généralement moins influencés par les perturbations majeures comme les feux. Contrairement à la pessière à mousses, le MRN n'a pas encore revu ses orientations quant à la répartition des coupes dans ces domaines bioclimatiques. Pour les PAFI de 2013-2018, le Ministère a donc reconduit l'application des règles de la coupe en mosaïque (CMO). Ces règles sont décrites dans le RNI et sont également présentes dans le projet de RADF. Toutefois, pour la sapinière, des bancs d'essai ont été mis en place dans quelques unités d'aménagement pour mettre au point et tester de nouveaux modes de répartition qui devraient être progressivement intégrés d'ici 2018.

Trois niveaux de planification concernant la répartition des coupes dans la pessière à mousses

L'enjeu lié à la répartition des coupes est associé à plusieurs autres enjeux écologiques, notamment à ceux qui concernent la structure d'âge des forêts. Pour répondre à cet enjeu, le MRN propose de fixer des cibles de forêts en régénération et de vieilles forêts à l'échelle d'unités de quelques centaines ou de quelques milliers de kilomètres carrés (UTR ou UTA) imbriquées dans l'unité d'aménagement[1]. Les cibles de structure d'âge par UTA ou UTR constituent donc un premier niveau de répartition des coupes (figure 6).

La définition de lignes directrices sur la répartition des coupes quant à la planification tactique constitue un deuxième niveau de répartition qui aborde plus particulièrement la localisation des chantiers de coupe à l'échelle de l'unité d'aménagement (figure 6). Dans la pessière à mousses, ceux-ci sont représentés par des agglomérations de coupes. Une localisation adéquate de ces chantiers devrait permettre de maintenir ou d'améliorer la connectivité entre les massifs forestiers à l'échelle de l'unité d'aménagement.

Il existe également un troisième niveau de répartition des coupes, qui concerne la répartition de la forêt résiduelle à une échelle plus fine dans les agglomérations de coupes (figure 6). Cet

1. Les lignes directrices portant sur les enjeux liés à la structure d'âge des forêts sont présentées au chapitre 1 du présent document.

aspect est traité au niveau de la planification opérationnelle. Pour la pessière à mousses, ces règles seront développées en détail dans une ligne directrice qui traitera plus spécifiquement du volet opérationnel du PAFI (PAFIO).

2.1 Concepts de base pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses

Cette section présente les bases de l'approche de répartition des coupes dans la pessière à mousses. Ces éléments sont importants pour bien comprendre les prémisses de l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts pour les unités d'aménagement de la pessière à mousses (activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018*). Ils serviront à établir des stratégies d'aménagement qui tiennent compte des enjeux écologiques (activité 6 du *Manuel de planification forestière 2013-2018)*.

2.1.1 Délimitation de COS

Le mode d'organisation spatiale des forêts mis de l'avant pour la pessière à mousses conjugue l'utilisation d'agglomérations de coupes et le maintien d'une quantité importante de massifs forestiers peu fragmentés dans l'unité d'aménagement. Les COS, ou compartiments d'organisation spatiale, constituent l'élément de base qui permet de planifier le déploiement des agglomérations de coupes ainsi que le maintien de massifs forestiers tout au long de l'exercice de planification. Le COS est une subdivision de l'unité d'aménagement. La taille d'un COS peut varier de 30 à 150 km^2, et ses contours coïncident généralement avec ceux des futures agglomérations de coupes. Un massif forestier se définit comme un COS dont 70 % et plus de la superficie forestière productive est occupée par des peuplements de 7 m ou plus de hauteur. La délimitation des COS doit viser à définir des entités reproduisant la taille des perturbations naturelles (feux), tout en conservant une bonne flexibilité du point de vue de la gestion forestière et en demeurant socialement acceptables. Pour ce faire, il a été convenu de distribuer les compartiments selon les trois classes de taille suivantes : de 30 à 70 km^2, de 70 à 110 km^2 et de 110 à 150 km^2. Chacune de ces classes est normalement représentée par un nombre équivalent de COS. Certains COS peuvent atteindre jusqu'à 250 km^2 dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier (caribou des bois, écotype forestier). Lorsqu'ils sont présents, ces COS sont considérés comme faisant partie de la classe dont la taille se situe entre 110 et 150 km^2.

Aux fins de la planification tactique, un exercice de délimitation des COS doit être réalisé pour l'ensemble des unités d'aménagement de la pessière à mousses, dans lequel on compte utiliser un mode de récolte par agglomérations de coupes[1]. Dans la plupart des unités d'aménagement touchant à la pessière à mousses, une première version de ce compartimentage est disponible dans le combiné forestier, écologique et territorial du Bureau du forestier en chef (CFET-BFEC). Ce tracé initial des compartiments s'effectue en délimitant des portions de territoire dont la structure d'âge présente une certaine homogénéité, par exemple des massifs de forêts matures ou des zones récemment perturbées. Cette homogénéité permet aux peuplements d'arriver à maturité de manière synchrone, ce qui rend possible la réalisation d'agglomérations de coupes.

On distingue trois grands types de COS, qui renvoient à des modes d'intervention différents : le type « standard », le type « massif de forêts pérennes aménagé » et le type « aire protégée »

1. À l'exclusion du territoire visé par l'*Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec*.

(tableau 5, figure 7). Ces trois types de compartiments constitueront les éléments de base pour la planification de la disponibilité des massifs forestiers dans l'espace et dans le temps.

Tableau 5 Types de COS

Type de compartiment	Mode d'intervention
Massif de forêts pérennes aménagé	Compartiment où la récolte se fait sous la forme de coupes partielles et d'assiettes de coupe totale de taille limitée (de 70 à 150 ha) afin de maintenir à long terme des caractéristiques de massifs forestiers.
Standard	Compartiment destiné à devenir une agglomération de coupes à un moment de l'exercice de planification. Ce type de compartiment inclut également les massifs forestiers de protection et les massifs forestiers de remplacement prévus dans les plans d'aménagement de l'habitat du caribou forestier.
Aire protégée	Compartiment ne faisant l'objet d'aucun aménagement. Ce compartiment est considéré comme un massif forestier lorsqu'il respecte les caractéristiques propres à ceux-ci, c'est-à-dire qu'il possède une superficie d'au moins 30 km^2 d'un seul tenant et qu'au moins 70 % de sa superficie forestière productive est constituée de peuplements de 7 m ou plus de hauteur.

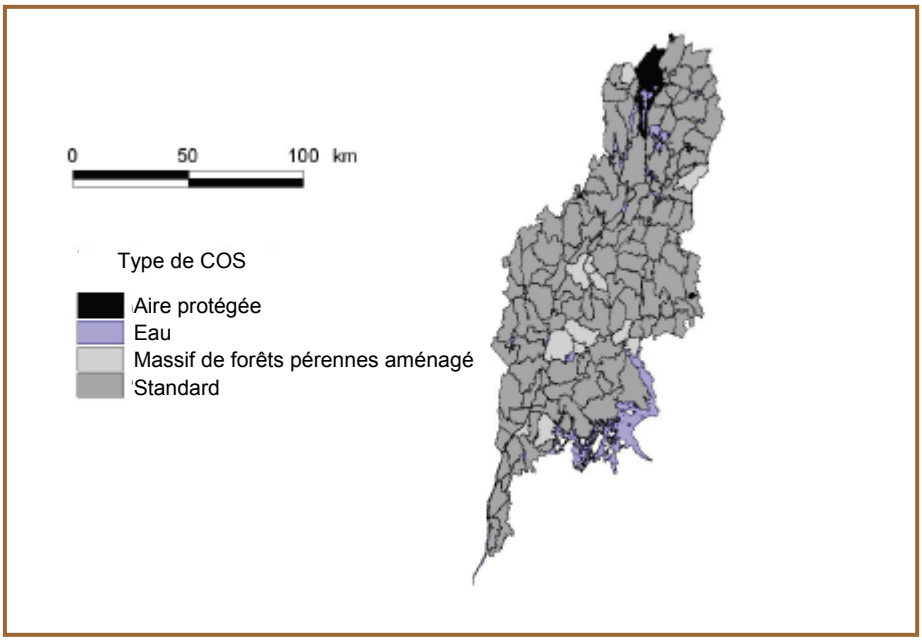


Figure 7 Répartition des différents types de COS dans une unité d'aménagement

Le contour des compartiments est surtout un outil de gestion pour le niveau de planification tactique. Lorsqu'une agglomération de coupes sera planifiée sur le plan opérationnel, les contours du COS pourront être adaptés en fonction des contraintes d'accès (milieu physique, réseau de chemins, etc.).

2.1.1.1 Compartiments de type standard

Les contours des COS standards constituent le contour des agglomérations de coupes, le principal mode de récolte proposé dans le domaine de la pessière à mousses. À plus long terme, lorsque la forêt en régénération se sera suffisamment développée, ces agglomérations de coupes se transformeront en massifs forestiers. À court terme, les COS standards délimités dans les endroits qui n'ont pas été touchés par des coupes récentes (ex. : dans la forêt vierge) définissent le contour des massifs forestiers actuels.

Une agglomération de coupes doit être récoltée en deux passages. Le premier passage correspond à l'implantation de l'agglomération. C'est lors de ce passage qu'on récolte 70 % de la superficie forestière productive à l'intérieur du périmètre de l'agglomération, généralement sur une période de cinq à dix ans (tableau 6, figure 8). Cela est suivi, trois ou quatre décennies plus tard, par un deuxième passage, qui consiste à récolter la forêt résiduelle laissée après le premier passage (tableau 6). En plus de remplir différentes fonctions écologiques et sociales (fournir des legs biologiques, conserver l'habitat de certaines espèces fauniques d'intérêt, faciliter la recolonisation de l'agglomération de coupes, maintenir les fonctions hydrologiques de la forêt et atténuer l'impact visuel de la coupe), le fait de laisser une quantité substantielle de forêt résiduelle permet d'assurer une rentabilité financière lors du deuxième passage.

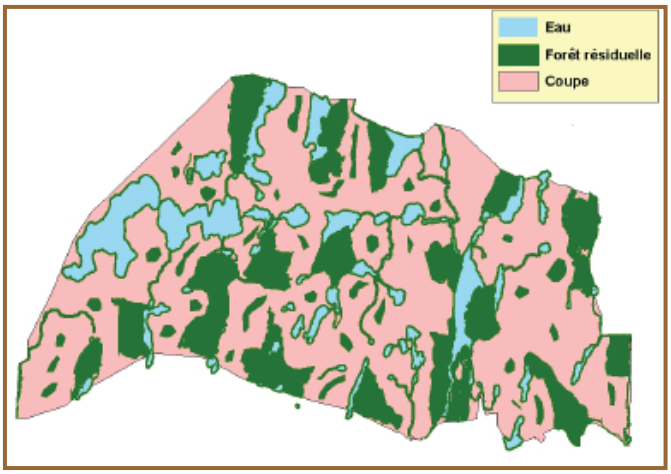


Figure 8 Exemple d'agglomération de coupes au 1er passage[1]

Tableau 6 Description des phases de réalisation d'une agglomération de coupes

Phase de réalisation	Description
1er passage	Implantation d'une agglomération de coupes : récolte de 70 % de la superficie forestière, en laissant 30 % de forêt résiduelle organisée en blocs insulaires et péninsulaires. Après le 1er passage, on doit attendre qu'une majorité des superficies coupées ait atteint une hauteur de 7 m (soit une période d'environ 30 à 40 ans, selon la rapidité de croissance) avant d'amorcer le second passage.
2e passage	Récolte de la forêt résiduelle mature laissée après le premier passage. À la suite de ce second passage, la majeure partie de la superficie du COS doit être occupée par des forêts de 7 m ou plus de hauteur. Ce type de récolte peut aussi se faire dans les COS qui ont été perturbés par des coupes totales et où il faut procéder à la récolte d'anciens blocs et de séparateurs.

1. Les forêts résiduelles, réparties sous forme de blocs insulaires et péninsulaires, seront récoltées lors d'un 2e passage.

2.1.1.2 Compartiments de type massif de forêts pérennes aménagé

Un massif de forêts pérennes aménagé est un COS où l'objectif est de maintenir, de façon permanente, des caractéristiques de massifs forestiers tout en y pratiquant une récolte forestière. Pour ce faire, dans la pessière à mousses, les massifs de forêts pérennes aménagés seront des endroits où l'on fera des interventions fréquentes qui requerront probablement un réseau de chemins permanents. Ces territoires seront particulièrement propices aux régimes sylvicoles permettant de maintenir des peuplements de structure irrégulière, comme les coupes progressives irrégulières. On pourra aussi y réaliser des assiettes de coupe totale de taille limitée (de 70 à 150 ha) tout en respectant le critère retenu pour la définition d'un massif forestier.

En général, dans la pessière à mousses, on s'attend à ce que la proportion de l'unité d'aménagement occupée par des COS de type massif de forêts pérennes aménagé soit de 5 à 10 % dans la pessière à mousses de l'Ouest et de 10 à 15 % dans la pessière à mousses de l'Est. Cette différence s'explique par le fait qu'à l'échelle de l'unité d'aménagement, la proportion de territoire occupée par des COS de type massif de forêts pérennes aménagé devrait être plus importante dans la pessière à mousses de l'Est, là où les cycles de feux sont plus longs et où les objectifs de maintien de forêts à couvert fermé sont plus exigeants comparativement à la pessière à mousses de l'Ouest. Pour plus d'information concernant les aspects liés à la planification tactique dans les COS de type massif de forêts pérennes aménagé, il faut se référer au document intitulé *Préparation des volets tactique et opérationnel des plans d'aménagement forestier intégré – Planification des massifs de forêts pérennes aménagés dans la pessière à mousses* (Seto et autres, 2012).

2.1.2 UTA

L'UTA est l'unité qui sert à établir les cibles de structure d'âge de la forêt. Elle permet aussi de répartir les coupes dans les différentes parties de l'unité d'aménagement, contribuant ainsi à un premier niveau de répartition des coupes (figure 6). Il s'agit d'une unité de taille variant de 2 000 à 2 500 km^2.

L'UTA peut être délimitée de différentes manières. Toutefois, afin de faciliter la planification forestière et l'intégration au calcul des possibilités forestières, il est suggéré de former les UTA en regroupant entre 20 et 30 COS, jusqu'à ce qu'une taille adéquate soit atteinte.

2.2 Analyse préparatoire pour la réalisation des coupes dans les unités d'aménagement de la pessière à mousses

Dans le contexte de l'activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018* (« Documenter les écarts entre la forêt naturelle et la forêt actuelle »), il faut effectuer une analyse d'écart portant sur les principaux enjeux écologiques. Cette analyse d'écart consiste à comparer, pour chaque unité d'aménagement, l'état actuel et l'état naturel pour chaque enjeu. Or, dans le cas des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts, il est difficile de procéder à une telle analyse, puisqu'il y a généralement peu de données locales sur l'organisation spatiale des forêts naturelles.

Les analyses présentées dans cette section visent donc avant tout à produire une description de l'état actuel en ce qui concerne la répartition des coupes et la présence de massifs forestiers dans le grand paysage. Cette description sera utile pour décider de la répartition des coupes

pour un exercice de planification d'environ cinq à dix ans. Au-delà de cette période, les résultats des analyses sur l'organisation spatiale des forêts ne seront plus nécessairement valides en raison des modifications causées par le vieillissement de la mosaïque forestière et de l'émergence possible de nouveaux massifs forestiers.

En pessière à mousses, l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts repose sur l'utilisation des COS. La présente section met l'accent sur trois analyses qui permettent de livrer des données à caractère spatial et qui seront directement utiles pour mieux intégrer ces enjeux spatiaux dans les étapes ultérieures de planification : une analyse de la répartition des massifs forestiers (voir la section 2.2.1), une analyse permettant de déterminer le type de récolte envisageable en fonction de la structure d'âge intraCOS (voir la section 2.2.2) et enfin une analyse de juxtaposition des agglomérations de coupes (voir la section 2.2.3).

Le tableau 7 présente les principales classes d'âge qui seront utilisées pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts. Ces classes d'âge correspondent en partie aux caractéristiques d'habitats qui sont importantes pour les différentes communautés fauniques. Elles reposent aussi sur certains critères opérationnels qui sont déterminants pour la répartition des coupes, particulièrement en ce qui concerne la maturité des peuplements. Trois classes d'âge ont été ciblées, soit les peuplements en régénération, les peuplements prématures et les peuplements matures. Ces classes d'âge simplifiées ne sont utilisées que pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts sur le plan tactique et ne doivent pas être confondues avec les priorités de récolte définies en fonction du calcul de possibilité forestière, ou encore avec les stades de développement utilisés pour l'analyse des enjeux liés à la structure d'âge des forêts.

Tableau 7 Classes d'âge utilisées pour l'analyse des enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts dans la pessière à mousses

Classe d'âge	Critère cartographique
Régénération	< 20 ans, en fonction de l'année de la perturbation d'origine
Prématurée	Classes d'âge 50 ans, 70 ans, JIN
Mature	Classes d'âge 90 ans, 120 ans, VIN

Dans les analyses présentées dans ce chapitre, la somme des classes « prématurée » et « mature » est considérée comme un équivalent de la quantité de forêts de 7 m ou plus de hauteur. Pour les régions où les classes d'âge proposées ne représentent pas adéquatement l'abondance des forêts de 7 m ou plus de hauteur en raison d'accroissements plus rapides ou plus lents, les classes d'âge du tableau 7 pourront être modifiées afin de mieux représenter la réalité régionale. Ces modifications doivent être apportées par les aménagistes des régions visées, en fonction des connaissances dont ils disposent sur la dynamique forestière locale.

2.2.1 Analyse de la répartition des massifs forestiers

La carte des COS permet d'examiner rapidement la répartition des massifs forestiers à l'échelle de l'unité d'aménagement. Cette analyse sera utile pour déterminer les massifs forestiers « névralgiques » qui se trouvent dans des secteurs à forte concentration de forêts en régénération. Ces massifs forestiers névralgiques sont susceptibles de jouer un rôle clé d'ici à ce que de nouveaux massifs forestiers se reconstituent.

Les analyses proposées consistent d'abord à déterminer l'emplacement actuel des massifs forestiers (voir la section 2.2.1.1), à effectuer une analyse permettant de définir leur zone d'influence et les zones problématiques (voir la section 2.2.1.2) et, finalement, à choisir les massifs forestiers névralgiques qui devront être maintenus durant au moins dix ans (voir la section 2.2.1.3).

2.2.1.1 Localisation des massifs forestiers

On considère qu'un massif forestier est un COS – de types standard, massif de forêts pérennes aménagé ou aire protégée – dont plus de 70 % de la superficie forestière productive est occupée par des peuplements de 7 m ou plus de hauteur (ce qui correspond aux classes d'âge prématurée ou mature du tableau 7). Dans la mesure du possible, cette analyse doit se faire à partir de données qui seront à jour en 2013, soit au début de l'exercice de planification (en tenant compte des perturbations récentes et du vieillissement des peuplements). Une méthode permettant de faire « vieillir » les peuplements afin de définir précisément l'emplacement des massifs forestiers est présentée à l'annexe D. La figure 9 donne un exemple de localisation des massifs forestiers sur une unité d'aménagement en tenant compte de l'abondance « actualisée » des peuplements prématurés et matures.

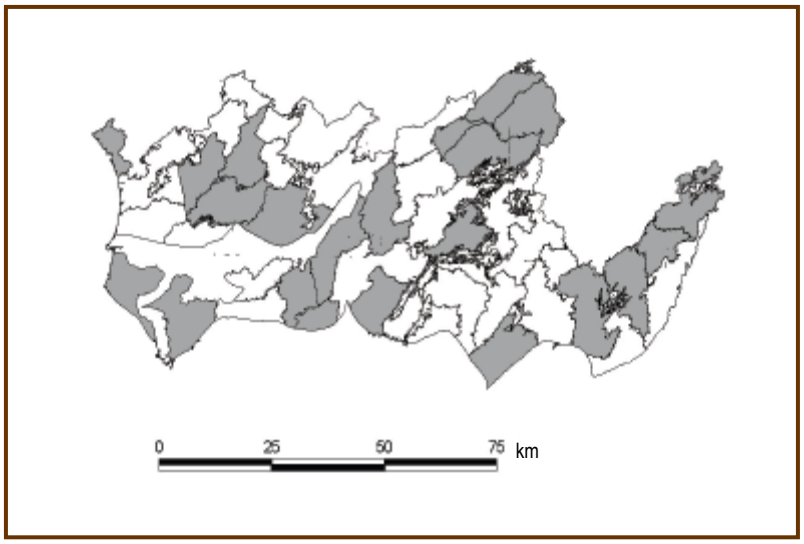


Figure 9 Localisation des massifs forestiers (en gris) sur une unité d'aménagement en tenant compte de l'abondance « actualisée » des peuplements prématurés et matures

2.2.1.2 Répartition des massifs forestiers à l'échelle de l'unité d'aménagement

Cette analyse permet de vérifier si la répartition des massifs forestiers à l'échelle de l'unité d'aménagement est adéquate sur le plan écologique. L'analyse définit une « zone d'influence » des massifs forestiers qui s'étend sur 10 km à l'extérieur de ces derniers. On juge que les territoires localisés à l'intérieur de cette zone sont situés suffisamment près des massifs forestiers pour permettre une recolonisation à la suite de la coupe (Leboeuf, 2004). Une zone d'influence recouvrant la totalité de l'unité d'aménagement doit donc être perçue comme une indication selon laquelle la répartition des massifs forestiers présents sur l'unité d'aménagement est relativement bonne. En déterminant les zones qui se trouvent à plus de 10 km de tout

massif forestier, cette analyse permettra de définir les secteurs où le degré de connectivité entre les massifs forestiers est faible (figure 10).

Il est à noter que les massifs forestiers situés en dehors de l'unité d'aménagement ne sont pas considérés dans l'exemple de la figure 10. Ces massifs forestiers pourraient être considérés dans l'analyse si les aménagistes disposent d'une garantie qu'ils seront maintenus pendant une période suffisamment longue pour contribuer pleinement à la biodiversité régionale.

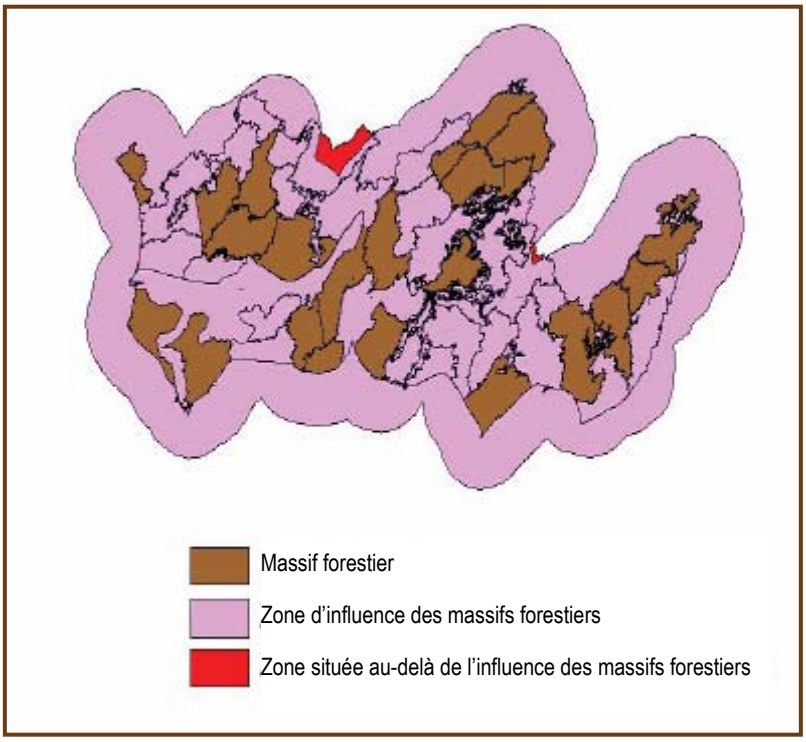


Figure 10 Massifs forestiers (délimités à partir des COS) et zones situées à plus de 10 km de ces massifs (à l'extérieur de leur zone d'influence)

2.2.1.3 Localisation des massifs forestiers « névralgiques »

Les massifs forestiers névralgiques forment un « sous-ensemble » de massifs forestiers qui doit être préservé afin de maintenir une bonne répartition à l'échelle de l'unité d'aménagement. Ce sous-ensemble de massifs forestiers doit permettre de maintenir une zone d'influence des massifs forestiers à l'intérieur de l'unité d'aménagement, similaire à celle que l'on obtiendrait en considérant l'ensemble des massifs forestiers définis dans la section 2.2.1.2. Ainsi, les massifs forestiers névralgiques ne peuvent faire l'objet d'agglomérations de coupes à court terme, puisque la zone d'influence ne pourrait alors être maintenue sur l'ensemble du territoire. Les massifs forestiers qui ne font pas partie de ce sous-ensemble sont considérés comme « non névralgiques » aux fins de cette analyse. Ces massifs forestiers non névralgiques pourraient faire l'objet d'une agglomération de coupes.

Un exemple de localisation des massifs forestiers névralgiques est fourni à la figure 11. La démarche consiste à :

- sélectionner différentes combinaisons (ou sous-ensembles) de massifs forestiers;
- construire des zones tampons de 10 km autour de chacun de ces sous-ensembles;
- comparer ces zones tampons avec la zone d'influence initiale, puis;
- sélectionner un sous-ensemble de massifs forestiers qui permet d'atteindre l'objectif, soit le maintien d'une zone d'influence identique à l'intérieur de l'unité d'aménagement (figure 11).

Il peut exister plusieurs sous-ensembles de massifs forestiers qui permettent d'atteindre le même objectif de maintien de la zone d'influence. Le choix final doit être fait par les aménagistes, en tenant compte des différents enjeux touchant le territoire, par exemple l'endroit où se trouvent les infrastructures routières. Certaines caractéristiques écologiques pourraient aussi guider le choix des massifs forestiers névralgiques, puisque, sur le plan de la biodiversité, un massif forestier dominé par de vieilles forêts pourrait être plus intéressant à préserver qu'un massif forestier dominé par de jeunes forêts. Il est aussi très important de considérer que le sous-ensemble de massifs forestiers névralgiques peut varier avec le temps : de nouveaux massifs forestiers se formeront dans le paysage en fonction du vieillissement des peuplements et l'emplacement des massifs forestiers névralgiques sera modifié pour s'adapter à cette réalité.

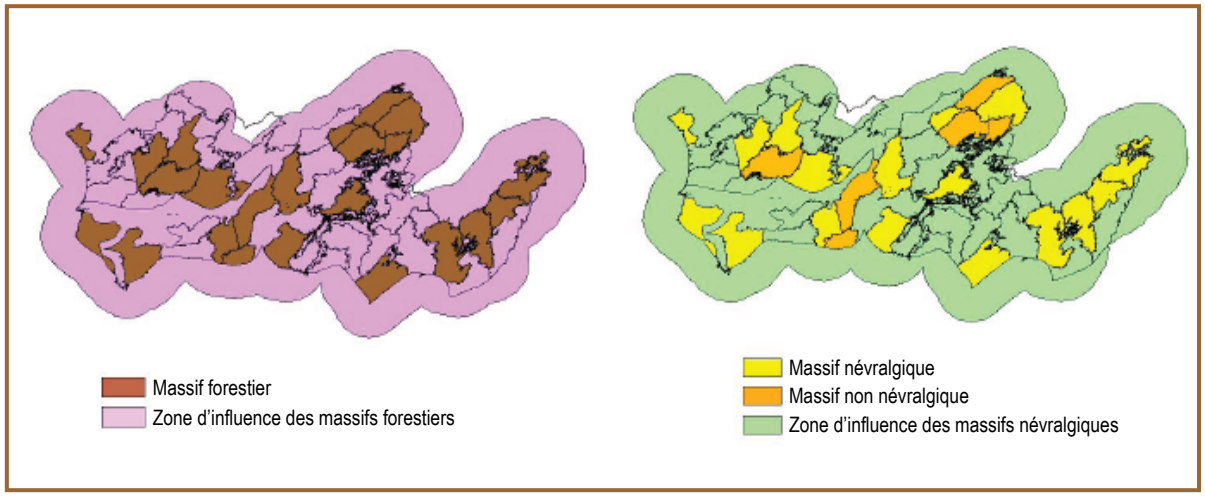


Figure 11 Sélection d'un sous-ensemble de massifs névralgiques[1]

2.2.2 Type de récolte envisageable en fonction de la structure d'âge intraCOS

À l'échelle de l'unité d'aménagement, une analyse de la structure d'âge interne des COS permet de déterminer ceux où il serait possible d'implanter des agglomérations de coupes (1er passage), ceux où il serait approprié de récolter la forêt résiduelle (2e passage) ou encore ceux pour lesquels il serait souhaitable de ne pas faire de récolte pendant un certain temps afin de préparer la récolte synchrone d'une proportion importante du COS. Cette analyse sera importante pour attribuer un code de priorité aux récoltes à faire dans les COS (activité 6.1 du *Manuel de planification forestière 2013-2018*). Les différents types de récolte envisageables sont détaillés dans le tableau 8.

1. On peut comparer la zone d'influence initiale (à gauche) à la zone d'influence des massifs forestiers névralgiques (à droite).

La figure 12 présente un arbre de décision permettant de déterminer rapidement, pour chaque COS de type standard, le type de récolte qui est le plus approprié en fonction de la structure d'âge actuelle. Cette analyse est basée sur l'utilisation des classes d'âge définies dans le tableau 7. La figure 13 illustre le résultat de cette analyse pour une unité d'aménagement donnée.

Cette analyse s'applique uniquement aux COS standards qui ne représentent pas actuellement des massifs forestiers névralgiques. Elle fournit une première approximation des types de récolte envisageables pour un grand territoire comportant plusieurs dizaines de COS, mais le choix définitif du type de récolte envisageable dans chaque COS pour les cinq à dix prochaines années sera fait à partir de l'activité 6.1 (résultat standard R41) du *Manuel de planification forestière 2013-2018*, où sont également considérés les enjeux socioéconomiques.

Tableau 8 Description des types de récolte envisageables dans les COS standards en fonction de leur structure d'âge

Structure d'âge	Type de récolte envisageable
COS dominés à plus de 70 % par des forêts matures.	Amorcer un 1er passage : laisser 30 % de forêt résiduelle avec une configuration spatiale en blocs insulaires ou péninsulaires.
Une partie du COS a été récoltée récemment, mais la quantité de forêts matures demeure supérieure à 30 % de la superficie forestière (ex. : secteurs ayant récemment fait l'objet de récoltes par CMO).	Compléter un 1er passage : poursuivre la récolte jusqu'à concurrence de 30 % de forêt résiduelle qui devra respecter une configuration spatiale en blocs insulaires ou péninsulaires.
Il reste 30 % ou moins de forêts matures, mais le COS ne contient pas une proportion suffisante de peuplements appartenant à la classe d'âge prémature pour amorcer le 2e passage.	Attendre un 2e passage : il faut attendre encore un certain temps (au moins dix ans) pour qu'il y ait une proportion importante du COS qui soit occupée par des peuplements prématures, moment à partir duquel on pourra amorcer un 2e passage.
Le COS contient 30 % ou moins de peuplements matures et un minimum de 30 % de forêts prématures. Ce pourrait être le cas dans les secteurs touchés par d'anciennes coupes avec séparateurs.	Amorcer un 2e passage : après ce second passage, il restera une superficie importante occupée par des peuplements prématures issus du premier passage, mais très peu de forêt mature (bandes riveraines, sites inaccessibles).
COS avec moins de 70 % de forêts matures et peu de forêts en régénération (moins de 15 %).	Attendre un 1er passage : il faut attendre (dix ans ou plus) qu'une proportion suffisante de forêt atteigne la maturité avant de faire une agglomération de coupes.

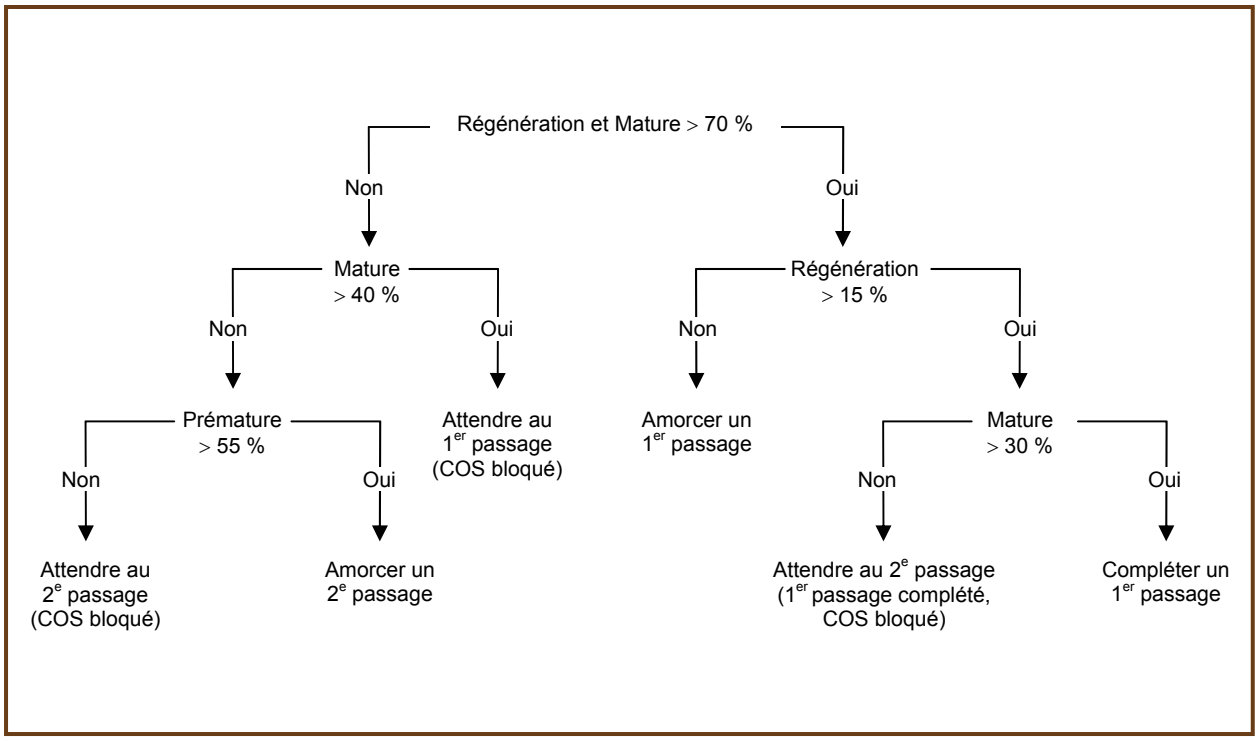


Figure 12 Arbre de décision permettant de déterminer le type de récolte envisageable dans chaque COS en fonction de l'abondance relative des trois classes d'âge

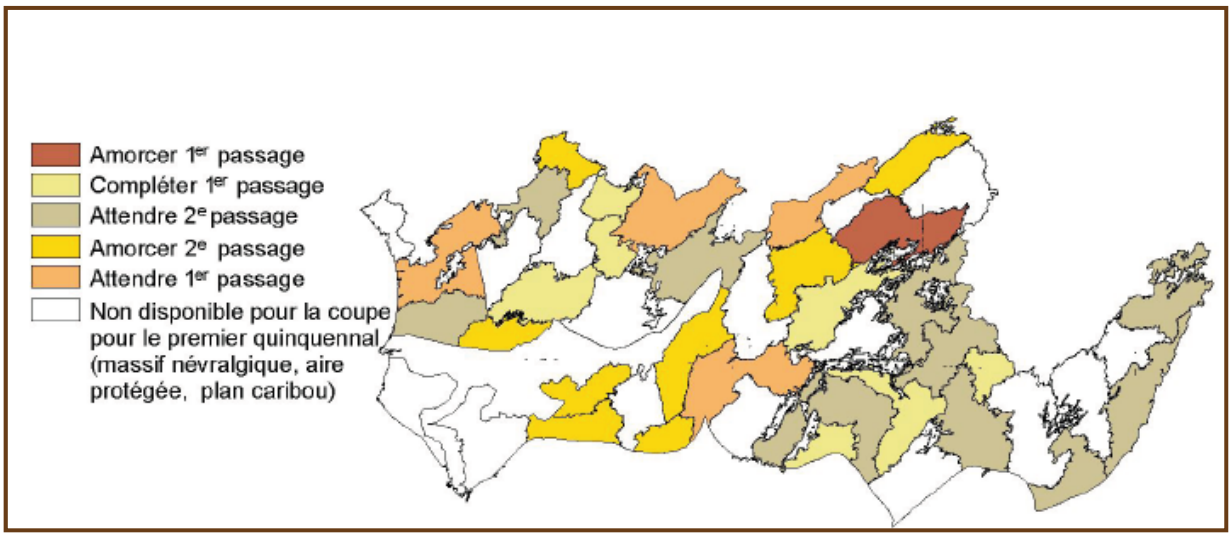


Figure 13 Exemple de classement des COS en fonction de l'arbre de décision de la figure 12

2.2.3 Analyse de juxtaposition avant le premier passage

La création de très grandes superficies dominées par des peuplements en régénération, ou par la juxtaposition excessive d'agglomérations de coupes ou de superficies brûlées, est un enjeu majeur dans la pessière à mousses. Ces superficies excessives sont peu propices au maintien de populations viables d'organismes associés à une dominance de peuplements ayant dépassé

le stade de régénération. L'objectif de cette analyse est donc de déterminer les endroits dans l'unité d'aménagement où les coupes anticipées risquent de créer des superficies en régénération de taille excessive. Cette analyse vise à cerner certains enjeux liés à l'organisation spatiale des forêts qui ne l'auraient pas été lors de la localisation des massifs forestiers névralgiques.

Afin d'empêcher la constitution d'agglomérations de coupes à proximité de secteurs en régénération, il est nécessaire de commencer par répertorier tous les COS de l'unité d'aménagement qui sont dominés par des peuplements en régénération. Nous définissons un COS en régénération comme un COS dont plus de 50 % de la superficie forestière productive est constituée de peuplements en régénération (moins de 20 ans, comme on le voit dans le tableau 7).

Par la suite, il faut déterminer tous les COS où l'on envisage d'amorcer ou de compléter un 1er passage (voir la section 2.2.2). Cette analyse ne s'applique qu'aux COS en situation de 1er passage, puisque l'on tient pour acquis que les autres types de récolte (2e passage ou récolte permettant de maintenir un massif de forêts pérennes aménagé) sont compatibles avec le maintien d'une dominance de forêts prématures ou matures à l'échelle du COS et qu'ils n'augmentent pas la juxtaposition de manière excessive. Lorsque ces COS sont juxtaposés avec des COS « en régénération » sur plus de 25 % de leur périmètre, il y a un risque de création d'une superficie excessive en régénération (figure 14). La reconnaissance d'un tel risque sera une information utile au moment de prévoir les opérations à prioriser au début de l'exercice de planification de cinq à dix ans lors des activités 6 et subséquentes du *Manuel de planification forestière 2013-2018*.

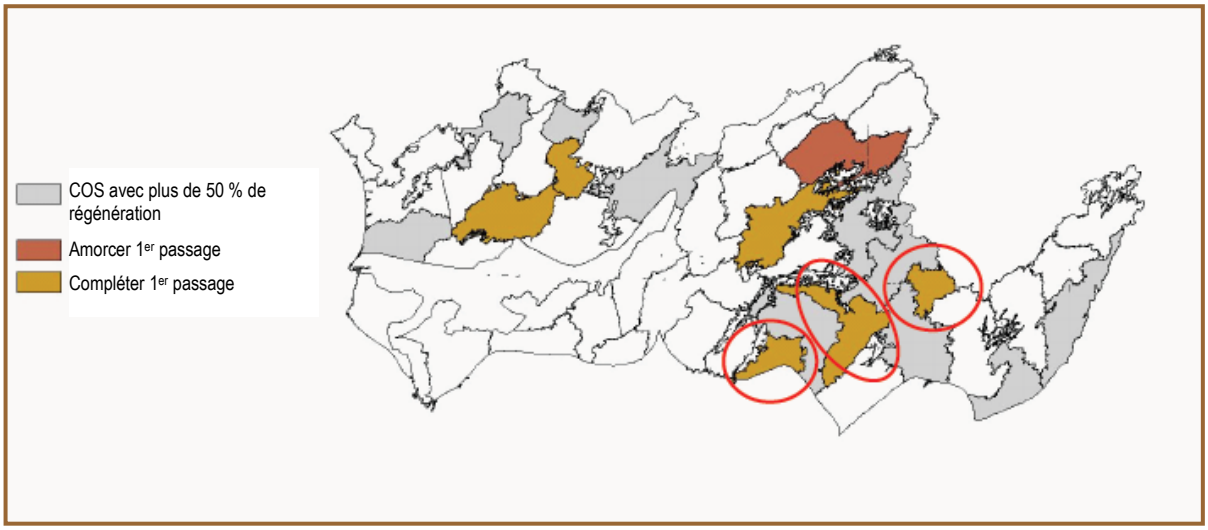


Figure 14 Localisation des COS dominés par des forêts en régénération et des problèmes potentiels de juxtaposition (COS encerclés en rouge)

On trouve à l'annexe E un exemple de tableau résumant les résultats des différentes analyses proposées dans ce document. Le tableau contient à la fois les principaux paramètres nécessaires pour effectuer les analyses (ex. : abondance des différentes classes d'âge par COS) ainsi que les résultats de ces analyses (ex. : délimitation des massifs forestiers névralgiques).

3. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS À LA COMPOSITION VÉGÉTALE

La composition végétale fait référence à la diversité et à la proportion relative des espèces d'arbres (ainsi que de certains autres végétaux) tant à l'échelle des peuplements qu'à celle des paysages. La composition végétale influence la disponibilité des ressources comme la lumière et les substrats (substance sur laquelle croît un organisme), la disponibilité de nourriture et d'habitats pour la faune; la température interne des peuplements; le cycle des nutriments et même les perturbations naturelles. En conséquence, les pratiques sylvicoles qui modifient la composition végétale des forêts peuvent influencer certaines espèces et certains processus écologiques qui s'y déroulent, et sont donc susceptibles d'avoir des répercussions sur le maintien de la biodiversité et de la viabilité des écosystèmes.

Au Québec, depuis le dix-neuvième siècle, l'historique d'exploitation a eu une influence certaine sur la composition végétale à divers degrés dans les différentes régions. Ainsi, certaines essences se sont raréfiées, d'autres sont demeurées constantes dans le temps, certaines ont envahi le territoire et d'autres ont été introduites. La détermination des enjeux découle de l'analyse des changements de composition survenus depuis la période préindustrielle. Cette analyse s'avère complexe. D'une part, la description de la forêt naturelle québécoise n'est pas complète (certaines descriptions sont toujours en cours de réalisation) ni présentée de manière uniforme (la quantité et la qualité de l'information varient selon les sources disponibles). D'autre part, la situation actuelle de certaines essences est parfois difficile à connaître (essences compagnes, couverts de moins de 7 m), et certains phénomènes de raréfaction et d'envahissement sont interreliés ou moins bien compris.

Étant donné que chaque unité d'aménagement a ses particularités, l'analyse des enjeux liés à la composition doit être faite à cette échelle par les experts locaux (dont les aménagistes du MRN). Ce chapitre propose une démarche pour assister les aménagistes dans la détermination et la documentation des enjeux liés à la composition végétale. Il ne couvre pas l'intégralité des enjeux liés à la composition qui pourraient s'exprimer dans les différentes régions, et ne recense pas toutes les méthodes d'analyse de ces enjeux. On y trouve plutôt les principaux enjeux ainsi que les méthodes d'analyse de base permettant d'amorcer, à l'échelle provinciale, une démarche rigoureuse et crédible de prise en compte de la composition végétale lors de ce premier exercice de planification tactique intégrée (PAFI de 2013-2018). Certaines initiatives régionales sont sans doute beaucoup plus avancées dans la documentation d'enjeux plus fins liés à la composition et à l'utilisation de méthodes d'analyse plus complexes. Il est donc fortement recommandé de favoriser les collaborations et les échanges interrégionaux d'expertise dans ce domaine.

La démarche de détermination et de documentation des enjeux liés à la composition doit non seulement permettre de remédier à des problèmes de composition engendrés par les exploitations passées, mais elle doit aussi permettre aux différents intervenants de se sensibiliser aux divers enjeux de composition végétale qui risquent de surgir afin d'appliquer dès aujourd'hui des solutions qui préviendront l'apparition de tels problèmes.

La démarche de détermination et de documentation des enjeux liés à la composition telle qu'elle est décrite dans ce chapitre devrait faciliter la détermination et la spatialisation des solutions sylvicoles à mettre en œuvre. À cet effet, un arrimage serré devra être assuré avec les guides sylvicoles qui viennent baliser les solutions sylvicoles disponibles pour répondre aux enjeux. Ainsi, l'analyse des enjeux liés à la composition permettra de définir l'ampleur des problèmes (et, conséquemment, l'ampleur des solutions à envisager) et de potentiellement

cibler des secteurs prioritaires pour la réalisation des traitements en fonction de la distribution naturelle des essences. Sur ce dernier point, par contre, il faut retenir que les guides sylvicoles encadrent, du moins en partie, la réalisation des traitements suivant d'autres critères, comme des contraintes de production ligneuse liées à certains agents pathogènes absents de la forêt naturelle ou à des effets appréhendés des changements climatiques.

Source : Archives publiques de l'Ontario

3.1 Historique des perturbations (naturelles et anthropiques) du territoire

Les perturbations naturelles et anthropiques (colonisation et exploitation forestière) influencent grandement la composition végétale. Elles ont pour effet d'éliminer une portion variable du couvert forestier ou de certains arbres (à des degrés différents, selon les essences et les cohortes) et d'influencer la dynamique de régénération. Une bonne compréhension de l'historique des perturbations permettra de discerner l'origine des peuplements (perturbation naturelle ou anthropique) et de mieux comprendre les changements de composition. Cette connaissance sera particulièrement utile pour déterminer et quantifier (ou qualifier) les enjeux potentiels liés à la composition, puis interpréter les résultats des analyses des écarts observés entre l'état actuel de la forêt et la description de la forêt jugée naturelle.

Il convient, à cet égard, d'être en mesure de nuancer le résultat obtenu en distinguant les cas où la description de la forêt naturelle aurait déjà été biaisée par l'exploitation de certaines essences (ex. : pin blanc récolté avant que soient créées les archives d'arpentage, grosses épinettes récoltées avant le premier inventaire décennal, etc.). Il peut également être judicieux, dans d'autres cas, d'analyser la description de la forêt naturelle au regard des perturbations naturelles, puisqu'il est possible que cette dernière soit le résultat d'une perturbation majeure qui aurait profondément transformé la composition végétale des forêts à un point tel que la résultante ne serait pas représentative de l'étendue moyenne de la variabilité naturelle.

3.2 Collecte et analyse de l'information disponible et pertinente quant aux enjeux potentiels liés à la composition végétale

Dans la plupart des régions, il existe déjà de l'information valable et rapidement accessible concernant les enjeux potentiels liés à la composition. Les PRDIRT, les anciens PGAF, la littérature (rapports techniques et publications scientifiques), les guides sylvicoles, les connaissances des experts locaux (aménagistes du MRN et partenaires de la TLGIRT) et les organismes de recherche ou de développement font partie des sources d'information qu'il est nécessaire de consulter pour établir une première liste des enjeux potentiels liés à la composition. Dans tous les cas, par contre, il faut être en mesure d'évaluer la rigueur et la qualité de l'information présentée et son applicabilité dans l'unité d'aménagement concernée avant de l'utiliser pour la détermination ou la documentation des enjeux. Pour ce faire, les aménagistes locaux peuvent effectuer des analyses spécifiques de l'information, demander l'avis d'experts (ex. : auprès de la Direction de la recherche forestière du MRN) ou communiquer directement avec l'auteur des documents consultés. Lorsqu'il y a un fort consensus régional ou local, il est possible de déterminer les enjeux liés à la composition

(nature ou ampleur) dans le processus d'élaboration des PAFI sans nécessairement effectuer des analyses exhaustives d'écart entre l'état actuel et l'état naturel. Par contre, il est alors nécessaire de bien appuyer la décision avec un argumentaire et des références.

Afin de compléter l'information régionale ou locale disponible, le tableau 9 présente la synthèse des différents enjeux potentiels liés à la composition par sous-domaine. Pour chaque enjeu lié à la composition qui est appréhendé, une fiche synthèse est aussi présentée en annexe (voir les annexes F à U). Il est important de préciser que ces fiches synthèses et ce tableau récapitulatif ne sont pas exhaustifs et doivent être complétés et adaptés par les aménagistes au contexte de l'unité d'aménagement analysée. Les fiches ont été produites en se basant sur la littérature scientifique, révisées par les spécialistes de la Direction de la recherche forestière du MRN, puis arrimées à l'information des guides sylvicoles. Elles fournissent des détails sur les principaux enjeux appréhendés au Québec et décrivent les facteurs possiblement en cause. Elles visent à favoriser la compréhension des processus sous-jacents en faisant le lien avec les perturbations et la dynamique de l'enjeu, et en précisant, notamment, si l'espèce présente des difficultés de régénération ou de recrutement dans les étages supérieurs de végétation. Ces indications permettront d'orienter les évaluations vers les paramètres et les méthodes qui sont les plus aptes à faire ressortir les divers problèmes afin de poser un diagnostic éclairé.

Tableau 9 Synthèse des enjeux potentiels liés à la composition par sous-domaine au Québec

Domaine bioclimatique :	Érablière à caryer	Érablière à tilleul		Érablière à bouleau jaune		Sapinière à bouleau jaune		Sapinière à bouleau blanc		Pessière à mousses	
Sous-domaine :		Ouest	Est	Ouest	Est	Ouest	Est	Ouest	Est	Ouest	Est
Enjeux											
Raréfaction des peuplements mixtes	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Raréfaction de l'EPB	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Raréfaction de l'EPR	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui		
Raréfaction de la PRU	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui					
Raréfaction du THO	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui		
Raréfaction des PINS (PIB)	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui		
Raréfaction du CHR	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui					
Raréfaction des essences compagnes de l'érablière	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui				
Diminution du BOJ	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui		
Plantation d'espèces exotiques	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Envahissement par les feuillus intolérants	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Envahissement par le SAB	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui
Envahissement par le HEG	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui		Oui				
Envahissement par les éricacées										Oui	Oui
Expansion des milieux ouverts à lichens										Oui	Oui
Enrésinement par voie de plantation	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui				

3.3 Détermination des enjeux appréhendés liés à la composition et documentation à l'échelle de l'unité d'aménagement

À partir des données recueillies à l'étape précédente, il faut retenir les enjeux appréhendés les plus probants pour l'unité d'aménagement. Les analyses d'écart devront ensuite porter sur ces enjeux afin de valider leur existence dans l'unité d'aménagement et de mesurer leur ampleur. Il est fortement recommandé de tenir à jour un registre des réflexions et des références qui ont mené à la détermination des enjeux appréhendés liés à la composition pour l'unité d'aménagement. Ce registre sera utile pour la reddition de comptes, pour orienter les suivis et pour éclairer les interactions avec les partenaires et les TLGIRT.

Il est possible qu'un enjeu soit reconnu dans la littérature sans que les données disponibles permettent d'en vérifier la présence dans l'unité d'aménagement. Par exemple, la raréfaction de l'épinette rouge ne peut pas être vérifiée avec exactitude en raison des limitations imposées par les données historiques, qui ne différencient pas les espèces d'épinettes. De plus, il peut exister des erreurs dans les données actuelles. En pareil cas, l'analyse à faire doit être essentiellement orientée vers la compréhension et la localisation de l'enjeu sur le plan écologique, puisqu'il sera tout de même nécessaire de fixer des cibles, de concevoir des solutions appropriées aux différents cas pouvant apparaître sur le territoire et d'encadrer la mise en œuvre des solutions.

Photo : Pierre Petitclerc

3.4 Analyse d'écart entre la forêt naturelle et la forêt actuelle pour les enjeux appréhendés liés à la composition végétale

L'analyse d'écart entre la forêt naturelle et la forêt actuelle est la méthode privilégiée pour confirmer l'existence d'un enjeu de composition et en mesurer l'ampleur. La possibilité de faire une telle analyse et la qualité des résultats qui en découleront dépendent de l'information disponible pour caractériser les attributs des enjeux dans la forêt naturelle et actuelle.

Avec la cartographie forestière, les phénomènes d'envahissement ou de raréfaction deviennent détectables lorsqu'ils sont observables au niveau du couvert dominant. Avec les données d'inventaire forestier, les phénomènes d'envahissement ou de raréfaction sont perceptibles lorsqu'il y a augmentation ou réduction de la quantité de bois marchand d'une espèce. Il convient donc de tenir compte du décalage entre l'apparition d'un problème et ses répercussions sur les variables qui sont mesurables à partir de la carte ou de l'inventaire du bois marchand. D'ailleurs, plusieurs des enjeux appréhendés s'observent actuellement sur le plan de la régénération ou peuvent résulter d'un problème de recrutement dans les étages supérieurs. Ces derniers ne peuvent donc pas toujours être détectés à partir de la couverture arborescente dominante ou des seules données d'inventaire du bois marchand.

Dans le cas où les données disponibles (forêt naturelle et forêt actuelle) permettent la réalisation d'une analyse d'écart pour des enjeux appréhendés liés à la composition, les règles de base suivantes sont à retenir pour assurer la rigueur de la démarche et l'obtention de résultats de qualité.

- Les limites des sous-domaines bioclimatiques lors des analyses. Dans le cas où l'unité d'aménagement couvre plusieurs sous-domaines, les différentes analyses devront être

répétées pour chacun. Dans le cas où un sous-domaine serait sous-représenté à l'échelle de l'unité d'aménagement, il reviendra aux aménagistes de le considérer ou non dans les analyses;

- De préférence à une échelle écologique pertinente en fonction de la nature et de l'ampleur des enjeux (ex. : niveaux de perception du système hiérarchique de classification écologique du territoire);
- Des données similaires de la forêt naturelle et de la forêt actuelle. Par exemple, les données issues de points d'observation d'anciens inventaires devraient être comparées à des données de placettes actuelles. Les données sur la proportion des types de peuplements issues de photos aériennes ou de cartographies anciennes devraient être comparées aux données de couverture cartographique du dernier inventaire décennal;
- L'information forestière la plus à jour possible. Cela implique, dans certains cas, une actualisation manuelle des données des différentes sources d'information (placettes ou cartes — voir à adapter la procédure proposée dans l'analyse des enjeux liés à la structure d'âge pour actualiser la carte forestière, écologique et territoriale du Bureau du forestier en chef (CFET-BFEC);
- Ne pas dépasser le degré de précision des données de la forêt naturelle (ex. : la composition végétale peut être précise [liste exhaustive d'espèces] ou très grossièrement présentée avec des appellations générales telles que « forêts de bois mélangé »). Pour ce premier exercice de PAFI et dans l'attente de nouvelles données sur la composition végétale de la forêt naturelle, il faudra restreindre les analyses à la précision de l'information contenue dans les descriptions de la forêt naturelle disponibles;
- Tous les peuplements dans l'analyse. Il est donc nécessaire d'intégrer les peuplements de moins de 7 m et les forêts productives non aménageables (aires protégées, refuges biologiques, inaccessibles). Pour pallier un manque d'information, il est possible d'utiliser les résultats des inventaires dans les strates de moins de 7 m, les résultats des inventaires de suivi du *Manuel d'aménagement forestier* (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2003) ainsi que les résultats d'études provenant de la littérature;
- Du calcul des proportions, s'assurer d'utiliser un territoire de référence analogue (ex. : superficie totale, forestière ou autre). Le total par rapport auquel les proportions sont calculées doit être spécifié.

L'analyse d'écart doit porter sur l'information ayant le plus grand niveau de détails disponibles dans chacune des deux descriptions, historique et actuelle. Les limites seront donc imposées par le type de données disponibles pour la réalisation de la description historique. Ainsi, l'analyse devrait préférablement porter sur les paramètres énoncés ci-dessous, selon le type de données historiques disponibles. Ces paramètres sont présentés dans un ordre décroissant en fonction de leur niveau de détails. Conséquemment, si le premier est disponible, la méthode d'analyse utilisée devra porter sur ce paramètre, sinon l'éventualité d'avoir recours à la seconde méthode sera envisagée, et ainsi de suite. Il sera aussi possible de produire des résultats équivalant à ceux des méthodes subséquentes en faisant une compilation appropriée afin de poser un diagnostic pour certains enjeux. Les principaux paramètres d'analyse possibles sont :

1) La présence ou l'absence de l'espèce visée;
2) La quantité de bois marchand de l'espèce visée, en volume, en surface terrière ou en nombre de tiges (ex. : lorsque l'historique peut être établi à partir de vieux rapports d'inventaire);
3) Les mentions d'espèces par ordre d'abondance (ex. : lorsque les données historiques proviennent de carnets d'arpentage présentant ce type de données);

4) Les peuplements renfermant l'espèce visée (ex. : lorsqu'une couverture aérienne ou une carte historique est disponible);
5) Les groupements de peuplements renfermant l'espèce visée (ex. : lorsque l'information historique ne fournit que des résultats par grands groupes de peuplements);
6) Les types de couverts (résineux [R], mixte[1] [M], feuillu [F]), si aucune autre information historique par espèce ou par peuplement n'est disponible.

Toutefois, lorsque les données historiques ne fournissent pas d'indications relatives aux espèces à analyser, il conviendra d'envisager l'emploi de méthodes alternatives pour juger de l'existence de différents enjeux spécifiques (ex. : analyse de tendances récentes; voir les sections suivantes). Par contre, dans les cas où la description historique peut être faite à partir des données d'inventaire accompagnées d'une cartographie forestière (ex. : les unités d'aménagement pour lesquelles le premier inventaire décennal correspond aux données historiques), l'analyse devrait porter à la fois sur les quantités des espèces visées et sur les superficies des groupements d'essences contenant ces espèces. Il sera alors possible de coupler les données de quantité de l'espèce aux superficies par groupements d'essences de la carte pour permettre une analyse plus approfondie.

Les sections qui suivent présentent brièvement les principales méthodes d'analyse possibles, à savoir : l'évaluation de la richesse en espèces, l'évaluation de la quantité des espèces visées, l'évaluation de la proportion relative des peuplements ou des grands groupements d'essences et l'évaluation de la proportion relative de la superficie occupée par chacun des types de couverts (R, M et F).

3.4.1 Méthodes génériques de l'analyse d'écart

3.4.1.1 Richesse en espèces

ENJEUX — Tous les enjeux

Cette analyse permet d'évaluer, de façon grossière, l'apparition ou la disparition de certaines essences, même si l'on ne connaît pas leur quantité.

Méthodologie

Dresser la liste des espèces apparaissant dans chacune des deux descriptions de l'unité d'aménagement, historique et actuelle. La comparaison de ces deux listes permettra ensuite d'identifier des espèces qui seraient aujourd'hui manquantes et d'autres qui se seraient ajoutées. Ces espèces devront faire l'objet d'une analyse particulière, considérant les limites imposées par l'échantillonnage utilisé pour collecter les données. Il s'agira de confirmer, d'une part, si les espèces manquantes ont réellement disparu de l'unité d'aménagement et, d'autre part, si celles qui se sont ajoutées correspondent effectivement à de nouvelles espèces sur le territoire.

1. Dans le présent document, l'attribut « mélangé » réfère à un mélange d'espèces, alors que l'attribut « mixte » réfère au mélange d'espèces de conifères et de feuillus.

3.4.1.2 Quantité des espèces

ENJEUX — Tous les enjeux

À partir des données de l'inventaire forestier, la quantité de bois marchand de chacune des espèces peut être exprimée en volume, en surface terrière ou en nombre de tiges. La ou les variables retenues dépendent de celles utilisées pour la description historique.

Méthodologie

Les quantités des différentes espèces sont compilées pour l'unité d'aménagement, puis les données historiques sont comparées aux données actuelles (avec des tableaux comparatifs ou des histogrammes de proportion). La comparaison des quantités actuelles et historiques permet de vérifier s'il y a eu diminution ou augmentation des quantités de bois marchand de chacune des espèces. Il est également possible de calculer les proportions par rapport aux quantités totales et de comparer ces proportions afin de caractériser des phénomènes d'augmentation ou de diminution relative.

Dans le cas de l'envahissement par les feuillus intolérants, les évaluations doivent être faites par espèce (bouleau à papier [BOP], peuplier faux-tremble [PET], érable rouge [ERR]), puis pour l'ensemble des feuillus intolérants. L'évaluation par espèce est fortement suggérée, notamment en raison des mécanismes de reproduction propres à chaque espèce, qui peuvent avoir une grande incidence sur la progression et la durée de l'envahissement.

3.4.1.3 Proportion relative des peuplements ou des grands groupements d'essences et mentions d'espèces par ordre d'abondance

ENJEUX — Tous les enjeux

Si l'information issue de la forêt naturelle le permet, de grands groupements d'essences (ex. : pessières, sapinières, pinèdes, prucheraies, mixtes à feuillus intolérants, mixtes à feuillus tolérants, érablières, autres feuillus tolérants, mélangés à feuillus tolérants ou à feuillus intolérants) pourraient être déterminés régionalement ou localement afin de les comparer avec la forêt actuelle.

Pour les enjeux liés à une essence en particulier (pin blanc, chêne rouge, etc.), l'analyse des grands groupements devrait être orientée de façon à documenter trois cas de figure associés au statut de l'espèce en jeu : les peuplements purs de l'espèce visée par un enjeu de composition, les peuplements mélangés où l'espèce visée domine en nombre par rapport aux autres espèces présentes et les peuplements mélangés où l'espèce visée a le statut d'essence secondaire. Les définitions utilisées pour camper ces différents cas de figure sont celles employées pour la cartographie forestière. La prise en compte de la situation de l'espèce dans chacun des cas pourra être révélatrice d'un processus de raréfaction ou d'envahissement en cours et aura aussi une incidence sur les solutions. Une telle analyse pourrait démontrer qu'une certaine essence, qui composait des peuplements purs dans la forêt naturelle, ne se trouve plus qu'en association dans certains peuplements de la forêt aménagée.

À partir de données présentées sous forme de points d'observation où des mentions d'espèces par ordre d'abondance ont été enregistrées (ex. : certains carnets d'arpentage), des méthodes ont récemment été mises au point pour évaluer l'abondance relative, les proportions de fréquences ainsi que les dominances locales et régionales (Scull et Richardson, 2007). Ces méthodes peuvent être appliquées aux données du dernier inventaire décennal pour obtenir

des résultats comparables afin de procéder à une analyse d'écart (voir les travaux de Pinna et autres, 2009).

Méthodologie à partir de la cartographie forestière

Pour chacun des enjeux appréhendés à analyser, les groupements d'essences sont d'abord classés selon les trois grandes catégories suivantes : les peuplements purs (ceux dont la surface terrière de l'espèce représente au moins 75 % de la surface terrière totale), les peuplements mélangés où l'espèce est dominante (ceux dont la surface terrière de l'espèce forme de 50 à 75 % de la surface terrière totale) et les peuplements où l'espèce est secondaire (ceux dont la surface terrière de l'espèce constitue de 25 à 50 % de la surface terrière totale).

Avec les cartes de l'inventaire décennal, il est possible d'utiliser la végétation potentielle pour aider à l'identification des groupements purs pour les espèces qui ne peuvent être différenciées à partir de l'appellation des groupements d'essences (ex. : EE sur RS5 pour les pessières rouges; FT sur FC1 pour les chênaies rouges; R sur RT1 pour les prucheraies).

Ensuite, les superficies pour chacune des catégories de groupements d'essences sont compilées et les proportions par rapport à la superficie totale sont calculées. Afin de permettre une mesure des écarts, les grandes catégories retenues pourront varier pour correspondre aux catégories ayant pu être déterminées à partir des données historiques. Le calcul des proportions actuelles devrait néanmoins être fait pour les trois grandes catégories de groupements d'essences afin d'alimenter la réflexion et de mieux circonscrire l'enjeu.

Dans le cas de l'envahissement par les feuillus intolérants, les évaluations devraient être faites par espèce (bouleau blanc, peuplier faux-tremble, érable rouge, aulne rugueux et érable à épis), puis pour l'ensemble des feuillus intolérants. L'évaluation par espèce est fortement suggérée, notamment en raison des mécanismes de reproduction propres à chacune, qui peuvent avoir une grande incidence sur la progression et la durée de l'envahissement.

Photo : Hugo Jacqmain

Selon les espèces, les groupements purs peuvent poser une problématique différente dont on doit tenir compte lors de l'analyse des résultats. Ainsi, certaines espèces telles que la pruche ou le pin blanc peuvent naturellement former des peuplements purs qui représentent des entités particulières à l'échelle du paysage et dont la présence rehausse la diversité d'habitats. En revanche, d'autres espèces, à l'instar de l'épinette blanche, ne forment pas de peuplements purs dans la forêt naturelle, alors que les actions anthropiques telles que l'abandon de terres agricoles ou le reboisement peuvent être à l'origine de la formation de ces peuplements purs.

En plus des évaluations par espèce, l'évaluation générale pour l'unité d'aménagement de l'importance relative des grandes catégories de groupements d'essences pourrait être pertinente pour caractériser la composition actuelle. Cela permettrait d'identifier les grands groupements communs dans l'unité d'aménagement et les groupements plus particuliers. Elle

peut également être utilisée pour évaluer l'importance relative des superficies en régénération et fournir des indications sur la composition de ces superficies.

3.4.1.4 Proportion relative par type de couvert

ENJEUX — Envahissement par les feuillus intolérants
Raréfaction des forêts mixtes
Enrésinement par voie de plantation

Cette analyse permet de comparer la proportion relative des principaux types de couverts (R, M et F). La description de la forêt naturelle, à cet égard, est disponible pour la majorité des unités d'aménagement dans le registre des états de référence (Boucher et autres, 2011). La description de la forêt actuelle pourrait être faite à partir de la carte forestière, écologique et territoriale du Bureau du forestier en chef (CFET-BFEC) actualisée en 2013.

Méthodologie

Les superficies occupées par les différents types de couverts (R, M et F) sont comptabilisées tant pour les données historiques que pour les données actuelles. La proportion du territoire d'une unité d'aménagement occupée par chacun des types est ensuite calculée, de manière à comparer les descriptions de la forêt naturelle et de la forêt actuelle (tableau 10).

Tableau 10 Tableau comparatif démontrant une diminution des résineux au profit des feuillus

	Naturelle (%)	Actuelle (%)	Différence (%)
Résineux	70	50	– 20
Mélangé	10	15	+ 5
Feuillus	20	35	+ 15

Cette évaluation générale devrait être complétée par des évaluations plus détaillées afin de distinguer les différents enjeux sous-jacents. À titre indicatif, la raréfaction des peuplements mixtes peut résulter non seulement d'un envahissement par les feuillus intolérants ou d'un enrésinement par voie de plantation, mais elle peut également être causée par des interventions sylvicoles (ex. : éclaircies précommerciales résineuses) ou par des perturbations associées à certaines espèces végétales (ex. : maladies cryptogamiques ou épidémies d'insectes). Elle peut aussi être contrebalancée par un certain enfeuillement des peuplements résineux à la suite des coupes forestières. Une analyse plus approfondie est donc nécessaire afin de décortiquer les différents phénomènes en cause.

3.4.2 Autres cas (espèces exotiques, milieux ouverts et éricacées)

L'introduction d'espèces exotiques constitue un changement de composition végétale. L'analyse de cet enjeu pourrait porter spécifiquement sur le risque d'envahissement des écosystèmes par les espèces végétales exotiques introduites. Pour ce faire, il existe un système d'analyse, mis au point par des experts et testé dans plusieurs régions du monde (voir la méthode de Pheloung, Williams et Halloy [1999] utilisée dans le cas concret de l'épinette de Norvège en Gaspésie [Gasser, Langis et Côté, 2008]).

Des recherches sont présentement en cours pour quantifier les enjeux liés à l'expansion des milieux ouverts et à l'envahissement par les éricacées. À titre d'exemple, des recherches tentent, entre autres, de documenter l'évolution du couvert d'éricacées depuis les 40 dernières années à partir de vieilles images satellitaires (1970). L'analyse de ces enjeux dans l'exercice d'élaboration des PAFI, pourrait s'avérer complexe. Les aménagistes locaux pourraient alors faire appel aux chercheurs et aux spécialistes dans le domaine pour évaluer les manifestations locales de ces enjeux sur leur territoire.

3.5 Évolution récente de la composition comme indice de la tendance d'un enjeu (ou pour une meilleure compréhension d'un enjeu)

En l'absence de données sur la forêt naturelle ou pour confirmer des tendances connues ou observées dans l'analyse d'écart, les données du premier et du dernier inventaires décennaux peuvent être comparées. Cette comparaison permet de comprendre la tendance d'un enjeu de composition (ex. : l'enfeuillement s'accentue-t-il ou pas?) ou de mieux comprendre un enjeu (ex. : l'enfeuillement se fait-il davantage par le peuplier faux-tremble ou par le bouleau à papier?).

Méthodologie

Les cartes et les données du premier inventaire forestier décennal peuvent fournir la description historique de certaines unités d'aménagement, particulièrement celle des unités d'aménagement situées dans la forêt boréale. Ailleurs, même si les données du premier inventaire décennal ne peuvent pas être considérées comme représentatives de l'état naturel, elles peuvent néanmoins être indicatrices d'une présence et fournir des quantités modifiées. La comparaison des données collectées, tant cartographiques que dendrométriques, au cours des différents inventaires décennaux, permet d'observer l'évolution récente. Cette analyse rend notamment possible l'évaluation de la trajectoire d'un enjeu (ex. : l'enfeuillement s'accentue-t-il ou pas?) afin de vérifier si les perturbations récentes ont pu contribuer à aggraver ou à améliorer la situation de l'espèce sous analyse.

À cet effet, les employés du MRN peuvent consulter deux bases de données associées aux indicateurs de l'aménagement durable des forêts[1], soit les indicateurs 1.1.1 *Superficies des types de forêts* et 2.1.8 *Volumes sur pied des essences commerciales et non commerciales*. Les données y sont présentées sous forme de tableaux multidimensionnels, aussi appelés « cubes ». Ces cubes permettent de générer rapidement des analyses comparatives des superficies et des volumes provenant du système d'information forestière par tesselles (SIFORT) pour les trois premiers inventaires décennaux. Cette information a été utilisée pour le document intitulé *Portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000* (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009).

3.6 Analyse de l'état actuel comme indicateur du degré d'altération de certaines essences

En l'absence de données sur la forêt naturelle ou pour confirmer des tendances connues ou observées dans l'analyse d'écart, il est possible d'utiliser le taux de renouvellement des

1. D'autres données, servant à produire les indicateurs d'aménagement durable des forêts, sont accessibles dans l'intranet du MRN grâce au bouton « Accès direct à tous les cubes de l'entrepôt de données », sur la page « Outil de consultation des données », de la publication en ligne *Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts* (INDI), située à l'adresse suivante : www.intranet/indi/accueil.asp.

peuplements comprenant l'essence étudiée comme un indicateur de l'évolution récente et future de l'enjeu.

Méthodologie

Il est possible d'avoir une idée du renouvellement des groupements d'essences renfermant l'espèce concernée en ventilant, par classe d'âge, les superficies occupées par les trois catégories de groupements d'essences incluant l'espèce visée (calculées selon la méthode expliquée dans la section 3.4.1.3). Les proportions par classe d'âge sont ensuite calculées pour chaque catégorie de groupement d'essences (tableau 11).

Tableau 11 Ventilation des groupements d'essences où l'espèce visée est présente par classe d'âge

Classe d'âge	Groupement pur de l'espèce (% de superficie)	Groupement mélangé dominé par l'espèce (% de superficie)	Groupement mélangé où l'espèce est secondaire (% de superficie)
10			
30			
50			
70			
90			
120			
JIN			
VIN			
Total			

L'analyse a pour but de s'assurer de la présence d'un nombre suffisant de jeunes peuplements pour remplacer les vieux ou, si ce n'est pas le cas, de diagnostiquer un problème de renouvellement sous-jacent à un phénomène de raréfaction. À l'inverse, une surabondance dans les jeunes classes d'âge sera révélatrice d'un phénomène d'envahissement. Dans le cas de l'envahissement par les feuillus intolérants, une compilation préliminaire pour chacune des espèces potentiellement visées par cet enjeu permettra de mieux identifier les espèces en cause dans l'unité d'aménagement.

Cette analyse intègre des considérations relatives à la dynamique de la végétation et permet de cibler certains enjeux de manière proactive. Elle peut s'avérer utile non seulement pour détecter des problèmes de renouvellement de groupements d'essences en raréfaction, mais aussi pour diagnostiquer les problèmes d'envahissement, puisque ceux-ci s'observent après la coupe et touchent actuellement plutôt les jeunes peuplements.

3.7 Estimation de la composition de la forêt naturelle à partir du système de classification écologique

En l'absence de données sur la forêt naturelle pour effectuer une analyse d'écart avec la forêt actuelle ou pour confirmer des tendances connues ou observées dans l'analyse d'écart, il est

possible d'estimer la composition de la forêt naturelle en fonction des types écologiques et des stades évolutifs. À cet effet, vous pouvez consulter les travaux de la Direction des inventaires forestiers du MRN.

Il est cependant important de mentionner que la végétation potentielle, qui compose le type écologique, est susceptible dans certaines situations de ne pas correspondre à la composition réelle de la forêt naturelle. Des analyses effectuées dans certaines régions démontrent que l'utilisation du type écologique, sans interprétation locale, pour caractériser la forêt naturelle peut introduire certains biais dans la documentation des enjeux liés à la composition végétale. Des travaux sont d'ailleurs en cours dans certains territoires pour joindre, de façon géoréférencée, les données sur la connaissance de la forêt naturelle (ex. : données tirées des carnets d'arpentage) aux types écologiques afin de faire les corrélations adéquates.

3.8 Triangulation des sources d'information et interprétation des résultats

Pour déterminer et comprendre le mécanisme ainsi que pour évaluer l'ampleur d'un enjeu lié à la composition, l'analyse de la convergence des tendances de l'historique des perturbations, de l'information disponible, des analyses quantitatives et des indices dérivés des types écologiques est essentielle. Parce qu'on détient peu d'information rigoureuse sur la composition de la forêt naturelle, il n'est pas recommandé d'utiliser une seule source d'information pour statuer sur un enjeu et établir des cibles de même que des seuils précis d'aménagement. Ainsi, une différence quantitative dans les analyses d'écart n'implique pas nécessairement la présence d'un enjeu. Il faut être en mesure d'évaluer si la description de la forêt naturelle est représentative de l'enveloppe de variabilité naturelle de l'enjeu. À l'inverse, l'absence de données quantitatives pour effectuer une analyse d'écart sur un enjeu ne justifie pas d'ignorer cet enjeu.

Le niveau de précision des données de la forêt naturelle, le nombre de sources d'information et la précision des analyses d'écart devraient être pris en compte lors de l'établissement des seuils et des cibles d'aménagement. Cette analyse permettra aussi de définir les besoins d'acquisition de connaissances.

3.9 Détermination des seuils d'alerte et évaluation de l'urgence d'agir

En fonction de l'analyse des données et de l'interprétation des résultats, voici quatre niveaux de gravité d'un enjeu qui serviront aux équipes d'aménagistes pour élaborer un plan d'action.

- **L'écart est faible et le demeurera** : cet enjeu ne se pose pas et il n'y a pas d'action à mettre en œuvre.
- **L'écart est faible, mais il est susceptible de se creuser en perpétuant les pratiques sylvicoles actuelles** : il faut trouver des solutions alternatives et acquérir l'expertise pour un déploiement à grande échelle prochainement.
- **L'écart est grand et il reste peu d'endroits où les conditions de la forêt naturelle existent encore** : il est urgent de circonscrire ces endroits et de mettre immédiatement en œuvre des pratiques permettant d'y maintenir des conditions naturelles. Ailleurs, il faut élaborer et expérimenter des actions de restauration à une échelle opérationnelle.
- **L'écart est grand et les conditions de la forêt naturelle sont disparues** : il faut élaborer et expérimenter des actions de restauration à une échelle opérationnelle.

4. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS AUX ATTRIBUTS DE STRUCTURE INTERNE DES PEUPLEMENTS ET AU BOIS MORT

La structure interne des peuplements et le bois mort représentent deux attributs des forêts qui sont intimement liés. Dans un esprit de simplification du travail à réaliser et considérant la similitude et la complémentarité des analyses à effectuer, ils seront traités simultanément dans les sections qui suivent.

4.1 Définitions, rôles et facteurs influents

4.1.1 Structure interne des peuplements

La structure interne des peuplements se définit comme étant l'agencement spatial et temporel des composantes végétales vivantes et mortes d'un peuplement. D'un point de vue strictement sylvicole, on y réfère surtout en utilisant le terme « structure diamétrale » (densité et composition des tiges par classe de diamètre formant une structure régulière, biétagée, irrégulière, jardinée, etc.). Sur le plan écologique, plusieurs autres composantes structurales influencent le fonctionnement des écosystèmes, dont :

- la distribution verticale du feuillage (étagement du feuillage, composition et physionomie des végétaux qui constituent ces strates, hauteur du peuplement);
- la distribution horizontale de la canopée (trouées, pochettes présentant différents attributs de composition ou de structure dans le peuplement);
- le bois mort (abondance, position, taille, espèce, stade de décomposition).

C'est l'assemblage de tous ces éléments qui forme la structure interne.

Comment la structure interne des peuplements influence-t-elle la biodiversité?

La structure interne des peuplements influence les conditions microclimatiques (température, humidité, disponibilité de la lumière, etc.) et les habitats disponibles (composition des espèces végétales, couverture latérale, degré d'ouverture du couvert, hauteur du peuplement, bois mort, etc.). Ces éléments influencent à leur tour la disponibilité des substrats d'alimentation, de reproduction, d'abri, etc. des espèces animales et des substrats d'établissement et de croissance pour les espèces végétales. À chaque type de structure correspondent donc des communautés d'espèces et une biodiversité qui lui est propre. La complexité de la structure interne implique une diversité d'habitats et, par conséquent, une diversité des groupes d'espèces qu'on y trouve. Des études ont d'ailleurs démontré que les forêts qui présentent une forte diversité structurale soutiennent aussi une plus grande variété d'espèces ou de groupes fonctionnels (Hunter, 1999; Desponts et autres, 2004; Franklin et Van Pelt, 2004).

Plusieurs facteurs influencent la structure interne des peuplements. Le temps écoulé depuis la formation du peuplement est habituellement considéré comme le facteur le plus influent dans les écosystèmes où les perturbations catastrophiques sont communes. En règle générale, plus le temps s'est écoulé depuis la dernière perturbation majeure, plus la structure interne devient complexe (structure diamétrale irrégulière, hétérogénéité de l'étagement du feuillage, présence de trouées, recrutement relativement continu de bois mort, etc.), résultat des taux de croissance différentiels des tiges, de la succession végétale et des changements dans la composition du peuplement, de la mortalité par pied d'arbre, etc. Au moment de la formation du peuplement, les variations dans l'intensité de la perturbation engendrent souvent une mortalité variable qui crée ainsi une certaine hétérogénéité dans le nouveau peuplement. Ce phénomène contribue aussi à la complexité de la structure interne des peuplements naturels.

4.1.1.1 Dynamique naturelle de la forêt décidue et principaux enjeux régionaux

Le régime des microtrouées constitue le principal type de perturbation naturelle dans la forêt décidue. En l'absence prolongée de perturbations de forte intensité, ce régime est caractérisé par la mort d'un arbre ou d'un petit groupe d'arbres qui crée des trouées touchant environ 1 % de la superficie par année. L'augmentation de la disponibilité de la lumière en sous-étage permet à la régénération préétablie de croître pour occuper l'espace alors disponible. Avec le temps, le cumul de plusieurs trouées qui sont créées à des moments différents dans le temps, finit par générer un peuplement inéquienne où se côtoient plusieurs stades de développement. Ces peuplements se distinguent notamment par la présence d'un couvert végétal dense et une hétérogénéité dans l'étagement du feuillage. Ils présentent généralement une surface terrière élevée où les tiges de gros diamètres occupent une forte proportion de l'espace. Toutes ces caractéristiques génèrent une complexité structurale qui est typique des vieux peuplements feuillus naturels.

Photo : Normand Villeneuve

Bien que moins fréquents, d'autres types de perturbations de plus forte intensité ont aussi cours dans la forêt décidue, comme les épidémies d'insectes, les chablis, le verglas et les feux. En comparaison avec le régime des microtrouées, ces perturbations impliquent pour la plupart une mortalité beaucoup plus concentrée dans le temps et dans l'espace ainsi qu'une ouverture plus importante du couvert forestier. Les patrons de succession végétale, de structure diamétrale, d'étagement du feuillage et de recrutement de bois mort sont aussi modifiés. Selon la nature des perturbations, on assiste généralement à l'établissement d'espèces intolérantes à l'ombre, à un important recrutement en bois mort et, dans les cas de forte mortalité, au développement de peuplements ou de pochettes présentant une structure régulière. Bien que moins présents dans le paysage, les peuplements issus de ces perturbations présentent des attributs de structure qui contrastent avec ceux produits par le régime des microtrouées. Par conséquent, ils favorisent une hétérogénéisation de la structure interne à l'échelle du paysage.

Dans la forêt décidue, les coupes à diamètre limite ont été pratiquées jusque dans les années 1980, la coupe de jardinage constituant depuis la pratique d'aménagement la plus courante. L'effet cumulatif de ces pratiques au fil des décennies a entraîné une modification de

la structure des peuplements aménagés. Sur le strict plan de l'âge, ces peuplements sont considérés comme de vieux peuplements parce qu'ils n'ont pas subi une perturbation majeure (réinitialisation complète du peuplement). Toutefois, ils sont susceptibles d'avoir perdu plusieurs des caractéristiques de la complexité structurale propre aux vieux peuplements naturels. L'enjeu de la raréfaction de ce type de peuplement dans les paysages aménagés constitue, certes, l'élément le plus important à considérer au chapitre de la structure interne des peuplements feuillus inéquiennes de la forêt décidue.

4.1.1.2 Dynamique naturelle de la forêt boréale et mélangée et principaux enjeux

Dans la forêt boréale et mélangée, la structure interne des peuplements est surtout fonction du type de perturbation naturelle et de l'intervalle entre les perturbations catastrophiques. À la suite d'une telle perturbation (feux intenses, graves épidémies ou grand chablis), le peuplement au stade de régénération présente une structure caractérisée par une très forte ouverture du couvert ainsi que par le développement d'une strate arbustive et de régénération habituellement dense. À ce profil, il importe d'ajouter un nombre plus ou moins important d'arbres survivants, selon la nature et l'intensité de la perturbation, ainsi qu'une grande quantité de bois mort qui contribuent à complexifier la structure horizontale et verticale du peuplement. Les peuplements matures issus de perturbations catastrophiques développent habituellement une structure diamétrale relativement régulière et présentent un couvert plutôt fermé.

Photo : Marc Leblanc

Lorsque l'intervalle entre deux perturbations catastrophiques dépasse la longévité des espèces installées après perturbation, les peuplements entrent dans une phase de diversification de leur structure interne. Les tiges peuvent alors atteindre leur diamètre potentiel maximum et la mortalité par pied d'arbre due à la sénescence, jumelée aux perturbations partielles (épidémies légères, chablis partiels), aura pour effet de créer des trouées, de permettre le développement ou l'établissement des cohortes en sous-étage, de produire du bois mort, etc. Avec la régénération ayant cours dans les trouées, la distribution diamétrale des tiges passera de relativement uniforme à irrégulière.

Le raccourcissement des révolutions forestières par rapport aux régimes naturels de perturbation, de même qu'une certaine homogénéisation des peuplements forestiers résultant de l'application de traitements sylvicoles, soulève les appréhensions suivantes : la raréfaction des peuplements à structure interne complexe, l'absence de legs biologiques dans les CPRS ainsi que la simplification et l'uniformisation de la structure interne des peuplements de seconde venue après les traitements d'éducation, notamment l'éclaircie précommerciale ou le nettoiement.

4.1.2 Bois mort

Qu'il soit sur pied (chicot) ou au sol (débris ligneux), le bois mort représente un élément essentiel au bon fonctionnement des écosystèmes forestiers. En plus de constituer un habitat nécessaire à la survie d'une multitude d'organismes, le bois mort joue un rôle dans le processus de régénération de certaines espèces végétales et est largement impliqué dans de multiples

processus biogéochimiques comme la séquestration du carbone et le cycle des éléments nutritifs. L'enjeu concerne également les arbres à valeur faunique, notamment les arbres vivants de fort diamètre qui présentent des cavités.

La quantité et les caractéristiques du bois mort dans les écosystèmes forestiers varient selon plusieurs facteurs, dont le stade évolutif du peuplement, sa composition, sa productivité et les perturbations naturelles qui y ont cours.

Bien qu'elles contribuent toutes aux processus écologiques, certaines formes de bois mort constituent des éléments clés et devraient se voir accorder une importance particulière dans une perspective d'aménagement écosystémique :

- les chicots et les débris ligneux de gros calibre;
- dans la forêt boréale et mélangée, les arbres feuillus qui sont susceptibles d'atteindre de forts diamètres et de former des cavités naturelles. Ces arbres présentent des modes de dégradation et offrent des habitats différents de ceux des conifères (ex. : le peuplier faux-tremble);
- les débris ligneux au sol et les chicots en état avancé de décomposition;
- les petits débris ligneux que constituent les branches et les houppiers qui participent à la nutrition des sols.

Du bois mort pour qui?

Le bois mort représente un habitat nécessaire à la survie d'une multitude d'organismes au cours de leur cycle de vie. Chez les animaux, il est le plus souvent utilisé comme substrat de nidification, de reproduction, d'alimentation ou de repos, et de nombreuses espèces l'utilisent pour combiner diverses fonctions. Plusieurs espèces végétales l'utilisent aussi comme substrat préférentiel d'établissement.

Dans les forêts de la Nouvelle-Angleterre, on estime que 25 % des vertébrés sont associés, à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, au bois mort. Chez les insectes, cette proportion oscille autour de 50 % dans des écosystèmes boréaux comparables aux nôtres. Dans le nord de l'Europe, la raréfaction du bois mort dans les écosystèmes aménagés a eu un effet direct sur les organismes qui y sont associés : en Suède, près de 50 % des espèces forestières menacées sont dépendantes du bois mort.

Dans un milieu aménagé, plusieurs facteurs concourent à la raréfaction du bois mort et à la modification de sa dynamique naturelle. D'une part, les activités forestières limitent le recrutement, éliminent en partie le bois mort déjà présent, modifient la représentativité des classes de dégradation et contribuent à l'appauvrissement de la densité de bois mort de gros diamètre. De plus, la longueur des rotations ou des révolutions ne permet pas aux peuplements de développer des attributs de bois mort comparables à ceux que l'on trouve dans les vieilles forêts. Finalement, le récent engouement pour la récolte des résidus forestiers à des fins de production de bioénergie soulève un enjeu relatif à la nutrition des sols.

Dans la forêt boréale et mélangée, un autre enjeu relatif au bois mort concerne la récupération des superficies touchées par les perturbations naturelles qui a pour effet de réduire les

épisodes de recrutement massif et ainsi la disponibilité de grandes quantités de bois mort. Dans un autre ordre d'idées, les andains formés lors des opérations par arbres entiers modifient grandement la répartition spatiale des débris ligneux et le rôle qu'ils peuvent jouer par la suite.
L'enjeu lié au bois mort ne peut être considéré en vase clos, puisqu'il est directement lié à plusieurs autres enjeux, dont ceux qui se rapportent à la composition, à la structure interne et à la structure d'âge des peuplements. D'ailleurs, tel qu'il est mentionné dans la section 4.1.1, le bois mort est considéré comme l'une des quatre composantes principales de la structure interne des peuplements.

4.2 Analyse et diagnostic des principaux enjeux liés à la structure interne des peuplements et au bois mort

Les sections qui suivent présentent les principaux écarts appréhendés entre la forêt naturelle et la forêt aménagée. Les enjeux propres à la forêt décidue et à la forêt boréale et mélangée y sont abordés successivement.

4.2.1 Forêt décidue

Compte tenu des pratiques passées en sylviculture des peuplements feuillus inéquiennes, on peut craindre le fait qu'une part importante des vieux peuplements actuels ait perdu certains des attributs de structure typiques des vieux peuplements naturels (Angers et autres, 2005; McGee, Leopold et Nyland, 1999; Goodburn et Lorimer, 1998). Pour mieux comprendre les phénomènes en cause, la section 4.2.1.1 présente une description des principaux enjeux spécifiques de structure qui sont appréhendés. La rareté des arbres de gros diamètre, la raréfaction des peuplements denses et la réduction de la biomasse forestière ainsi que la diminution de la densité de bois mort de gros diamètre sont les principaux facteurs qui conduisent à un enjeu global de raréfaction des vieux peuplements feuillus à structure complexe. La section 4.2.1.2 traite de la manière dont ces peuplements peuvent être décrits en vue de procéder à une analyse locale de cet enjeu.

4.2.1.1 Enjeux spécifiques liés à la structure interne des peuplements feuillus inéquiennes aménagés

Modification de la structure diamétrale : rareté des arbres de gros diamètre

Jusqu'à présent, l'aménagement des peuplements feuillus inéquiennes n'a jamais eu pour objectif de conserver des peuplements ayant une structure diamétrale typique de la forêt naturelle, notamment en ce qui concerne la quantité de gros arbres. Les traitements comme la coupe à diamètre limite et différentes variantes de la coupe partielle réalisées au Québec ont eu comme effet de réduire la quantité de gros arbres et d'augmenter la proportion des arbres de petit diamètre. La structure diamétrale des peuplements aménagés contraste donc avec celle des vieux peuplements naturels qui possèdent une plus grande proportion d'arbres de gros diamètre et une plus faible quantité de régénération. La figure 15 illustre cette différence entre un peuplement aménagé selon la courbe de Liocourt et une courbe sigmoïde inversée illustrant un vieux peuplement naturel. On perçoit un déplacement d'une quantité élevée d'arbres de petit diamètre du peuplement aménagé (type de courbe de Liocourt) vers une plus grande proportion d'arbres de gros diamètre sous la courbe d'un vieux peuplement naturel (type de courbe sigmoïde inversée).

À vrai dire, 40 % de la surface terrière des vieux peuplements naturels serait constituée d'arbres d'au moins 40 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP; Doyon et Bouffard, 2009). Dans certaines études (Crow et autres, 2002), les arbres de plus de 50 cm de DHP dans des vieux peuplements naturels représentent plus de 60 % de la surface terrière.

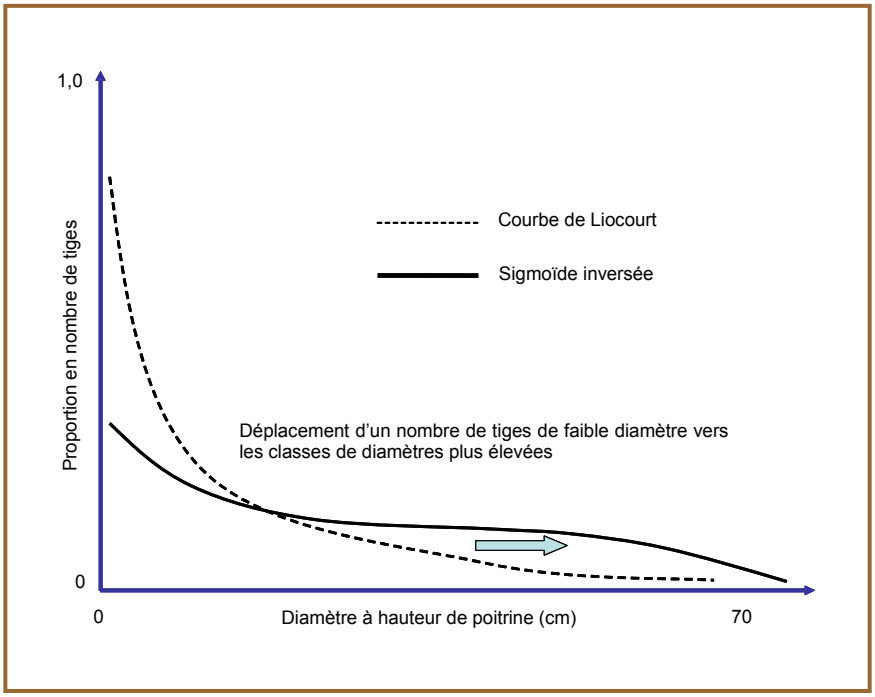


Figure 15 Comparaison des structures diamétrales d'une courbe de Liocourt et d'une courbe sigmoïde inversée (structure observée dans les vieux peuplements naturels)

Raréfaction des peuplements denses et réduction de la biomasse forestière

Le prélèvement fait dans les coupes partielles des peuplements feuillus inéquiennes au Québec se situe aux environs de 30 %, ce qui réduit considérablement la densité d'un peuplement contrairement à la dynamique naturelle de microtrouées qui représente environ 1 % par année.

La gestion sylvicole actuelle tend à maintenir la surface terrière minimale entre 16 et 18 m^2/ha après une coupe partielle et à intervenir dans les peuplements ayant atteint 24 m^2/ha. Or, on s'aperçoit que la surface terrière représentative des vieux peuplements naturels tourne plutôt autour de 28 m^2/ha.

Historiquement, la proportion de vieux peuplements feuillus présentant une telle surface terrière dans l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest a été évaluée à 47 % (Doyon et autres, 2006). Aujourd'hui, cette proportion a chuté aux environs de 4 à 10 %, selon une étude réalisée dans les Laurentides (Roy et autres, 2009).

Diminution de la densité de bois mort de gros calibre

L'importance du bois mort a été soulignée dans diverses études (Angers et autres, 2005; Doyon Gagnon et Giroux, 2005), dont le document publié par le MRN (Angers, 2009). Dans les

écosystèmes forestiers, ces études ont mis en lumière le rôle du bois mort, qui permet le développement de certaines espèces d'oiseaux, de mammifères, de champignons et d'insectes. La biodiversité d'une forêt est donc directement liée à la présence de bois mort. Nous savons que le bois mort sous toutes ses formes (les chicots et les débris ligneux, de même que les tiges moribondes) abondait dans la forêt naturelle.

En théorie, les coupes partielles pratiquées dans la forêt décidue devraient conduire à un « assainissement » progressif des peuplements traités qui entraînerait alors une raréfaction significative du bois mort. Or, ce n'est pas ce que l'on observe actuellement. Déjà en 2002, Bédard et Brassard ont documenté une mortalité élevée à la suite de coupes de jardinage opérationnelles. Dans les coupes actuelles, soumises à un martelage selon la classification « MSCR »[1] (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2010), les modalités d'application font en sorte qu'une certaine proportion d'arbres à valeur faunique et de tiges moribondes est conservée (1 m²/ha de tiges M).

À court terme, il y a donc lieu de croire que la disponibilité du bois mort est plus ou moins préoccupante. Toutefois, conséquence directe des effets à long terme des deux enjeux précédents, les inquiétudes portent sur la valeur écologique du bois mort. À court terme, les craintes concernent évidemment la disponibilité du bois mort de gros (ou de très gros) calibre qui se raréfie rapidement ainsi que la présence de chicots lorsqu'ils sont systématiquement abattus par mesure de sécurité. À moyen et à long terme, les craintes portent sur le volume de bois mort (diminution de la biomasse) et sur un bris de continuité dans la disponibilité de bois mort à tous les stades de décomposition. Si les pratiques actuelles génèrent à court terme un certain volume de bois mort, il est possible que ce soit suivi par une période de carences importantes dans la diversité des stades de décomposition.

4.2.1.2 Analyse locale de l'enjeu global de la raréfaction des vieux peuplements feuillus à structure complexe

Les enjeux spécifiques de structure que nous venons de décrire constituent les principaux facteurs qui font en sorte que les peuplements aménagés diffèrent considérablement des vieux peuplements de la forêt naturelle. Globalement, nous pouvons en conclure que les vieux peuplements naturels qui présentaient un degré élevé de complexité structurale ont probablement subi une importante raréfaction au cours des récentes décennies. Cela constitue le principal enjeu de structure auquel les aménagistes œuvrant dans la forêt décidue doivent s'attaquer. Nous vous présentons ici les paramètres descriptifs qui permettent de distinguer ce type de peuplement. Une méthode d'analyse est aussi proposée afin de réaliser une description quantitative de la présence actuelle des vieux peuplements feuillus à structure complexe dans les unités d'aménagement.

Paramètres descriptifs des vieux peuplements feuillus à structure complexe

À la lumière de ce que nous venons de voir, nous retenons que, pour l'essentiel, le vieillissement des peuplements feuillus conduit à une accumulation importante de biomasse (vivante et morte) et à la présence d'une structure complexe, notamment générée par la présence de gros arbres vivants et morts. Partant de ce constat et considérant l'information disponible dans les banques de données actuelles, les paramètres dendrométriques qui nous

1. Système de classification des arbres selon quatre catégories : les tiges qui risquent de mourir (M), les tiges qui vont survivre (S), les tiges à conserver (C) et les tiges en réserve (R).

apparaissent les plus pertinents pour décrire les vieux peuplements feuillus à structure complexe sont :

- la surface terrière des essences longévives;
- la surface terrière totale pour toutes les essences commerciales;
- la surface terrière de gros bois (DHP ≥ 40 cm) des essences longévives;
- le diamètre moyen quadratique (DMQ) des essences longévives.

Les données dendrométriques de bois mort dans les inventaires n'étant pas disponibles, il a été impossible de considérer ce critère. On peut toutefois raisonnablement présumer que les peuplements qui répondront aux critères choisis seront susceptibles de contenir et de générer une certaine quantité de bois mort de gros diamètre.

Le seuil servant à définir le gros bois a été choisi en tenant compte du degré de précision des données d'inventaire disponibles à propos des vieux peuplements naturels au Québec. La quantité de placettes-échantillons par domaine bioclimatique et par végétation potentielle étant limitée, on observe une variabilité très élevée des données relatives à la surface terrière en gros bois si un seuil plus élevé est utilisé. En abaissant le seuil à 40 cm, les résultats sont moins variables et, par conséquent, plus fiables.

Détermination des valeurs seuils

Afin de distinguer les vieux peuplements feuillus à structure complexe, des seuils ont été déterminés pour chacun des paramètres retenus. Ces seuils ont été obtenus en procédant à une analyse de données provenant des quatre sources suivantes :

Les données de Brown (1981), de Majcen (Majcen, Ménard et Richard, 1980; Majcen, Richard et Ménard, 1984 et 1985; Richard, Majcen et Ménard, 1980 et 1981), de placettes-échantillons réalisées par l'Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue (Doyon et Nolet, 2007) et, finalement, les placettes témoins du réseau de blocs expérimentaux de la coupe de jardinage à la Direction de la recherche forestière du MRN (données non publiées).

Toutes les placettes-échantillons ayant été reconnues par les chercheurs en tant que peuplements peu ou pas altérés ont été utilisées comme référence pour définir les peuplements naturels.

En tout, 169 placettes-échantillons, d'une taille variant de 0,08 ha à 1,25 ha et provenant de diverses régions écologiques de la forêt feuillue au Québec, ont été analysées. Il est à noter que les données permettant de quantifier les seuils à respecter pour la végétation potentielle MJ proviennent uniquement de l'ouest de la province. Il faut donc être prudent quant à l'utilisation de ces seuils dans les MJ de l'est de la province.

Les caractéristiques dendrométriques ont été calculées selon deux groupes d'essences, soit les essences commerciales et les essences tolérantes à l'ombre et longévives (pouvant atteindre un diamètre ≥ 40 cm). Les essences, tels le bouleau à papier, les peupliers, l'érable rouge et le sapin baumier, ont été exclues de ce second groupe afin de mettre en évidence les essences associées aux stades évolutifs faciès et stable.

La surface terrière totale (DHP ≥ 10 cm), la surface terrière totale des essences longévives, la surface terrière des gros bois et le diamètre moyen quadratique des essences longévives ont été calculés.

Les valeurs moyennes et les écarts-types respectifs de ces variables ont été calculés pour chaque combinaison de végétation potentielle et de régions écologiques. Cependant, étant donné la faible concentration de placettes retrouvée dans certaines combinaisons, on a fait un regroupement des régions écologiques ou des végétations potentielles apparentées fondé autant sur la classification écologique que sur les caractéristiques dendrométriques observées.

Ce travail de détermination des valeurs seuils a fait l'objet d'une publication où la méthode utilisée et les résultats obtenus sont expliqués en détail (Guillemette et McCullough, 2011). Le lecteur pourra se référer à cette publication pour de plus amples informations. Les seuils retenus sont présentés dans le tableau 12. On les distingue selon la région écologique et la végétation potentielle.

Tableau 12 Seuils minimaux définissant les vieux peuplements feuillus à structure complexe

Âge	Végétation potentielle	Région écologique	Surface terrière (m^2/ha)			DHP moyen quadratique (cm)
			Totale[a]	Essences longévives[b]	Gros bois (DHP ≥ 40 cm)	
VIN et VIR ou ≥ 101 ans (classe 120) ou ≥ 81 ans (classe 90) dans la sapinière à bouleau jaune	FC1, FE5, FE6	Toutes	22	22	3	22
	FE2	2a	23	23	6	23
		3a et 3b	22	22	4	22
	FE3	2a, 3a, 3b et 3d	26	26	11	26
		4b, 4f et 4g	26	25	10	26
	MJ1 et MJ2 (MS1 pour le Bas-Saint-Laurent)[c]	3a, 3b et 4b	22	18	6	24
	RP1 et RT1	2a, 3a et 3b	30	29	12	30

a. Excluant les essences non commerciales.
b. Toutes les essences sauf : BOP, MEL, SAB, ERR et PEU.
c. Sauf en cas de forte présence de pruches ou de pins blancs.

Méthode d'analyse de l'enjeu

La présente section propose une méthode d'analyse de l'enjeu de la raréfaction des vieux peuplements feuillus à structure complexe en vue de poser un diagnostic local. Nous suggérons que la compilation des résultats se fasse à partir des strates regroupées des compilations du Bureau du forestier en chef (carte CFET du BFEC) pour poser un diagnostic à une échelle stratégique. Il est à noter que certaines strates doivent toutefois être épurées lorsqu'elles regroupent des strates associées, c'est-à-dire des strates qui n'ont pas été inventoriées (aucune parcelle), mais qui présentent des similarités avec la strate regroupée. Ces données sont beaucoup moins fiables et introduisent des erreurs dans l'analyse.

Afin d'assurer le lien avec l'enjeu de structure d'âge, seules les strates cartographiques qui correspondent au stade vieux tel qu'il est défini dans la chapitre 1 (structure d'âge) du présent document seront retenues pour la présente analyse.

Pour prendre en compte toutes les superficies qui contiennent potentiellement de vieux peuplements à structure complexe, il est important de considérer l'ensemble du territoire, y compris les aires exemptes de récolte comme les aires protégées. C'est pourquoi nous

proposons d'inclure les codes « INC » (superficies incluses) et « EXIN » (superficies exclues) dans le champ « INC_CO_EXC » de la carte CFET du BFEC dans l'analyse.
Ensuite, pour chacune des strates il faut ajouter :

- la surface terrière totale des essences commerciales;
- la surface terrière des essences longévives;
- la surface terrière des tiges de 40 cm et plus des essences longévives;
- la végétation potentielle (de la strate regroupée).

La surface terrière des tiges de 60 cm et plus des essences longévives est aussi une donnée intéressante à prendre en compte, quoiqu'elle soit moins précise. Il est aussi pertinent de conserver les champs qui pourraient être utiles dans l'analyse subséquente des peuplements à structure complexe tels que les pentes, les sites inaccessibles, etc. Ces champs pourraient notamment être utiles lors d'analyses spatiales subséquentes au moment d'élaborer un éventuel plan de restauration.

Le tableau 13 présente une façon de compiler les résultats en vue de poser les diagnostics (une version Excel est disponible pour faire la compilation). Chaque appellation de strates regroupées répondant au critère du tableau 12 doit figurer sur une ligne vis-à-vis la région écologique et la végétation potentielle appropriées. Les appellations qui contiennent une essence non longévive comme composante principale ou secondaire ne doivent pas être compilées dans ce tableau. En effet, une forêt dont la composante principale est une essence non longévive ne peut pas être au stade faciès ou stable et être considérée comme une vieille forêt à structure complexe.

On observe que les seuils associés aux végétations potentielles MJ1 (MS1 pour le Bas-Saint-Laurent) et MJ2 du tableau 12 sont plus bas. Lorsque ces peuplements sont fortement composés d'essences telles que le pin ou la pruche, la surface terrière y sera plus élevée parce que les tiges de ces essences atteignent généralement de forts diamètres. Par contre, ces peuplements n'auront pas nécessairement une structure complexe. Ainsi, pour les végétations potentielles MJ1 (MS1 pour le Bas-Saint-Laurent) et MJ2 du tableau 12, lorsque le 1er ou le 2^{e} code d'espèce dans l'appellation regroupée est PU ou PB, les seuils se rapprochant le plus d'une végétation potentielle apparentée à ces essences (ex. : RT1 ou RP1) devraient s'appliquer. Cela permettra de ne pas retenir de « faux » vieux peuplements à structure complexe.

Exemples tirés du 4^{e} inventaire décennal :

Pour l'appellation « M BjPuRx C1 120 D MJ10 » dans la végétation potentielle MJ1, il faut utiliser les seuils du tableau 12 en rapport avec le RT1. Donc, pour que cette strate réponde aux critères de vieux peuplements à structure complexe, elle doit au minimum avoir les caractéristiques suivantes :

- une surface terrière en essences longévives de 29 m^2/ha;
- une surface terrière totale en essences commerciales de 30 m^2/ha;
- une surface terrière en gros bois de 12 m^2/ha.

Pour l'appellation « M CHP BjBjRx B2VIN B2A 30 MJ21 », on applique les seuils de la MJ2 :

- une surface terrière en essences longévives de 17 m^2/ha;
- une surface terrière totale en essences commerciales de 20 m^2/ha;

- une surface terrière en gros bois de 5 m^2/ha.
- Après avoir déterminé les strates de vieux peuplements à structure complexe, il faudra les mettre en perspective par rapport au territoire. Ainsi, elles pourront être exprimées de différentes façons :
- en pourcentage de la superficie productive totale considéré;
- en pourcentage de contribution des aires protégées ou autres;
- en pourcentage par végétation potentielle (si une végétation potentielle est présente, mais qu'il n'y a aucun vieux peuplement à structure complexe dans celle-ci, il est essentiel de s'en rendre compte au moment de l'analyse);
- par région écologique;
- par UTR (ou par UTR regroupées conformément à ce qui a été fait pour l'enjeu lié à la structure d'âge).

Ces éléments d'analyse permettront de mieux cerner les lacunes qui doivent être comblées par le plan de restauration.

Cet exercice reste théorique et les vieux peuplements à structure interne complexe devront faire l'objet d'une vérification à l'étape des plans opérationnels. Ainsi la photo-interprétation fine et les inventaires sur le terrain sont des avenues de validation très prometteuses.

Tableau 13 Tableau type de compilation des résultats d'analyse par unité d'aménagement (UA)[a]

UA	Région écologique	Végétation potentielle	Appellation de la strate regroupée	Surface terrière (m^2/ha)			Superficie (ha)	Pourcentage de la superficie forestière totale de l'UA (%)
				Essences longévives	Totale	Gros bois (DHP ≥ 40 cm)		
	1	FC1						
	2a	FE2						
	3a et 3b	FE2						
	2a	FE3						
	3a et 3b	FE3						
	3d	FE3						
	4b	FE3						
	4f et 4g	FE3						
	3a, 3b et 4b	FE5-6						
	3a, 3b et 4b	MJ1[b] (MS1 pour le Bas-Saint-Laurent)						
	3a	MJ2[b] (MS1 pour le Bas-Saint-Laurent)						
	3a	RP1						
	2a, 3a et 3b	RT1						
						Total :		

a. Ajouter autant de lignes que nécessaire à ce tableau afin d'avoir la liste complète des appellations des strates regroupées.
b. Sauf en cas de forte présence de pruches ou de pins blancs.

4.2.2 Forêt boréale et mélangée

Comme les forêts boréales et mélangées partagent plusieurs types de perturbations naturelles et que les pratiques d'aménagement y sont similaires, les attributs de structure interne et de bois mort qui sont préoccupants seront traités dans cette section commune.

4.2.2.1 Raréfaction des peuplements à structure interne complexe

Nous avons vu plus haut que la structure interne du peuplement se développe généralement avec le temps. Plus l'intervalle entre deux perturbations majeures est long, plus le peuplement a des chances de développer une structure interne complexe. Certes, la CPRS permet la protection efficace de la régénération mais, en général, ce type de coupe ne permettra la reconstitution que d'une seule cohorte d'arbres qui formera un peuplement ayant une structure régulière. De plus, comme les révolutions forestières sont plus courtes que les cycles naturels de perturbation, les peuplements n'ont pas le temps de développer à nouveau une structure interne complexe[1]. Ainsi, le rythme de coupe est susceptible de provoquer la raréfaction des peuplements à structure interne complexe à l'échelle du paysage. Cela constitue un écart par rapport à la forêt naturelle qui cause la raréfaction d'un attribut clé pour la biodiversité.

État de référence utilisé

À partir de la connaissance des régimes de perturbations naturelles, il est possible de déduire la proportion de la superficie susceptible d'être occupée par des peuplements à structure interne complexe. Bien que cette déduction demeure une approximation, elle s'avère valable pour poser un premier diagnostic afin de prendre cet enjeu en compte dans les PAFI de 2013-2018.

Le registre des états de référence (Boucher et autres, 2011) statue sur ce paramètre et établit une proportion de peuplements à structure interne complexe par unités homogènes de végétation. Le registre contient donc la proportion naturelle des peuplements ayant dépassé 200 ans, moment à partir duquel ils sont réputés posséder une structure interne complexe (Bergeron et autres, 1999). Cette donnée peut être validée par les reconstitutions historiques locales ou régionales lorsque celles-ci sont disponibles, par l'information contenue dans les PRDIRT ou par des études scientifiques.

À partir des données du registre, nous suggérons de fonctionner par classes de proportion du territoire couvert par les peuplements à structure interne complexe dans la forêt naturelle (tableau 14). Cela permet d'offrir une image valable, malgré une certaine imprécision, en établissant des seuils de probabilité à partir desquels les équipes de planification pourront mesurer un écart par rapport à la forêt actuelle.

Tableau 14 Classes de proportion du territoire couvert par les peuplements à structure interne complexe dans la forêt naturelle

Classe	Proportion du territoire (%)	Exemple régional
Occasionnel	< 25	Waswanipi
Fréquent	De 25 à 50	Péribonka
Dominant	> 50	Sept-Îles

1. Il s'agit d'une tendance générale qui n'exclut pas la possibilité que certains peuplements conservent une structure régulière plus longtemps que d'autres ou, par ailleurs, que certains peuplements développent une structure interne complexe plus rapidement à la suite d'une mortalité irrégulière au moment de la perturbation initiale.

La classe « Occasionnel » signifie que les peuplements à structure interne complexe étaient relativement peu abondants dans la forêt naturelle, comparativement à la classe « Dominant » pour laquelle les peuplements à structure interne complexe occupaient la majeure partie du territoire.

Peuplements à structure interne complexe

Tel que cela est mentionné dans la description de l'enjeu, il existe différentes façons de décrire la structure interne des peuplements. La distribution diamétrale des tiges en est une où l'on distingue les peuplements de structure régulière, irrégulière ou jardinée (distribution en « J » inversé). Cette typologie cerne une partie de la variété naturelle, mais d'autres aspects doivent être considérés pour refléter toute la complexité biologique. L'étagement vertical du feuillage exprime une autre forme de complexité où les arbres de différentes tailles ou de différentes essences créent une structure interne complexe. La complexité s'exprime aussi sur le plan horizontal. Les trouées et les bouquets de densité ou de hauteur variée engendrent parfois une hétérogénéité horizontale qui est une autre forme de complexité structurale. Le bois mort en plus ou moins grande quantité est également un facteur qui confère une structure au peuplement.

Il est aisé de visualiser intuitivement tous ces paramètres. Par contre, ils sont plus difficiles à décrire quantitativement, compte tenu du grand nombre de variables et des différentes échelles à considérer. Ce genre de préoccupation à propos de la structure, vue sous l'angle plus large de la biodiversité, est relativement récent au Québec et il n'existe pas encore de typologie claire et reconnue à ce sujet. Néanmoins, à ce stade-ci, il est possible de procéder à une discrimination basée sur un ou plusieurs facteurs (structure diamétrale, étagement vertical ou hétérogénéité horizontale) pour distinguer les peuplements dont la structure est manifestement régulière des peuplements à structure interne plus complexe. Ainsi, pour qualifier rapidement l'état des peuplements, les critères d'interprétation présentés dans le tableau 15 peuvent être utilisés. Selon la disponibilité d'études ou de connaissances locales, ces critères mériteraient d'être raffinés. Lorsqu'un peuplement répond à au moins un de ces critères, il est jugé à structure interne complexe.

Tableau 15 Critères d'interprétation des peuplements à structure interne complexe

Critère	Caractéristique recherchée
Structure diamétrale	Irrégulière, jardinée (« J » inversé)
Étagement vertical	Obstruction visuelle moyenne à forte (voir les classes établies pour la méthode d'inventaire par points d'observation [Béland, 2008]) sur plus de 50 % de la superficie
Hétérogénéité horizontale	Les trouées[a] occupent plus de 25 % de la superficie

a. Pour les besoins de l'analyse, une trouée correspond à une superficie renfermant moins de 50 m³/ha, calculée à partir d'un rayon d'une longueur d'arbre (~15 m), soit approximativement 700 m².

Analyse diagnostique

La description exhaustive et précise de l'état actuel de la situation des peuplements à structure interne complexe peut nécessiter des efforts importants selon les données disponibles. Il se pourrait même que cela requière de nouvelles acquisitions de données. Toutefois, dans l'optique de minimiser les efforts tout en permettant de poser un diagnostic valable de l'état de la situation, il est possible d'utiliser les données actuellement disponibles en émettant certaines hypothèses. Par exemple, il est raisonnable de poser l'hypothèse que les coupes totales ou les

CPRS ont engendré ou engendreront des peuplements de structure régulière, dans la mesure où ceux-ci ne subissent pas de perturbations partielles par la suite[1]. De même, la plupart des peuplements qui n'ont pas atteint le stade de développement « vieux », tel qu'il est défini dans le chapitre 1, sont probablement de structure régulière. Ces hypothèses devraient faire l'objet de discussions et de validation auprès des forestiers de terrain dans chacune des régions afin d'obtenir un état de la situation qui soit le plus réaliste possible.

Ainsi, à partir des données déjà compilées lors de l'analyse des structures d'âge (chapitre 1), il est suggéré d'estimer, au meilleur des connaissances locales et pour chacune des strates forestières cartographiques comprises dans le stade de vieux peuplements, la proportion des peuplements à structure interne complexe qu'elle contient. Pour faciliter cette estimation, les critères d'interprétation des peuplements à structure interne complexe peuvent être utilisés (tableau 15). Bien qu'ils ne soient pas tous considérés comme vieux (voir le chapitre 1), les peuplements étagés ayant des classes d'âge composées (ex. : 50-120) doivent aussi être analysés puisqu'ils possèdent généralement une structure interne complexe.

Dans les régions où la cartographie du quatrième inventaire décennal est disponible, l'interprétation sera facilitée par certaines variables qui permettent de préciser la structure interne des peuplements à l'aide de la carte (ex. : la classe VIR). Pour les régions où ces données ne sont pas encore disponibles, certaines inférences seront sans doute requises. Par exemple, la densité des peuplements est probablement une variable qui aide à distinguer les peuplements susceptibles de posséder une structure interne complexe. L'information obtenue devrait être compilée par UTR ou UTA dans un tableau synthèse comme dans l'exemple du tableau 16. Il importe d'ajouter à cet exercice la superficie des peuplements plus jeunes que l'on juge posséder une structure interne complexe (ex. : la classe JIR).

Ce tableau devrait être construit à partir de l'expertise des forestiers de terrain. Des consultations auprès des principaux experts locaux devraient servir à en faire une première ébauche. Pour éviter les erreurs qui pourraient provenir de perceptions non fondées, et pour valider les hypothèses du tableau, des vérifications devraient être faites. Pour ce faire, il est possible d'utiliser :

- les résultats des projets de photo-interprétation fine réalisés dans plusieurs régions pour orienter les prescriptions sylvicoles. Selon les devis de photo-interprétation utilisés, les résultats fournissent des tendances concernant la proportion de strates cartographiques qui renferment des peuplements à structure interne complexe;
- la méthode d'inventaire par points d'observation (Béland, 2008), utilisée dans plusieurs régions, pour guider la prescription de coupes à rétention variable. Cet inventaire permet une caractérisation sur le terrain de la structure interne des peuplements. Les données recueillies pourraient rendre possible une validation continue des hypothèses du tableau 16, sans nécessiter un effort d'inventaire supplémentaire là où cette approche est appliquée;
- la méthode mise au point par Boucher, De Grandpré et Gauthier (2003) pour classifier la structure interne des peuplements à partir des données de placettes-échantillons temporaires (PET). Cet outil pourrait aider à associer une distribution diamétrale à certaines strates de vieux peuplements du tableau;
- les données tirées des outils de télédétection tels le Lidar ou les nuages de points photogrammétriques pour caractériser la structure des peuplements.

1. Cette hypothèse s'avère probablement moins vraie dans le cas des coupes avec protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) qui sont susceptibles de générer des peuplements présentant une certaine irrégularité.

Tableau 16 Exemple de la proportion des strates de vieux peuplements à structure régulière et à structure interne complexe et leurs superficies respectives

Strate de vieux peuplements	Superficie (ha)	Proportion en structure régulière (%)	Superficie en structure régulière (ha)	Proportion en structure complexe (%)	Superficie en structure complexe (ha)
Strate 1	1 250	100	1 250		
Strate 2	2 500			100	2 500
Strate 3	4 000	50	2 000	50[a]	2 000
Etc.					
Total					

a. Ici, c'est une probabilité de proportion de la strate qui possède une structure complexe.

Autre façon de procéder

Dans certains cas, il peut être plus facile de déterminer, dans un premier temps, les peuplements possédant une structure manifestement régulière et d'estimer ensuite la proportion des peuplements à structure interne complexe.

Synthèse des résultats obtenus

À partir des résultats du tableau précédent et en utilisant les mêmes unités de compilation que pour les enjeux liés à la structure d'âge des forêts (chapitre 1), il est possible d'établir un état de la situation par UTR ou par UTA afin de poser un diagnostic à l'échelle du paysage.

Dans un deuxième temps, une analyse plus fine devrait permettre de localiser les zones de concentration des forêts à structure interne complexe. Ainsi, dans les unités territoriales (UTR ou UTA) où des opérations de récolte sont envisagées au cours des prochaines années, des analyses géomatiques devraient être réalisées afin que les peuplements à structure interne complexe soient localisés. Nous suggérons une analyse de la répartition spatiale intra-UTR ou intra-UTA de ces peuplements à partir des strates contenant ce type de peuplement. Cette analyse doit inclure toutes les superficies forestières productives, c'est-à-dire tant celles qui sont accessibles pour la récolte que celles qui ne le sont pas parce qu'elles se situent en terrain inaccessible ou qu'elles bénéficient d'une protection découlant d'une affectation territoriale particulière (aires protégées ou autres). Les analyses géomatiques permettront de préciser le diagnostic, notamment dans le but de :

- prévoir l'évolution prochaine de la situation. En fonction du déploiement prévu des activités de récolte, il est possible d'envisager l'évolution de la situation au cours des 5, 10 ou 15 prochaines années. Dans certains cas, par exemple, les peuplements à structure interne complexe peuvent se situer dans une portion jusqu'ici peu touchée par la récolte. Cette analyse permettra de mettre en place des actions préventives dans les endroits où l'écart avec la forêt naturelle est susceptible d'augmenter au cours des prochaines années.
- détecter les reliquats de la forêt naturelle. Dans les paysages où l'écart avec la forêt naturelle est déjà grand, les analyses fines permettront la détection des reliquats de peuplements à structure interne complexe pour l'application de solutions qui mettront un frein à leur raréfaction.

- découvrir les meilleures options sylvicoles. La localisation des zones où sont présents les peuplements à structure interne complexe permet de détecter les endroits où il est plus facile d'implanter des régimes sylvicoles de la futaie irrégulière. Par exemple, dans la forêt boréale cette information pourrait influencer le choix lors de la localisation des massifs de forêts pérennes aménagés.
- distinguer les patrons spatiaux de distribution. Il peut être important de faire la distinction entre les cas où les peuplements à structure interne complexe sont concentrés et ceux où ils sont distribués de manière éparse. Cette information influencera grandement le choix de solutions selon les contraintes opérationnelles liées à l'éparpillement des efforts sylvicoles.
- relier l'information à celle des stations forestières. En vue de faciliter l'utilisation des guides sylvicoles et pour aider au choix des scénarios sylvicoles, un lien devrait être établi entre la présence des peuplements à structure interne complexe et les stations forestières où on les trouve principalement. La composition actuelle de ces peuplements est également un facteur essentiel à considérer dans le choix des scénarios sylvicoles.

Résultats escomptés de l'analyse

Échelle du paysage : ratio entre la superficie forestière productive occupée par des forêts à structure interne complexe et la superficie forestière productive totale, et ce, pour chaque UTR ou UTA.

Échelle de l'unité d'aménagement : proportion des UTR ou des UTA qui s'écartent des conditions naturelles, c'est-à-dire qui régressent d'une catégorie à l'autre (ex. : de dominants à fréquents, ou de fréquents à occasionnels, ou lorsque les occasionnels deviennent rares).

Localisation des zones de concentration de peuplements à structure interne complexe.

> **Attention!**
> Il faut porter une attention particulière à l'évolution présumée de la situation. En fait, si les pratiques forestières actuelles sont maintenues, l'enjeu de la raréfaction des peuplements à structure interne complexe est susceptible de s'aggraver.

À partir de ces analyses, les équipes d'aménagistes sont appelées à poser un diagnostic qualitatif en statuant sur la situation de chacune des UTR ou des UTA de l'unité d'aménagement à l'égard de cet enjeu, ce qui les guidera dans l'élaboration de la stratégie d'aménagement.

- **L'écart est faible et le demeurera :** cet enjeu ne se pose pas et il n'y a pas d'action à mettre en œuvre.
- **L'écart est faible, mais il est susceptible de se creuser :** il faut trouver les solutions et acquérir l'expertise pour un déploiement à grande échelle prochainement (d'ici 5 à 15 ans).
- **L'écart est grand et il reste peu d'endroits où les conditions de la forêt naturelle existent encore :** il est urgent de circonscrire ces endroits et de mettre immédiatement en œuvre des pratiques permettant d'y maintenir des conditions naturelles. Ailleurs, il faut envisager des actions de restauration.
- **L'écart est grand et les conditions de la forêt naturelle sont disparues :** il faut élaborer et expérimenter des actions de restauration à une échelle opérationnelle.

4.2.2.2 *Simplification et uniformisation de la forêt de seconde venue*

Photo : Frédéric Bujold

En lien avec l'enjeu précédent concernant les risques de raréfaction des forêts à structure interne complexe, il est pertinent de s'interroger sur l'état actuel des forêts de seconde venue. Si les coupes totales ou les CPRS sont susceptibles de recréer des forêts à structure régulière, celles-ci peuvent quand même présenter un certain degré d'irrégularité. Ce qui est particulièrement vérifiable dans le cas des forêts issues de coupes réalisées en utilisant les méthodes de récolte à sentiers espacés. Par contre, l'application de traitements d'éducation à grande échelle risque d'avoir provoqué une simplification et une uniformisation de la structure interne de ces forêts de seconde venue.

Bien que les traitements d'éducation soient pertinents pour maintenir la composition désirée et gérer adéquatement la végétation concurrente, plusieurs appréhensions ont été soulevées à l'égard de leurs répercussions sur la biodiversité (Bujold et autres, 2004). Pensons à l'homogénéisation de la densité des tiges et de leur répartition spatiale, à la simplification de la structure verticale, à la diminution du couvert latéral, à la raréfaction des arbres fruitiers, à la raréfaction des stades de gaulis denses, etc. Toutes ces situations sont susceptibles de provoquer des répercussions à long terme sur la biodiversité ou à court terme sur la faune et, en particulier, sur les espèces gibiers.

Comme il pourrait être long et coûteux d'entreprendre un exercice de description détaillée – cela pourrait notamment exiger des inventaires sur le terrain –, il est préférable de s'en tenir à une description générale dans les PAFI de 2013-2018. L'analyse de cet enjeu devrait donc essentiellement servir à :

- évaluer l'ampleur et l'emplacement des traitements d'éducation effectués et de ceux à venir;
- détecter les paysages qui pourraient nécessiter des actions de restauration de la diversité structurale des peuplements de seconde venue.

Analyse diagnostique

L'analyse du territoire devrait servir à trouver les portions d'unités d'aménagement composées principalement de peuplements ayant fait l'objet de traitements d'éducation. En utilisant la carte forestière, écologique et territoriale du Bureau du forestier en chef (CFET-BFEC), les aménagistes compilent les superficies traitées en éclaircie précommerciale, en dégagement et en nettoiement (peuplements naturels et plantations), pour les classes d'âge 10 ans et 30 ans, par UTR ou COS. Par la suite, il s'agit de comparer ce résultat à la superficie forestière productive accessible de la classe d'âge respective (10 ou 30 ans). Pour ce faire, il faut utiliser les superficies des strates forestières dans lesquelles des traitements d'éducation sont habituellement prescrits sur le territoire. Le calcul s'effectue pour chacune des UTR ou chacun des COS. Cela permet d'établir une proportion des peuplements traités.

Il importe d'accorder une attention particulière aux superficies présentant un potentiel de traitement par éclaircie précommerciale, dégagement ou nettoiement d'ici les cinq à dix prochaines années, et ce, dans le but d'éviter d'aggraver la situation dans une UTR ou un COS donné. Il est aussi opportun d'évaluer l'ampleur des superficies qui pourraient prochainement être admissibles à l'éclaircie commerciale, de manière à éviter une uniformisation de la structure interne des peuplements ainsi traités.

Attention!

D'ici 5 à 10 ans…

Il faut porter une attention particulière aux superficies prochainement admissibles à un traitement d'éducation. Il faut également s'assurer que les superficies qui seront traitées ne se juxtaposent pas les unes aux autres pour créer des paysages de jeunes forêts homogénéisées. En fait, si les pratiques forestières actuelles sont maintenues, l'enjeu de la simplification et de l'uniformisation de la forêt de seconde venue est susceptible de s'aggraver.

L'éclaircie commerciale…

Il y a également lieu d'analyser les superficies qui sont ou qui seront bientôt propices à des éclaircies commerciales afin de ne pas uniformiser la structure interne de ces peuplements, et dans le but de planifier des modalités de rehaussement de la structure interne lorsque nécessaire.

Synthèse des résultats obtenus

En vue de compléter l'analyse pour établir le diagnostic de la situation par UTR ou par COS, les résultats peuvent être compilés de façon similaire à l'exemple présenté dans le tableau 17.

Tableau 17 Exemple de calcul de la proportion des UTR ou des COS touchés par des traitements d'éducation pour les classes d'âge 10 et 30 ans

UTR ou COS	Superficie forestière productive accessible des strates forestières visées (ha)		Superficie des traitements d'éducation (ha)		Proportion des classes d'âge 10 et 30 ans traitées (%)		
	Classe 10 ans	Classe 30 ans	Classe 10 ans	Classe 30 ans	Classe 10 ans	Classe 30 ans	Total
1	1 600	5 000	500	3 500	31	70	61
2	6 250	500	3 300	200	53	40	52
3	1 200	10 000	100	5 100	8	51	46

Cette analyse devrait comporter un nombre suffisant de détails pour poser un des diagnostics suivants.

- **Il n'y a pas d'UTR ou de COS où le taux de traitement dépasse les 50 %.** Le taux de traitement ou la dissémination des travaux passés font en sorte que cet enjeu ne se pose pas dans l'unité d'aménagement, à moins que d'autres travaux d'éducation soient prévus dans les prochaines années.
- **Il y a des UTR ou des COS où le taux de traitement dépasse les 50 %.** Par contre, les peuplements sont encore jeunes et aucune intervention intermédiaire n'y est prévue dans un avenir proche.

- **Il y a des UTR ou des COS où le taux de traitement dépasse les 50 % et des traitements intermédiaires sont possibles à court terme.** Les peuplements arrivent à l'âge où des traitements intermédiaires (éclaircie commerciale) sont envisagés.

Une fois que ces premiers constats auront été faits, les équipes d'aménagistes pourraient souhaiter aller un peu plus loin dans leur compréhension de la situation afin d'élaborer des solutions adaptées au contexte local et réalistes sur le plan opérationnel. À cet effet, les aménagistes peuvent effectuer une analyse géomatique intraUTR ou intraCOS plus approfondie dans les UTR et les COS les plus problématiques (ceux dont le taux de traitement est plus ou moins égal à 50 % ou dépasse ce pourcentage) afin d'y déceler les endroits où se trouvent des concentrations de peuplements traités en éclaircie précommerciale. Cette analyse fournira également les endroits qui renferment des peuplements susceptibles d'être traités à court terme. Ces éléments permettront d'orienter les choix sylvicoles afin de ne pas aggraver la situation en ce qui a trait à la simplification et à l'uniformisation de la forêt de seconde venue.

4.2.2.3 Carences éventuelles en legs biologiques dans les coupes totales

Photo : Nathalie Lavoie

Lors de perturbations naturelles, selon la nature, l'intensité ou le patron spatial de mortalité, une certaine proportion des tiges survit à court, à moyen ou à long terme. On n'a qu'à penser aux îlots épargnés par les feux, aux tiges qui résistent au passage du feu, aux espèces non hôtes lors d'épidémies d'insectes, etc. Ces tiges représentent des legs importants sur le plan écologique puisqu'elles permettent la continuité de plusieurs processus écologiques en début de succession (ex. : les legs servent de refuge à plusieurs espèces en vue de la colonisation des sites après perturbation). Elles constituent aussi un legs structural important en permettant de conserver une certaine irrégularité verticale et horizontale à court terme et en accélérant le développement d'une structure plus diversifiée dans le futur peuplement (structure diamétrale, verticale et horizontale plus complexe ainsi que recrutement de bois mort). À cela s'ajoutent les tiges mortes (chicots) laissées par les perturbations naturelles. Sans nécessairement engendrer des peuplements à structure interne complexe, ces legs biologiques constituent des attributs à conserver dans la forêt aménagée.

Tout comme les perturbations naturelles de grande ampleur telles que les feux, les chablis ou les épidémies majeures, les coupes totales ramènent le peuplement au stade de régénération. Cependant, la récolte systématique de toutes les tiges marchandes et les efforts pour éviter le gaspillage de matière ligneuse, de même que l'abattage ou le renversement des chicots, tendent à réduire la quantité de legs biologiques sur les parterres de coupe.

État de référence

Plusieurs études ont permis de documenter le phénomène des legs biologiques après les perturbations graves. Les legs de bois mort sont présents pratiquement sur l'ensemble de la superficie perturbée tandis que ceux constitués de bois vivant sont présents en quantité et sous des formes très variables, selon le type de perturbation et son intensité locale. Cela rend difficile la quantification précise de leurs caractéristiques de composition, de configuration et de distribution spatiale à la lumière de nos connaissances actuelles.

Dans ces circonstances, il est probablement plus sage de chercher à maximiser, à l'intérieur de limites économiques acceptables[1], les legs dans les peuplements récoltés. Cette analyse cherchera à tenir compte du fait que les contraintes opérationnelles liées à l'état du peuplement ou aux conditions de terrain font en sorte qu'à certains endroits il y a des legs biologiques dans les coupes totales. L'analyse doit chercher à établir les conditions dans lesquelles ces legs sont rares afin de prescrire des actions permettant de combler les manques constatés. Bref, le constat d'écart devrait alors servir à déterminer le degré de carence en legs biologiques dans les parterres de coupe totale.

Analyse diagnostique

Compte tenu du fait qu'une quantification précise des legs biologiques dans les parterres de coupe pourrait requérir un effort significatif de suivi et de compilation, nous considérons qu'une analyse qualitative devrait permettre un premier diagnostic suffisant pour prendre cet enjeu en compte dans les PAFI de 2013-2018.

L'objectif consiste à classer les chantiers de récolte, déjà réalisés, selon un degré de rétention observé dans des conditions usuelles d'opération. Étant donné que cet exercice contribuera à bien doser les efforts de déploiement des coupes à rétention variable, des classes ont été établies pour faciliter le jugement en vue de la prescription sylvicole (tableau 18).

Tableau 18 Degrés de rétention observés dans les conditions usuelles d'opération

Degré de rétention	Caractéristique des legs	Besoin de rétention
1. Legs absents	Les legs morts (chicots d'arbres marchands) sont occasionnels ou rares. Il n'y a que très peu de legs vivants (< 5 %).	Ces parterres de coupe mériteraient l'application de prescriptions de rétention variable.
2. Legs présents	Les legs morts sont encore présents et il y a des legs vivants (de 5 à 20 %).	Ces parterres de coupe mériteraient que soit prescrit un complément de rétention pour corriger certaines lacunes en matière de composition, de localisation ou de configuration.
3. Legs abondants	Les legs morts et vivants sont fréquents (> 20 %), bien distribués et représentatifs sur le plan de la composition.	Il n'y a aucun besoin de prescrire de la rétention.

1. Cet aspect est traité dans la partie II portant sur l'élaboration des solutions. Une fois l'écart jaugé, il restera à établir des cibles réalistes pour combler les carences observées.

Pour être en mesure de classer les chantiers de récolte, l'évaluation doit être faite en considérant les parterres de coupe et leur environnement immédiat. Il s'agit de comptabiliser toutes les superficies incluses dans un chantier de coupes totales qui ont été laissées intactes lors du passage des opérations. Il peut s'agir de bouquets d'arbres, d'îlots non récoltés, de bandes riveraines, de peuplements enclavés non récoltés, etc. Il importe de retrancher de cette analyse les superficies susceptibles d'être récoltées dans un avenir rapproché (ces superficies représentent des legs temporaires qui ne sauraient jouer pleinement leur rôle pendant toute la durée de la prochaine révolution). Les superficies laissées intactes qui sont comptabilisées sont comparées à la superficie totale analysée (superficie récoltée et superficie laissée intacte), ce qui permet d'estimer la proportion occupée par les legs biologiques de nature opérationnelle.

À partir de ces classes, les forestiers de terrain seront appelés à se prononcer sur la fréquence de chacune de ces situations ainsi que sur leur emplacement probable sur le territoire. Les questions suivantes sont formulées pour aider les forestiers à en juger.

1) Quelle est la proportion approximative des chantiers de récolte qui occupe chacun des degrés de rétention?
2) Pouvez-vous associer les degrés de rétention à des conditions d'opération prévisibles (en fonction de la rugosité du terrain, par exemple)?
3) Dans le cas de la catégorie « legs présents » (degré 2), pouvez-vous cibler les principales lacunes quant à la composition, à la localisation ou à la configuration?

   Composition : Est-ce que les legs sont généralement constitués de la même essence (ex. : feuillus intolérants dans un peuplement essentiellement composé de résineux) ou de petits bois?

   Localisation : Est-ce que les legs sont concentrés uniquement dans des zones humides, abruptes ou qui présentent d'autres contraintes physiques d'opération? Y a-t-il de grandes portions du parterre de coupe sans legs?

   Configuration : Est-ce que les legs sont distribués dans toutes les catégories de configuration (épars, bouquets ou îlots) ou dans une seule?

   Étant donné le développement récent et à venir de l'industrie de la bioénergie, il importe d'analyser les conséquences potentielles de la demande accrue de cette industrie en matière ligneuse sur la quantité de legs biologiques.
4) Est-ce que le développement de l'industrie liée à la production de bioénergie et l'augmentation des efforts de récolte qui pourrait y être rattachée sont susceptibles de créer, dans les prochaines années, des situations où la majeure partie des legs biologiques sera récoltée?

Cette évaluation qualitative est utile pour établir un premier diagnostic. Il est toutefois nécessaire de valider le jugement des forestiers de terrain par des vérifications simples réalisées au moyen d'orthophotographies. Les équipes d'aménagistes désireuses d'approfondir davantage la question pourraient également utiliser d'autres données, par exemple des données provenant des suivis d'évaluation des volumes touchés par les opérations de récolte (EVAOR).

4.2.2.4 Raréfaction des attributs des forêts perturbées naturellement dans le contexte des plans d'aménagement spéciaux (brûlis, épidémies ou chablis)

Les enjeux liés à la récolte après perturbation naturelle, anciennement appelée « coupe de récupération », ont jusqu'à maintenant surtout été documentés pour les brûlis (Nappi et autres, 2011) bien qu'il existe nombre d'informations concernant les chablis (Vaillancourt, 2008) et les épidémies d'insectes. La démarche présentée ici est principalement adaptée à la question de la récolte dans les brûlis, mais pourra être menée pour les autres types de perturbations naturelles majeures.

Problématique et enjeux

Photo : Jacques Duval

Sur le plan environnemental, de plus en plus de travaux démontrent l'importance des forêts perturbées naturellement pour le maintien de la biodiversité, et l'effet de la récolte de ces forêts sur le maintien de l'intégrité écologique (Lindenmayer, Burton et Franklin, 2008). En effet, les forêts perturbées font partie intégrante de l'écosystème et offrent des conditions uniques qui se distinguent à la fois de celles présentes aux stades plus avancés de la succession forestière et de celles créées par la coupe (Lecomte et autres, 2006; Chabot et autres, 2009). Les perturbations naturelles créent notamment une diversité d'éléments structuraux dans le paysage, dont une forte abondance de bois mort sur une courte période de temps. Ces conditions sont souvent favorables à la végétation pionnière, à plusieurs espèces de plantes ainsi qu'à plusieurs espèces d'invertébrés, de mammifères et d'oiseaux, en particulier celles associées au bois mort.

En réduisant les attributs clés et en modifiant les conditions créées par ces perturbations naturelles, la récolte après perturbation naturelle constitue une deuxième perturbation en rafale qui peut provoquer à court, moyen et long terme des répercussions importantes qui se superposent aux effets des perturbations naturelles. Par exemple[1], il a été démontré que :

- le passage de la machinerie lors de la récolte peut directement détruire une partie de la végétation établie après feu et nuire à la régénération naturelle;
- la récolte a pour effet de réduire de façon appréciable la quantité d'arbres brûlés de gros diamètre, un attribut essentiel aux espèces dépendantes des arbres morts dans la forêt brûlée;
- la récolte peut modifier considérablement la composition des espèces animales, entre autres, celle des espèces d'oiseaux.

Bien que les enjeux liés à la récolte après perturbation naturelle puissent être concrets, ils n'impliquent pas l'abolition de toute récolte dans ces types de forêts. Celle-ci peut même être souhaitable, en permettant, entre autres choses, de réduire la pression de la récolte sur les forêts vertes. Il importe toutefois de s'assurer que les enjeux liés à la raréfaction des attributs

1. Afin d'en apprendre davantage sur les enjeux liés à la récolte des forêts brûlées, consulter un document produit par le MRN (Nappi et autres, 2010) qui présente des enjeux et des recommandations d'aménagement dans un contexte écosystémique.

des forêts perturbées naturellement sont pris en considération, d'abord en posant un diagnostic sur l'état actuel et les tendances quant à la récolte après perturbation naturelle, ensuite en prenant les mesures appropriées pour y répondre.

Analyse diagnostique

Il peut être difficile de dresser un tableau historique fiable des taux de récolte des bois à la suite des perturbations naturelles au Québec. Bien que certains renseignements concernant la récolte puissent être trouvés dans des bases de données forestières, le manque d'intégration entre les données sur les perturbations et celles sur la récolte rend difficile la compilation des taux de récolte. Par ailleurs, le calcul du taux de récolte dans les forêts brûlées peut varier grandement selon ce qui est considéré (superficie ou volume, tous les peuplements touchés ou seulement ceux à volumes marchands, etc.). Dans ce contexte, un constat d'écart, basé sur l'expertise locale, pourra permettre de qualifier plus simplement cet enjeu en se basant sur une analyse qui comprendra deux échelles : une pour le grand paysage (unité d'aménagement, UTA), l'autre pour la perturbation naturelle (ou le plan d'aménagement spécial).

Différents éléments, comme une plus forte demande pour les produits du bois et un accès plus large à la forêt, pourraient favoriser un contexte où la récolte après perturbation naturelle serait plus intense. Il est donc important de prendre en considération la situation actuelle et la situation probable pour être en mesure d'évaluer la nature de cet enjeu et les solutions à mettre en place.

Échelle du grand paysage

À la lumière des connaissances actuelles, sachant que la présence de perturbations naturelles à l'échelle du territoire, survenues plus ou moins récemment, contribue au maintien de la biodiversité, les questions suivantes peuvent servir à diagnostiquer l'enjeu à cette échelle.

- Est-ce que le territoire (en l'occurrence, l'unité d'aménagement) ou certaines portions du territoire (UTA, UTR) ont déjà fait l'objet d'efforts importants de récolte après perturbation naturelle? Dans ce cas, le calcul d'un indicateur présentant le nombre de perturbations ayant fait l'objet d'une récolte sur le nombre de perturbations totales, par année et globalement, pourra être utilisé.
- Est-ce que l'amélioration de l'accès au territoire et l'augmentation, dans les prochaines années, des efforts de récolte après perturbation naturelle sont susceptibles de créer des situations où la majeure partie de ces perturbations sera récoltée?

Échelle de la perturbation naturelle

En tenant compte du fait que l'un des attributs clés de la biodiversité des forêts perturbées naturellement est le bois mort de gros diamètre, et en considérant que la combinaison de l'intensité de la perturbation avec la diversité des types de forêts perturbées produit une diversité de conditions écologiques qui influencent fortement les communautés végétales et animales présentes après perturbations naturelles, les questions suivantes peuvent servir à diagnostiquer un enjeu actuel ou éventuel dans la planification des actions de récolte après perturbation naturelle.

- Est-ce que les efforts de récolte après perturbation naturelle ont déjà créé ou sont susceptibles de créer des lacunes en ce qui a trait à la composition, à la localisation ou à la configuration de la forêt présente après récolte?

Composition : Est-ce que la forêt résiduelle est généralement constituée de la même essence (ex. : feuillus intolérants), de la même classe de dommages ou de peuplements non matures (arbres de petits diamètres)?

Localisation : Est-ce que la forêt résiduelle est bien répartie à l'échelle de la perturbation naturelle?

Configuration : Est-ce que la forêt résiduelle est présente et distribuée dans toutes les catégories de configuration ou dans une seule (blocs, éparse, etc.)?

4.2.2.5 Autres enjeux liés à la structure interne et au bois mort

Les équipes d'aménagistes sont appelées à définir tout autre enjeu selon leur connaissance du territoire et le contenu du PRDIRT.

4.3 Références utiles

Structure interne des peuplements

Général

SPIES, T. A., 1998. "Forest Structure: A Key to the Ecosystem", *Northwest Science*, vol. 72, nº 2, p. 34-39.

Forêt décidue

MAJCEN, Z., et autres, 1990. *Choix des tiges à marquer pour le jardinage d'érablières inéquiennes*, *Guide technique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, 94 p. (Mémoire de recherche; 96).

Forêt boréale

BERGERON, Y., et autres, 2001. "Natural Fire Regime: A Guide for Sustainable Management of the Canadian Boreal Forest", *Silva Fennica*, vol. 36, nº 1, p. 81-95.

CIMON, A., et P. LABBÉ, 2006. *Lignes directrices visant à encadrer la pratique de l'éclaircie précommerciale afin d'assurer le maintien de la biodiversité*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier, 13 p.

Forêt boréale mixte

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. [Non publié].

COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ, 2007. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides : Rapport préliminaire du comité scientifique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, VIII + 118 p. et annexes.

DE GRANDPRÉ, L., et autres, 2008. « Vers un aménagement écosystémique de la forêt boréale de la Côte-Nord – Régime des perturbations et dynamique naturelle », dans GAUTHIER, S., et autres (éd.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 241-268.

DESPONTS, M., et autres, 2002. « Structure de sapinières aménagées et anciennes du massif des Laurentides (Québec) et diversité des plantes invasculaires », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, nº 12, p. 2077-2093.

DESPONTS, M., G. BRUNET et L. BÉLANGER, 2001. « Diversité structurale et biodiversité des plantes invasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie », *Le Naturaliste canadien*, vol. 125, nº 3, p. 168-174.

KNEESHAW, D., et autres, 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 », dans GAUTHIER, S., et autres (éd.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 215-240.

LAUZON, E., D. KNEESHAW et Y. BERGERON, 2007. "Reconstruction of Fire History (1680-2003) in Gaspesian Mixedwood Boreal Forests of Eastern Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 244, nº 1-3, p. 41-49.

LEBLANC, M., et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 91 p. (Mémoire de recherche forestière; 136).

PINNA, S., et autres, 2009. *Portrait forestier historique de la Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 204 p.

TREMBLAY, J., et autres, 2007. « La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, nº 4, p. 825-839.

Pessière à mousses de l'Ouest

CYR, D., et autres, 2009. "Forest Management is Driving the Eastern Part of North American Boreal Forest Outside its Natural Range of Variability", *Frontiers in Ecology and The Environment*, vol. 7, nº 10, p. 519-524.

DESMEULES, P., 2008. *Portrait forestier préindustriel - Unités d'aménagement forestier 026-61 et 026- 62 - Domaine de la pessière noire à mousses, sous-domaine de l'Ouest*, [préparé pour Chantiers Chibougamau], Faune Nord, 25 p. + annexes.

HARPER, K. A., et autres, 2002. "Post-fire Development of Canopy Structure and Composition in Black Spruce Forests of Abitibi, Québec: A Landscape Scale Study", *Silva Fennica*, vol. 36, nº 1, p. 249- 263.

LECOMTE, N., et Y. BERGERON, 2005. "Successional Pathways on Different Surficial Deposits in the Coniferous Boreal Forest of the Quebec Clay Belt", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, nº 8, p. 1984-1995.

RHEAULT, H., et autres, 2009. "Stand Composition and Structure as Indicators of Epixylic Diversity in Old-growth Boreal Forests", *Ecoscience*, vol. 16, nº 2, p. 183-196.

SIMARD, M., et autres, 2008. « Un aménagement écosystémique de la pessière du nord de la ceinture d'argile québécoise – Gérer la forêt… mais surtout les sols », dans GAUTHIER, S., et autres (éd.), *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, p. 268-299.

Pessière à mousses de l'Est

BOUCHER, D., S. GAUTHIER et L. DE GRANDPRÉ, 2006. "Structural Changes in Coniferous Stands Along a Chronosequence and a Productivity Gradient in the Northeastern Boreal Forest of Quebec", *Ecoscience*, vol. 13, nº 2, p. 172-180.

CÔTÉ, G., 2006. *Élaboration d'une typologie forestière adaptée à la forêt boréale irrégulière*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 72 p.

DE GRANDPRÉ, L., J. MORISSETTE et S. GAUTHIER, 2000. "Long-term Post-fire Changes in the Northeastern Boreal Forest of Quebec", *Journal of Vegetation Science*, vol. 11, nº 6, p. 791-800.

GAUTHIER, S., et L. DE GRANDPRÉ, 2003. *Les bases écologiques de l'aménagement écosystémique de la forêt boréale de l'est du Québec*, [En ligne], Rapport de projet Réseau de gestion durable des forêts. [http://www.sfmn.ales.ualberta.ca/en/SFMN-fr/Publications/~/media/sfmn/Publications/ProjectReports/Documents/PR_200304gauthiersdeve6_fr.ashx]. [voir l'illustration des séries successsionnelles après feu, p. 6]

RUEL, J.-C., et autres, 2007. « Mise au point d'une sylviculture adaptée à la forêt boréale irrégulière », *The Forestry Chronicle*, vol. 83, nº 3, p. 367-374.

Autre document consulté

MAURI ORTUNO, E., 2009. *La structure des peuplements – Module 4 du cours Aménagement écosystémique 1 : Principes et fondements*, Université Laval, Faculté de foresterie et de géomatique, Département des sciences du bois et de la forêt, 45 p.

Bois mort

Général

OUIMET, R., et L. DUCHESNE, 2009. *Évaluation des types écologiques forestiers sensibles à l'appauvrissement des sols en minéraux par la récolte de biomasse*, [En ligne], ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière.

[http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/recherche/Ouimet-Rock/Rap-hors-serie-evaluation.pdf].

THIFFAULT, E., et autres, 2010. "Intensive Biomass Removals and Site Productivity in Canada: A Review of Relevant Issues", *The Forestry Chronicle*, vol. 86, nº 1, p. 36-42.

Forêt décidue

BOULFROY, E., E. THIFFAULT et L. LESSARD, 2009. *Comment planifier la récolte de la biomasse résiduelle sans risquer d'affecter la pérennité des sites?*, *Note technique*, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie, 6 p.

Forêt boréale

THIFFAULT, E., et autres, 2006. "Harvesting Intensity at Clear-felling in the Boreal Forest: Impact on Soil and Foliar Nutrient Status", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 70, nº 2, p. 691-701.

Forêt boréale mixte

CÔTÉ, S., Y. BOUCHER et N. THIFFAULT, 2009. « Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc : importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique », *Le Naturaliste canadien*, vol. 133, nº 1, p. 65-72.

PARÉ, D., P. ROCHON et S. BRAIS, 2002. "Assessing the Geochemical Balance of Managed Boreal Forests", *Ecological Indicators*, vol. 1, nº 4, p. 293-311.

Complément de données sur la disponibilité du bois mort dans les vieilles forêts boréales mixtes du tableau 3 de Angers (2009) :

TREMBLAY, J., et autres, 2007. « La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, nº 4, p. 825-839.

Pessière à mousses de l'Ouest

HARPER, K. A., et autres, 2003. "Structure, Composition and Diversity of Old-growth Black Spruce Boreal Forest of the Clay Belt Region in Quebec and Ontario", *Environmental Reviews*, vol. 11, p. S79-S98.

Complément de données sur la disponibilité du bois mort dans les vieilles pessières du tableau 4 de Angers (2009) :

RHEAULT, H., et autres, 2009. "Stand Composition and Structure as Indicators of Epixylic Diversity in Old-growth Boreal Forests", *Ecoscience*, vol. 16, nº 2, p. 183-196.

Pessière à mousses de l'Est

Complément de données sur la disponibilité du bois mort dans les vieilles pessières du tableau 4 de Angers (2009) :

CÔTÉ, G., 2006. *Élaboration d'une typologie forestière adaptée à la forêt boréale irrégulière*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 72 p.

5. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS AUX MILIEUX HUMIDES ET RIVERAINS

En raison de leur importance pour le maintien de la diversité biologique et pour la productivité des forêts, les milieux humides et riverains sont traités à part dans ce document. Il va de soi que les enjeux liés à la structure d'âge des forêts, à la composition végétale, à la structure interne des peuplements et au bois mort, à la répartition des coupes de même qu'à la protection des espèces font l'objet d'une attention particulière dans les parties boisées et productives des milieux humides et riverains. Néanmoins, il faut également porter attention aux milieux humides non boisés qui forment un tout fonctionnel avec les forêts humides qui les entourent. Bien que certains enjeux socioéconomiques soient considérés, l'analyse proposée vise surtout à accorder, là où cela est nécessaire, une protection complémentaire à ces milieux importants et à répondre aux enjeux de conservation les plus urgents.

5.1 Définitions, importance et principaux enjeux

5.1.1 Définitions

Les milieux humides regroupent une large gamme d'écosystèmes tels que les étangs, les marais, les marécages et les tourbières. Ces écosystèmes constituent l'ensemble des sites saturés d'eau ou inondés pendant une période suffisamment longue pour influencer la nature du sol et la composition de la végétation. Ces sols minéraux ou organiques sont influencés par de mauvaises conditions de drainage[1] alors que la végétation se compose essentiellement d'espèces ayant une préférence pour des lieux humides ou d'espèces tolérant des inondations périodiques (Couillard et Grondin, 1986).

En ce qui a trait au milieu riverain, il peut être défini comme une zone intermédiaire entre les milieux aquatique et terrestre. Les milieux riverains comprennent en fait une grande diversité de milieux dont les caractéristiques varient en fonction du type de milieu aquatique, des propriétés pédologiques et hydrologiques de la zone riveraine proprement dite ainsi que du milieu terrestre. La juxtaposition de ces trois milieux différents (aquatique, riverain et terrestre) explique la grande diversité biologique et le dynamisme des milieux riverains.

5.1.2 Importance et fonctions des milieux humides et riverains

Les milieux humides et riverains sont parmi les écosystèmes les plus productifs sur le plan biologique parce que l'eau et les sols s'y associent intimement à l'avantage des organismes vivants. Ces milieux complexes assurent plusieurs fonctions essentielles sur les plans environnemental, social et économique :

- habitats pour la faune et la flore et, plus particulièrement, pour certaines espèces menacées ou vulnérables;
- contribution à la connectivité des habitats aquatiques et terrestres;
- régulation de l'écoulement de l'eau, maîtrise des crues et contrôle de l'érosion des rives et du littoral;
- recharge des nappes phréatiques et rétention de l'eau;

1. Selon les normes actuelles de la stratification écoforestière du MRN, les mauvaises conditions de drainage sont qualifiées d'hydriques et correspondent aux classes de drainage 5 et 6 (ministère des Ressources naturelles, 1994). Les types écologiques correspondant à ces conditions se reconnaissent par les codes de milieu physique 7, 8 et 9.

- épuration de l'eau, rétention des sédiments et préservation de la qualité de l'habitat aquatique;
- captation du carbone et stockage de biomasse;
- préservation des réserves d'eau potable;
- contribution à la qualité visuelle des paysages et à l'attrait de ces milieux pour diverses activités récréatives et touristiques;
- contribution à la production du bois, de ressources fauniques et halieutiques;
- support aux cultures de légumes et de petits fruits;
- production de la tourbe.

Importance des milieux humides et riverains pour le maintien de la biodiversité

Différentes caractéristiques, comme une végétation riche et diversifiée ainsi que la proximité de l'eau, font du milieu riverain une zone d'attraction pour de nombreuses espèces. L'écotone riverain, en particulier, abrite un amalgame typique d'espèces aquatiques et terrestres qui se partagent le milieu. Plusieurs amphibiens et reptiles associés au milieu aquatique passent une partie importante de leur cycle vital dans la zone riveraine, à proximité de l'eau. Il en est de même pour de nombreuses espèces d'insectes dont le stade larvaire se déroule en milieu aquatique. L'abondance des insectes et des invertébrés du milieu riverain attire une riche communauté d'oiseaux, et toutes les espèces terrestres de mammifères fréquentent ce milieu à un moment ou à un autre. Certaines espèces semi-aquatiques telles que le castor, la loutre et le vison s'y trouvent en permanence.

Les milieux humides comportent, pour leur part, tout un cortège d'espèces bien adaptées aux sols saturés d'eau ou inondés pendant une partie de l'année. Plusieurs espèces végétales rares, voire menacées ou vulnérables, se trouvent en milieu humide. D'une part, les milieux humides « riverains » sont reconnus pour leur biodiversité et sont abondamment utilisés par la faune. Certains de ces milieux, par exemple les marécages arborescents, sont considérés parmi les écosystèmes les plus productifs. D'autre part, les milieux humides « non riverains » remplissent d'importantes fonctions écologiques et hydrologiques, et ont une grande incidence sur le cycle du carbone. Si ces milieux présentent une biodiversité moindre par rapport aux milieux riverains, ils comportent en revanche certains éléments d'une flore et d'une faune plus spécialisées. Aussi, comme ces milieux sont moins fréquentés par la faune, ils permettent à plusieurs espèces d'éviter les prédateurs en période de plus grande vulnérabilité. On a pu ainsi observer l'utilisation des tourbières sans mare par le canard noir lors de la nidification (Desrochers, 2001) et les boisés adjacents aux tourbières par le caribou forestier lors de la mise bas (Courtois et autres, 2004).

Certains milieux humides de petite dimension jouent également un rôle particulièrement important en milieu terrestre, notamment pour la reproduction des amphibiens et de plusieurs espèces invertébrées (Calhoun et de Maynadier, 2004). Ces petits milieux isolés, les « étangs vernaux » en particulier, constituent des refuges privilégiés, principalement en raison de l'absence de poissons, qui sont d'importants prédateurs. Or, on sait que les étangs vernaux gardent leur eau plus longtemps pendant la période de métamorphose au printemps et sont plus riches en espèces si le couvert forestier adjacent est préservé. La couverture arborée est aussi nécessaire pour offrir des conditions de température et d'humidité idéales pendant l'été ainsi qu'un meilleur abri pendant l'hiver. Ces conditions sont vitales, par exemple, pour la salamandre à points bleus, la salamandre maculée, le crapaud d'Amérique, la rainette crucifère, la rainette faux-grillon boréale, le ouaouaron, la grenouille verte, la grenouille du Nord, la grenouille des bois et la grenouille léopard.

Les milieux humides, en somme, sont reconnus pour leur grande diversité biologique, tant en raison de la variété des espèces qu'ils abritent qu'en raison du large éventail d'habitats fauniques et de communautés végétales qu'ils regroupent. Les milieux humides les plus rares sont susceptibles d'offrir un milieu de vie essentiel à plusieurs espèces, dont certaines sont considérées comme menacées ou vulnérables au Québec.

Les milieux humides et riverains répondent, en somme, à des besoins concrets de la société, mais rendent aussi des services écologiques indirects par leur influence déterminante sur le fonctionnement de la biosphère.

5.1.3 Protection actuelle des milieux humides et riverains

5.1.3.1 Territoires sous aménagement forestier

La réglementation québécoise assure une protection de base aux milieux humides, riverains et aquatiques qui sont situés dans des territoires forestiers sous aménagement. Les interventions sont interdites dans les milieux humides non boisés (marais, aulnaies, tourbières ouvertes) ainsi que dans le lit des cours d'eau et des lacs. De plus, le maintien d'une lisière boisée de 20 m de largeur est exigé en bordure des composantes du réseau hydrographique (lacs et cours d'eau permanents) ainsi que des milieux dénudés humides (marais, marécages et certaines tourbières).

Dans le projet de RADF, qui remplacera le RNI, ces mesures de protection sont reprises ou bonifiées. La protection accordée à certains habitats fauniques réglementés (aires de concentration d'oiseaux aquatiques, héronnières, habitat du rat musqué, vasières, aire de confinement du cerf de Virginie) est maintenue. De plus, une protection est accordée à certains types de forêts humides (nouvelle mesure proposée pour les marécages arborescents). Aussi, l'orniérage des parterres de coupe et le drainage des sols hydromorphes sont désormais plus sévèrement contrôlés.

De façon générale, on peut considérer que les fonctions écologiques de ces milieux sont adéquatement assurées par la réglementation. C'est le cas, notamment, pour la préservation de la physico-chimie de l'eau, pour laquelle de nombreuses études réalisées tant au Québec qu'ailleurs en Amérique du Nord et en Europe ont démontré qu'une bande boisée de quelques mètres ou de quelques dizaines de mètres de largeur, sans perturbation du sol, permet en général d'éviter tout impact sur le milieu aquatique.

D'autres études réalisées dans les écotones situés à l'interface de la forêt et des milieux humides ou aquatiques montrent que les conditions environnementales propres à ces derniers milieux (eau, sols, microclimat) s'estompent rapidement en forêt. L'influence subie par les arbres, la flore et les sols des communautés arborescentes qui leur sont adjacentes ne s'étendrait en général que sur quelques mètres de largeur. Cette caractéristique fait en sorte que le maintien d'une lisière boisée en bordure de ces écotones, même si elle est relativement étroite, offre généralement une protection adéquate à ces milieux.

Toutefois, il n'en va pas nécessairement de même de la faune de cette zone de mélange dont les particularités peuvent être notées à une plus grande distance de la berge vers l'intérieur des forêts. Plusieurs spécialistes partagent donc des appréhensions quant à l'efficacité des mesures réglementaires actuelles sur la protection des habitats fauniques en milieu riverain.

Aussi, pour les milieux humides non riverains (petits étangs, marais et marécages isolés) et pour certains types de milieux humides non boisés en particulier (les tourbières sans mare, par exemple), la réglementation québécoise ne permet pas toujours aux aménagistes de répondre aux besoins de protection et de mise en valeur des ressources. De plus, les lisières boisées riveraines de 20 m, qui sont au cœur de la stratégie de protection des milieux humides et riverains depuis plus de deux décennies, montrent à différents endroits la limite de leur

efficacité, en particulier lorsqu'elles sont renversées par le vent dans les lieux les plus propices aux chablis.

Certains enjeux locaux, en somme, demeurent entiers, et des mesures additionnelles, mieux adaptées aux situations locales, doivent être mises en place lors de l'élaboration des stratégies d'aménagement forestier afin de combler ces lacunes si elles se manifestent à l'échelle de l'unité d'aménagement.

5.1.3.2 Territoires légalement protégés

La législation en vigueur au Québec assure la protection d'une part croissante de milieux humides et riverains sous la forme d'aires protégées légalement constituées. Ces sites permettent la conservation d'écosystèmes complets et fonctionnels, et contribuent à maintenir la diversité des différents types de milieux humides les plus communs. Toutefois, en dépit de l'importance des superficies de milieux humides protégées de cette façon, rien n'indique que les efforts de protection soient bien répartis sur le territoire québécois, ni même que la pleine diversité de ces milieux soit bien couverte actuellement dans le réseau des aires protégées. En effet, peu de statuts légaux d'aires protégées s'appliquent spécifiquement aux milieux humides et les sites qui sont protégés, quoique nombreux, le sont souvent par des mesures indirectes et rarement en raison des attributs écologiques qui leur sont propres. Cet état de fait implique malheureusement que certains types de milieux humides, rares ou vulnérables aux activités forestières, minières ou énergétiques, risquent d'être altérés ou de disparaître sans même avoir été formellement reconnus et protégés.

À l'échelle locale, les aménagistes devront être attentifs aux menaces qui pèsent sur les milieux humides les plus rares. En particulier, une plus grande attention devrait être accordée aux dernières forêts humides situées sur les terres du domaine de l'État dans les régions plus densément développées des basses terres du Saint-Laurent et des basses terres du Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord. Il est en effet plus urgent de cibler dans ces régions les derniers exemples de certains types, autrefois communs, de tourbières boisées et de marécages arborescents (érablières rouges tourbeuses, bétulaies jaunes hydriques, frênaies-ormaies hydriques, cédrières tourbeuses, etc.).

Des mesures complémentaires au rôle joué par le réseau actuel des aires protégées devront parfois être considérées dans l'élaboration des stratégies d'aménagement forestier. Ainsi, la protection de « milieux humides d'intérêt », spécialement ciblés pour leur haute valeur de conservation, contribuerait à l'amélioration de la qualité globale et de la représentativité du réseau des grandes aires protégées.

5.1.4 Principales appréhensions

Plusieurs pratiques d'aménagement forestier sont susceptibles d'altérer l'intégrité des milieux humides et riverains ainsi que l'habitat aquatique. Le drainage forestier, la construction des chemins, leur entretien et la coupe forestière à proximité ou dans ces milieux sont particulièrement susceptibles d'avoir un impact important. Lorsqu'elles ne respectent pas des règles strictes, ces pratiques peuvent entraîner une forte accumulation de sédiments et ainsi provoquer la dégradation des habitats aquatiques et de la qualité de l'eau. Les milieux humides et riverains étant des habitats particulièrement riches en raison de leur position et de leurs caractéristiques écologiques, les interventions forestières réalisées à proximité se doivent d'être faites avec le souci de réduire l'impact à un minimum.

Les enjeux liés aux milieux humides et riverains sont nombreux. Toutefois, si l'on considère qu'une large partie de ces enjeux sont déjà pris en compte dans la réglementation québécoise ou font l'objet des autres chapitres du présent document, il ne reste, en somme, que deux enjeux principaux qui doivent être abordés dans la présente analyse :

- La perte d'intégrité des habitats fauniques et floristiques des milieux humides, riverains et aquatiques (perturbation des fonctions écologiques et diminution conséquente de la diversité des espèces dans ces habitats).
- La diminution de la diversité des différents types de milieux humides et riverains (raréfaction ou perte de certains milieux reconnus localement pour leurs services écologiques ou pour leur haute valeur de conservation).

Dans la stratégie d'aménagement forestier des PAFI, on devra s'assurer que des mesures de protection et de mise en valeur des milieux humides et riverains soient prescrites pour répondre adéquatement aux enjeux locaux soulevés à la suite d'une analyse diagnostique de la situation.

5.2 Analyse des enjeux appréhendés et diagnostic

Pour les enjeux écologiques présentés aux chapitres précédents de ce document, l'analyse consiste principalement à comparer l'état actuel du territoire aménagé à un état de référence qui tient compte de l'évolution naturelle des paysages forestiers. L'analyse proposée vise ensuite à déterminer les écarts qui existent entre ces deux états afin de les diminuer selon une approche d'aménagement écosystémique. Dans le cas des milieux humides et riverains, la situation est quelque peu différente. Les références à l'état historique de ces milieux sont généralement inexistantes, et les données sur ces milieux, incomplètes ou beaucoup moins détaillées que celles des milieux forestiers productifs. Par exemple, il n'est pas possible de dresser un bilan de leur état actuel sur la seule base d'une comparaison avec les cartes forestières des 40 dernières années.

Pour les aménagistes, une bonne connaissance générale des milieux humides, riverains et aquatiques présents dans l'unité d'aménagement est un préalable pour ajuster les stratégies d'aménagement. L'objectif premier des aménagistes au moment de l'analyse se résume à bien connaître l'emplacement de ces différents milieux dans l'unité d'aménagement. Il sera ensuite possible d'accorder une protection accrue à une sélection de sites représentatifs ou à des sites spécialement ciblés en fonction de différents critères écologiques ou socioéconomiques tels que leur diversité, leur rareté, leur productivité faunique, leur utilisation par la faune (reproduction, déplacements), la présence d'espèces menacées ou vulnérables, leur sensibilité à l'aménagement forestier, leur vulnérabilité au chablis, la qualité visuelle des paysages, leur utilisation à des fins récréatives, etc.

La première étape de la prise en compte des milieux humides et riverains dans la planification forestière sur le territoire aménagé est l'évaluation de leur importance, de leur emplacement et de leurs caractéristiques. La source d'informations de base pour cet exercice est la cartographie écoforestière numérique. La cartographie du troisième programme d'inventaire écoforestier décennal est disponible pour l'ensemble du territoire forestier sous aménagement, alors que la cartographie du quatrième programme d'inventaire, plus à jour, est disponible pour une partie du territoire seulement. Ce dernier programme comporte une classification plus détaillée des milieux humides, ce qui rend possible une analyse plus approfondie.

Pour une analyse fine du réseau hydrographique et pour la détection de milieux humides de petite taille, la cartographie numérique comporte cependant des limites. La photographie

aérienne constitue, dans ce cas, un complément intéressant. Par ailleurs, certaines caractéristiques sont parfois indétectables même sur les photographies à grande échelle. C'est souvent le cas pour les petits ruisseaux intermittents qu'on ne peut formellement localiser que sur le terrain.

Finalement, les enjeux définis dans la section 5.1 soulèvent des appréhensions qu'il est nécessaire de bien cibler sur le plan spatial à l'échelle de l'unité d'aménagement. Pour chaque enjeu, une démarche est proposée afin de permettre aux aménagistes de déterminer les portions de territoire les plus touchées en fonction de leurs particularités biophysiques et de leur utilisation. Les étapes d'analyses suggérées ont été ramenées à des actions relativement simples pouvant s'appliquer à toutes les unités d'aménagement. Il est aussi possible que les équipes d'aménagistes soient, dans plusieurs cas, à même de mener des analyses plus détaillées que celles qui sont proposées. Il sera possible, dans certains cas, de compléter les données que fournissent les inventaires forestiers antérieurs et actuels par des connaissances plus empiriques, issues de l'expérience acquise en région par un grand nombre de gestionnaires et d'usagers intéressés par les milieux forestiers, humides et riverains.

Au terme de la présente démarche, les aménagistes devraient être en mesure de poser un diagnostic local sur les enjeux observés et de proposer des pistes de solution à intégrer aux stratégies d'aménagement des PAFI. Dans une perspective d'amélioration continue des pratiques d'aménagement durable des forêts, l'élaboration étape par étape d'une description des milieux humides et riverains à l'échelle de l'unité d'aménagement permettra de suivre l'évolution de ces milieux, d'évaluer l'efficacité des mesures de protection mises en place et de guider l'élaboration des stratégies futures. Une telle comparaison sera possible à l'avenir grâce aux améliorations apportées aux normes de classification et de cartographie des milieux humides lors du quatrième programme d'inventaire écoforestier.

Photo : Pierre Petitclerc

5.2.1 Habitats fauniques et floris-tiques des milieux humides, riverains et aquatiques

5.2.1.1 Habitats des milieux riverains et aquatiques

La principale mesure introduite par le RNI afin de préserver l'intégrité des milieux riverains et aquatiques est le maintien d'une lisière boisée de 20 m à la limite de l'écotone riverain. Cette mesure, pourtant essentielle, a montré, au cours des dernières décennies, qu'elle avait aussi une efficacité limitée dans certaines circonstances. La largeur de la lisière boisée est parfois insuffisante pour la faune terrestre qui utilise les milieux riverains et aquatiques de façon préférentielle pour son alimentation ou ses déplacements. La proximité des aires de coupe et les effets de lisière sont parfois néfastes pour le maintien des espèces terrestres et aquatiques les plus sensibles. De plus, la coupe partielle autorisée dans les lisières boisées riveraines constitue, pour certaines espèces fauniques et floristiques, un changement radical auquel elles ne peuvent s'adapter. La zone riveraine est alors incapable de jouer son rôle d'habitat ou de corridor de déplacement.

La vulnérabilité au vent de ces lisières boisées étroites pose également un problème sur certains sites, et cette sensibilité varie en fonction de différents facteurs propres au milieu

(topographie, caractéristiques du sol, forme des peuplements résiduels après coupe, etc.). Le renversement des lisières boisées riveraines les rend alors partiellement inefficaces, ce qui pose un problème tant pour la qualité des habitats aquatiques et riverains que pour la qualité visuelle des paysages ou pour l'utilisation de ces sites pour des activités récréotouristiques.

Enfin, l'altération de la qualité des milieux humides et riverains constitue aussi un enjeu social et économique de première importance. Les fonctions utilitaires et paysagères jouées par ces milieux sont indéniables : villégiature, pêche, chasse, piégeage, randonnée, etc. Le développement de l'industrie récréotouristique dans son ensemble dépend largement de la qualité de l'encadrement visuel assuré par les lisières boisées riveraines. Or, ces lisières boisées ne sont pas toujours suffisantes pour jouer convenablement leur rôle d'écran.

La solution préconisée par les spécialistes de la faune depuis plusieurs années est d'accroître la largeur des lisières boisées riveraines afin de limiter ces effets indésirables. L'élargissement de la lisière boisée riveraine permettrait aussi de minimiser les risques d'érosion et de maintenir davantage de couvert forestier à proximité du milieu aquatique, favorisant ainsi l'apport de nourriture (insectes, invertébrés, etc.) dans l'écosystème aquatique. Il n'est pas certain toutefois que cet élargissement soit nécessaire en toutes circonstances, car les problèmes soulevés ne se posent pas avec la même acuité sur l'ensemble du réseau riverain. Compte tenu des conséquences économiques d'une telle mesure, il serait plus justifié de limiter un tel élargissement aux situations où une analyse locale aura permis d'en établir l'utilité.

Ce sont les aménagistes qui ont la responsabilité de faire cette analyse locale et de déterminer les segments de rive où il serait bénéfique d'élargir les lisières boisées riveraines dans l'unité d'aménagement. Dans la mesure où il existe des appréhensions sérieuses, mais qu'il est impossible de préciser les endroits où les interventions forestières auraient un impact significatif, il faudra opter pour une approche prudente combinant deux types d'élargissements :

- un élargissement ciblé permettant de consolider la protection accordée aux habitats les plus rares, les plus fragiles, les plus productifs ou les plus utilisés;
- des mesures plus systématiques d'élargissement des lisières boisées riveraines visant à accroître la protection d'un échantillon représentatif des différents types de milieux riverains de l'unité d'aménagement.

En adoptant une telle approche, les aménagistes font preuve de précaution, un principe fondamental du développement durable.

Afin de **constituer un échantillon représentatif des milieux riverains et aquatiques** de l'unité d'aménagement, il est d'abord nécessaire de faire une description du réseau hydrographique et de classifier les rives en fonction des caractéristiques hydrologiques et géographiques qui figurent sur les cartes écoforestières ou sur celles de Canards Illimités Canada (2009). Les paramètres de classification devraient notamment inclure :

- les bassins et les sous-bassins versants;
- la position dans le bassin versant (tiers supérieur, médian ou inférieur);
- le type de milieu aquatique (types de plans d'eau et de cours d'eau)[1].

1. Différentes classes de cours d'eau, de plans d'eau et de milieux riverains peuvent être définies, dont les cours d'eau permanents, les cours d'eau intermittents, les cours d'eau de plus de 6 m de largeur (unités surfaciques), les petits plans d'eau (< 8 ha), les grands plans d'eau (> 8 ha), les aulnaies, les dénudés humides et les dénudés inondés. Pour une classification encore plus fine, les aménagistes se réfèreront aux travaux de classification de Ménard et autres (2006) ainsi que de Canards Illimités Canada (2009).

Noter qu'il est possible de faire des classifications plus fines si l'analyste utilise aussi le type écologique des milieux adjacents et le type de milieu dénudé humide pour la classification du milieu.

La **description des habitats riverains et aquatiques** qui résulte de ces classifications permet de connaître, pour le territoire d'une unité d'aménagement, les longueurs de rives et les superficies des plans d'eau associées à différents types de milieux aquatiques et riverains (voir un exemple d'analyse à l'annexe V). Une telle analyse est utile aux aménagistes afin d'évaluer l'importance locale des différentes composantes du réseau riverain. Par exemple, il est ainsi plus aisé de déceler et de localiser les composantes les moins communes où il pourrait s'avérer pertinent d'accroître la largeur des lisières boisées riveraines.

À cette étape, il est recommandé de combiner la classification spatiale des milieux riverains aux cartes d'affectation du territoire afin de mesurer la proportion des différentes composantes du milieu riverain qui sont déjà à l'abri de l'aménagement forestier en raison de mesures de protection à long terme ou d'exclusions permanentes (protections réglementaires, aires protégées, sites fauniques d'intérêt, frayères, habitats fauniques, sites inaccessibles, pentes fortes, couverts de faible densité, etc.). Dans les forêts feuillues, il pourrait également s'avérer utile de discerner la partie de forêts riveraines qui est aménagée selon un régime de couvert permanent (coupes partielles). Cet exercice permet, en définitive, de découvrir les enjeux réels (lacunes de protection) et de mieux cibler les mesures complémentaires qu'il pourrait être nécessaire de mettre en place afin de maintenir des habitats riverains et aquatiques de qualité, représentatifs de l'unité d'aménagement.

Par ailleurs, il est recommandé de chercher, dans l'environnement des milieux riverains et aquatiques, les **situations particulières nécessitant une protection ciblée**. Les données relatives aux sites et aux éléments sensibles associés au réseau riverain peuvent être colligées à partir de l'information cartographique pertinente des banques de données forestières et fauniques du MRN. Au besoin, on collectera les données auprès des gestionnaires de territoires fauniques et des intervenants locaux afin de connaître l'emplacement de ces éléments.

Le tableau 19 donne un exemple d'éléments ponctuels généralement disponibles à l'échelle de l'unité d'aménagement. Il est de la responsabilité des aménagistes de produire une description de la répartition de ces éléments ponctuels en milieu riverain en compilant le nombre de cas et la longueur des rives où ces éléments ponctuels sont présents.

5.2.1.2 Habitats des milieux humides non riverains

On englobe dans les milieux humides non riverains[1] des tourbières et certains marais ou marécages qui ne sont pas en contact avec un plan d'eau. Au Québec, ces milieux humides isolés du réseau hydrographique ne sont pas systématiquement dotés d'une lisière boisée riveraine de 20 m en vertu de la réglementation en vigueur. Seules les « tourbières non boisées avec mare » font l'objet d'une protection de ce type en vertu du RNI et du projet de RADF. En effet, cette protection ne concerne pas les tourbières sans mare. Par ailleurs, même les lisières boisées de 20 m, établies en vertu du RNI, sont sujettes au chablis, surtout si elles reposent sur

1. Les normes actuelles de stratification écoforestière du MRN (4e programme décennal) permettent de distinguer et de cartographier adéquatement ces différents types de milieux (codes TO et MA). Selon le régime d'alimentation en eau et la présence de mares à la surface du sol, on distingue les tourbières avec mare (TOB9L et TOF8L) et les tourbières sans mare (TOB9U et TOF8U). Les marais et les marécages arbustifs d'eau douce ont le code MA18. Les tourbières boisées et les marécages arborescents sont désignés par des codes de types écologiques correspondant à leur composition potentielle (ex. : FO18 pour les frênaies, RC38 pour les cédrières, etc.).

des sols hydromorphes. Elles ne constituent donc pas nécessairement la meilleure protection pour les tourbières non boisées.

Tableau 19 Situations pouvant justifier une protection accrue des milieux riverains

Enjeu	Élément particulier
Protection de l'habitat de la faune aquatique	o Frayères connues et habitats exceptionnels sur le plan de la productivité o Cours d'eau ou plans d'eau constituant un habitat allopatrique ou habitat d'une espèce régionalement rare o Cours d'eau intermittents utilisés pour la fraye ou l'alevinage (tributaires de lacs ou cours d'eau importants) o Éléments rares du réseau hydrographique à l'échelle de l'unité d'aménagement[a]
Protection d'habitats de la faune terrestre en milieu humide ou riverain	o Habitats désignés dans le Règlement sur les habitats fauniques o Habitats des espèces menacées ou vulnérables o Habitats des amphibiens et des invertébrés (petits milieux humides non cartographiés, étangs vernaux) o Corridors de déplacement faunique en milieu riverain
Protection d'habitats floristiques en milieu humide ou riverain	o Occurrences d'espèces menacées ou vulnérables
Renforcement des lisières boisées riveraines sur les sites vulnérables au chablis	o Dépôts de surface (sols minces sur roc, dépôts organiques, etc.)
Protection de la qualité visuelle des paysages	o Sites utilisés intensivement à des fins récréotouristiques (pêche et chasse) o Pourvoiries, territoires structurés o Parcours de canot-camping o Sentiers récréatifs

a. Une analyse de la rareté locale des différents éléments cartographiés du réseau hydrographique (données relatives en % de la longueur totale des rives pour chaque classe de milieu riverain) peut être réalisée à partir des données de la carte écoforestière. Pour la notion de classe de milieu riverain, voir les notes précédentes.

Les données relatives aux tourbières ouvertes de l'unité d'aménagement doivent, en somme, permettre d'évaluer l'importance des tourbières sans mare (type de tourbière, nombre d'occurrences, superficie totale et longueur totale des périmètres) ainsi que de déterminer celles qui sont les plus diversifiées, les plus fragiles, les plus rares ou les plus utilisées par la faune. Ces données faciliteront ultérieurement une décision éclairée sur les mesures à appliquer pour ces milieux, surtout si de telles mesures ne pouvaient raisonnablement être appliquées à l'ensemble des tourbières sans mare. L'approche est donc analogue à celle qui est préconisée pour les milieux riverains et aquatiques.

Les données relatives aux sites et aux éléments sensibles associés aux tourbières sans mare peuvent être colligées à partir de l'information cartographique pertinente issue des banques de données forestières et fauniques du MRN. Au besoin, on collectera l'information auprès des gestionnaires de territoires fauniques et des intervenants locaux afin de connaître l'emplacement des éléments sensibles. Les tourbières sont une composante importante du paysage recherché par les chasseurs. Elles sont utilisées par ces derniers dans la mesure où elles sont associées à des écotones situés entre les milieux boisés et les milieux ouverts. Il est

donc important de consulter les chasseurs, une tâche qui pourrait être accomplie, par exemple, par les TLGIRT.

Le tableau 20 donne un exemple des éléments généralement disponibles à l'échelle de l'unité d'aménagement.

Tableau 20 Situations pouvant justifier l'attention accrue portée aux tourbières sans mare

Enjeu	Élément particulier
Protection d'habitats de la faune terrestre	o Habitats désignés dans le Règlement sur les habitats fauniques o Habitats des espèces menacées ou vulnérables o Lieux de reproduction, de nidification ou de mise bas
Protection d'habitats floristiques	o Occurrences d'espèces menacées ou vulnérables
Maintien de l'obstruction visuelle	o Sites utilisés intensivement pour la chasse o Pourvoiries, territoires structurés o Sentiers récréatifs

5.2.1.3 Connectivité des milieux humides et riverains

Dans le domaine des habitats fauniques, la connectivité pourrait se définir comme la continuité dans l'espace, sans rupture, d'un habitat donné. Par exemple, dans une vaste coupe forestière, une bande de forêt qui relie deux blocs forestiers résiduels de bonne taille maintient la connectivité entre ces blocs, en assurant la continuité dans l'espace de l'habitat forestier, dans cet environnement dominé par les coupes forestières. Ce concept de connectivité de l'habitat prend toute son importance pour les espèces intimement associées à un habitat particulier (milieu forestier, humide, ouvert, etc.) et celles, peu mobiles, qui peuvent difficilement se réinstaller dans un habitat convenable après une perturbation. Des études ont clairement démontré que certaines espèces évitent systématiquement les milieux ouverts, autant pour leur habitat que pour leurs déplacements. Pour ces espèces, les lisières boisées servent de corridor de déplacement ou d'habitat refuge.

Dans un paysage d'agglomérations de coupes forestières, le réseau formé par les lisières boisées riveraines maintenues en bordure des plans d'eau, du réseau hydrographique permanent et de certains milieux humides permet d'assurer une certaine connectivité entre ces différents milieux, d'une part, et entre l'un ou l'autre de ces milieux et l'habitat forestier résiduel, d'autre part. Aussi, le fait de maintenir des blocs forestiers de diverses tailles, connectés au réseau des lisières boisées riveraines, évite l'isolement de superficies d'habitats forestiers et permet une utilisation optimale de la forêt résiduelle.

De façon générale, on constate que les dispositions du RNI et du projet de RADF contribuent au maintien d'une connectivité importante entre le milieu aquatique et la forêt résiduelle au moyen des lisières boisées riveraines. Cela est également vrai pour une certaine partie des milieux humides comme les marais, les marécages arbustifs et arborescents de même que les tourbières minérotrophes en situation riveraine qui bénéficient d'une connexion au réseau local des lisières boisées riveraines. Il y a cependant une exception importante : la tourbière, qui est souvent abondante dans les milieux forestiers et qui peut se retrouver complètement isolée du

réseau des cours d'eau permanents. Dans certaines circonstances, il arrive en effet que les coupes forestières isolent une tourbière non riveraine et privent ainsi la faune de toute possibilité d'aller-retour, à l'abri d'un couvert arborescent, entre la tourbière et les autres parties de son habitat potentiel.

Dans la mesure du possible, l'analyse de cet enjeu devrait permettre : 1) d'évaluer l'importance locale (en superficie) des tourbières non riveraines; 2) de vérifier la présence, à leur périphérie, de ruisseaux permanents permettant de les relier au réseau des lisières boisées riveraines. La connaissance de ces informations devrait aider les aménagistes à préciser l'importance locale de cet enjeu et faciliter la décision sur l'application de mesures additionnelles de protection sous forme de lisières boisées.

5.2.1.4 Petits milieux humides et étangs vernaux

Le paysage forestier comporte un grand nombre de petits milieux humides isolés, semi-permanents, temporaires ou saisonniers qui ont moins de 1 ha et qui sont difficiles à cartographier. Parmi ces milieux, les étangs vernaux se reconnaissent au printemps par la présence de petits étangs isolés du réseau hydrographique et dépourvus de poissons. Ils ont une faible profondeur (au moins 30 cm et généralement moins d'un mètre) et sont susceptibles de durer jusqu'à 8 semaines après la fonte des neiges. L'été, les étangs vernaux asséchés se reconnaissent par des dépressions dont le fond est tapissé de feuilles compactées et noirâtres, montrant des signes de mauvaise décomposition, d'une mince couche de sédiments, d'arbres aux racines surélevées ou « en échasse » ou d'une végétation de milieu humide typique du milieu régional (voir les quelques exemples d'espèces indicatrices au tableau 21).

Les normes d'inventaire actuellement en vigueur établissent l'emplacement cartographique des étangs de 1 ha et plus, pour lesquels une bande de protection de 20 m est prévue en vertu du RNI. Le repérage et la prise en compte des étangs temporaires de moindre superficie (de 1 000 m^2 à 1 ha), qui demeurent tout aussi importants sur le plan écologique, notamment pour la reproduction des amphibiens et des invertébrés, s'avèrent plus difficiles à faire dans les PAFIT.

Afin de documenter cet enjeu, l'équipe d'aménagistes devra avoir recours aux connaissances acquises localement et ponctuellement, en particulier sur l'habitat des amphibiens. Avec l'aide des biologistes de la faune et des spécialistes régionaux, les aménagistes auront la responsabilité de répondre aux questions suivantes :

- Quelle est la fréquence des petits milieux humides isolés sur le territoire de l'unité d'aménagement si l'on se fie à l'opinion des spécialistes ou des utilisateurs de ces milieux?
- S'agit-il surtout de petites tourbières uniformes ou trouve-t-on aussi des mares ou de petits étangs susceptibles d'entretenir une vie aquatique ou semi-aquatique?
- À quel type de végétation ces milieux s'apparentent-ils en général?
- Peut-on prédire l'emplacement probable de ces milieux à partir des cartes forestières ou des données topographiques, sachant que l'observation des photographies aériennes permet de calibrer ces prédictions pour des superficies aussi faibles que 0,2 ha?
- Quel genre d'intervention est appliqué sur le terrain lorsque de tels milieux sont rencontrés lors des opérations? Ces milieux ont-ils été systématiquement évités par le passé?
- Doit-on considérer que les appréhensions à l'égard de la protection des espèces spécialisées de ces petits milieux humides sont justifiées dans les limites de l'unité d'aménagement?

Tableau 21 Espèces indicatrices des milieux humides dans les forêts du Québec méridional

	Sous-zone forestière		Domaine bioclimatique	
	Décidue	Mélangée	Sapinière	Pessière
Arbre	Érable argenté	.	.	.
	Bouleau gris	.	.	.
	Mélèze laricin	.	.	.
	Épinette noire	.	.	.
	Orme d'Amérique	Orme d'Amérique	.	.
	Frêne noir	Frêne noir	Frêne noir	.
	Saules	Saules	Saules	Saules
	.	.	.	Thuya
Arbuste	Némopanthe mucroné	.	.	.
	Kalmia à feuilles étroites	.	.	.
	Aulne rugueux	Aulne rugueux	Aulne rugueux	.
	.	.	Cornouiller stolonifère	.
	.	.	Kalmia à feuilles d'andromède	Kalmia à feuilles d'andromède
	.	.	Andromède	Andromède
	.	.	Cassandre	Cassandre
Herbacée	Matteucie fougère-à-l'autruche	.	.	.
	Osmonde royale	.	.	.
	Osmonde cannelle	Osmonde cannelle	.	.
	Onoclée sensible	Onoclée sensible	.	.
	Carex, joncs et scirpes	Carex, joncs et scirpes	Carex, joncs et scirpes	Carex, joncs et scirpes
	.	.	Prêles	Prêles
	.	.	Smilacine trifoliée	Smilacine trifoliée
	.	.	.	Airelle des marécages
	.	.	.	Ronce petit-mûrier
Mousses	Sphaignes	Sphaignes	Sphaignes	Sphaignes

La réponse à quelques-unes de ces questions permettra aux aménagistes d'évaluer l'ampleur de cet enjeu à l'échelle locale et d'amorcer une réflexion sur les solutions à y apporter éventuellement au stade opérationnel. Il va de soi que peu de mesures concrètes peuvent être prises dans les PAFIT et que c'est davantage dans les PAFIO que cet enjeu pourra être pris en compte.

5.2.2 Diversité des différents types de milieux humides et riverains : cas des milieux humides d'intérêt pour la conservation

Dans ses orientations en matière de conservation de la biodiversité et d'aires protégées, le MRN a l'intention de contribuer à la définition des nouveaux statuts d'aire protégée en milieu forestier, notamment en introduisant le concept de milieu humide d'intérêt. On entend actuellement, par milieu humide d'intérêt, un milieu de haute valeur écologique ou de grande importance pour le maintien de la biodiversité. On peut reconnaître un tel milieu en se basant sur une combinaison d'attributs remarquables, tels qu'une composition végétale particulière, la

présence d'espèces menacées ou vulnérables, une structure singulière (stratification de la végétation, hauteur, densité, etc.) et la richesse des sols ou leur hydrologie.

Ce concept est relativement nouveau et encore en cours de définition. Il vise essentiellement la conservation de sites uniques et irremplaçables :

- des milieux dont la superficie est variable mais qui occupent, par convention, plus de 4 ha;
- des écosystèmes naturellement rares à l'échelle provinciale, à celle des unités de découpage écologique du territoire ou à celle des unités d'aménagement;
- des écosystèmes raréfiés ou en voie de le devenir en raison des activités humaines comme l'exploitation des tourbières des basses terres du Saint-Laurent pour la tourbe et l'exploitation des atocatières;
- des communautés végétales situées à la limite de leur répartition;
- des habitats particuliers abritant des espèces menacées ou vulnérables;
- des milieux très diversifiés en espèces fauniques et floristiques;
- des assemblages particuliers de milieux humides dans des ensembles diversifiés et bien préservés.

Il n'existe pas encore de listes établies de ces milieux humides de grande valeur à l'échelle de chacune des unités d'aménagement. De telles listes sont toutefois en cours d'élaboration pour le Québec méridional, en particulier pour les basses terres du Saint-Laurent où le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, l'organisme Canards Illimités Canada et les milieux municipaux travaillent déjà depuis plusieurs années à la détermination des milieux humides à conserver.

Sur les terres du domaine de l'État, la démarche actuelle constitue la première étape afin de réaliser progressivement une telle détermination. Le MRN a manifesté son intention de mettre en place, d'ici 2015, les moyens administratifs et légaux nécessaires à la protection permanente des exemples les plus remarquables de ces milieux humides de grande valeur. Les milieux candidats déterminés dans les PAFIT seront donc réexaminés d'ici 2015 lorsque le concept de milieu humide d'intérêt aura été entièrement défini. Dès lors, le Ministère concrétisera la protection légale de certains de ces sites dans chacune des unités d'aménagement. Il s'agit en somme d'une démarche à laquelle il sera associé à toutes les étapes, de la détermination des territoires candidats à la désignation légale.

Afin de contribuer à la mise en œuvre progressive de cette démarche, les PAFIT de 2013-2018 permettront l'amorce d'une analyse devant mener à la reconnaissance des sites les plus évidents. Pour le moment, en l'absence de définitions établies et de critères définitifs, les aménagistes pourront limiter leur analyse à quelques critères fiables et universellement disponibles à l'échelle de l'unité d'aménagement. Cette analyse pourra être raffinée ultérieurement, avec l'apparition de nouveaux besoins ou la disponibilité de nouvelles informations.

Normalement, si l'on considère que l'effort de conservation de la diversité des milieux humides doit être étendu à l'ensemble du territoire public, on devrait s'assurer de déterminer, dans chacune des unités d'aménagement, les milieux humides les plus rares et les ensembles de milieux humides les plus remarquables. Cette analyse de l'intérêt écologique des différents types de milieux humides peut être produite à l'échelle d'unités de classification territoriale comme la sous-région écologique du système hiérarchique de classification écologique du territoire ou à celle des unités d'aménagement. Pour y arriver, il est recommandé :

- de compiler les informations utiles à partir des cartes écoforestières afin d'établir la rareté des différents types de milieux humides à l'échelle de l'unité d'aménagement (% relatif des types écologiques ou de certains groupements d'essences) et la superficie des peuplements candidats[1];
- de relever sur les cartes écoforestières les principales concentrations de milieux humides présentant une superficie importante ou une grande diversité de milieux humides, incluant des types rares (voir un exemple de ce type d'analyse à l'annexe W)[2].

Ces deux actions constituent le cœur de l'exercice d'identification des milieux humides d'intérêt. Néanmoins, des analyses complémentaires sont possibles et il peut aussi s'avérer utile :

- de consulter les données fauniques et floristiques du Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2010) à la recherche d'habitats connus d'espèces menacées ou vulnérables;
- de consulter le registre des aires protégées et la couche d'affectation des terres à la recherche de territoires d'intérêt déjà connus (habitats fauniques, sites fauniques d'intérêt, forêts à haute valeur de conservation, etc.);
- de comparer la carte écoforestière avec celle des tourbières exploitées à la recherche de tourbières intouchées là où elles sont aujourd'hui plus rares;
- de consulter la littérature scientifique et les inventaires des groupes de recherche et de conservation (plans directeurs de l'eau des organismes de bassins versants, plans régionaux de conservation des milieux humides et cartes de Canards Illimités Canada, plans de conservation des milieux humides des municipalités, etc.);
- d'établir les priorités régionales de protection en consultant les différents intervenants régionaux (commission régionale sur les ressources naturelles et le territoire, centres de recherche, gestionnaires de territoires fauniques, organismes de bassins versants, organismes de conservation, TLGIRT, etc.), mais également la population.

La cartographie écoforestière en cours lors du quatrième programme d'inventaire du MRN permet d'obtenir une image relativement précise de la répartition des différents types de milieux humides au Québec (groupements d'essences, types écologiques et types de milieux ouverts improductifs). En optimisant cet outil, et en le jumelant à plusieurs autres (photographies aériennes, images satellitaires, relevés d'inventaire), il est possible de localiser et de caractériser certains milieux humides d'intérêt. Des méthodes de reconnaissance peuvent également être expérimentées par la consultation des intervenants forestiers et des autres usagers de la forêt.

Pour chaque site candidat, l'analyste verra à colliger les informations disponibles qui lui permettront de bien les caractériser et d'en établir la valeur relative :

- le type de milieu (code de milieu improductif, type écologique, groupement d'essences, etc.);

1. Afin d'établir la fréquence des différents types de milieux humides de façon objective, il est nécessaire, au moment de faire l'analyse cartographique, de considérer l'ensemble des tenures et des modes de gestion (terres publiques, privées et aires protégées) dans l'unité d'aménagement. Il peut même être utile d'y inclure les aires protégées adjacentes afin d'éliminer les biais introduits par les découpages administratifs. À cette étape d'analyse des enjeux, il est fondamental d'évaluer la rareté sur une base objective et de déterminer les types rares là où ils se trouvent peu importe la tenure des terres.
2. La rareté des différents types de milieux humides est évaluée en fonction de la superficie occupée par chacun. A priori, il n'existe pas de seuil unique permettant de reconnaître les milieux rares. L'application de ce concept est donc variable et devrait être faite en fonction des cibles établies pour chaque unité d'aménagement. Au final, l'ensemble des milieux rares d'un territoire ne devrait pas excéder une superficie cumulative de plus de 1 % du territoire de référence. En pratique, il est recommandé d'ordonner les types de milieux en fonction de leur superficie croissante, de compiler la superficie cumulative de ces milieux et de tracer la limite des types rares là où leur contribution cumulée atteint de 0,5 à 1 % de la superficie totale de l'unité d'aménagement. Certains analystes trouveront utiles de déterminer une plus grande quantité de milieux rares (de 1 à 1,5 %), car cette façon de faire facilite la hiérarchisation ultérieure des sites candidats et leur laisse davantage de souplesse lors de la localisation des zones de concentration de milieux humides.

- la proximité de différents types de milieux (incluant, par exemple, un plan d'eau, un marais, un marais riverain, un marécage arbustif et un marécage arborescent), à l'origine d'une synergie sur le plan de la biodiversité;
- la superficie du site ou de l'ensemble des sites adjacents formant un candidat de milieu humide d'intérêt;
- L'importance relative du type de milieu humide sur le territoire d'aménagement (milieu rare, peu fréquent, commun, etc.);
- la fragilité du milieu humide (en relation avec l'utilisation des terres adjacentes, le type d'intervention humaine qu'on peut y faire, etc.);
- le type de milieu aquatique adjacent au milieu humide considéré (estuaire d'eau salée, lac, cours d'eau permanent ou intermittent, etc.);
- les caractéristiques physiques ou hiérarchiques du milieu aquatique adjacent (taille, ordre du cours d'eau, position dans le bassin versant, etc.);
- les caractéristiques topographiques, nutritionnelles et pédologiques du milieu humide (la pente, le dépôt de surface minéral ou organique, ombrotrophe ou minérotrophe, la classe de drainage, etc.);
- l'intérêt socioéconomique et l'utilisation actuelle du milieu candidat.

Cette démarche est analogue à celle qui a été adoptée par le MRN pour la détermination des écosystèmes forestiers exceptionnels et correspond à une approche partagée par l'ensemble des provinces et des États en Amérique du Nord (NatureServe, 2010), dont le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 2010).

Selon l'ampleur des besoins locaux, les aménagistes désireux de détailler encore davantage leur description locale des milieux humides et riverains ainsi que l'analyse des milieux humides d'intérêt pourront consulter des approches plus développées de détermination et de caractérisation des milieux humides. En particulier, l'organisme Canards Illimités Canada a entrepris, depuis plusieurs années, une initiative de classification et de cartographie des milieux humides du Québec forestier en se basant sur les données des cartes écoforestières numériques du troisième inventaire décennal (Ménard et autres, 2006; Ménard, 2007; Gagnon, Darveau et Maurice, 2007; Gagnon et autres, 2009; Lemelin et Darveau, 2008; Lemelin, Berthiaume et Darveau, 2008; Meunier et autres, 2009). Cet organisme a récemment produit, en collaboration avec le MRN, une cartographie numérique des territoires forestiers au sud du 51^{e} parallèle pour toutes les régions du Québec (Canards Illimités Canada, 2009). La base de données est accessible gratuitement sur DVD aux employés du MRN (les directions générales en région en ont obtenu copie) ou peut être commandée auprès de M. Pierre Dulude, de Canards Illimités Canada, à l'adresse suivante : p_dulude@ducks.ca.

Enfin, les aménagistes pourront également consulter la méthode d'inventaire, de caractérisation et d'évaluation des milieux humides que le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs a mise au point afin d'encadrer l'élaboration des plans de conservation des milieux humides dans les municipalités du sud du Québec (Joly et autres, 2008).

5.3 Références utiles

Habitats riverains

BERTRAND, N., 2007. *Importance et caractéristiques des milieux forestiers riverains et humides au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 54 p.

DARVEAU, M., L. BÉLANGER et J. HUOT, 1999. *Étude sur la faune et les lisières boisées riveraines : synthèse des résultats 1988-1996 et recommandations d'aménagement*, Centre de recherche en biologie forestière, Forêt Montmorency et Université Laval, 39 p.

POTVIN, F., et N. BERTRAND, 2004. "Leaving Forest Strips in Large Clearcut Landscapes of Boreal Forest: A Management Scenario Suitable for Wildlife?", *The Forestry Chronicle*, vol. 80, nº 1, p. 44-53.

Tourbières

QUÉBEC. *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État, c. F-4.1, r.7, à jour au 1er mars*, [En ligne], Éditeur officiel du Québec.
[www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/F_4_1/F4_1R7.HTM].

WALSH, R., G. RHÉAUME et P.-M. MAROTTE, 1997. *Cahier des objectifs de protection du règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public (RNI)*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 61 p.

Petits milieux humides et étangs vernaux

BEAUCHAMP, J., 2007. *Impacts de l'exploitation forestière sur les communautés d'amphibiens d'étangs semi-permanents du Bas-Saint-Laurent*, Mémoire, Université du Québec à Rimouski, 77 p.

BIDER, J. R., et S. MATTE, 1996. *The Atlas of Amphibians and Reptiles of Quebec*, St. Lawrence Valley Natural History Society et ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 106 p.

DIMAURO, D., et M. I. HUNTER, 2002. "Reproduction of Amphibians in Natural and Anthropogenic Temporary Pools in Managed Forests", *Forest Science*, vol. 48, nº 2, p. 397-406.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, DE LA FAUNE ET DES PARCS, 2005. *Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier : plans généraux d'aménagement forestier 2007-2012 – Document de mise en œuvre*, [En ligne].
[http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/document-oeuvre.pdf].

SCHREIBER, A., et autres, 2006. *Lignes directrices rattachées aux objectifs sur la conservation des sols et de l'eau : plans généraux d'aménagement forestier de 2008-2013*, [En ligne], ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement forestier.
[http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/consultation/ligne-directrice-conservation.pdf].

Classification et cartographie des milieux humides et riverains

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1996. *Convention sur la diversité biologique – Stratégie de mise en œuvre au Québec*, Québec, gouvernement du Québec, 122 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES, 2001. *Les écosystèmes forestiers exceptionnels du Québec : éléments clés de la diversité biologique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 15 p.

6. ANALYSE DES ENJEUX LIÉS AUX ESPÈCES NÉCESSITANT UNE ATTENTION PARTICULIÈRE POUR ASSURER LEUR MAINTIEN

En milieu forestier, plusieurs espèces fauniques et floristiques sont sensibles aux activités d'aménagement forestier. En effet, la perte ou la dégradation de l'habitat augmente les risques de disparition pour certaines espèces, notamment pour celles dont l'aire de répartition est restreinte[1], et celles dont les effectifs sont déjà réduits. Ces espèces nécessitent donc une attention particulière, notamment sur le plan de la protection de leur habitat. C'est le cas, par exemple, des espèces menacées ou vulnérables (EMV)[2], de certaines espèces exploitées et de celles associées à des sites fauniques d'intérêt.

La disparition d'une ou de plusieurs de ces espèces représente une perte pour la biodiversité; il s'agit donc d'un aspect essentiel à considérer dans la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique. Par ailleurs, diverses dispositions de la législation québécoise sont déjà en place pour les espèces menacées ou vulnérables (Loi sur les espèces menacées ou vulnérables [RLRQ., c. E-12.01], Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune [RLRQ, c. C-61.1], Règlement sur les habitats fauniques [RLRQ, c. C-61.1, r.18]). Elles permettent la désignation légale des espèces menacées ou vulnérables et la protection de certains habitats désignés et cartographiés.

6.1 Analyse et diagnostic

Pour assurer une protection adéquate de ces espèces et de leur habitat, il faut d'abord identifier les espèces présentes sur le territoire et dont il faut se préoccuper. Mentionnons que la situation de certaines espèces pourrait être précaire dans une région, sans l'être à l'échelle provinciale ou nationale. Par la suite, il sera nécessaire de connaître l'emplacement précis des sites où elles évoluent, ainsi que les mesures de protection à mettre en œuvre.

6.1.1 Établir la liste des espèces nécessitant une attention particulière

On établit d'abord la liste des espèces présentes sur le territoire de l'unité d'aménagement en vue de leur intégration dans la planification annuelle. On débute avec les listes des espèces menacées ou vulnérables de faune et de flore du milieu forestier établies dans le cadre de l'entente administrative sur la protection des espèces menacées ou vulnérables en territoire forestier. Ces listes sont disponibles dans le site Internet du MRN, auprès du responsable de l'entente administrative de la direction générale du Ministère en région, ou auprès de la Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers du MRN à Québec. À cette liste peuvent s'ajouter d'autres espèces dont la situation est précaire. L'information sur ces espèces est accessible dans les sites Internet : du MRN, du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, du Service canadien de la faune, du Registre public des espèces en péril, de Pêches et Océans Canada, de Parcs Canada et du Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Les sites fauniques d'intérêt répertoriés par la direction générale en région pourront aussi servir à compléter cette liste. Le tableau 22 donne l'exemple d'une liste des espèces présentes sur le territoire et qui nécessitent une attention particulière.

1. L'espèce est soit isolée de son aire principale, en périphérie de celle-ci, ou encore endémique (propre à un territoire bien précis).
2. L'expression « espèces menacées ou vulnérables » réfère à la fois aux espèces désignées par la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables et à celles qui sont susceptibles de l'être. Une espèce est dite « menacée » lorsqu'on appréhende sa disparition. Elle est « vulnérable » lorsque sa survie est précaire, même si sa disparition n'est pas appréhendée à court ou à moyen terme.

Tableau 22 Exemple d'une liste des espèces nécessitant une attention particulière sur le territoire

Classe	Nom commun	Nom scientifique	Désignation provinciale
Amphibiens	Salamandre sombre du Nord	*Desmognathus fuscus*	Susceptible
Mammifères	Caribou forestier (caribou des bois, écotype forestier)	*Rangifer tarandus*	Vulnérable
Plantes	Ginseng à cinq folioles	*Panax quinquefolius* Linné	Menacée
Etc.			

6.1.2 Localiser les sites où il y a présence d'espèces nécessitant une attention particulière

Photo : L. Bouthillier

À partir des données contenues dans les cartes régionales d'affectation[1], il est possible de savoir où sont localisés les espèces menacées ou vulnérables et les sites fauniques d'intérêt présents sur le territoire de l'unité d'aménagement. Selon les espèces, ces emplacements peuvent délimiter des milieux qui hébergent une population donnée (par exemple, des ess floristiques ou des espèces fauniques comme les tortues, les salamandres ou les petits mammifères); un élément d'habitat essentiel à la survie de l'espèce (par exemple, le site de nidification des oiseaux de proie); ou encore des secteurs plus étendus pour les espèces dont les exigences, en matière d'habitat, couvrent de grandes superficies, comme le caribou forestier. Ces sites serviront à appliquer des mesures de protection qui seront intégrées à la stratégie d'aménagement ou directement au stade opérationnel.

6.2 Références utiles

COMITÉ SUR LA SITUATION DES ESPÈCES EN PÉRIL AU CANADA. *Espèces sauvages candidates*, [En ligne]. [www.cosewic.gc.ca/fra/sct3/index_f.cfm].

GOUVERNEMENT DU CANADA. *Registre public des espèces en péril — Liste des espèces*, [En ligne]. [http://www.sararegistry.gc.ca/species/default_f.cfm].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. *Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts, 1.2.1 Protection des espèces menacées ou vulnérables — Espèces floristiques associées au milieu forestier*, [En ligne]. [www.mrn.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/1/121/Flore/flore_liste.asp].

1. Ces cartes renferment généralement les sites d'espèces menacées ou vulnérables du milieu forestier à protéger, transmis annuellement à chacune des directions générales en région par la Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers du MRN.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. *Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts, 1.2.1 Protection des espèces menacées ou vulnérables — Espèces fauniques menacées ou vulnérables associées au milieu forestier*, [En ligne]. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/1/121/Faune/Faune_liste.asp].

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS. *Espèces menacées ou vulnérables au Québec*, [En ligne]. [http://www.mddefp.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/index.htm].

PARCS CANADA, 2007. *Les espèces en péril,* [En ligne].[www.pc.gc.ca/nature/eep-sar/index_F.asp].

PÊCHES ET OCÉANS CANADA. *Espèces aquatiques en péril*, [En ligne]. [http://www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/index-fra.htm].

SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE. *Espèces en péril,* [En ligne]. [http://www.ec.gc.ca/nature/default.asp?lang=Fr&n=FB5A4CA8-1].

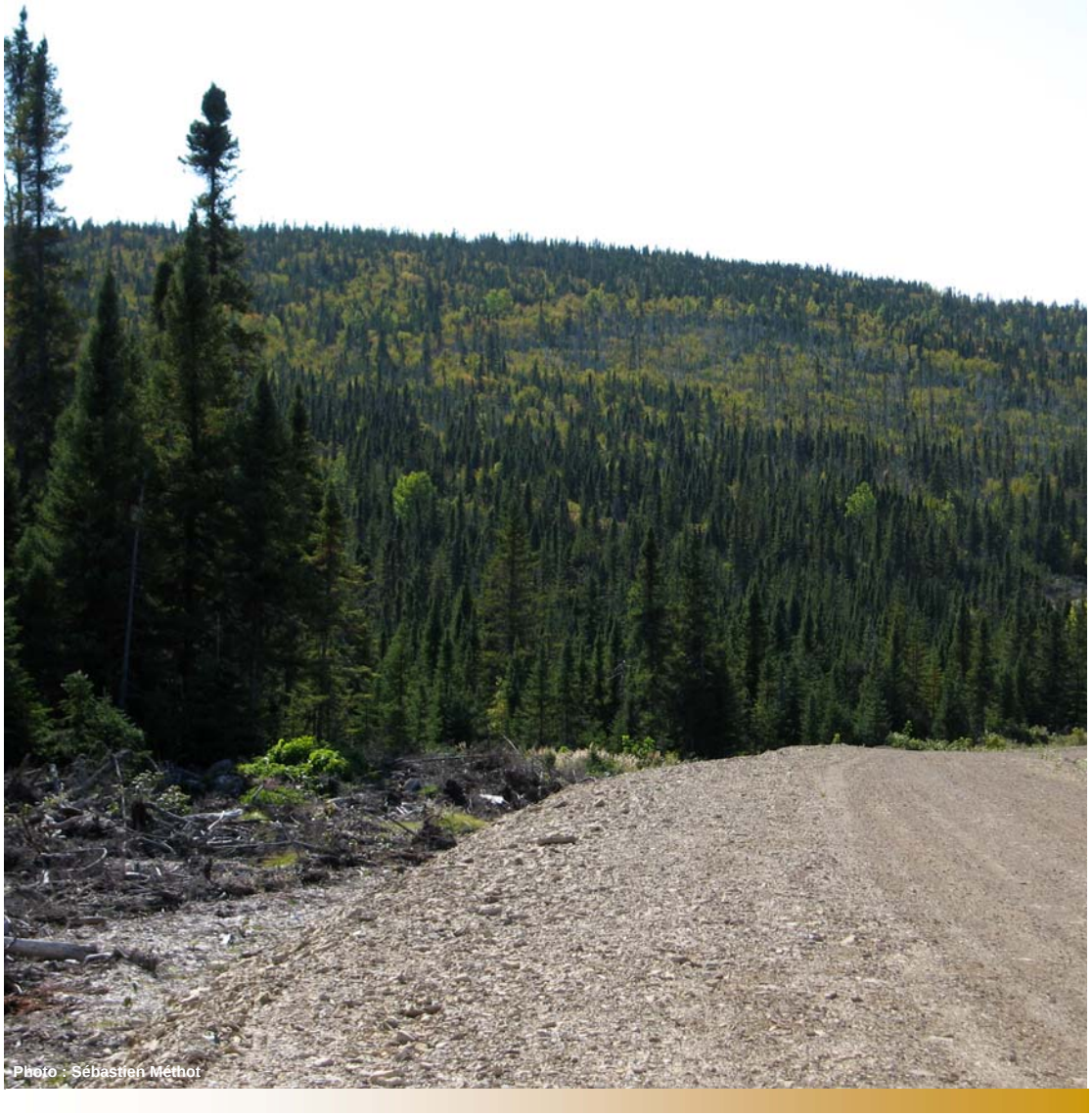


Photo : Sébastien Méthot

ANNEXE A ACTUALISATION DE L'ABONDANCE DES STADES DE DÉVELOPPEMENT INTERMÉDIAIRE ET DE VIEUX PEUPLEMENT

L'abondance des stades de développement intermédiaire 0et de vieux peuplement doit être corrigée pour tenir compte du temps écoulé entre la date où les photographies aériennes sur lesquelles la cartographie écoforestière est basée ont été prises et 2013, l'année d'entrée en vigueur des PAFI. Selon le temps écoulé, on considère qu'une certaine proportion de la classe d'âge précédente (0, 33, 66 ou 100 % de la superficie appartenant à la classe d'âge) a atteint le stade de vieux peuplement. La manière de calculer cette correction varie en fonction du domaine bioclimatique, selon les informations du tableau 2 (voir le chapitre 1). Cette procédure doit être appliquée séparément pour chaque unité territoriale (UTR, UTR regroupées, UTA), selon la superficie couverte par les différentes classes d'âge cartographiées (10 ans, 30 ans, etc.) et le domaine bioclimatique où elle se situe.

Une analyse similaire peut être effectuée pour actualiser le stade intermédiaire, en ajoutant une certaine proportion de la classe d'âge précédente (0 %, 33 %, 66 %, 100 %), et en soustrayant la portion qui est passée au stade de vieux peuplement.

Tableau 23 Calcul des corrections à apporter en fonction du temps écoulé entre la photo-interprétation et l'année 2013 pour le stade de vieux peuplement

Différence entre l'année de photo-interprétation et 2013	Stade	Domaine	Proportion des superficies des classes d'âge cartographique à ajouter (ha ou %)
0-5 ans	Pas d'actualisation nécessaire		
6-10 ans	Vieux peuplement	EPN MOU et ERS	90 ans x 0,33
11-15 ans	Vieux peuplement	SAB BOJ et SAB BOP	70 ans x 0,33
		EPN MOU et ERS	90 ans x 0,66
		SAB BOJ et SAB BOP	70 ans x 0,66
15-25 ans	Vieux peuplement	Tous	Inclure la classe précédente (90 ou 70 ans)

Tableau 24 Exemple d'actualisation de l'abondance des stades de développement à partir d'une carte établie à l'aide de photographies aériennes prises en l'an 2000 dans le domaine de la pessière à mousses

UTR	Abondance 120 ans et VIN	Abondance 90 ans	Taux de passage	Vieux « ajusté »
UTR1	16 %	10 %	10 % x 0,66 = 6,6 %	16 + 6,6 = 22,6 %
UTR2	25 %	8 %	8 % x 0,66 = 5,3 %	25 + 5,3 = 30,3 %

ANNEXE B RÉSULTATS D'UNE ANALYSE D'ÉCART POUR LES ENJEUX LIÉS À LA STRUCTURE D'ÂGE DES FORÊTS, SELON LE FORMAT OBLIGATOIRE PRÉSENTÉ DANS LE MANUEL DE PLANIFICATION FORESTIÈRE 2013-2018 (ACTIVITÉ 2.2)

La signification de chacun des champs est donnée dans le *Manuel de planification forestière 2013-2018*.

Tableau 25 Exemple de résultats d'analyse d'écart pour les enjeux liés à la structure d'âge des forêts

Nom du champ	Valeur pour chaque UT (UTR, UTR regroupées, UTA)			
ID_R4	1	2	3	…
TYPE_UNIT	URT_R	UTR	UTA	…
NO_UTR		UTR01		…
NO_UTA			UTA001	…
LI_UNIT[a]	UTR02-UTR05		COS001-COS003-COS006-COS030-COS035-COS036-COS015-COS018-COS080-COS082-COS085-COS096-COS097-COS098-COS099-COS100-COS106-COS108-COS109-COS120	…
DOM_BIO	5	5	6	…
SDOM_BIO	EST	EST	EST	…
PC_REGE_NA	10	10	16	…
PC_VIEU_NA	77	77	55	…
PC_REGEACT	42	21	15	…
PC_VIEUACT	56	23	62	…
SEU_REGE_M	20	20	25	…
SEU_REGE_F	30	30	35	…
SEU_VIEU_F	38,5	38,5	27,5	…
SEU_VIEU_M	23,1	23,1	16,5	…
DE_ALTREGE	Élevé	Moyen	Faible	…
DE_ALTVIEU	Faible	Élevé	Faible	…

a. Contient la liste des éléments constituant les UTR regroupées (liste d'UTR) ou les UTA (liste de COS). Le champ demeure vide si le type d'unité est une UTR (non regroupée).

ANNEXE C ANALYSE DE LA COMPOSITION ET DE LA CONFIGURATION DES VIEUX PEUPLEMENTS

1. Types de peuplements

Pour réaliser une description de la situation d'un territoire, on pourra utiliser l'information la plus récente contenue dans les bases de données géomatiques. Il est recommandé d'utiliser le travail réalisé pour la description de l'état actuel des vieux peuplements[1] (activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018*) et de le compléter en y ajoutant la composition actuelle des forêts matures (tableau 26). Cette étape est justifiée par le fait que l'on doit idéalement considérer les forêts matures si l'on veut assurer le recrutement de vieilles forêts. La prise en compte des forêts matures, en plus des vieilles forêts, pourrait aussi nous permettre d'être moins sévères dans l'analyse diagnostique de la composition et de la configuration des peuplements présents sur certaines portions de territoire. Toutefois, afin d'avoir une image plus fine de la situation, on pourrait aussi réaliser les analyses qui suivent seulement sur la portion des vieux peuplements.

Par ailleurs, la considération des forêts de 7 m ou plus de hauteur (classes 1, 2, 3 et 4) sera aussi utile pour l'analyse de la configuration, étant donné que leur présence en plus ou moins grande quantité pourra influencer la qualité des habitats, contribuant, entre autres, à réduire l'effet de bordure.

Tableau 26 Classes d'âge correspondant aux stades de forêt mature et de vieille forêt[a]

Domaine bioclimatique	Forêt mature[b, c]	Vieille forêt[b, d]
Pessière à mousses	> 80 ans (classe 90)	> 100 ans (classes 120 ans, VIN et VIR)
Sapinière à bouleau blanc	> 60 ans (classe 70)	> 80 ans (classes 90 ans, 120 ans, VIN et VIR)
Sapinière à bouleau jaune	> 60 ans (classe 70)	> 80 ans (classes 90 ans, 120 ans, VIN et VIR)
Érablière à bouleau jaune	> 80 ans (classe 90)	> 100 ans (classes 120 ans, VIN et VIR)

a. Lorsque cela est pertinent, les classes cartographiques correspondantes sont indiquées.

b. Pour les classes d'âge cartographiques doubles, on considère que la première classe d'âge prévaut. Par exemple, pour une classe d'âge « 70120 », on considérerait qu'il s'agit d'un peuplement de 70 ans.

c. Forêt mature : peuplement dont la strate dominante a atteint son plein développement (hauteur, semences) – un début de mortalité du couvert crée une quantité minimale de bois mort et encourage le développement de la régénération (*understory*).

d. Vieille forêt : peuplement forestier caractérisé par une dominance d'essences de fin de succession, la présence d'arbres de grande dimension pour l'essence et le site, la présence d'arbres sénescents, l'abondance de bois mort à divers degrés de décomposition et la présence d'un sous-étage où le recrutement de jeunes tiges vers la canopée est en cours.

2. Territoire d'analyse

Dans certaines circonstances, des mesures déjà en place contribuent au maintien de vieilles forêts possédant des caractéristiques de composition et de configuration adéquates. C'est le cas dans la pessière à mousses, en particulier dans les secteurs où les travaux sont réalisés en grande majorité dans des forêts vierges, donc principalement composées de vieilles forêts. Dans ce cas, les modalités prévues pour le maintien de forêts résiduelles dans les

1. On utilisera ici des données non actualisées, puisque des étapes de traitements géomatiques seront nécessaires.

agglomérations de coupes pourraient être suffisantes pour répondre aux préoccupations à l'égard du maintien de vieilles forêts aux caractéristiques adéquates. Bien qu'une image globale de l'unité d'aménagement puisse être utile, il pourrait être possible de ne pas mettre trop d'efforts dans ces secteurs peu perturbés pour le moment. On se concentrera plutôt dans les secteurs où l'historique de perturbations fait en sorte que la structure d'âge présente un niveau de vieilles forêts plus faible et où les peuplements présents sont plus fragmentés, ou dans les secteurs où on anticipe des problèmes à court ou à moyen terme. **On ciblera, en particulier, les unités territoriales dans lesquelles des travaux de récolte forestière sont prévus pour la période de 2013-2018.**

3. Méthode d'analyse de la composition des forêts matures et vieilles

À partir de l'information écoforestière, il est possible de faire une analyse de la composition des forêts matures et vieilles d'un territoire en utilisant le stade évolutif de chacun des peuplements forestiers. Le stade évolutif n'étant pas présent dans l'information écoforestière de base, la Direction des inventaires forestiers du MRN a produit un programme qui peut être utilisé dans FoxPro (Programme FoxPro.doc) et qui permet l'attribution d'un stade évolutif à chacun des peuplements présents sur le territoire. Étant donné que ce programme fonctionne avec les données du quatrième inventaire décennal, il sera nécessaire de convertir les données du troisième inventaire décennal à l'aide d'un fichier DBF (corges34.dbf).

Pour caractériser l'état du territoire quant à la composition des forêts matures et vieilles, on pourra alors calculer des statistiques sur la proportion des différents stades évolutifs associés aux peuplements matures et vieux (tableau 26), de même que des statistiques sur la proportion des différents groupements d'essences associés à ces stades.

Selon la description de la forêt naturelle, il se peut que l'on constate un écart important dans la composition des forêts matures et vieilles d'un territoire. Dans l'exemple du tableau 27, on observe actuellement une quantité de vieilles forêts qui se situe au-dessus du seuil d'alerte, mais leur composition s'écarte en bonne partie de celle de la forêt naturelle.

Tableau 27 Stades évolutifs et groupements d'essences de vieilles forêts

Stades évolutifs	% en forêt naturelle	% actuel	Groupements d'essences	% en forêt naturelle	% actuel
Début de succession	15	14	BOP	3	2
			PEU	5	4
			MFiR	7	8
Fin de succession	45	5	SAB	20	0,5
			EPN	10	1,5
			THO	10	1
			ERS	5	2
Total	60	19		60	19

4. Méthode d'analyse de configuration des forêts matures et vieilles en fonction des forêts de 7 m ou plus de hauteur

Pour caractériser l'état du territoire quant à la configuration, la méthode qui suit pourra être utilisée :

Étape 1 – À partir des bases de données utilisées précédemment, créer une couche des forêts de 7 m ou plus de hauteur

Sélectionner les peuplements de 7 m ou plus de hauteur (classes 1, 2, 3 et 4).

Exporter la sélection et nommer la nouvelle couche « **plus7m** ».

Résultat : couche « plus7m ».

Par défaut, cette couche contient les forêts matures et vieilles.

Couche « plus7m »

Étape 2 – Créer une couche de forêts de 7 m ou plus de hauteur sans peuplements matures et vieux

À partir de la couche « plus7m » :

- sélectionner les peuplements matures et vieux;
- effectuer une sélection inverse et exporter la sélection dans une autre couche (fichier de forme).

Résultat : couche « plus7m_sans MV ».

Dans la couche « plus7m_sansMV », fusionner les polygones qui ont une limite commune :

- utiliser la commande « *dissolve* « sur la couche de forêts de 7 m et plus sans peuplements vieux pour éliminer la limite entre chacun des polygones écoforestiers adjacents.

Résultat : couche « plus7m_sansMV_dis ».

Cette couche servira, à l'étape 4, à créer la couche de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur.

Étape 3 – Créer une couche des forêts de 7 m ou plus de hauteur contenant de la forêt d'intérieur

Attention!

Dans le cas de grands territoires, contenant un nombre élevé de polygones écoforestiers, la méthode proposée pourrait soulever des problèmes d'application dans ArcMap. Pour remédier à cette situation, on pourrait fractionner le territoire en plusieurs parties (UTR ou UTA).

À partir de la couche « plus7m » créée à l'étape 1, fusionner les polygones qui partagent une limite commune :

- utiliser la commande « *dissolve* » sur la couche pour éliminer la limite entre chacun des polygones adjacents.

Résultat : couche « plus7m_dis ».

Créer la couche de noyau de forêt d'intérieur. Cette étape permet d'éliminer les polygones ou portions de polygones de moins de 100 m de largeur :

- appliquer une zone tampon de 50 m vers l'intérieur des polygones afin de délimiter les noyaux de forêts d'intérieur totales à partir de la couche de forêts d'intérieur totales (couche « plus7m_dis »).

Résultat : couche « plus7m_dis_moins50 ».

Couche « plus7m_dis »

Couche « plus7m_dis_moins50 »

Créer la couche de polygones contenant de la forêt d'intérieur. Cette étape permet de recréer la forme originale des polygones qui contiennent un noyau de forêt d'intérieur uniquement :

- appliquer une zone tampon de 50 m vers l'extérieur sur la couche « plus7m_dis_moins50 ».

Résultat : couche « plus7m_dis_moins50_plus50 ».

Dans l'image ci-contre, plusieurs polygones de peuplements matures et vieux de moins de 100 m sont adjacents à la forêt de 7 m ou plus ou enclavés dans celle-ci. Le fait de tenir compte de la présence de la forêt de 7 m ou plus dans l'analyse nous permet de considérer que ces polygones comprennent aussi des caractéristiques de forêt d'intérieur.

Couche « plus7m_dis_moins50_plus50 »

Attention!

À cette étape, pour simplifier l'analyse, il est possible d'éliminer les forêts qui représentent des fragments (lignes ou points) et de ne conserver que les plus gros secteurs de forêt d'intérieur. Pour ce faire, on pourra séparer les polygones en entités distinctes, mettre à jour les superficies, sélectionner une superficie minimale (par exemple, 1 ha ou plus) et ne conserver que les entités sélectionnées.

Étape 4 – Isoler les peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur

Cette étape se fait en éliminant la forêt de 7 m ou plus qui n'est pas mature et vieille (créée à l'étape 2) de la couche de forêts de 7 m ou plus contenant de la forêt d'intérieur (créée à l'étape 3) pour garder seulement la couche de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur.

Il faut d'abord donner un attribut aux peuplements qui ne sont pas des peuplements matures et vieux :

- à partir de la couche « plus7m_sansMV_dis », créer un champ (« statut ») dans la table de données et lui attribuer la valeur *erase.*

Effectuer une intersection (commande union dans ArcToolbox) des couches « plus7m_sansMV_dis » et « plus7m_dis_moins50_plus50 » qui permettra d'avoir l'ensemble des polygones dans une même couche.

Résultat : « plus7m_sansMV_dis_ plus7m_dis_moins50_plus50 union ».

À partir de cette couche, créer la couche de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur :

- sélectionner les valeurs vides à partir du champ « statut » et exporter le résultat dans une nouvelle couche.

Résultat : couche « MatureVieux_Intérieur ».

Étape 5 – Créer une couche des blocs de forêts d'une superficie minimale donnée contenant de la forêt d'intérieur

À cette étape, on peut choisir de ne retenir que les blocs de forêts contenant de la forêt d'intérieur qui sont supérieurs à une superficie donnée (25 ha, par exemple).

Séparer le contenu de la couche précédente « MatureVieux_Intérieur » :

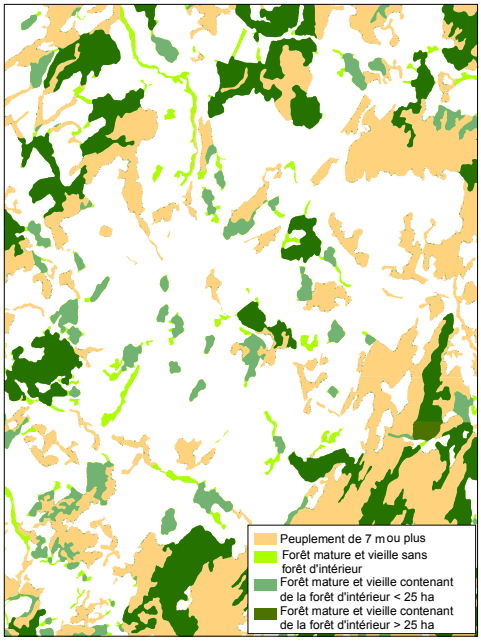
- utiliser la commande « Multiparties vers une partie » dans ArcToolbox;
- mettre à jour le champ « superficies » afin d'avoir une superficie pour chacun des polygones (un enregistrement par polygone).

Sélectionner les polygones dont la superficie est requise et exporter la sélection dans une autre couche (fichier de forme).

Résultat : couche « MatureVieux_Intérieur_plus_X_ha ».

Afin de tenir compte de la répartition spatiale à l'intérieur de l'unité d'aménagement et de faire le lien avec les cibles de structure d'âge retenues dans la stratégie d'aménagement, on peut analyser la situation pour chacune des unités territoriales.

Pour ce faire, il faut attribuer la valeur du numéro d'unité territoriale (UTR ou UTA) aux polygones de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur.



Couche « MatureVieux_Intérieur_plus_X_ha

Pour cette étape, utiliser la commande « *identity* » avec la couche des unités territoriales et la couche des peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur (couche « MatureVieux_Intérieur »). On obtient le pourcentage de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur en comparant la quantité de peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur à la quantité de forêts productives totale pour chacune des unités territoriales.

On peut également faire une analyse visuelle en tenant compte de la composition (stade évolutif ou groupement d'essences) pour détecter des reliquats ou des concentrations d'éléments plus rares qui pourraient être considérés différemment.

5. Résumé de la méthode d'analyse de configuration des forêts matures et vieilles en fonction des forêts de 7 m ou plus de hauteur

1. Couche des forêts de 7 m ou plus de hauteur

Sélectionner les peuplements de 7 m ou plus de hauteur (classes 1, 2, 3 et 4).
Exporter la sélection et nommer la nouvelle couche « plus7m ».
Par défaut, cette couche contient les forêts matures et vieilles.

2. Couche des forêts de 7 m ou plus de hauteur sans forêts matures et vieilles

Sélectionner les polygones matures et vieux sur la couche « plus7m » et exporter la sélection dans une nouvelle couche.
Faire une sélection inverse et exporter la sélection dans une nouvelle couche.
Nommer cette couche « plus7m_sansMV ».

Faire un *dissolve* sur la couche « plus7m_sansMV ».
Nommer la couche ainsi créée « plus7m_sansMV_dis ».
Cette couche servira à l'étape 4.

3. Couche des forêts de 7 m ou plus de hauteur contenant de la forêt d'intérieur

Faire un *dissolve* sur la couche « plus7m ».
Nommer la couche ainsi créée « plus7m_dis ».

Appliquer une zone tampon intérieure de 50 m sur la couche « plus7m_dis »[1].
Nommer la couche ainsi créée « plus7m_dis_moins50 ».

Appliquer une zone tampon extérieure de 50 m sur la couche « plus7m_dis_moins50 »[1].
Nommer la couche ainsi créée « plus7m_dis_moins50_plus50 ».

4. Couche des peuplements matures et vieux contenant de la forêt d'intérieur

Donner un attribut aux peuplements qui ne sont pas matures et vieux :
- sur la couche « plus7m_sansMV_dis », créer un champ (« statut ») et lui attribuer la valeur *erase.*
Effectuer une intersection (commande « union » dans ArcToolbox) des couches « plus7m_sansMV_dis » et « plus7m_dis_moins50_plus50 ».
Nommer la couche ainsi créée « plus7m_sansMV_dis_plus7m_dis_moins50_plus50 union ».

Sur la couche « plus7m_sansMV_dis_plus7m_dis_moins50_plus50 union », sélectionner les valeurs vides à partir du champ « statut » et exporter le résultat dans une nouvelle couche.
Nommer cette couche « MatureVieux_Intérieur ».

5. Couche des blocs de forêts d'une superficie minimale donnée contenant de la forêt d'intérieur

Séparer le contenu de la couche « MatureVieux_Intérieur » (un enregistrement pour chaque polygone) :
- utiliser la commande « Multiparties vers une partie » dans ArcToolbox et mettre à jour le champ « superficies ».
Sélectionner les polygones dont la superficie est requise et exporter la sélection dans une nouvelle couche.
Nommer cette couche « MatureVieux_Intérieure _plus_X_ha ».

ANNEXE D ACTUALISATION DES CLASSES D'ÂGE À L'INTÉRIEUR DES COS

Cette méthode d'actualisation a été mise au point dans le contexte des enjeux liés à la structure d'âge des forêts. Cette méthode d'actualisation repose sur l'utilisation des classes d'âge cartographiques. L'ampleur de la correction à apporter varie en fonction du temps écoulé entre l'année où les photographies aériennes ont été prises et l'année 2013. La méthode a été adaptée pour la classe 50 ans et plus. Les autres classes d'âge ne sont pas actualisées. Cette procédure doit être appliquée séparément pour chaque COS.

Tableau 28 Calcul des corrections à apporter à l'abondance en fonction du temps écoulé entre la photo-interprétation et l'année 2013, pour l'actualisation de la superficie des forêts de 50 ans et plus (classe d'âge prématurée)

Différence entre l'année de photo-interprétation et 2013	Superficie à ajouter (ha ou %)
0-5 ans	Pas d'actualisation nécessaire
6-10 ans	Classe 30 ans x 33 %
11-15 ans	Classe 30 ans x 66 %
15-25 ans	Inclure la classe 30 ans au complet

ANNEXE E RÉSULTATS D'ANALYSE TYPE POUR LES ENJEUX LIÉS À L'ORGANISATION SPATIALE DES FORÊTS DANS LA PESSIÈRE À MOUSSES (FORMAT STANDARD)

Le tableau 29 contient les données minimales nécessaires pour effectuer l'analyse des enjeux, ainsi que les principaux résultats de ces analyses. Les noms de champs en caractère gras représentent les champs qui font l'objet d'un format numérique obligatoire à l'activité 2.2 du *Manuel de planification forestière 2013-2018* (résultat standard R4.1). Les autres champs sont des champs de travail. Nous recommandons aussi d'ajouter des champs de travail correspondant à l'abondance des différentes classes d'âge cartographiques (10 ans, 30 ans, etc.). La somme des classes d'âge régénération, prématurée et mature n'égale pas nécessairement 100 %.

Tableau 29 Données minimales nécessaires pour effectuer l'analyse des enjeux et principaux résultats des analyses

N°du COS	**Type de COS**	**Superficie totale**	**Superficie forestière productive**	**Régénération**[a]	**Pré-mature**	**Pré-mature actualisé**	**Mature**	**Pré-mature actualisé + mature**	**Régénération + mature**	**COS constitue un massif forestier**	**COS constitue un massif forestier névralgique**	**Type de récolte envisageable**	**Problème de juxtaposition**
1	Standard	5 022	3 451	0,02	0,30	0,48	0,18	0,66	0,20			Attendre 2e	
10	Standard	9 171	6 429	0,59	0,22	0,25	0,12	0,36	0,70			Attendre 2e	
11	Standard	9 160	6 842	0,27	0,16	0,17	0,56	0,73	0,83	Oui	Oui		
12	Standard	13 721	6 005	0,62	0,14	0,16	0,23	0,39	0,85			Attendre 2e	
14	Standard	13 714	8 347	0,04	0,41	0,51	0,21	0,73	0,25	Oui	Oui	Attendre 2e	
15	Standard	12 238	7 581	0,00	0,77	0,8	0,15	0,96	0,15	Oui	Oui	Amorcer 2e	
17	Standard	14 318	8 373	0,46	0,26	0,33	0,07	0,40	0,53			Attendre 2e	
18	Standard	5 112	3 683	0,47	0,06	0,06	0,47	0,53	0,93			Compléter 1er	
20	Standard	13 842	9 642	0,79	0,10	0,12	0,06	0,19	0,85			Attendre 2e	
21	Standard	4 078	2 797	0,00	0,11	0,2	0,69	0,89	0,69	Oui		Attendre 1er	
22	Standard	11 982	8 641	0,22	0,44	0,45	0,33	0,78	0,55	Oui	Non	Attendre 2e	
23	Standard	12 464	9 067	0,05	0,62	0,64	0,27	0,92	0,33	Oui	Oui	Amorcer 2e	
24	Standard	4 498	2 813	0,63	0,01	0,01	0,35	0,36	0,98			Compléter 1er	
25	Standard	8 712	6 497	0,05	0,43	0,55	0,19	0,74	0,24	Oui	Oui	Attendre 2e	
26	Standard	9 703	6 132	0,14	0,78	0,78	0,08	0,86	0,22	Oui	Oui	Amorcer 2e	
27	Standard	8 345	6 509	0,01	0,47	0,62	0,15	0,77	0,16	Oui	Non	Amorcer 2e	
28	Standard	10 697	7 114	0,19	0,63	0,64	0,16	0,80	0,36	Oui	Oui	Amorcer 2e	
30	Standard	6 792	3 156	0,02	0,84	0,84	0,14	0,98	0,16	Oui	Oui	Amorcer 2e	
31	Standard	11 171	4 366	0,00	0,74	0,75	0,22	0,96	0,22	Oui	Oui	Amorcer 2e	
32	Standard	12 553	9 620	0,36	0,14	0,15	0,47	0,62	0,83			Compléter 1er	
33	Standard	13 640	9 273	0,12	0,03	0,04	0,84	0,87	0,95	Oui	Non	Amorcer 1er	
34	Standard	10 992	6 938	0,00	0,78	0,84	0,04	0,87	0,04	Oui	Non	Amorcer 2e	
35	Standard	6 449	4 654	0,02	0,24	0,41	0,16	0,57	0,18			Attendre 2e	
36	Standard	41 834	24 678	0,27	0,39	0,45	0,10	0,56	0,38			Attendre 2e	
37	Standard	7 069	5 083	0,85	0,03	0,03	0,09	0,12	0,93			Attendre 2e	
38	Standard	11 638	9 402	0,00	0,28	0,51	0,11	0,62	0,11			Attendre 2e	
39	Standard	10 715	7 556	0,32	0,28	0,28	0,39	0,68	0,71			Compléter 1er	Oui
4	Standard	12 410	6 270	0,13	0,60	0,68	0,08	0,76	0,20	Oui	Oui	Amorcer 2e	
40	Standard	4 915	4 260	0,35	0,09	0,09	0,54	0,63	0,89			Compléter 1er	Oui

a. L'abondance de la classe d'âge « Régénération » est calculée en fonction de l'année d'occurrence des perturbations graves; seules les perturbations ayant eu lieu lors des 20 dernières années (1993-2012) sont retenues.

ANNEXE F RARÉFACTION DES PEUPLEMENTS MIXTES

Les peuplements mixtes sont formés d'un mélange de conifères et de feuillus. L'intégration des caractéristiques des espèces feuillues et des conifères confère aux peuplements mixtes une variété unique d'habitats favorables à une plus grande biodiversité (diversité structurale, microclimatique, abondance et variété de nourriture). Des études effectuées dans la forêt boréale démontrent d'ailleurs que les forêts mixtes contiennent souvent plus d'espèces et des populations fauniques plus nombreuses que les peuplements purs, qu'ils soient résineux ou feuillus. Cette richesse d'espèces s'observe aussi chez les plantes vasculaires de sous-bois, les peuplements mixtes abritant une combinaison d'espèces associées aux feuillus et aux conifères. Les peuplements résineux, particulièrement ceux d'épinette noire, abritent généralement moins d'espèces de plantes vasculaires. En revanche, la richesse et la diversité des plantes non vasculaires (mousses et hépatiques) sont plutôt associées à la composante résineuse, dont l'abondance produit un microclimat plus humide favorable à leur implantation. La succession végétale conduisant à la formation de peuplements résineux comporte généralement un stade de forêt mixte qui influence le substrat d'établissement de plusieurs mousses et hépatiques (arbres morts et vivants de différentes espèces, de dimensions variées et parvenus à différents stades de décomposition). Aussi, la richesse des communautés microbiennes du sol, qui jouent un rôle indispensable dans la décomposition et la productivité forestière, est plus élevée dans les peuplements mixtes que dans ceux de composition pure, tant résineuse que feuillue. Les forêts mixtes abritent davantage d'espèces de coléoptères saproxyliques, puisque l'on y trouve les espèces associées aux feuillus et aux conifères. Les communautés de coléoptères « rove » (Staphylinidæ) sont plus riches dans les peuplements mixtes et feuillus que dans les peuplements résineux. Pour ce qui est des passereaux, certaines espèces sont reconnues comme étant spécialistes des forêts mixtes (ex. : grive à dos olive, paruline à gorge orangée, sittelle à poitrine rousse, paruline à gorge noire et paruline à poitrine baie). Les populations de ces espèces dites spécialistes sont plus abondantes dans les peuplements mixtes.

La problématique associée à la raréfaction des peuplements mixtes diffère selon les grands domaines bioclimatiques. Elle est intimement associée aux perturbations anthropiques récentes.

Dans la forêt feuillue (domaines de l'érablière), la raréfaction des peuplements mixtes composés d'espèces de fin de succession résulterait principalement de l'écrémage des espèces résineuses qui a été fait sans égard à leur régénération ou au maintien de leur représentativité dans les peuplements. Cette situation influencerait particulièrement les végétations potentielles MJ1 et MJ2. D'ailleurs, il est possible qu'une partie des stations qui accueillent aujourd'hui des peuplements feuillus ait été intégrée aux végétations potentielles FE à la suite de l'extirpation des espèces résineuses victimes de pratiques sylvicoles mal adaptées (voir la fiche sur l'enjeu lié à la raréfaction des espèces compagnes de l'érablière).

Dans la forêt mixte (domaines de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc), la raréfaction des peuplements mixtes des végétations potentielles MJ2 et MS1 serait le résultat de pratiques sylvicoles (ex. : les éclaircies) qui visent la formation d'un peuplement destiné à une production résineuse ou à une production feuillue, mais qui conduisent à l'extirpation locale d'une des deux composantes initiales. Cette raréfaction s'observe à l'échelle du peuplement. Son effet sur la proportion de peuplements mixtes peut toutefois être masqué par l'enfeuillement des peuplements résineux (voir la fiche sur l'envahissement par les feuillus intolérants) et l'enrésinement par voie de plantation (voir la fiche correspondante). Par contre,

ces derniers phénomènes peuvent impliquer des espèces différentes des espèces historiquement présentes.

Dans la forêt résineuse boréale (domaine de la pessière à mousses), la raréfaction des peuplements mixtes serait également le fait d'interventions sylvicoles visant l'obtention d'un peuplement pur et influencerait les végétations potentielles ME et MS. Théoriquement, l'enfeuillement après coupe pourrait aussi contribuer à contrebalancer la raréfaction des peuplements mixtes, mais les espèces en cause peuvent être différentes de celles qui étaient historiquement présentes.

La problématique des peuplements mixtes se pose différemment selon que l'on considère les peuplements qui appartiennent à un stade évolutif intermédiaire de la succession végétale, ou ceux qui se trouvent dans le stade stable, le stade final de la succession végétale. Ces derniers se composent souvent d'espèces différentes et comportent des attributs structuraux caractéristiques particulièrement favorables à la biodiversité (ex. : structure interne diversifiée, gros arbres, gros chicots et bois mort de forte dimension parvenu à différents stades de décomposition). Dans la sapinière, l'établissement et le maintien de la composante feuillue seraient associés à la mortalité périodique et synchrone du sapin résultant des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette, ce qui permettrait la formation de peuplements mixtes multicohortes là où les conditions de station sont favorables. Dans la pessière à mousses, les peuplements mixtes sont associés à certains types écologiques plus riches, où les espèces feuillues se maintiendraient grâce à la dynamique par trouées résultant de la sénescence des arbres matures. Ces peuplements sont caractérisés par une diversité et une densité faunique nettement plus grandes qui en font des sites de chasse particulièrement importants pour les Autochtones.

De plus, le maintien des peuplements mixtes dans la forêt boréale peut être perçu comme un moyen de répondre aux défis posés par les changements climatiques, puisque la diversité est gage d'adaptabilité.

L'aménagement devrait faire en sorte de respecter la représentativité des différents stades de la succession végétale (y compris les peuplements mixtes de stade stable), selon des proportions qui s'inspirent des niveaux naturels, en prévoyant et en contrôlant l'évolution de la composition.

Références utiles

L'importance des forêts boréales mixtes

JACQMAIN, H., et autres, 2008. "Moose-habitat Relationships: Integrating Local Cree Native Knowledge and Scientific Findings in Northern Québec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, nº 12, p. 3120-3132.

LECOMTE, N., et autres, 2009. *Growing Conditions and Tree Productivity in Boreal Mixedwoods: Hidden Opportunities for Forest Managers*, Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, 6 p. (Note de recherche; 46).

LECOMTE, N., et autres, 2010. *Boreal Mixedwood Management: Minimizing Risk in a Changing Climate*, Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, 6 p. (Note de recherche; 60).

MACDONALD, E., et autres, 2010. *La composition des peuplements et la biodiversité en forêt boréale mixte : différents toits-différents habitants?*, Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, 6 p. (Note de recherche; 59).

La dynamique des forêts mixtes subboréales

BOUCHARD, M., D. KNEESHAW et Y. BERGERON, 2006. "Tree Recruitement Pluses and Long Term Species Coexistence in Mixed Forests of Western Québec", *Ecoscience*, vol. 13, nº 1, p. 82-88.

ANNEXE G RARÉFACTION DE L'ÉPINETTE BLANCHE

Au Québec, l'épinette blanche est l'une des espèces compagnes de fin de succession. Cette essence est associée à plusieurs végétations potentielles (MS2, MS1, RS1, RS2, MJ2, MJ1 et FE3). On la trouve principalement dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc de même que dans les domaines des érablières et des pessières. L'épinette blanche peut aussi former des peuplements purs sur les friches agricoles abandonnées (végétation potentielle RB1), mais ces peuplements purs sont différents des peuplements naturels où l'espèce se trouve en mélange avec d'autres essences et dans une proportion sous-dominante. La raréfaction de l'épinette blanche s'observe principalement dans les sapinières issues de coupes et résulterait de l'effet conjugué de la diminution de la quantité de semenciers consécutive à l'exploitation forestière et de la rareté relative des lits de germination favorables. Elle est également manifeste dans les érablières où les épinettes blanches de bonne dimension ont souvent été récoltées lors de coupes successives sans que des dispositions soient prises pour en assurer la régénération.

Les sapinières naturelles étaient régies par les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. L'action sélective de cet insecte y favorisait le maintien des espèces non hôtes, comme le bouleau, et résistantes, comme l'épinette blanche, qui bénéficiaient d'un effet d'éclaircie à la suite des épidémies. Les conditions d'ombrage partiel ainsi générées étaient favorables à l'établissement des semis d'épinette blanche, qui ont besoin d'humidité pour s'implanter. Les chablis subséquents engendraient des lits de germination favorables à l'établissement de semis d'épinette blanche. Ces lits de germination correspondent au sol minéral, au mélange de sol minéral et de matière organique ainsi qu'au bois mort en décomposition, dont les épidémies récurrentes assurent le recrutement. Les gros débris ligneux représentent d'ailleurs le meilleur substrat d'établissement pour l'épinette blanche. Le sapin jouerait donc un rôle important dans le maintien de l'épinette blanche, grâce à une production rapide de gros débris ligneux résultant de sa vulnérabilité à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, à la carie et au chablis. Aussi, lors de sa chute, les branches du sapin ont tendance à se casser, permettant ainsi à la tige morte d'accéder plus rapidement à l'humidité du sol que celle de l'épinette, qui reste souvent perchée sur ses branches lors d'un chablis. Enfin, la mortalité résultante dans le couvert forestier permet de libérer la strate en régénération préétablie d'épinette blanche. Les sapinières naturelles étaient caractérisées par des vétérans d'épinette blanche qui, grâce à une longévité dépassant les 200 ans, pouvaient survivre à plusieurs épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Or, ces vétérans avaient un important effet sur la structure verticale des habitats et jouaient un rôle fondamental dans la formation de vieilles sapinières dont la structure est irrégulière.

Parmi les peuplements résineux, la proportion d'épinettes blanches est beaucoup plus importante dans les peuplements ayant subi une épidémie légère (17,9 %), ou n'ayant pas été coupés (13,3 %), que dans ceux issus d'une coupe (6,4 %). La pratique d'un aménagement équienne sur de courtes révolutions a donc amplifié le problème de raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières, et pourrait même comporter des risques d'extirpation dans certains sites, surtout si ce type d'aménagement est appliqué de manière récurrente. En effet, la production semencière de l'épinette blanche, qui débute lorsque l'arbre a 30 ans et qui atteint son optimum lorsqu'il atteint 40 ans, a lieu essentiellement durant les bonnes années semencières qui reviennent tous les deux à six ans. Dans la forêt équienne de seconde venue, la banque de semis d'épinette blanche commence donc à se former plus tardivement et se constitue plus lentement que celle du sapin, dont la production est plus hâtive, plus fréquente et surtout alimentée par un plus grand nombre de semenciers. Il est d'ailleurs possible que les

coupes de récupération pratiquées à la suite de la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette aient contribué à aggraver le phénomène de raréfaction de l'épinette blanche. Ces coupes de récupération ont retiré de la forêt des épinettes qui auraient pu survivre, et faire office de semenciers quelques années plus tard, alors que les chablis subséquents à l'épidémie auraient engendré des conditions favorables à la régénération.

Dans les sapinières à bouleau blanc naturelles, la proportion d'épinettes blanches pouvait représenter de 27 à 63 % du volume. Les données du troisième inventaire décennal indiquent que l'épinette blanche représente maintenant de 10 à 20 % de la surface terrière des peuplements résineux de la végétation potentielle MS2 compris dans les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau blanc. Des proportions supérieures à 15 % ont été enregistrées dans des peuplements où la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette a réduit considérablement la proportion de sapin. En Gaspésie, où la proportion d'épinettes blanches était historiquement plus élevée, la raréfaction de cette essence a été amplifiée par une épidémie du dendrochtone de l'épinette survenue de 1930 à 1934, suivie d'une épidémie du diprion européen de l'épinette qui a sévi de 1934 à 1940. Ces épidémies, associées au dépérissement du bouleau, avaient alors provoqué un ensapinage des peuplements, étant donné l'abondante régénération du sapin.

Références utiles

La raréfaction de l'épinette blanche au Québec

GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2003. « Raréfaction de l'épinette blanche dans les sapinières de la forêt boréale », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 67-92.

La sapinière préindustrielle

BARRETTE, M., L. BÉLANGER et L. DE GRANDPRÉ, 2010. "Pre-industrial Reconstruction of a Perhumid Mid-boreal Landscape, Anticosti Island, Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 40, nº 5, p. 928-942.

COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ, 2007. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides : Rapport préliminaire du comité scientifique*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, VIII + 118 p. et annexes.

LEBLANC, M., et L. BÉLANGER, 2000. *La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte*, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 92 p. (Mémoire de recherche forestière; 136).

Les ravageurs exotiques ayant attaqué l'épinette blanche

DESROCHERS, P., Y. PROULX et J. VANACKER, 2006. *Les dangers des ravageurs exotiques pour les forêts de l'est du Canada (partie 1)*, [En ligne], Ressources Naturelles Canada. [http://www.exoticpests.gc.ca/pdf/Rav_Exo_2005_FR_partie1.pdf].

ANNEXE H RARÉFACTION DE L'ÉPINETTE ROUGE

L'épinette rouge est l'une des espèces compagnes de fin de succession de certaines végétations potentielles des domaines bioclimatiques de l'érablière et de la sapinière. Parmi ceux-ci, on trouve les types feuillus d'érablières (végétation potentielle FE) où l'épinette rouge aurait été plus importante par le passé, des types mélangés de sapinières à bouleau jaune (végétations potentielles MJ et MS1), ainsi que d'autres types résineux de la sapinière (végétations potentielles RS5 et RS1) qui occupent des sites moins riches que les types précédents. Dans les trois cas, le régime de perturbations naturelles dominant est celui des microtrouées, engendrées par la mort d'arbres sénescents. On observe également un régime de perturbations modérées d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ou de chablis partiels qui provoque des ouvertures un peu plus grandes. L'action combinée de ces régimes favorise le développement d'une structure irrégulière, alors que la tordeuse des bourgeons de l'épinette limite l'abondance du sapin dans le couvert dominant. Dans la sapinière à épinette rouge (RS5), le régime de chablis prend davantage d'importance, étant donné l'enracinement superficiel associé à la faible épaisseur ou à la forte pierrosité des dépôts.

La raréfaction de l'épinette rouge a été reconnue dès les années 1940. Cette espèce est encore naturellement présente, mais en densité moindre, dans des peuplements particulièrement productifs qui ont déjà été exploités jusqu'à quatre fois. Par conséquent, les conditions d'aujourd'hui sont passablement différentes par rapport à l'état naturel, notamment en ce qui a trait à la densité de semenciers d'épinette rouge à l'échelle du paysage. Bien que la description de la forêt naturelle comporte souvent une incertitude liée au regroupement des différentes espèces d'épinette, une étude récente confirme que le taux actuel d'occupation de l'épinette rouge représente 20 % de ce qu'il était dans la forêt dynamisée par les perturbations naturelles.

La raréfaction de l'épinette rouge résulterait de l'effet conjugué de la diminution de la quantité de semenciers consécutive à l'exploitation forestière et d'une sylviculture mal adaptée aux exigences écophysiologiques de cette espèce. Historiquement, il semble que l'épinette rouge ait pu se maintenir grâce à sa moins grande vulnérabilité que le sapin à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, à la carie et au chablis. Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sont responsables d'une ouverture partielle et progressive du couvert (ouvertures de dimension limitée à moins de 800 m^2), apte à assurer la survie des semis d'épinette rouge qui sont très sensibles à l'insolation et qui requièrent des conditions humides, particulièrement au cours de leurs premières années d'établissement. Toutefois, dans les trouées, les épinettes rouges croissent moins rapidement que les sapins, dont l'acclimatation morphologique est plus rapide à court terme. Par contre, une fois dégagées, les épinettes rouges préétablies ont généralement une très bonne reprise de croissance, et ce, malgré une longue période antérieure d'oppression. En fait, la dynamique naturelle des petites trouées permet aux épinettes rouges préétablies de s'acclimater à une ouverture progressive du couvert forestier et d'atteindre l'étage dominant à la suite d'une succession de périodes de croissance en hauteur et d'oppression associée aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. De plus, les chablis consécutifs aux épidémies permettent la chute au sol de gros débris ligneux, dont la décomposition lente fournit un microsite et un substrat favorables à la germination et à l'établissement de semis d'épinette rouge. Dans la forêt naturelle, la présence de semenciers d'épinette rouge était assurée de manière durable grâce à une longévité dépassant les 200 ans et pouvant même excéder les 400 ans. D'ailleurs, les sapinières à bouleau jaune primitives étaient caractérisées par de très grosses tiges résineuses (DHP plus grand ou égal à 32 cm) composées majoritairement d'épinette rouge, qui pouvaient représenter près du tiers de la surface terrière.

Les coupes totales du passé ont produit des résultats variables en fonction de la régénération résineuse préétablie. Lorsque celle-ci était clairsemée (c'est-à-dire lorsqu'elle ne formait pas un tapis continu), l'espace laissé vacant a rapidement été occupé par les espèces héliophiles. Par contre, là où la régénération résineuse était abondante, c'est plutôt le sapin qui a pris le dessus. D'ailleurs, la raréfaction de l'épinette rouge à la suite de coupes, souvent associée à celle de l'épinette blanche, se fait généralement au profit du sapin, du bouleau à papier, du peuplier et de l'érable à épis. Cet enjeu est donc lié aux enjeux de raréfaction de l'épinette blanche, d'envahissement par le sapin et d'envahissement par les feuillus intolérants. À l'instar de l'épinette blanche, le problème de raréfaction de l'épinette rouge a possiblement été amplifié, à la suite de la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, par les coupes de récupération ayant retiré du milieu des semenciers qui auraient pu survivre.

Références utiles

La raréfaction de l'épinette rouge au Québec

FORTIN, M., 2003. « Raréfaction de l'épinette rouge », dans Grondin, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 45-66.

L'importance des caractéristiques écophysiologiques de l'épinette rouge

DUMAIS, D., et M. PRÉVOST, 2007. "Management for Red Spruce Conservation in Québec: The Importance of Some Physiological and Ecological Characteristics – A Review", *The Forestry Chronicle*, vol. 83, nº 3, p. 378-392.

L'écophysiologie et la croissance de la strate en régénération préétablie après coupes partielles dans des peuplements mixtes à bouleau jaune (BjR)

DUMAIS, D., et M. PRÉVOST, 2008. "Ecophysiology and Growth of Advance Red Spruce and Balsam Fir Regeneration After Partial Cutting in Yellow Birch-conifer Stands", *Tree Physiology*, vol. 28, nº 8, p. 1221-1229.

Les régimes de perturbations dans différents types de forêts

NORTH, M. P., et W. S. KEETON, 2008. "Emulating Natural Disturbance Regimes: an Emerging Approach for Sustainable Forest Management", dans LAFORTEZZA, R., et autres (dir.), *Patterns and Processes in Forest Landscapes*, Springer Netherlands, p. 341-372.

La dynamique des peuplements mixtes à bouleau jaune

BARRETTE, M., 2004. *Caractérisation du paysage primitif de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice pour une gestion des écosystèmes du parc national du Canada de la Mauricie*, Thèse (M. Sc.), Université Laval, 129 p.

BARRETTE, M., et L. BÉLANGER, 2007. « Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice », *Canadian Journal of Forest Research,* vol. 37, nº 7, p. 1147-1160.

DOYON, F., et B. LAFLEUR, 2004. *Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 57 p. et annexes. (Rapport technique).

ANNEXE I RARÉFACTION DE LA PRUCHE DU CANADA

La pruche du Canada se trouve dans les différents domaines bioclimatiques de l'érablière et, plus marginalement, dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest. Le phénomène de raréfaction de la pruche serait plus important dans l'érablière à bouleau jaune. Les pruches peuvent former des peuplements purs (végétation potentielle RT1) dans des stations souvent exposées au nord et situées près de plans d'eau (à l'abri des feux). Dans l'ouest du Québec, les peuplements à dominance de pruche occupent souvent des stations fragiles à dépôt mince et très pierreux. La pruche se trouve également comme essence compagne dans les peuplements de feuillus tolérants (végétations potentielles FE et FO) ainsi que dans les peuplements mélangés, en association avec le bouleau jaune (végétation potentielle MJ). La présence de conifères dans la forêt de feuillus tolérants, y compris celle de la pruche, permet une diversification des habitats favorables à la biodiversité.

La pruche du Canada a été exploitée dès la fin du XIX^{e} siècle alors que son écorce représentait une source de tanins utilisés dans l'industrie de la tannerie. Puis, au début du XX^{e} siècle, on en a fait des traverses de chemins de fer.

La raréfaction de la pruche serait le résultat de l'exploitation, assortie d'un défaut de régénération. Cette espèce, très tolérante à l'ombre, requiert des conditions constantes de température et d'humidité pendant la phase d'établissement des semis. Dans les forêts dynamisées par les perturbations naturelles, le renouvellement des prucheraies se fait par le recrutement d'une nouvelle cohorte d'arbres sous un couvert de vieux arbres. Ce recrutement n'est possible que lorsque les conditions climatiques sont favorables à la survie des semis (absence de haute température et d'assèchement des horizons supérieurs du sol). Les exigences de température et d'humidité essentielles à sa régénération se répercutent sur le recrutement, qui se fait plutôt par cohorte. De plus, en l'absence de perturbation du sol, la régénération dépend du bois pourri, des souches et des monticules, qui présentent des conditions plus humides et plus chaudes que le parterre forestier. Par la suite, la croissance juvénile de la pruche est généralement très lente. La pruche a des besoins similaires à ceux du bouleau jaune pour assurer sa survie.

Les prucheraies denses constituent des abris hivernaux de choix pour le cerf de Virginie. Toutefois, le broutement par le cerf peut limiter de façon importante la régénération de la pruche et son recrutement dans les étages supérieurs. Aussi, la raréfaction de peuplements résineux matures à l'échelle du paysage a pu contribuer à amplifier les pressions exercées par le cerf sur les prucheraies.

Les prucheraies modifient les conditions des terres humides et des cours d'eau près desquels elles croissent grâce à leur couverture dense, qui permet de maintenir l'eau à une température plus fraîche, favorable à l'omble de fontaine. Pendant l'été, les ruisseaux situés dans les prucheraies maintiennent un débit de base qui est non seulement propice à la survie de l'omble, mais également à la production d'invertébrés aquatiques dont il se nourrit.

La pruche est menacée par le puceron lanigère de la pruche, qui cause d'importants dégâts aux États-Unis. Cette menace pourrait s'étendre au Canada si les populations de cet insecte exotique parviennent à survivre aux hivers plus cléments associés au réchauffement climatique. Certaines plantes vivent en association avec la pruche, comme le platanthère à grandes feuilles (*Platanthera macrophylla – Habenaria macrophylla*), qui est susceptible d'être désigné menacé ou vulnérable.

Références utiles

La raréfaction de la pruche

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

Les prucheraies, habitat irremplaçable

MCMANUS, K. A., K. S. SHIELDS et D. R. SOUTO (éds), 2000. *Proceedings Symposium on Sustainable Management of Hemlock Ecosystems in Eastern North America*, Newton Square, PA, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, 237 p. [General Technical Report NE-267].

ORWIG, D., 2008. "Eastern Hemlock: Irreplaceable Habitat", [En ligne], *Massachussetts Sierran*, p. 3-5. [http://harvardforest.fas.harvard.edu/publications/pdfs/orwig_Sierran_2008.pdf].

Les caractéristiques des prucheraies au Québec

BÉDARD, S., et Z. MAJCEN, 2000. *Accroissement et régénération des prucheraies dix ans après une coupe de jardinage dans une aire d'hivernage de cerf de Virginie*, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 14 p. (Note de recherche forestière; 103).

MAJCEN, Z., et Y. RICHARD, 1993. *Composition et structure des prucheraies dans cinq secteurs forestiers du Sud-Ouest québécois*, Québec, ministère des Forêts, Direction de la recherche, 67 p. [Mémoire nº 107].

Certaines espèces sensibles associées au milieu forestier

HARVEY, B.-P., et AUTRES, 2002. *Guide terrain : Espèces menacées ou vulnérables associées au milieu forestier – Région de Québec*, [En ligne], Association forestière Québec métropolitain. [http://www.af2r.org/pdf/guide_esp.pdf].

ANNEXE J RARÉFACTION DU THUYA

Le thuya occidental est une espèce longévive et tolérante à l'ombre qui peut former des peuplements purs sur les stations mal drainées (végétation potentielle RC3) et les escarpements. On la trouve également en mélange avec d'autres essences dans diverses stations forestières (végétation potentielle RS1 principalement, puis les autres RS; les MJ et MS; et parfois les RE, RP, MF et FE). Le thuya pousse dans tous les domaines bioclimatiques du Québec. La raréfaction du thuya résulterait de l'effet conjugué des actions anthropiques et de la pression exercée par les populations de cerfs de Virginie. Le phénomène de raréfaction s'observe dans tous les peuplements purs et mélangés, qu'ils soient à dominance feuillue ou résineuse. Le problème est toutefois plus prononcé dans les peuplements mélangés des stations mésiques et mésiques riches, où la compétition interspécifique est élevée et où la croissance du thuya ainsi que la qualité des tiges produites sont les meilleures.

Les activités anthropiques à l'origine de la raréfaction du thuya comprennent l'exploitation forestière, une sylviculture mal adaptée à cette essence et un aménagement orienté vers la production d'autres essences, qui retire généralement les essences compagnes tout en instaurant des conditions défavorables à leur régénération. En conditions naturelles, la régénération et le maintien du thuya résultent d'une dynamique par petites trouées. La régénération de l'espèce nécessite des semenciers, un taux d'ensoleillement qui varie entre 25 et 50 % et une humidité élevée du substrat. Les conditions microclimatiques découlant des coupes totales et des grandes trouées empêchent donc l'établissement des semis et peuvent provoquer la dessiccation d'une portion préétablie de thuyas. Aussi, les courtes révolutions appliquées dans les forêts aménagées auraient contribué à aggraver le problème de renouvellement du thuya. En effet, sa régénération et le recrutement de ses tiges dans les étages supérieurs du couvert forestier résultent d'un processus qui s'opère très lentement, à la faveur de petites ouvertures créées par la chute de branches, la mortalité individuelle et les épidémies légères. Dans les peuplements mélangés vieillissants, ces petites ouvertures engendrent des conditions favorables au maintien et à l'augmentation de la proportion de thuyas. Grâce à sa longévité et à sa tolérance à l'ombre, le thuya remplace progressivement les essences moins longévives qui le surplombaient à mesure qu'elles meurent, alors que le couvert limite l'envahissement du parterre forestier par les espèces héliophiles. Des études américaines ont cependant démontré que le recrutement des petites tiges vers les étages supérieurs se produisait peu lorsque le cerf de Virginie fréquente les lieux. Les faibles quantités en régénération, conjuguées à la compétition par des essences dont la croissance est plus rapide et à la pression exercée par le broutement des cervidés, risquent de compromettre la présence du thuya dans les futurs peuplements. D'ailleurs, le phénomène de raréfaction du thuya a vraisemblablement été amplifié localement par l'accroissement des populations de cervidés et leur déplacement vers le nord.

Les données d'inventaire indiquent que la diminution des volumes de thuya de dimension marchande aurait été importante dans les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la pessière à mousses, soit à la limite nord de son aire de distribution. L'évolution des distributions diamétrales dans les placettes permanentes renfermant du thuya révèle une réduction du nombre de gaules de thuya sur une période de 30 ans dans les sous-domaines de l'érablière à tilleul de l'Est et de l'Ouest ainsi que dans l'érablière à bouleau jaune de l'Est. De façon générale, le déficit se concentrerait principalement sur le plan de la strate en régénération (qui mesure de 20 à 200 cm de hauteur) et ne pourrait pas encore être détecté à partir des données d'inventaire du bois marchand.

Le ptérospore à fleurs d'andromède est une plante associée aux vieilles forêts de conifères dominées par le pin blanc et le thuya, qui est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable. Certaines plantes de cédrières, telles que le cypripède royal et le cypripède tête-de-bélier, seraient également en déclin à la suite de la destruction de leur habitat.

Références utiles

La raréfaction du thuya au Québec

LAROUCHE, C., 2006. « Raréfaction du thuya », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, 32 p.

LAROUCHE, C., 2009. *La régénération du thuya après coupes partielles en peuplements mixtes*, Thèse (Ph. D.), Université Laval, 155 p.

La sylviculture et l'écologie du thuya

HOFMEYER, P. V., L. S. KENEFIC et R. S. SEYMOUR, 2009. "Northern White-cedar Ecology and Silviculture in the Northeastern United States and Southeastern Canada", *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 26, nº 1, p. 21-27.

Les modifications induites par l'aménagement forestier dans le Bas-Saint-Laurent

BOUCHER, Y., D. ARSENAULT et L. SIROIS, 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*, vol. 36, nº 2, p. 505-517.

Certaines espèces sensibles associées au milieu forestier

HARVEY, B.-P., et autres, 2002. *Guide terrain : Espèces menacées ou vulnérables associées au milieu forestier – Région de Québec*, [En ligne], Association forestière Québec métropolitain. [http://www.af2r.org/pdf/guide_esp.pdf].

ANNEXE K RARÉFACTION DES PINS

Pin blanc

Le pin blanc peut former des peuplements purs sur une large gamme de stations. Ce sont souvent des peuplements transitoires qui, en l'absence de feu, évoluent vers les groupements de stades finaux propres à la station. Par contre, sur les dépôts sableux et les sommets à sol mince de l'ouest du Québec, le cycle de feux plus court aurait été propice au renouvellement des pinèdes, ce qui expliquerait leur plus forte représentativité historique dans cette portion du Québec. L'âge des pinèdes actuelles se situe entre 100 et 120 ans et le déficit marqué de jeunes pinèdes s'avère symptomatique d'un sérieux problème de régénération de l'espèce. En plus de la réduction du nombre d'individus et du volume de l'espèce, la raréfaction des pinèdes blanches pures a aussi un effet à l'échelle du paysage, puisque leur présence rehausse la diversité d'habitats disponibles.

Le pin blanc peut aussi se trouver en mélange avec d'autres espèces sur une très large gamme de stations des domaines de l'érablière, de la sapinière à bouleau jaune ainsi que du sous-domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'Est. La raréfaction du pin blanc s'observe également dans les peuplements où l'espèce a le statut d'essence secondaire. À titre indicatif, en Ontario, près de la rivière des Outaouais, la densité de pins blancs dans les peuplements mixtes et feuillus serait passée de 3 à 8 individus/ha dans les années 1800 à moins de 1 individu/ha de nos jours.

Dans la forêt aménagée, la raréfaction du pin blanc serait le résultat conjugué de plusieurs facteurs. L'exploitation forestière, qui a débuté au cours du XVIII^{e} siècle dans les pinèdes blanches, s'est poursuivie pendant le XIX^{e} siècle en s'étendant aussi aux autres types de peuplements contenant des pins blancs. Ensuite, la rouille vésiculeuse du pin blanc venue d'Europe a été introduite vers le début des années 1900. Cette maladie provoque la mort d'un nombre parfois important de pins blancs en période d'établissement. Elle peut infecter l'arbre et causer progressivement sa mort. Puis, la substitution de la coupe au feu comme élément de perturbation majeur a limité considérablement la création des conditions propices à l'établissement et à la survie du pin blanc. Enfin, les pins subissent le broutement du cerf de Virginie et sont aussi perturbés par d'autres agents nuisibles, notamment le charançon du pin blanc. Bref, l'agent de perturbation à l'origine du renouvellement naturel des pinèdes a été supprimé, et l'exploitation forestière pratiquée au Québec jusqu'à maintenant a privé les forêts d'un grand nombre de pins blancs ou éliminé les pinèdes existantes sans avoir réussi à assurer leur régénération.

Les pinèdes blanches naturelles sont associées à un cycle de feux catastrophiques variant entre 150 et 300 ans. À la suite d'un feu intense, l'établissement de la nouvelle cohorte se produit lentement, sur une période de 20 à 40 ans, à partir des semences provenant de pins blancs ayant survécu au feu ou qui sont situés dans les environs. Le feu favorise l'établissement du pin blanc par une exposition du sol minéral, un ensoleillement important et la destruction de la végétation concurrente. Son établissement se fait souvent en même temps ou peu après celui d'espèces à croissance plus rapide telles que le peuplier, le bouleau, l'érable rouge ou le chêne rouge. Dans les forêts feuillues et mixtes, le pin blanc se perpétue par la création de trouées naturelles. L'ombrage des espèces feuillues intolérantes s'établissant après un feu est moins important que celui produit par des espèces tolérantes comme l'érable à sucre et convient mieux au pin blanc, qui est une espèce semi-tolérante. Sous des conditions naturelles, le maintien du pin blanc est possible à long terme, grâce à sa tolérance modérée à

l'ombre, à sa grande longévité et à la capacité qu'ont les arbres matures de résister aux feux de surface du fait de leur écorce épaisse, ce qui permet d'assurer le maintien de semenciers.

De nos jours, la suppression des feux limite l'établissement de nouvelles pinèdes et favorise leur évolution, soit vers des peuplements de sapins (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'envahissement par le sapin) et d'épinettes, soit vers des peuplements de feuillus tolérants, selon la station. De plus, elle réduit les possibilités de contrôle des populations d'hôtes alternes de la rouille vésiculeuse du pin blanc (*Ribes* spp.) et du charançon du pin blanc, qui étaient fortement diminuées par les feux.

Le pin blanc fournit des éléments caractéristiques d'habitats que nulle autre espèce de conifère ne peut produire. Sa longévité et les dimensions importantes qu'il peut atteindre, notamment sa hauteur qui surpasse celle de toutes les autres essences poussant sous nos latitudes, en font une espèce qui joue un rôle unique dans la structure verticale des habitats. D'ailleurs, les grands pins blancs sont utilisés pour la nidification par plusieurs espèces d'oiseaux, dont certains rapaces comme le pygargue à tête blanche, qui est une espèce désignée vulnérable au Québec; le balbuzard pêcheur; l'épervier brun; l'épervier de Cooper; l'autour des palombes et le grand-duc d'Amérique. De plus, les gros pins blancs (DHP de plus de 45 cm) dont le cœur est pourri fournissent une caractéristique d'habitats importante pour les espèces de gros gabarit qui sont dépendantes des cavités, comme le grand pic ou la chouette rayée, en plus d'accommoder celles de plus petite taille.

Le ptérospore à fleurs d'andromède est une plante associée aux vieilles forêts de conifères, dominées par le pin blanc et le thuya, qui est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable. Il en va de même pour le cypripède tête-de-bélier, qui peut notamment se trouver dans les forêts mixtes de pin blanc et de chêne rouge situées en bas de pente, près d'un plan d'eau.

Pin rouge

Le pin rouge est une espèce intolérante à l'ombre. Elle est plus rare que le pin blanc et se trouve plus souvent dans des peuplements purs ou en mélange avec le pin blanc. Elle forme aussi des associations avec les feuillus intolérants, les épinettes ainsi que le pin gris dans les stations pauvres. Sa distribution recoupe les domaines bioclimatiques de l'érablière à tilleul, de l'érablière à bouleau jaune et de la sapinière à bouleau jaune. En l'absence de feu, la pinède à pin rouge évolue souvent vers la pinède à pin blanc. Comme pour le pin blanc, la régénération naturelle de cette espèce est dépendante du feu et les coupes forestières ne lui ont pas permis de se régénérer. Le pin rouge est associé à des cycles de feux variant entre 100 et 150 ans. Aussi, les forêts mixtes à pin rouge auraient moins tendance à évoluer vers les feuillus tolérants que les forêts mixtes à pin blanc, en raison du cycle de feu plus court. Dans ces forêts mixtes, le pin rouge se trouve généralement en association avec le bouleau à papier, le sapin, le peuplier faux-tremble et le peuplier à grandes dents.

La raréfaction potentielle du pin rouge est plus préoccupante que celle du pin blanc en raison de la moins grande représentativité historique de cette espèce, de son remplacement naturel par le pin blanc, de la faible quantité de graines viables produites ainsi que de l'absence de compétition feuillue qu'exige cette espèce intolérante à l'ombre.

Références utiles

La raréfaction du pin blanc au Québec

ASSELIN, G., et J.-F. CÔTÉ, 2005. *Étude sur le pin blanc au Québec : marchés, perspectives d'avenir et analyse économique des plantations*, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, 74 p.

BLANCHETTE, M., et autres, 2005. *Le pin blanc au Québec : Portrait de l'industrie et de la ressource et recommandations visant son aménagement*, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 25 p. [Non publié].

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

FORTIER, G., 2004. *Le pin blanc en Gaspésie*, CEGEP de la Gaspésie et des Îles, 153 p. [Volet 1 du Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier].

MARSHALL, P., 2009. "The Problem of Eastern White Pine (Pinus strobus L.) in Southern New England: Ecophysiology, Site Restriction, and Historical Land-Use Change", *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 28, nos 1-2, p. 108-131.

La dynamique naturelle des peuplements de pin blanc

ABRAMS, M. D., 2001. "Eastern White Pine Versatility in the Presettlement Forest", *BioScience*, vol. 51, no 11, p. 967-979.

FRELICH, L. E., 1992. "The Relationship of Natural Disturbances to White Pine Stand Development", dans STINE, R. A. et M. J. BOUGHMAN (dir.), *The White Pine Symposium Proceedings: History, Ecology, Policy, and Management*, p. 27-37.

QUINBY, P. A., 1991. "Self-replacement in Old-growth White Pine Forests of Temagami, Ontario", *Forest Ecology and Management*, vol. 41, nos 1-2, p. 95-109.

QUINBY, P. A., 1993. *White Pine Regeneration in Fragmented and Natural Old-growth Pine Stands in Temagami*, [En ligne], Ancient Forest Exploration and Research, Forest landscape baseline no 1. [http://www.ancientforest.org/flb1.html].

QUINBY, P. A., 1993. *Old-growth Eastern White Pine Forest: An Endangered Ecosystem*, [En ligne], Ancient Forest Exploration and Research, Forest landscape baseline no 2. [http://www.ancientforest.org/flb2.html].

L'effet du feu comparativement à l'effet des coupes sur le pin blanc

WEYENBERG, S. A., L. E. FRELICH et P. B. REICH, 2004. "Loggin Versus Fire: How Does Disturbance Type Influence the Abundance of Pinus Strobus Regeneration?", *Silva Fennica,* vol. 38, no 2, p. 179-194.

L'évaluation des quantités historiques de pin blanc dans les peuplements mixtes et feuillus

THOMPSON, I. D., J. H. SIMARD et R. D. TITMAN, 2006. "Historical Changes in White Pine (Pinus Strobus L.) Density in Algonquin Park, Ontario, During the 19th Century", *Natural Areas Journal*, vol. 26, no 1, p. 61-71.

La régénération après coupe

BUCHERT, G. P., et autres, 1997. "Effects of Harvesting on Genetic Diversity in Old-growth Eastern White Pine in Ontario, Canada", *Conservation Biology*, vol. 11, no 3, p. 747-758.

CÔTÉ, S., D. BLOUIN et F. GUILLEMETTE, 2006. *Portrait de la régénération en pin blanc après coupe de régénération dans les strates de la production PIN sur les aires communes 071-01 et 071-21, (Rapport 2006- 2007)*, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie, 133 p. et annexes.

HUOT, M. , 1987. *Régénération naturelle du pin blanc après coupe à diamètre-limite dans le Sud-ouest du Québec*, Mémoire de maîtrise, Université Laval, 75 p. [Non publié].

HUOT, M., et J. LEMIEUX, 2003. *Croissance et régénération naturelle du pin à la suite de coupes dans des peuplements à pin blanc de l'Outaouais : résultats sur 15 ans*, Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 51 p. (Rapport interne; 476).

NIJENSOHN, S. E., et autres, 2005. "Genetic Subpopulation Structuring and its Implications in a Mature Eastern White Pine Stand", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, nº 5, p. 1041-1052.

Le pin blanc et la faune

JONES, S. L., et B. J. NAYLOR, 1993. *A Comparison of Small Mammal Communities in Old Pine Forests and Other Common Forest Types in Sault Ste. Marie District*, Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, 20 p. (Forest Fragmentation and Biodiversity Project Report; 12).

NAYLOR, B. J., 1994. "Managing Wildlife Habitat in Red Pine and White Pine Forests of Central Ontario", *Forestry Chronicle*, vol. 70, nº 4, p. 411-419.

QUINBY, P. A., et P. WITHNEY, 1997. *Characteristics of Snags Used by the Pileated Woodpecker (Dryocopus pileatus) in Old-Growth Red and Eastern White Pine Forests of Temagami*, [En ligne], Ancient Forest Exploration and Research, Forest landscape baseline nº 15. [http://www. ancientforest.org/rr15.html].

WELSH, D. A., T. CLARK et K. CLARK, 1992. *Fauna of Red and White Pine Old-growth Forests in Ontario: Issues and Recommendations for Research*, Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario Forest Research Institute, 56 p. (Forest Fragmentation and Biodiversity Project Report; 3).

YAMASAKI, M., 2003. *White Pine as Wildlife Habitat*, dans *Managing White Pine in a New Millennium 2003 Workshop Proceedings; 2003 October 9-10; Hillsborough, NH. Durham, NH,* [En ligne], p. 33-36. [http://nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2003/ne_2003_yamasaki_001.pdf].

ANNEXE L RARÉFACTION DU CHÊNE ROUGE

Le chêne rouge occupe les stations xériques situées principalement sur les sommets des collines du Québec méridional.

Il s'agit d'une espèce semi-tolérante qui peut se régénérer à l'ombre, mais dont les semis ont besoin de lumière pour survivre. En l'absence d'ouverture du couvert, les semis meurent après quelques années. Par contre, lorsqu'ils sont exposés au soleil, ils sont généralement supplantés par les semis d'érable à sucre et d'essences non commerciales qui croissent plus rapidement.

Les peuplements de chêne rouge sont liés au passage du feu. En son absence, les chênaies (végétation potentielle FC1) sont progressivement envahies par l'érable à sucre, dont l'ombrage empêche la survie des nouveaux semis de chêne rouge. Toutefois, les peuplements plus ouverts situés sur des stations rocheuses très sèches ou sur des dépôts sableux offrent des conditions moins propices à l'érable à sucre, ce qui permet au chêne de se développer et de s'y maintenir (végétation potentielle FE6). Par contre, dans les stations plus riches, la concurrence est plus vigoureuse et la canopée plus dense empêche la régénération du chêne rouge.

La raréfaction du chêne rouge résulterait de l'activité anthropique. D'une part, l'exploitation forestière historiquement axée sur la récolte des essences à forte valeur commerciale, dont celle du chêne rouge, s'est traduite par une réduction de la quantité de semenciers. D'autre part, la suppression des feux de forêt a fait en sorte que les conditions propices à la régénération du chêne ne sont plus réunies aussi souvent qu'auparavant.

La raréfaction du chêne rouge est appréhendée sur l'ensemble de son aire de distribution au Québec. Cette aire correspond essentiellement aux différents domaines bioclimatiques de l'érablière ainsi qu'au sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest.

Références utiles

La raréfaction du chêne rouge au Québec

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

MAJCEN, Z., 2003. « Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 93-102.

L'écologie et la régénération du chêne rouge au Québec

MAJCEN, Z., 1989. *Composition et structure des tremblaies à érable à sucre et des chênaies à érable à sucre dans quatre secteurs forestiers du sud-ouest québécois*, Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Direction de la recherche et du développement, 114 p. (Mémoire; 95).

ANNEXE M RARÉFACTION DES ESSENCES COMPAGNES DANS LES ÉRABLIÈRES

Les forêts naturelles des domaines bioclimatiques de l'érablière (érablière à bouleau jaune, érablière à tilleul et érablière à caryer), ainsi que les végétations potentielles de l'érablière (FE) du domaine de la sapinière à bouleau jaune, renferment plusieurs espèces compagnes ayant, pour la plupart, une grande valeur commerciale. Dans les végétations potentielles de l'érablière (FE), ces espèces compagnes sont principalement le bouleau jaune, le chêne rouge, le cerisier tardif, le tilleul, le frêne d'Amérique, l'ostryer de Virginie et le noyer cendré. À cela s'ajoutent les espèces des forêts feuillues humides (végétations potentielles FO) telles que l'orme d'Amérique et le frêne noir. Dans le domaine de l'érablière à caryer, d'autres espèces compagnes s'ajoutent à la liste, notamment le caryer à fruits doux, le caryer cordiforme, le charme de Caroline et le chêne à gros fruits (caractéristiques de la végétation potentielle FE1) de même que l'érable noir, le chêne bicolore, le chêne blanc, le micocoulier occidental, l'orme rouge et l'orme liège, ainsi que l'érable argenté dans les marécages riverains et dans les plaines inondables. Toutefois, le domaine de l'érablière à caryer fait l'objet d'une problématique particulière, puisqu'il a subi d'importants changements d'utilisation des terres et ne comporte plus beaucoup de territoires forestiers.

La problématique de raréfaction des essences compagnes dans les érablières touche une gamme d'espèces qui s'élargit en progressant vers les érablières méridionales. Les principales espèces visées par le phénomène de raréfaction sont le bouleau jaune (voir la fiche correspondante), le chêne rouge (voir la fiche correspondante), le frêne d'Amérique, le noyer cendré, l'orme d'Amérique et les espèces compagnes caractéristiques du domaine de l'érablière à caryer. Les autres essences compagnes peuvent également faire l'objet d'une raréfaction locale.

La diversité des espèces végétales dans l'érablière contribue à la qualité des habitats en offrant une large gamme de niches écologiques propices à la biodiversité en général. Or, plusieurs de ces espèces compagnes seraient aujourd'hui moins abondantes en raison de leur exploitation. De plus, leur renouvellement ne serait pas assuré, que ce soit en raison d'une sylviculture inappropriée à leurs exigences respectives ou de la prévalence d'une maladie qui menace leur survie. Dans les érablières aménagées à des fins de production ligneuse ou acéricole, la production axée sur l'érable à sucre se fait souvent au détriment des espèces compagnes, qui sont exploitées sans faire l'objet de mesures spécifiques pour en assurer la régénération. Le retrait des semenciers d'espèces compagnes moins tolérantes, conjugué à l'absence de conditions adéquates pour permettre la régénération, pourrait avoir déjà provoqué une extirpation locale de certaines de ces essences dans les érablières. Parmi celles-ci, on compte le bouleau jaune (voir la fiche correspondante), le chêne rouge (voir la fiche correspondante) et le frêne d'Amérique. Ce dernier est une espèce dioïque dont la pollinisation requiert la présence de quelques individus mâles et femelles (environ dix) à l'hectare. Ses semis sont tolérants à l'ombre, mais leur tolérance diminue avec l'âge et les arbres sont classés « semi-tolérants ». Dans les érablières dynamisées uniquement par les perturbations naturelles, le frêne d'Amérique se serait maintenu grâce à sa tolérance intermédiaire, qui lui permet d'attendre plusieurs années sous couvert, et à son aptitude à croître rapidement en réaction à l'ouverture du couvert engendrée par les perturbations modérées.

En plus des essences dites nobles, la forêt de feuillus tolérants renferme des formations végétales résineuses qui occupent généralement des stations présentant des conditions moins favorables aux feuillus tolérants. Lorsqu'elles sont de dimensions suffisantes, ces formations sont cartographiées comme des peuplements distincts. Par contre, lorsqu'elles sont plus

petites, on parlera plutôt de bouquets résineux compris dans les érablières. La forêt de feuillus tolérants dynamisée uniquement par les perturbations naturelles était parsemée de bouquets résineux dont la taille variait entre 100 et 1 000 m^2. Ces bouquets jouent un rôle important dans le maintien de la biodiversité en fournissant habitat et nourriture à plusieurs espèces dépendantes des conifères et en favorisant leurs déplacements dans le paysage. En plus de leur réduction récente attribuable à la tordeuse des bourgeons de l'épinette, ces bouquets résineux sont récoltés systématiquement dans certaines régions et les priorités de production font en sorte qu'aucune attention n'est portée à leur maintien ni à leur renouvellement.

La raréfaction des essences compagnes dans les érablières peut se traduire par une expansion des couverts forestiers dominés majoritairement par l'érable à sucre (transformation des ERBJ, ERFT et ERR en ER dans les végétations potentielles FE et MJ1). D'ailleurs, il est possible qu'une partie des végétations potentielles ait été répertoriée FE3 ou FE2 à la suite du retrait des espèces compagnes caractéristiques dans les autres végétations potentielles jouxtant initialement les érablières typiques (telles que les MJ1 situées en contrebas des érablières ou les FE5 et FE6, situées respectivement sur le haut des pentes et sur les hauts versants).

Plusieurs des essences compagnes dans les érablières se sont aussi raréfiées à la suite d'invasions d'agents pathogènes exotiques. Parmi ces espèces, l'orme d'Amérique est pratiquement disparu des stations qu'il occupait naturellement (végétation potentielle FO1) en raison de la maladie hollandaise de l'orme, qui a été introduite sur le continent nord-américain en 1930. Dans l'état actuel des connaissances, la représentativité de cette espèce ne peut être maintenue que grâce aux jeunes ormes (DHP plus petit ou égal à 20 cm) qui ne sont pas encore sujets à la maladie, à condition qu'ils produisent des semences viables avant de mourir. La maladie hollandaise de l'orme touche aussi l'orme rouge et l'orme liège, deux espèces rares qui sont maintenant susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec. Le noyer cendré représente aussi une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable au Québec en raison du chancre du noyer cendré. Cette maladie est d'abord apparue aux États-Unis, où elle a déjà tué 90 % des noyers cendrés, puis s'est répandue en Ontario et au Québec. De plus, depuis 2002, les frênes sont menacés par l'agrile du frêne. Cet insecte ravageur exotique importé d'Asie a déjà causé la mort de millions de frênes en Amérique du Nord.

Références utiles

La raréfaction des essences compagnes dans les érablières

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

MAJCEN, Z., 2003. « Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 93-102.

NORTHERN RESEARCH STATION, 2010. *Preserving and restoring tree species disappearing from our forests,* [En ligne], USDA Forest Service, (Research review; 9). [http://www.fs.fed.us/nrs/news/ review/review-vol09.pdf].

ANNEXE N DIMINUTION DU BOULEAU JAUNE

Le bouleau jaune est présent dans tous les domaines bioclimatiques du Québec, à l'exception de la pessière à mousses. Il s'agit d'une espèce compagne dans les érablières (végétations potentielles FE) et les sapinières à bouleau jaune (végétation potentielle MS1), alors qu'elle a plutôt le statut d'espèce principale dans les bétulaies jaunes à sapin (végétations potentielles MJ1 et MJ2). Essence de grande valeur commerciale fortement prisée par l'industrie, le bouleau jaune, à l'instar des autres essences nobles compagnes de l'érable, a fait l'objet d'un écrémage intensif à partir de la seconde moitié du XX^{e} siècle pour les tiges de déroulage. En retirant les gros semenciers, ce type d'intervention aurait contribué à diminuer l'abondance de l'espèce. De plus, lorsque ces coupes étaient faites en hiver, elles ne produisaient pas les lits de germination favorables à sa régénération. Or, le bouleau jaune a besoin d'humidité pour sa germination et sa régénération. Cette dernière s'effectue préférentiellement sur du bois pourri ainsi que sur un mélange de sol minéral et de matière organique, qui constituent deux types de lits de germination naturellement produits par les chablis. Dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune, la problématique, plus récente, est associée au maintien du caractère mixte des peuplements qui a été modifié par une sylviculture orientée essentiellement vers une production résineuse (voir la fiche sur l'enjeu lié à la raréfaction des peuplements mixtes). Par ailleurs, le bouleau jaune est très sensible à certaines conditions climatiques (hiver sans neige entraînant un gel profond et sécheresse printanière) qui peuvent provoquer un dépérissement susceptible de contribuer, du moins en partie, à la diminution de son abondance.

Le bouleau jaune est semi-tolérant à l'ombre et demande plus de lumière que l'érable à sucre ou le hêtre à grandes feuilles. Il est cependant plus tolérant aux stades de semis et de gaulis alors qu'un ensoleillement de 25 % est suffisant pour le maintenir, après quoi il nécessite davantage de lumière, sans toutefois devoir être complètement dégagé. Par contre, dans les ouvertures trop importantes, l'ensoleillement peut provoquer un assèchement fatal des semis ou fournir des conditions favorables aux espèces pouvant supporter des conditions xériques (feuillus intolérants, feuillus non commerciaux ou framboisiers) qui le supplanteront. Dans les forêts régies par les perturbations naturelles, le bouleau jaune se régénérait principalement dans des trouées créées par la mortalité de gros arbres ou de petits bouquets, résultant de la dynamique par microtrouées qui s'installe entre les perturbations plus importantes. Dans les forêts mixtes (végétations potentielles MS1, MJ1 et MJ2) à l'état naturel, les bouleaux jaunes étaient davantage associés à des trouées mesurant environ 150 m^2 (de 80 à 500 m^2) qui résultaient des effets d'agents de perturbations ne touchant que certaines espèces, comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette. De plus, la fréquence des chablis de conifères associés aux épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette jouait un rôle important dans la régénération du bouleau jaune en assurant le recrutement de bois mort et l'exposition du sol minéral consécutive au renversement d'arbres. Certaines bétulaies jaunes se sont également formées à la suite de feux.

Dans la forêt aménagée, les écrémages récurrents auraient engendré une diminution du volume de bouleau jaune par rapport au volume présent dans la forêt dynamisée uniquement par les perturbations naturelles, compte tenu des tiges de très forte dimension qu'on y trouve. Cependant, on ne dispose pas de données précises quant aux densités historiques de bouleau jaune qui permettraient de vérifier dans quelle mesure cette diminution aurait aussi influencé le nombre de tiges à l'hectare. Par ailleurs, des problèmes de diminution de la quantité de bouleau jaune sont appréhendés sur le plan de sa régénération en raison d'une sylviculture mal adaptée aux exigences des diverses espèces dans les peuplements mélangés. Par le passé, les coupes à diamètre limite axées exclusivement sur la récolte ont engendré des conditions très variables.

Ces dernières ont pu être favorables ou défavorables à la régénération du bouleau jaune, selon le maintien de semenciers, le degré d'ouverture du couvert, la régénération préétablie et la saison de coupe. Bien qu'elles aient parfois fortuitement conduit à une régénération du bouleau jaune, ces coupes ont très fréquemment provoqué un envahissement de la végétation concurrente (ex. : érable à épis et viorne à feuille d'aulne), causant la dégradation des peuplements. Plus récemment, le jardinage par pied d'arbre largement pratiqué dans la forêt de feuillus tolérants aurait plutôt favorisé la régénération des espèces tolérantes. Les quelques ouvertures un peu plus importantes produites par le retrait d'un gros arbre ou de groupes de deux ou trois tiges auraient, tout au plus, permis d'assurer le maintien de la représentativité des espèces moins tolérantes, comme le bouleau jaune, sans toutefois en permettre l'augmentation. De plus, la saison de récolte est aussi importante, puisqu'un brassage du sol associé aux interventions qui ont eu lieu pendant l'été est susceptible de produire des lits de germination favorables à l'établissement du bouleau jaune. Dans les érablières de la forêt privée, une sélection des espèces axée sur l'acériculture pourrait avoir favorisé une diminution du nombre de bouleaux jaunes. Dans les érablières (végétation potentielle FE), la raréfaction du bouleau jaune fait partie du phénomène de raréfaction des essences compagnes dans les érablières (voir la fiche correspondante) qui se produit au profit de l'érable à sucre, et qui se traduit par une expansion des couverts forestiers d'érable à sucre à l'échelle du paysage. Dans les forêts mixtes de la sapinière à bouleau jaune (végétations potentielles MJ et MS1), le scénario sylvicole de CPRS suivi de dispositions visant à orienter la production vers les conifères n'aurait pas été favorable au maintien du bouleau jaune. Ainsi, les peuplements mixtes à dominance résineuse, souvent bien régénérés en conifères, ont fait l'objet d'éclaircies précommerciales orientées vers la production de résineux sur d'importantes superficies. Cela suscite aujourd'hui des inquiétudes quant au maintien des peuplements mixtes à dominance résineuse contenant du bouleau jaune (ex. : RBJ) (voir la fiche sur l'enjeu lié à la raréfaction des peuplements mixtes). De plus, les peuplements mixtes à dominance feuillue (ex. : BJR), qui présentent souvent une régénération résineuse éparse après une CPRS, ont fréquemment été reboisés en conifères, ce qui a contribué à l'enrésinement par voie de plantation (voir la fiche correspondante). Sans être en mesure de reconnaître une diminution générale avec certitude, on peut supposer que certaines dispositions appliquées lors de l'aménagement ont pu conduire à l'extirpation locale du bouleau jaune.

Le cerf de Virginie est particulièrement friand de bouleau jaune. Dans les régions où les populations de cerfs sont nombreuses, elles peuvent nuire à la régénération de l'espèce.

Références utiles

La raréfaction du bouleau jaune au Québec

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

MAJCEN, Z. , 2003. « Raréfaction des espèces compagnes de l'érablière », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 93-102.

La régénération de bouleau jaune après divers types de coupes

ARCHAMBAULT, L., et autres, 2006. "Fifty Years of Forest Dynamics Following Diameter-limit Cuttings in Balsam Fir – Yellow Birch Stands of the Lower St Lawrence Region, Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, nº 11, p. 2745-2755.

MAJCEN, Z., S. BÉDARD et S. MEUNIER, 2005. *Accroissement et mortalité quinze ans après la coupe de jardinage dans quatorze érablières du Québec méridional*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 39 p. [Mémoire de recherche forestière; 148].

L'effet du climat sur le bouleau jaune

ZARNOVICAN, R., 2000. "Climate and Volume Growth of Young Yellow Birch (*Betula alleghaniensis Britton*) at Three Sites in the Sugar Maple-yellow Birch Forest Region of Quebec", *Ecoscience*, vol. 7, nº 2, p. 222-227.

ZARNOVICAN, R., 2000. "Temporal Relationship Between Yellow Birch (Betula alleghaniensis Britton) Volume Increment and Climate in Southern Quebec, Canada", *Lesnicky Casopis – Forestry Journal*, vol. 46, nº 2, p. 203-208.

La dynamique des sapinières à bouleau jaune

DOYON, F., et B. LAFLEUR, 2004. *Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 57 p. et annexes (Rapport technique).

La dynamique des forêts de feuillus tolérants

HANSON, J. J., et C. G. LORIMER, 2007. "Forest Structure and Light Regimes Following Moderate Wind Storm Implications for Multi-cohort Management", *Ecological Applications*, vol. 17, nº 5, p. 1325-1340.

Les régimes de perturbations naturelles

NORTH, M. P., et W. S. KEETON, 2008. "Emulating Natural Disturbance Regimes: an Emerging Approach for Sustainable Forest Management", dans LAFORTEZZA, R., et autres (dir.), *Patterns and Processes in Forest Landscapes*, Springer Netherlands, p. 341-372.

ANNEXE O PLANTATION D'ESPÈCES EXOTIQUES EN MILIEU FORESTIER

L'introduction d'espèces végétales exotiques en milieu forestier peut susciter certaines inquiétudes quant à leurs éventuelles répercussions sur la biodiversité et le bon fonctionnement des écosystèmes. Bien que les cas de conséquences graves à la suite de l'introduction d'espèces arborescentes exotiques soient jusqu'ici rares, la complexité des interactions entre les espèces éveille chez plusieurs ces inquiétudes. Les répercussions peuvent être de trois types : écologiques, génétiques et pathologiques. Sur le plan écologique, les plantes exotiques entrent en compétition avec les espèces indigènes pour l'espace, l'eau, les éléments nutritifs et la lumière. De plus, lorsqu'elles sont envahissantes, les espèces exotiques changent la structure ou la composition des habitats et peuvent les rendre inadéquats pour d'autres espèces. En réduisant le nombre d'espèces indigènes, les phénomènes d'envahissement par les plantes exotiques peuvent conduire à une homogénéisation des écosystèmes. Sur le plan génétique, l'introduction d'espèces exotiques comporte des risques d'hybridation avec les espèces indigènes. Enfin, il y a des effets pathologiques potentiels lorsque les plantes introduites sont porteuses de maladies.

Il existe un gradient croissant du risque associé à l'introduction d'espèces exotiques, selon que l'espèce demeurera temporairement dans l'écosystème, se naturalisera, deviendra envahissante ou modifiera les écosystèmes où elle a été introduite. Les espèces naturalisées sont des espèces qui se reproduisent par elles-mêmes et qui sont capables de maintenir des populations sur plusieurs générations. Une espèce naturalisée n'est pas nécessairement envahissante. Le pouvoir envahissant d'une espèce résulte de l'interaction entre la biologie de sa reproduction, les caractéristiques de l'habitat, l'aménagement du territoire, les caractéristiques du paysage et la flore locale. Toutefois, les espèces qui se reproduisent par voie sexuée doivent avoir atteint la maturité sexuelle avant que l'on soit en mesure d'évaluer leur capacité de reproduction dans leur nouvel environnement, ce qui peut prendre quelques décennies pour les espèces arborescentes.

Les principales espèces arborescentes visées par cet enjeu sont : l'épinette de Norvège, le pin sylvestre, le peuplier hybride et le mélèze hybride.

Selon certains auteurs, l'épinette de Norvège présenterait un risque élevé de naturalisation, et un risque moyen d'envahissement des écosystèmes en raison de son taux de propagation relativement lent (Gasser, Langis et Côté, 2008). Toutefois, d'autres auteurs arrivent à la conclusion que l'espèce ne peut être considérée comme envahissante compte tenu du faible rayon de propagation observé autour des plantations de la Gaspésie (Mottet et autres, 2011). L'évaluation du risque réel repose donc sur l'appréciation de la vitesse et de l'étendue de la propagation ainsi que de leurs conséquences à long terme. Compte tenu des hauts rendements ligneux pouvant être tirés de l'usage de cette espèce et considérant son taux de propagation relativement lent, la plantation de l'épinette de Norvège devrait demeurer une option dont disposent les forestiers pour la production de bois. Par contre, le risque de naturalisation oblige à gérer cette option avec prudence en circonscrivant son usage en des endroits bien définis (zonage) et en réalisant des suivis à long terme qui permettront de mesurer l'évolution de la situation. Par ailleurs, cette espèce ne peut se croiser avec les épinettes indigènes (*P. glauca, P. mariana* et *P. rubens*) présentes au Québec et ainsi former des hybrides.

La naturalisation du pin sylvestre a été observée et il peut être envahissant dans certaines conditions, mais de nos jours, cette espèce n'est plus utilisée dans les reboisements.

Le peuplier hybride, obtenu à partir de l'hybridation d'espèces de peupliers indigènes et exotiques, peut présenter un risque sur le plan génétique. Il est possible d'assister à une modification du flux génique d'une espèce indigène à la suite de croisements répétés de l'hybride avec les espèces indigènes impliquées dans l'hybridation du cultivar initialement planté, ce qui produit une introgression (infiltration durable de gènes exotiques dans le génome des espèces indigènes). Actuellement, un certain flux de gènes aurait été observé, mais on ignore toujours l'effet de l'utilisation des différents cultivars de peuplier hybride sur l'intégrité génétique des populations naturelles. Quant à l'utilisation d'espèces de peupliers exotiques, des recherches sont en cours afin d'évaluer les risques potentiels qu'elles pourraient représenter pour nos forêts naturelles.

Des phénomènes d'hybridation ont déjà été observés dans des plantations mélangées composées de différentes espèces de mélèzes. Le mélèze hybride est obtenu à partir du croisement du mélèze d'Europe et du mélèze du Japon qui sont deux espèces peu susceptibles de s'hybrider naturellement en raison du décalage phénologique existant entre elles. Il y aurait un faible taux d'hybridation de ce mélèze hybride avec le mélèze indigène, mais aucun suivi de la régénération pouvant être issue de ces semences hybrides n'a encore été effectué.

Références utiles

L'envahissement par les plantes exotiques

RACETTE, B., 2008. *Gare à l'envahisseur! Des plantes exotiques à caractère envahissant en Abitibi-Témiscamingue*, Rouyn-Noranda, Conseil régional de l'environnement de l'Abitibi-Témiscamingue, 59 p.

RICHARDSON D. M., et M. REJMANEK, 2004. "Conifers as Invasive Aliens: a Global Survey and Predictive Framework", *Diversity and Distributions*, vol. 10, nos 5-6, p. 321-331.

Les risques associés à l'épinette de Norvège

GASSER D., M.-H. LANGIS et M. CÔTÉ, 2008. *L'épinette de Norvège (*Picea abies *(L.) Karst) : risque de naturalisation et d'envahissement des écosystèmes en Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 43 p.

Les risques associés aux peupliers hybrides

GAGNÉ, P. , 2010. *La culture du peuplier hybride : la dispersion de gènes exotiques est-elle un risque?,* [En ligne], Québec, Réseau Ligniculture Québec, (Fiche d'information). [http://www.rlq.uqam.ca/cartable/fiche_tech/Fiche_dispersion_genes.pdf].

RESSOURCES NATURELLES CANADA. « Impact des peupliers exotiques sur les forêts naturelles », [En ligne], *Nouvelles en santé et biodiversité des forêts*, vol. 13, no 1. [http://publications.gc.ca/collections/collection_2013/rncan-nrcan/Fo102-1-13-1-fra.pdf].

ANNEXE P ENVAHISSEMENT PAR LES FEUILLUS INTOLÉRANTS

Dans la forêt naturelle, le développement et le renouvellement de la végétation sont influencés par les perturbations, dont les conséquences dépendent : 1) de la nature de la perturbation (agent en cause) et de ses attributs (gravité, fréquence et superficie); 2) de ses effets à brève échéance sur le couvert forestier, le sous-bois et les horizons supérieurs du sol; et 3) de la végétation initialement présente sur le site et dans les environs, en raison notamment de son influence sur la strate préétablie en régénération et sur la disponibilité de semences ou de propagules dans le sol. Dans certains cas, la combinaison de tous ces facteurs fera en sorte qu'un type de végétation pourra se perpétuer. Toutefois, dans d'autres circonstances, il peut y avoir une modification de la succession végétale caractérisée par une augmentation des espèces (souvent feuillues) intolérantes à l'ombre. Le risque que se produise un tel envahissement augmente avec l'abondance de niches adéquates qui reçoivent suffisamment de lumière pour permettre l'établissement d'espèces héliophiles. Puis, la quantité d'espèces intolérantes à l'ombre diminue avec le temps écoulé depuis la dernière perturbation à l'origine de la formation du nouveau peuplement. C'est pourquoi on les trouve davantage dans l'ouest, où la pluviométrie moins élevée contribue à induire des cycles de feux plus courts. Bien qu'il ne constitue pas un passage obligé de la succession végétale, le stade des essences de lumière fait partie de l'évolution naturelle des forêts.

Dans la forêt aménagée, l'envahissement par les feuillus intolérants et les autres espèces héliophiles peut être observé dans tous les domaines bioclimatiques. Ce phénomène est problématique en raison de l'importance des superficies coupées où l'on assiste à une modification de la succession végétale au profit des espèces intolérantes. Dans ce contexte, le risque d'envahissement par les feuillus intolérants dépend du type et de la saison de la récolte, de la composition avant la coupe, de la régénération en cours et de la fréquence des perturbations (y compris celle des coupes). Les principales essences en cause, à savoir le bouleau à papier, le peuplier faux-tremble, l'érable rouge (espèce semi-tolérante ayant un comportement d'espèce pionnière après une perturbation majeure), l'érable à épis et l'aulne, peuvent différer selon les domaines bioclimatiques et les types écologiques. Les conséquences à plus long terme de leur envahissement seront également différentes, puisque les arbustes envahissants peuvent compromettre le retour éventuel d'une strate arborescente.

Quant au peuplier, il pose une problématique très particulière. Cette espèce s'installe, souvent de manière ponctuelle, à partir de graines qui peuvent germer sur un sol minéral récemment mis à nu. Cela survient généralement à la suite d'un feu, d'un chablis ou de perturbations anthropiques comme la construction de chemins forestiers et de sentiers de débardage. Une fois installé sur une station, le peuplier peut rapidement envahir le parterre forestier grâce à une reproduction par drageons très agressive si une nouvelle perturbation provoquant l'ouverture du couvert forestier survient avant que les peupliers ne dégénèrent. L'envahissement par le peuplier résulterait donc de l'effet cumulatif de perturbations successives, et les coupes auraient agi comme catalyseur de l'importante expansion qu'a connue cette espèce au cours des dernières décennies. L'envahissement par le peuplier se manifeste davantage dans les pessières du sous-domaine de la pessière noire de l'Ouest qui sont situées sur des dépôts dont la texture est fine. L'envahissement par le peuplier est également important dans les portions situées au sud du fleuve Saint-Laurent des sous-domaines de la sapinière à bouleau jaune de l'Est et de la sapinière à bouleau blanc de l'Est.

Dans les formations résineuses et mixtes, l'augmentation de la quantité de feuillus intolérants peut être assez importante pour provoquer un changement du type de couvert au profit des

formations mixtes et feuillues. Ces modifications peuvent se traduire, à l'échelle du paysage, par une perturbation du gradient altitudinal original. À titre indicatif, dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est, les peuplements résineux occupaient les basses terres, alors que les peuplements mixtes et feuillus se trouvaient plutôt sur les hauts de pentes. En raison des coupes du XX^{e} siècle, plus de la moitié des stations qui accueillaient jadis des peuplements résineux présentent maintenant des peuplements mixtes ou feuillus, ce qui obscurcit le gradient altitudinal original.

Les mécanismes sous-jacents au phénomène d'envahissement par les feuillus intolérants diffèrent selon que l'on considère la sapinière ou la pessière. Dans la sapinière, la régénération résineuse se fait principalement à partir de la banque de semis résineux préétablis qui se garnit progressivement (quant à la quantité et au développement des semis) avec l'âge des peuplements (ou le temps écoulé depuis la perturbation d'origine). La présence d'une strate résineuse abondante en régénération couvrant la grande majorité de la surface du parterre forestier, comme celle qui existait généralement dans la sapinière dynamisée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, limitait la régénération des espèces intolérantes. Par contre, l'aménagement par peuplements équiennes sur courtes rotations interrompt la constitution de la banque de semis, ce qui se traduit pour certains types forestiers (notamment ceux à herbacées) par une banque de semis très faiblement garnie. De surcroît, les individus y sont de petite taille, ce qui laisse amplement d'espace vacant pour la prolifération des espèces héliophiles advenant le retrait du couvert. Dans la sapinière, les risques d'envahissement par les feuillus intolérants augmentent avec la proportion du parterre forestier bénéficiant d'un ensoleillement important à la suite des perturbations. Ces risques sont évidemment accrus dans les peuplements comportant déjà une certaine proportion de feuillus (comme c'est le cas des végétations potentielles MS et MJ).

Dans la pessière, la régénération des épinettes se produit à la suite d'un feu, grâce à de nouveaux semis produits à partir de la banque de graines contenue dans les cônes. En l'absence de feu, les peuplements qui contenaient initialement du sapin (ES et SE) peuvent parfois se régénérer en sapin et conduire à un ensapinage (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'ensapinage). Cependant, dans les pessières pures, la régénération se produit plutôt à partir de la banque de marcottes préétablies. Ce mode de régénération est plus fréquent dans les peuplements ouverts (puisqu'il faut des branches basses pour que le marcottage soit possible) et produit généralement moins d'épinettes que le feu. Les pessières plus denses sont d'ailleurs souvent moins bien régénérées après une coupe, faute de marcottes. Dans la pessière, le risque d'envahissement par les plantes héliophiles s'accroît aussi avec l'espace laissé vacant par l'absence de régénération établie avant et peu après la perturbation. Toutefois, dans ce cas, la problématique résultante différera selon les espèces envahissantes en cause, selon qu'il s'agit d'éricacées (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'envahissement par les éricacées), de lichens (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'expansion des milieux ouverts à lichens) ou d'espèces feuillues intolérantes. Ces dernières peuvent proliférer à la suite d'une coupe dans des pessières où elles étaient marginalement présentes au départ. C'est notamment le cas du peuplier faux-tremble, dont le drageonnement subséquent à la coupe engendre un envahissement au détriment de l'épinette (comme c'est le cas de la végétation potentielle ME1).

L'envahissement par les feuillus intolérants s'observe également dans les domaines de l'érablière, aussi bien dans les peuplements de feuillus tolérants que dans les peuplements mixtes. Dans ce cas, il serait le résultat du défrichage, de coupes ayant produit des ouvertures trop importantes ainsi que des récoltes répétitives.

L'envahissement par les feuillus intolérants à la suite de coupes orientées exclusivement vers le prélèvement n'est pas un phénomène nouveau. Déjà en 1922, M. Whiley, forestier à l'Université d'Oxford, critiquait les pratiques forestières de l'époque et dressait brièvement le bilan historique qui en découlait pour les forêts du Bas-Saint-Laurent : « Ces forêts, jadis remplies de pins blancs et d'épinettes blanches, ont ensuite contenu seulement de l'épinette blanche et du sapin puis, plus tard, du sapin et du bouleau et, maintenant, dans bien des cas, seulement du bouleau et des espèces non commerciales. »

Références utiles

L'envahissement des parterres de coupes par les feuillus de lumière

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

GRONDIN, P., et autres, 2003. « Envahissement des parterres de coupe par les feuillus de lumière (enfeuillement) », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 131-174.

L'envahissement par le peuplier faux-tremble

FORTIN, S., 2008. *Expansion postcoloniale du tremble (*Populus tremuloides*) dans le bassin de la rivière York en Gaspésie*, Thèse (Ph. D.), Université du Québec à Chicoutimi, 103 p.

Les changements de composition dans les forêts du Québec méridional

BOUCHER, Y., 2008. *Dynamique de la forêt du Bas-Saint-Laurent depuis le début de l'exploitation forestière (1820-2000)*, Thèse (Ph. D.), Université du Québec à Rimouski, 113 p.

BOUCHER, Y., et autres, 2009. "Logging Pattern and Landscape Changes Over the Last Century at the Boreal and Deciduous Forest Transition in Eastern Canada", *Landscape Ecology*, vol. 24, nº 2, p. 171-184.

DUCHESNE, L., et R. OUIMET, 2008. *Une histoire de perturbations! Les changements de composition dans la forêt du Québec méridional au cours des 30 dernières années*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 2 p. (Avis de recherche forestière; 11).

ANNEXE Q ENVAHISSEMENT PAR LE SAPIN BAUMIER

L'envahissement par le sapin baumier, ou l'ensapinage, peut d'abord être observé au stade de la régénération, à la suite de la coupe (particulièrement après la CPRS) d'un peuplement composé d'épinettes ou d'autres résineux. Ce phénomène serait plus important dans la forêt boréale, où il se fait au détriment de l'épinette noire, que dans la forêt tempérée, où il se produit notamment aux dépens des essences compagnes plutôt tolérantes et longévives (épinette rouge, épinette blanche, pin blanc, pruche et thuya, selon les stations [végétations potentielles RS, RP, RT et RC]). Dans la partie nord, l'ensapinage toucherait surtout les peuplements comportant déjà une proportion de sapins (strates ES) et parmi lesquels une modification de la dominance au profit du sapin a parfois été observée. Il serait aussi plus important dans les paysages bien pourvus de sapins des domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune, ainsi que dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'Est. Par contre, le sapin y serait davantage touché par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, ce qui réduit les risques d'envahissement.

L'ensapinage de la pessière est un enjeu appréhendé qui ne fait pas consensus dans la communauté scientifique, puisque certains considèrent que l'augmentation actuelle n'est que passagère et qu'elle sera tôt ou tard contrebalancée par l'effet des futures épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Il doit toutefois y avoir des épinettes en quantité suffisante pour envisager une éventuelle compensation. Par ailleurs, les peuplements résineux en régénération ont souvent fait l'objet d'éclaircies précommerciales privilégiant l'épinette lorsque cette essence était présente. Cependant, on ignore toujours le profil que présenteront ces peuplements après une nouvelle épidémie. Dans la forêt tempérée, le phénomène d'envahissement par le sapin risquerait moins d'être contrebalancé à la suite d'éventuelles épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, en raison de la raréfaction des espèces compagnes qui seraient susceptibles d'en bénéficier (épinette, pin, thuya et pruche). En pareil cas, il est possible que la diminution du sapin, consécutive à une nouvelle épidémie de cet insecte, puisse exacerber le phénomène d'envahissement par les feuillus intolérants.

À l'échelle du Québec, il existe un gradient croissant de précipitations allant de l'ouest vers l'est, alors que sur le plan topographique, le relief de plaine laisse successivement place à un relief de coteaux, de collines et de hautes collines. Ces gradients influencent les régimes de feux, qui sont moins fréquents en allant vers l'est. Cela se répercute sur la végétation en favorisant davantage les espèces qui exigent des conditions d'humidité élevée, comme le sapin. Les risques d'ensapinage seraient donc plus importants à mesure que l'on progresse vers l'est, ce qui concorde avec l'augmentation de la proportion de pessières à sapin (ES).

Les peuplements ES et SE de la sapinière à épinette noire (végétation potentielle RS2) seraient plus sujets à l'ensapinage. Les secteurs où l'on trouve une forte concentration de ces peuplements se situent principalement dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'Est ainsi que dans les domaines de la sapinière. Si l'envahissement par le sapin était réel, il pourrait, à la limite, engendrer une expansion de la sapinière au détriment de la pessière.

Dans certains cas, notamment dans les peuplements résineux situés sur des dépôts dont la texture est fine, les strates en régénération installées à la suite des coupes dans les pessières sont sujettes à une dynamique d'enfeuillement (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'envahissement par les feuillus intolérants) qui peut parfois être accompagnée d'une augmentation de l'abondance du sapin.

Référence utile

L'envahissement des parterres de coupes par le sapin baumier

GRONDIN, P., J. NOËL et D. HOTTE, 2003. « Envahissement des parterres de coupe par le sapin en forêt boréale », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 15-44.

ANNEXE R PROBLÉMATIQUE DU HÊTRE À GRANDES FEUILLES DANS LES ÉRABLIÈRES

Le hêtre à grandes feuilles se trouve dans les domaines bioclimatiques de l'érablière ainsi que dans le sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest. Généralement associé aux érablières (végétations potentielles FE), il est plus abondant dans les érablières de sommet et de haut de pente où le drainage varie de bon à excessif (type écologique FE3H).

La problématique du hêtre à grandes feuilles dans les érablières comporte deux phénomènes distincts quant à leur nature et à leur époque : la diminution de la quantité de hêtres dans la canopée depuis la période précoloniale dans certaines régions et son augmentation importante au niveau de la strate en régénération sur certaines stations, qui, elle, est plus récente. Sur le plan écologique, les effets des deux phénomènes sur la biodiversité (composition et structure d'habitat) devraient être évalués. Sur le plan économique, le remplacement de l'érable à sucre par le hêtre (phénomène plus contemporain) s'avère problématique en raison de la moindre valeur du hêtre.

Certaines études ont constaté que le hêtre à grandes feuilles aurait été plus abondant par le passé (période précoloniale) dans la canopée des forêts de feuillus tolérants. On ignore dans quelle mesure sa diminution au profit de l'érable à sucre serait le résultat des activités de récolte antérieures qui auraient plutôt avantagé des espèces moins tolérantes à l'ombre. Par ailleurs, il est possible que la maladie corticale du hêtre puisse être responsable, du moins en partie, de la diminution de l'abondance du hêtre. Cependant, de telles réductions par rapport aux niveaux historiques ont aussi été observées dans des régions où la maladie ne sévissait pas.

Plus récemment, un envahissement par le hêtre a été enregistré au niveau de la strate en régénération dans plusieurs peuplements de feuillus tolérants. Cette recrudescence du hêtre en régénération a soulevé certains questionnements relatifs au statut d'espèce climacique dominante de la forêt de feuillus d'ombre du nord-est de l'Amérique du Nord conféré à l'érable à sucre. Il semblerait toutefois que les deux essences fassent partie des espèces de fin de succession de certaines stations et que leur abondance relative ait fluctué dans le temps sous l'effet combiné des différents régimes de perturbations naturelles. La forêt naturelle de feuillus tolérants est principalement régie par une dynamique de trouées engendrées par la sénescence des arbres. Dans les trouées, il peut y avoir remplacement aussi bien par une espèce que par l'autre. La position hiérarchique du remplaçant au moment de l'ouverture serait déterminante, peu importe s'il s'agit d'un érable ou d'un hêtre.

L'analyse de l'envahissement contemporain par le hêtre en sous-étage doit tenir compte de l'influence des changements climatiques, de la pollution atmosphérique et de l'exploitation des forêts. Une relation a d'ailleurs été établie entre les bas indices de qualité de station (pauvre et peu fertile) pour l'érable à sucre et la densité de gaules de hêtre. De plus, la réduction de la disponibilité d'éléments nutritifs dans le sol et la toxicité aluminique engendrée par les précipitations acides contribueraient à une mortalité importante de l'érable à sucre. Les pertes en calcium et l'acidification des sols nuiraient également à la régénération de l'érable à sucre, alors que le hêtre présenterait une meilleure résistance à ces conditions.

Par ailleurs, certains chercheurs ont avancé l'hypothèse que l'augmentation de la quantité des gaules de hêtre résulterait d'un aménagement forestier essentiellement axé sur le jardinage par pied d'arbre, qui aurait avantagé le hêtre, ce dernier étant plus tolérant à l'ombre que l'érable.

Or, force est de constater que l'envahissement du sous-étage par le hêtre ne s'observe pas partout dans les forêts jardinées et qu'on le rencontre également dans les forêts non aménagées, ce qui suggère l'existence d'autres mécanismes. Par contre, lorsque le hêtre est présent en sous-étage, il est reconnu qu'un jardinage par pied d'arbre peut favoriser son augmentation en stimulant le drageonnement et en fournissant des conditions d'ombrage favorables à son développement subséquent. Il est donc possible que l'aménagement ait contribué à accentuer cet envahissement.

L'envahissement par le hêtre à grandes feuilles en régénération est un phénomène très complexe. Dans la littérature, les divers facteurs susceptibles de l'influencer font état de l'abondance du hêtre dans la canopée, des conditions lumineuses résultant de l'effet combiné des perturbations naturelles et anthropiques ainsi que de ses capacités de reproduction végétative, qui lui confèreraient un avantage compétitif sur l'érable grâce à la croissance très rapide de ses drageons. Il existerait aussi un lien avec les propriétés du sol (qualité de station), la pollution atmosphérique et les conditions climatiques extrêmes qui peuvent avoir une incidence sur la croissance ou la reproduction des différentes espèces en présence.

Références utiles

La problématique du hêtre à grandes feuilles

BEAUDET, M., et autres, 2007. "Effect of a Major Canopy Disturbance on the Coexistence of *Acer Saccharum* and *Fagus Grandifolia* in the Understorey of an Old-growth Forest", *Journal of Ecology*, vol. 95, nº 3, p. 458-467.

BOUFFARD, D., P. NOLET et F. DOYON, 2005. *L'abondance de hêtre à grandes feuilles dans les érablières : le rôle combiné de l'historique des perturbations et de la qualité des sols*, Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 33 p.

BRISSON, J., et A. BOUCHARD, 2003. "In the Past Two Centuries, Human Activities Have Caused Major Changes in the Tree Species Composition of Southern Quebec, Canada", *Ecoscience*, vol. 10, nº 2, p. 236-246.

COGBILL, C. V., J. BURKET et G. MOTZKIN, 2002. "The Forests of Presettlement New England, USA: Spatial and Compositional Patterns Based on Town Proprietor Surveys", *Journal of Biogeography*, vol. 29, nos 10-11, p. 1279-1304.

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 2009. *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*, [pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

DUSCHESNE, L., et R. OUIMET, 2009. "Present-day Expansion of American Beech in Northeastern Hardwood Forests: Does Soil Base Status Matter?", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 39, nº 12, p. 2273-2282.

DUSCHESNE, L., J.-D. MOORE et R. OUIMET, 2006. « Envahissement du hêtre dans les érablières dépérissantes au Québec », *Le naturaliste canadien*, vol. 130, nº 1, p. 56-59.

DUSCHESNE, L., et autres, 2005. "Changes in Structure and Composition of Maple-beech Stands Following Sugar Maple Decline in Quebec, Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 208, nos 1-3, p. 223-236.

FORRESTER, J. A., et J. R. RUNKLE, 2000. "Mortality and Replacement Patterns of an Old-growth Acer-*Fagus* Woods in the Holden Arboretum, Northeastern Ohio", T*he American Midland Naturalist*, vol. 144, nº 2, p. 227-242.

GRAVEL, D., M. BEAUDET et C. MESSIER, 2009. "Large-scale Synchrony of Gap Dynamics and the Distribution of Understory Tree Species in Maple-beech Forests", *Oecologia*, vol. 162, nº 1, p. 153-161.

NOLET, P., et autres, 2007. "Relationship Between Canopy Disturbance History and Current Sapling Density of *Fagus Grandifolia* and *Acer Saccharum* in a Northern Hardwood Landscape", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, nº 2, p. 216-225.

PAQUIN, R., et J. NOËL, 2003. « Envahissement des érablières par le hêtre », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs), *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, gouvernement du

Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 191-200.

POULSON, T. L., et W. J. PLATT, 1996. "Replacement Patterns of Beech and Sugar Maple in Warren Woods, Michigan", *Ecology*, vol. 77, nº 4, p. 1234-1253.

Le statut de l'érable à sucre dans la succession végétale

NOLET, P., et autres, 2008. "The Successional Status of Sugar Maple (*Acer Saccharum*), Revisited", *Annals of Forest Science*, vol. 65, nº 2, p. 208.

Les effets du climat

TARDIF, J., J. BRISSON et Y. BERGERON, 2000. "Dendroclimatic Analysis of *Acer Saccharum*, *Fagus Grandifolia*, and *Tsuga Canadensis* From an Old-growth Forest, Southwestern Quebec", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, nº 9, p. 1491-1501.

ANNEXE S ENVAHISSEMENT PAR LES ÉRICACÉES

Les pessières noires continues de la forêt boréale, historiquement dynamisées par les feux, sont formées d'une juxtaposition de pessières à mousses et de pessières à éricacées (végétation potentielle RE2). Le développement des éricacées serait notamment lié à la quantité de lumière qui parvient jusqu'au parterre forestier. Une hypothèse suggère que les pessières issues de feux qui ne présentent pas de problèmes de régénération évolueraient vers des pessières à mousses, alors que celles qui sont moins bien régénérées formeraient plutôt des pessières ouvertes, pourvues d'un parterre dense d'éricacées. Ce sont les pessières mal régénérées, qui forment des paysages dominés par la végétation arbustive pendant plusieurs années, qui suscitent l'appréhension au sujet de la biodiversité. Le risque de les voir se multiplier prévaut dans l'ensemble du domaine de la pessière à mousses, mais il suit un gradient croissant vers le nord en raison d'une abondance accrue d'éricacées.

Sous des conditions naturelles, l'épinette noire se régénère à partir des graines viables présentes dans les cônes semi-sérotineux. Ces derniers s'ouvrent sous l'influence du feu pour libérer une quantité maximale de graines. Pour l'épinette noire, la production optimale de graines survient entre 50 et 150 ans. Un nombre d'arbres suffisamment âgés pour produire des cônes constitue le préalable fondamental à une régénération adéquate de cette essence. Ensuite, les graines viables (non parasitées) germent sur le sol minéral mis à nu, à condition que le feu ait été suffisamment intense. L'établissement de la nouvelle cohorte se fait dans un bref délai n'excédant pas cinq ans, ce qui peut conduire à la formation de pessières noires équiennes. Par contre, la régénération de l'épinette noire peut aussi être rare en raison d'un manque de semences, de lits de germination inadéquats, d'un drainage plus contraignant ou d'une végétation concurrente. Les espèces héliophiles potentiellement envahissantes, tout comme l'importance relative des phénomènes de compétition, varient en fonction des conditions de la station. Les éricacées ont généralement une couverture plus importante sur les sols acides, pauvres en éléments nutritifs ou dont la texture est grossière.

Le kalmia et le thé du Labrador sont les principales espèces d'éricacées poussant dans la forêt boréale québécoise. Elles profitent d'une régénération essentiellement végétative (par rhizomes, marcottage et rejets). Leur litière, dont la décomposition est difficile, favorise l'accumulation d'un humus brut où les éléments nutritifs sont peu accessibles aux conifères. De plus, le kalmia facilite le développement de pseudomycorhizes sur les radicelles de l'épinette noire. Leur présence limite le pouvoir d'association avec les mycorhizes bénéfiques. Cette colonisation nuit à la nutrition des semis d'épinette. Par ailleurs, les plantes éricacées libèrent des acides phénoliques dans l'environnement. Leur rôle est toutefois difficile à préciser dans des conditions naturelles étant donné la multitude de facteurs en cause. Des tests en laboratoire montrent néanmoins que ces composés inhibent la germination des graines d'épinette noire, qu'ils diminuent la croissance des racines fines (importantes pour l'absorption de l'eau et des éléments nutritifs) et qu'ils nuisent à la croissance des mycorhizes bénéfiques. Enfin, grâce à leur importante biomasse racinaire, les éricacées absorbent la majorité des nutriments du sol, livrant ainsi une forte compétition aux conifères pour les ressources environnementales. Toutefois, des travaux récents démontrent que les effets des éricacées sur la physiologie des conifères sont indépendants de la fertilité intrinsèque des stations. Une hypothèse suggère que le risque d'envahissement par les éricacées serait élevé dans la végétation potentielle RE, modéré dans la RS et faible dans la MS.

Dans la pessière noire aménagée, les coupes seraient à l'origine d'une diminution de la proportion de peuplements de densité forte à moyenne. Cette diminution se fait au profit d'une

augmentation de la proportion de peuplements de faible densité, associée à une augmentation des superficies en régénération. Les CPRS créent une ouverture du couvert qui équivaut à celle engendrée par les feux de faible intensité, mais elles ont un effet différent sur le sous-bois ainsi que sur le parterre forestier et les horizons supérieurs du sol. L'effet limité de la CPRS sur la végétation de sous-bois (dont les éricacées) et sur le sol s'apparente davantage à celui produit par une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, sauf dans les sentiers où la perturbation plus importante permet une réduction de la densité d'éricacées. Cette réduction s'avère toutefois temporaire. Ainsi, la conversion de pessières relativement productives en landes à éricacées à la suite de coupes forestières serait liée au manque de semences d'épinette, à la disponibilité limitée de lits de germination adéquats, à la forte capacité d'acclimatation des éricacées aux nouvelles conditions environnementales créées par la coupe de même qu'aux phénomènes de compétition directe et indirecte de ces espèces avec les conifères. Le peu de régénération et la réduction de la croissance de celle-ci sont symptomatiques d'une perte de résilience de l'écosystème.

Références utiles

L'envahissement des parterres de coupes par les éricacées

HÉBERT, F., et autres, 2010. "Ericaceous Shrubs Affect Black Spruce Physiology Independently From Inherent Site Fertility", *Forest Ecology and Management*, vol. 260, nº 2, p. 219-228.

MORONI, M. T., et autres, 2009. "Controlling Kalmia and Re-Establishing Conifer Dominance Enhances Soil Fertility Indicators in Central Newfoundland, Canada", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 39, nº 7, p. 1270-1279.

THIFFAULT, N., B. D. TITUS et M. T. MORONI, 2010. "Silviculture and Planted Species Interact to Influence Reforestation Success on a Kalmia-dominated Site – A 15-year Study", *Forestry Chronicle*, vol. 86, nº 2, p. 234-242.

THIFFAULT, N., et R. JOBIDON, 2006. "How to Shift Unproductive *Kalmia Angustifolia–Rhododendron Groenlandicum* Heath to Productive Conifer Plantation", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, nº 10, p. 2364-2376.

THIFFAULT, N., et autres, 2005. « La relation éricacées – conifères. Bonheur d'oppression? », *Le naturaliste canadien*, vol. 129, nº 2, p. 57-61.

THIFFAULT, N., B. D. TITUS et A. D. MUNSON, 2004. "Black Spruce Seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* Association: Microsite Manipulation to Explore Interactions in the Field", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, nº 8, p. 1657-1668.

THIFFAULT, N., et P. GRONDIN, 2003. « Envahissement des parterres de coupe par les éricacées », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs). *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 103-130.

ANNEXE T EXPANSION DES MILIEUX OUVERTS À LICHENS DANS LA PESSIÈRE

Les forêts fermées sont moins résilientes aux perturbations à mesure que l'on progresse vers le nord. Le phénomène de conversion des forêts fermées dans les forêts ouvertes à lichens s'observe principalement sur les stations sèches situées au nord (en allant vers la limite de la forêt exploitée située au 52^{e} parallèle) où l'épinette noire domine.

Dans la pessière noire aménagée, les coupes seraient à l'origine d'une diminution de la proportion des peuplements de densité forte à moyenne. Elles auraient également provoqué une augmentation de la proportion des peuplements de faible densité ainsi que des superficies en régénération.

Les pessières à lichens (végétation potentielle RE1) sont composées d'une strate arborescente ouverte dominée par l'épinette noire et accompagnée d'une strate de lichens principalement constituée de *Cladina* spp. Ces formations végétales caractéristiques de la taïga apparaissent aussi en zone de forêt continue, dans le domaine de la pessière à mousses, là où les perturbations en rafales peuvent être à l'origine de leur expansion. Ces milieux succéderaient à un stade d'envahissement par les éricacées (voir la fiche sur l'enjeu correspondant). La transition se produirait à la suite d'une nouvelle perturbation engendrant une régression du couvert forestier qui n'aurait toutefois pas pour effet de favoriser la régénération. Les pessières à lichens sont considérées comme une forme régressive de la pessière à mousses.

Le succès de la régénération des épinettes noires dépend de la disponibilité de graines viables et de lits de germination adéquats à la suite de ces perturbations (voir la fiche sur l'enjeu lié à l'envahissement par les éricacées). L'absence de graines viables peut résulter du bas âge du peuplement, du parasitisme ou de la prédation des graines. Pour l'épinette noire, la production semencière optimale ne débute pas avant l'âge de 50 ans. Certains insectes peuvent parasiter les cônes ou, à l'instar de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, inhiber leur formation. Enfin, certains rongeurs et certains oiseaux se nourrissent des cônes et des graines, ce qui réduit la quantité disponible de graines viables. D'autre part, les mousses, les lichens et les surfaces non perturbées constituent de piètres lits de germination qui limitent la régénération sexuée de l'épinette noire. La régénération par marcottage est possible dans les peuplements ouverts, mais sa densité est moindre par rapport à la régénération sexuée pouvant être obtenue après un feu.

Dans des conditions naturelles, lorsque les feux sont espacés dans le temps, certains considèrent que la pessière à cladonie évoluerait progressivement vers la pessière à mousses. D'autres perçoivent plutôt l'envahissement par le lichen comme un phénomène unidirectionnel, en se basant sur la tendance observée pendant les 50 dernières années et sur le fait qu'aucun cas de reforestation naturelle de ces milieux n'a été répertorié à ce jour.

Lorsque l'action concurrente de certains de ces facteurs produit un déficit en régénération résineuse, la lumière et l'espace disponibles favorisent l'apparition d'espèces héliophiles. En l'absence d'une régénération de ces espèces, comme le bouleau à papier ou le peuplier, ce sont plutôt les éricacées qui envahissent le parterre forestier. Celles-ci peuvent graduellement être remplacées par les lichens à la faveur de nouvelles perturbations dont les caractéristiques feront en sorte d'accentuer le déficit de régénération de l'épinette noire. C'est notamment le cas lorsqu'un feu survient dans un peuplement immature ou dans un peuplement ayant récemment subi une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Par ailleurs, une fois qu'ils sont

établis, les lichens nuiraient à la croissance et à la nutrition des conifères, en raison des composés allélopathiques qu'ils libèrent.

L'expansion des milieux ouverts à lichens survient à la suite de perturbations en cascade produisant une réduction importante du couvert forestier et une régénération déficiente de l'épinette noire. L'ajout des perturbations anthropiques aux autres perturbations (ex. : feux et épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette) risque d'accroître le phénomène d'expansion des milieux ouverts à lichens. En effet, la coupe des arbres ouvre le couvert et retire les semenciers en bas âge (par rapport à leur longévité) dans les forêts de seconde venue, et ne produit pas toujours des lits de germination adéquats.

Le problème des milieux ouverts à lichens, qui sont par ailleurs importants pour la biodiversité, notamment pour le caribou forestier qui se nourrit de lichens, résulte de leur expansion.

Références utiles

L'expansion des milieux ouverts dans le domaine de la pessière à mousses

CÔTÉ, D., 2003. « Expansion des milieux ouverts à lichens dans le domaine de la pessière à mousses », dans GRONDIN, P., et A. CIMON (coordonnateurs). *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, p. 175-190.

GIRARD, F., S. PAYETTE et R. GAGNON, 2008. "Rapid Expansion of Lichens Woodlands Within the Closed-crown Boreal Forest Zone Over the Last 50 Years Caused by Stand Disturbances in Eastern Canada", *Journal of Biogeography*, vol. 35, nº 3, p. 529-537.

La dynamique naturelle des pessières noires

FOSTER, D. R., 1985. "Vegetation Development Following Fire in *Picea Mariana* (Black Spruce) – Pleurozium Forests of South-Eastern Labrador, Canada", *Journal of Ecology*, vol. 73, nº 2, p. 517- 534.

SIMON, N. P., et F. E. SCHWAB, 2005. "Plant Community Structure After Wildfire in the Subarctic Forests of Western Labrador", *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 22, nº 4, p. 229-235.

ANNEXE U ENRÉSINEMENT PAR VOIE DE PLANTATION

Les plantations essentiellement résineuses ont connu un essor important au début des années 1980 alors que les stocks de bois résineux connaissaient une diminution appréciable à la suite de la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et que les aires de coupe totales d'essences résineuses mal régénérées représentaient une superficie notable. Ces plantations auraient, dans certains cas, conduit à un enrésinement à l'échelle du paysage. Des reboisements utilisant des conifères ont été faits dans plusieurs stations où se trouvaient auparavant des forêts de feuillus tolérants (végétation potentielle FE) ou des peuplements mixtes (végétations potentielles MJ et MS) (voir la fiche sur l'enjeu lié à la raréfaction des peuplements mixtes), ce qui a modifié le patron d'occupation du territoire par les peuplements résineux à l'échelle du paysage. L'enrésinement qui en résulte pourrait s'observer dans les domaines de la sapinière à bouleau jaune et dans ceux de l'érablière. Bien que ce phénomène touche particulièrement les milieux agroforestiers, il serait également possible de l'observer en milieu forestier. L'enrésinement a toutefois été plus mitigé dans certaines stations riches où, faute de soins récurrents, les plantations résineuses se sont transformées en peuplements mixtes à la suite d'un envahissement par les feuillus intolérants.

Les coupes sur de grandes superficies, le scarifiage et le reboisement massif sous forme de monoculture peuvent provoquer des modifications de la structure, de la composition et du dynamisme des communautés végétales. Ces modifications peuvent être à l'origine d'une dégradation des habitats, associée à une perte d'abris, de nourriture ou de sites de reproduction pour la faune.

Références utiles

L'enjeu a été mentionné dans :

COMITÉ SCIENTIFIQUE SUR LES ENJEUX DE BIODIVERSITÉ, 2010. *Enjeux de biodiversité de l'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides : Rapport du comité scientifique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 147 p.

DOYON, F., et D. BOUFFARD, 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], Ripon, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, 63 p.

ANNEXE V EXEMPLE D'ANALYSE SOMMAIRE DE L'HYDROGRAPHIE ET DES MILIEUX RIVERAINS À PARTIR DES CARTES ÉCOFORESTIÈRES

L'analyse des caractéristiques du réseau hydrographique et des milieux riverains est en lien étroit avec l'analyse des milieux humides et peut être réalisée concurremment, étant donné que les milieux humides sont généralement intimement associés à l'hydrographie. Les caractéristiques du réseau hydrographique d'un territoire peuvent être obtenues au moyen d'une analyse faite à l'aide d'un système d'information géographique sur les cartes écoforestières. On peut ainsi déterminer la longueur, la superficie, le périmètre et l'importance relative des différentes composantes du réseau hydrographique. Cette information pourra être à la base de la modulation de la largeur des bandes de protection riveraines, en fonction des éléments plus rares, ou encore des éléments représentatifs qui possèdent néanmoins une grande valeur de conservation.

Diverses classifications sont possibles pour réaliser une analyse du réseau hydrographique et des milieux riverains qui y sont associés. Le tableau 30 donne le résultat d'une analyse simple effectuée sur deux territoires différents. La figure 16 illustre le résultat de cette analyse.

Tableau 30 Résultat d'une analyse du réseau hydrographique et des milieux riverains associés

Description	Caractéristiques des milieux riverains							
	Secteur V				Secteur B			
	N^bre	Sup. (ha)	Périm. (m)	BR (ha)[a]	N^bre	Sup. (ha)	Périm. (m)	BR (ha)[a]
Superficie totale		5 537				5 510		
Superficie aquatique		131				570		
Plan d'eau > = 8 ha	1	9	1 463	3	11	445	55 266	111
Plan d'eau < 8 ha	61	39	24 578	49	32	85	26 255	53
Cours d'eau surfacique	1	83	26 992	54	8	40	32 494	65
Cours d'eau permanent[b]	17	S. O.[c]	29 281	59	43	S. O.	21 629	43
Cours d'eau intermittent	90	S. O.	50 058	100	125	S. O.	69 017	138
Superficie terrestre totale		5 371				4 940		
Superficie terrestre productive		5 360				4 614		

a. Correspond à la superficie (ha) de lisières boisées riveraines de 20 m de largeur en bordure du milieu aquatique.
b. Cours d'eau dont la largeur est supérieure à 6 m.
c. Sans objet.

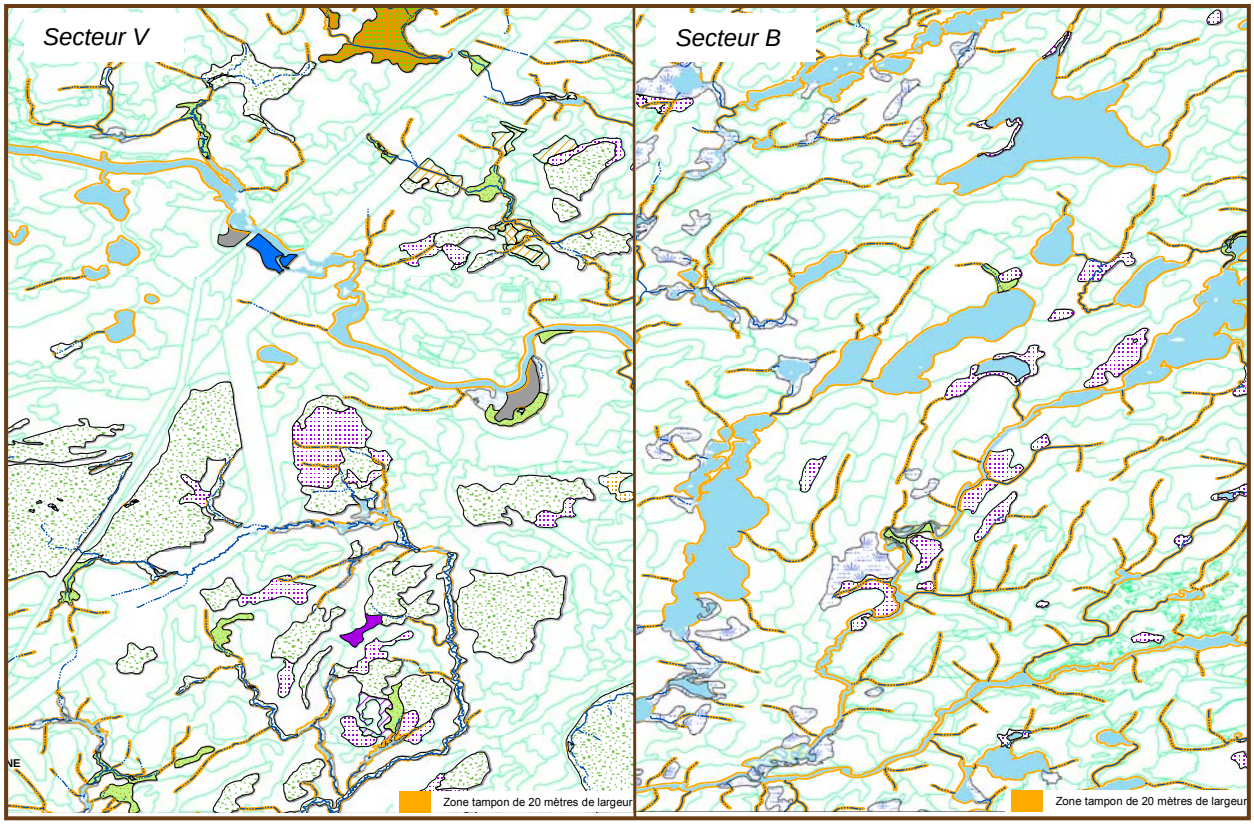


Figure 16 Exemple de deux territoires sur lesquels des bandes de protection en bordure des composantes du réseau hydrographique ont été générées à l'aide d'un système d'information géographique. Les ruisseaux intermittents apparaissent en pointillé.

Cette classification simple est fréquemment utilisée pour effectuer une analyse exploratoire du réseau hydrographique. Cette analyse est complémentaire à celle des milieux humides qui sont intimement associés au réseau hydrographique. Pour une classification plus détaillée des milieux riverains, l'analyste pourra se référer à Ménard et autres (2006) ou encore à Canards Illimités Canada (2009). Concernant l'aménagement proprement dit des zones riveraines, on consultera Sibley et Gordon (2010), qui ont élaboré un système d'aide à la décision pour l'aménagement des forêts riveraines.

Les résultats de l'analyse mettent en lumière la rareté ou l'abondance relative de certaines composantes de l'hydrographie. Ainsi, dans les milieux analysés, on note la rareté des plans d'eau importants et des cours d'eau surfaciques dans le secteur V alors que les cours d'eau intermittents et les grands lacs sont particulièrement abondants dans le secteur B. Cette information peut permettre d'orienter la modulation des mesures de protection associées à ces différents milieux riverains. Les résultats de l'analyse peuvent également être combinés à des informations d'autres natures (type d'utilisation du territoire, sensibilité du site sur le plan esthétique, pente et dépôt de surface entraînant une vulnérabilité à l'érosion ou au chablis, présence d'espèces fauniques ou floristiques d'intérêt ou à statut précaire, rôle de corridor de déplacement ou d'habitat joué par le milieu riverain, etc.).

ANNEXE W EXEMPLE D'ANALYSE SOMMAIRE DE L'INTÉRÊT ÉCOLOGIQUE DES MILIEUX HUMIDES À PARTIR DES CARTES ÉCOFORESTIÈRES

La superficie relative, la diversité et la répartition spatiale des milieux humides peuvent être déterminées de façon approximative par une analyse simple des cartes écoforestières. Cette analyse sommaire doit permettre :

- d'évaluer la rareté de certains milieux humides (superficie relative en pourcentage);
- de déterminer les principales concentrations de milieux humides présentant une superficie importante ou une grande diversité de milieux humides, incluant des types rares.

1. Cartes écoforestières du 3e programme d'inventaire

Les cartes du 3e programme comportent 18 différents types de milieux humides et aquatiques, dont 14 types écologiques pour les forêts humides (FO18, MF18, MJ18, MJ28, MS18, MS68, RC38, RE37, RE38, RE39, RS18, RS37, RS38 et RS39) et 4 codes de terrain (AL, DH, EAU et INO).

L'exemple qui suit dans le tableau 31 est tiré d'une partie du territoire de la sous-région écologique 4c-T en Mauricie.

Tableau 31 Importance des différents milieux humides et aquatiques dans une partie de la sous-région 4c-T en Mauricie, selon la carte écoforestière du 3e programme d'inventaire[a]

Type de milieux	Nombre	Superficie totale (ha)	% du territoire
EAU	38	121 547	10,07
INO	37	4 053	0,34
Somme des milieux aquatiques	75	125 600	10,41
DH	41	24 793	2,05
AL	41	13 484	1,12
FO18 – Ormaie à frêne noir hydrique	2	2	0,00
MJ28 – Bétulaie jaune à sapin hydrique	4	76	0,01
RC38 – Cédrière tourbeuse à sapin	2	32	0,00
RE37 – Pessière à sphaignes hydrique	16	1 615	0,13
RE38	34	6 926	0,57
RE39	34	6 487	0,54
RS18 – Sapinière à thuya hydrique	8	190	0,02
RS37 – Pessière à sapin hydrique	18	1 870	0,15
RS38	34	3 223	0,27
RS39 – Pessière tourbeuse ombrotrophe	19	1132	0,09
Somme des milieux humides	253	59 830	4,96
Autres milieux	1 123	102 1760	84,64
Total	1 451	120 7190	100,00

a. Les milieux surlignés en couleur sont les plus rares de la sous-région écologique 4c-T, soit en raison de leur faible nombre d'occurrences, soit en raison de leur superficie limitée. Au total, ces milieux rares couvrent moins de 0,4 % du territoire.

Une analyse a été effectuée afin de localiser les types les plus rares parmi les milieux humides indiqués au tableau précédent. Une attention a également été portée à la diversité des milieux humides (nombre de milieux humides différents cartographiés) rencontrés dans chacun des districts écologiques de la sous-région 4c-T. Selon cette analyse, le district 51P032 est l'un des plus diversifiés en milieux humides et en types rares de milieux humides.

La figure 17 indique l'emplacement de deux types rares de milieux humides : la bétulaie jaune à sapin hydrique et la pessière noire à sapin hydrique, au lac Atenis, dans la sous-région 4c-T. Le secteur abrite également une grande diversité de milieux humides différents (AL, DH, RE38 et RE39), milieux qui forment un complexe de grand intérêt pour la conservation. À l'issue de l'analyse, deux milieux humides candidats ont été délimités d'un trait rouge gras sur la carte.

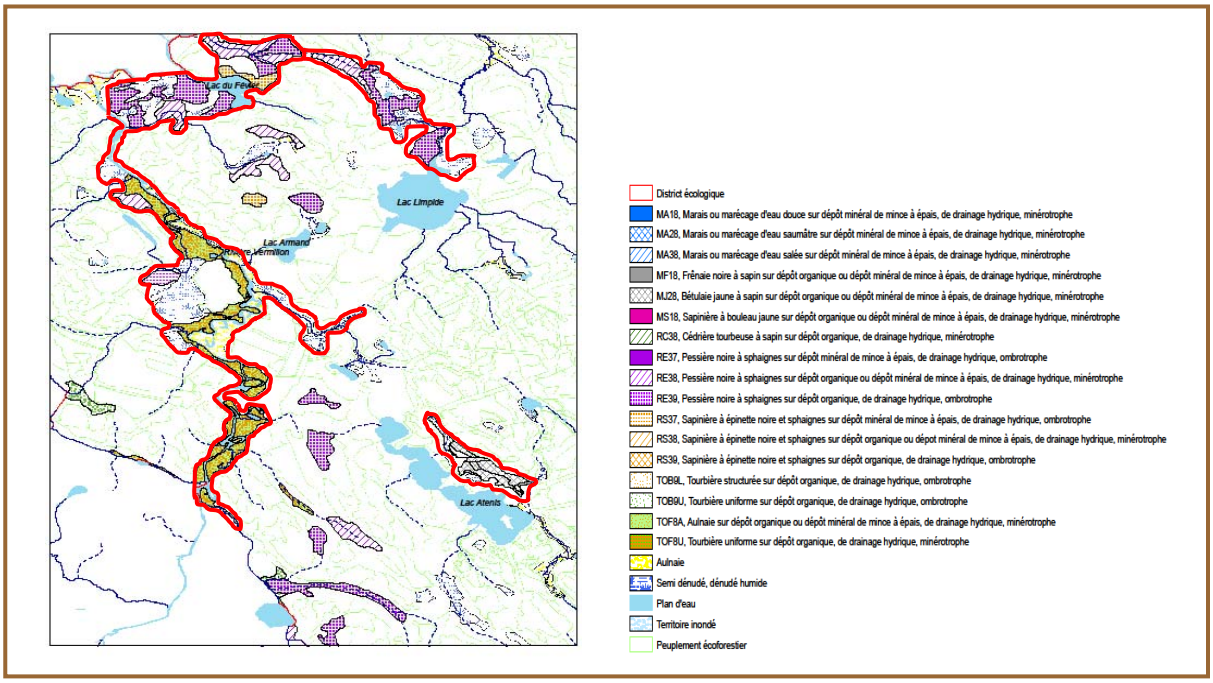


Figure 17 Extrait de la carte écoforestière (3e programme d'inventaire) montrant l'analyse des milieux humides d'intérêt dans la sous-région 4c-T en Mauricie

2. Cartes écoforestières du 4e programme d'inventaire

Les cartes du 4e programme comportent 24 différents types de milieux humides et aquatiques, dont 14 types écologiques pour les forêts humides (FO18, MF18, MJ18, MJ28, MS18, MS68, RC38, RE37, RE38, RE39, RS18, RS37, RS38 et RS39), 5 types de tourbières (TOB9U, TOB9L, TOF8A, TOF8U et TOF8L), 3 types de marais et marécages arbustifs (MA18, MA28 et MA38) et 2 codes de terrain (EAU et INO).

L'exemple qui suit est tiré du territoire de la sous-région écologique 5g-T sur la Côte-Nord.

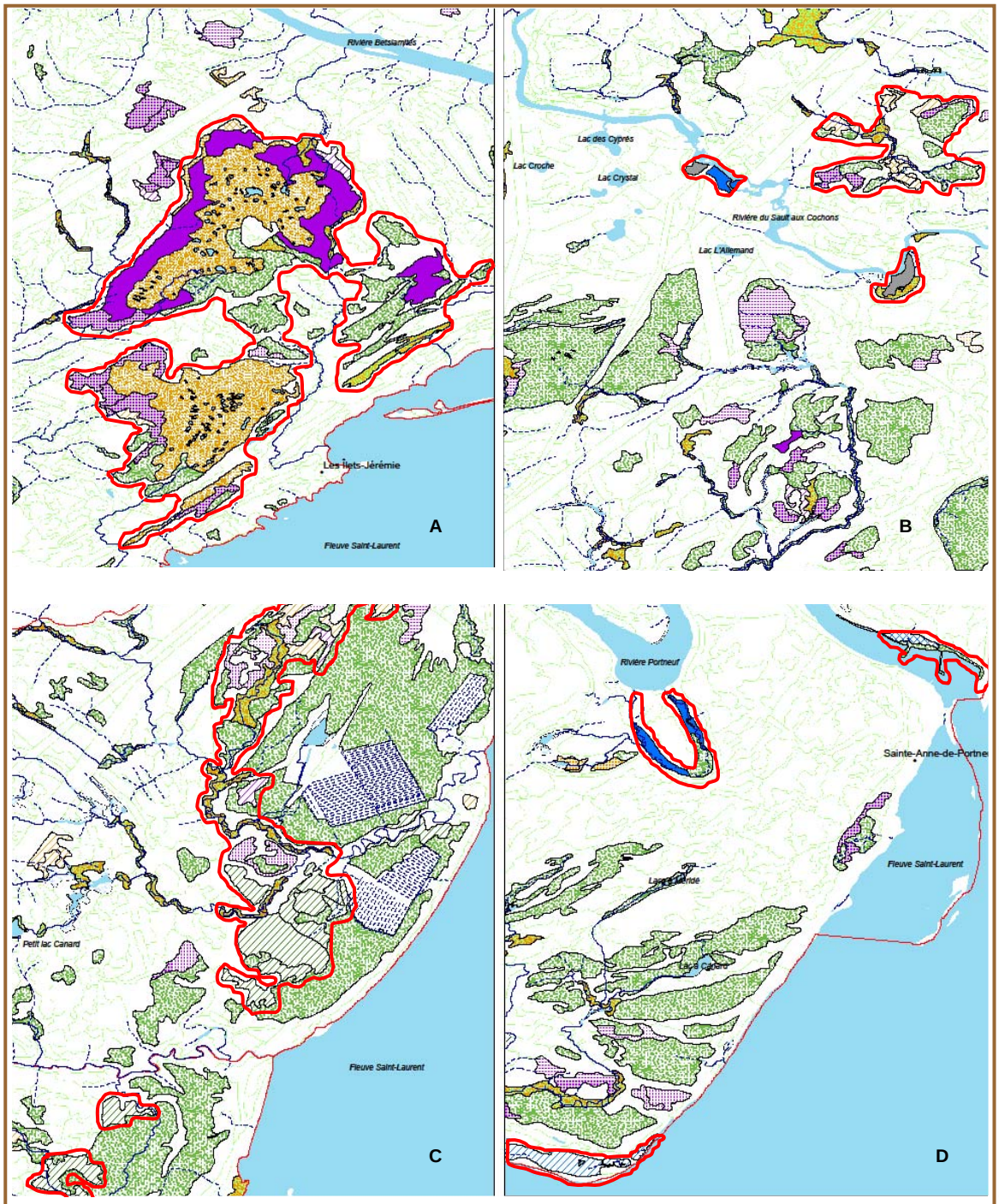
Tableau 32 Importance des différents milieux humides et aquatiques de la sous-région 5g-T sur la Côte-Nord, selon la carte écoforestière du 4e programme d'inventaire[a]

Type de milieux	Nombre	Superficie totale (ha)	% du territoire
EAU	37	34 359	7,00
INO	31	1 462	0,30
Somme des milieux aquatiques	68	35 821	7,30
MA18 – Marais ou marécage d'eau douce	5	277	0,06
MA28 – Marais ou marécage d'eau saumâtre	4	21	0,01
MA38 – Marais ou marécage d'eau salée	2	60	0,01
MF18 – Frênaie noire à sapin hydrique	3	78	0,02
MS18 – Sapinière à bouleau jaune hydrique	3	58	0,01
RC38 – Cédrière tourbeuse à sapin	3	343	0,07
RE37	11	471	0,10
RE38 – Pessière noire à sphaignes minérotrophe	15	269	0,05
RE39	60	7 152	1,46
RS37	32	1 289	0,26
RS38	33	1 113	0,23
RS39	21	552	0,11
TOB9L – Tourbière structurée ombrotrophe	3	576	0,12
TOB9U	19	6 427	1,31
TOF8A	46	4 706	0,96
TOF8L – Tourbière structurée minérotrophe	1	2	0,00
TOF8U	18	1 043	0,21
Somme des milieux humides	279	24 437	4,99
Autres milieux	930	430 539	87,72
Total	1 277	490 797	100,00

a. Les milieux surlignés en couleur sont les plus rares de la sous-région écologique 5g-T, soit en raison de leur faible nombre d'occurrences, soit en raison de leur superficie limitée. Au total, les milieux humides rares couvrent près de 0,35 % du territoire.

Selon l'analyse effectuée afin de localiser ces neuf types rares de milieux humides, et de déterminer les districts écologiques les plus diversifiés à cet égard dans la sous-région 5g-T, les districts écologiques 104E005, 104E007, 104E008 et 104E009 sont les plus diversifiés en milieux humides et en types rares de milieux humides.

La figure 18 indique l'emplacement des différents types rares qui apparaissent dans le tableau 32. Le secteur abrite aussi plusieurs concentrations importantes de milieux humides et aquatiques présentant une grande diversité. Les secteurs encerclés d'un trait rouge gras sont d'un grand intérêt pour la conservation (milieux humides candidats).



Secteur A (Îlets-Jérémie) : 1 type rare, la tourbière structurée minérotrophe, au cœur d'un complexe formé de 7 différents types de milieux humides; secteur B (rivière du Sault aux Cochons) : 2 types rares, le marécage d'eau douce et la frênaie noire, et 1 complexe formé de 5 différents milieux; secteur C (Sault-au-Mouton) : 1 type rare, la cédrière tourbeuse à sapin, au cœur d'un complexe de 5 différents milieux; secteur D (rivière Portneuf) : 3 types rares, les marais et marécages d'eau douce, d'eau saumâtre et d'eau salée. Pour la légende, voir la figure 17.

Figure 18 Extraits de la carte écoforestière (4e programme d'inventaire) montrant une analyse des milieux humides d'intérêt dans la sous-région 5g-T sur la Côte-Nord

BIBLIOGRAPHIE

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, [En ligne], gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 45 p. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/enjeu-bois-mort.pdf].

ANGERS, V.-A., et autres (2005). "Comparing Composition and Structure in Old-growth and Harvested (Selection and Diameter-limit Cuts) Northern Hardwood Stands in Quebec", *Forest Ecology and Management*, vol. 217, n^{os} 2-3, p. 275-293.

BÉDARD, S., et F. BRASSARD (2002). *Les effets réels des coupes de jardinage dans les forêts publiques du Québec en 1995 et 1996*, Québec, ministère des Ressources naturelles, 15 p.

BÉLAND, M. (2008). *Guide de terrain – Méthode d'inventaire par points d'observation et de prescription sylvicole des coupes à rétention variable au Québec*, [pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune], Québec, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie, 91 p.

BERGERON, Y., et autres (1999). « Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt », *The Forestry Chronicle*, vol. 75, n^{o} 1, p. 55-61.

BERGERON, Y., et K. A. HARPER (2009). "Old-Growth Forests in the Canadian Boreal: the Exception Rather than the Rule ?", dans WIRTH, C., G. GLEIXNER et M. HEIMANN (éditeurs), *Old-Growth Forests – Function, Fate and Value*, Berlin, Allemagne. Springer, p. 285-300. (Ecological studies: 207).

BOUCHER, D., L. DE GRANDPRÉ et S. GAUTHIER (2003). « Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec », *The Forestry Chronicle*, vol. 79, n^{o} 2, p. 318-328.

BOUCHER, Y., M.-H. SAINT-LAURENT et P. GRONDIN (2011). "Logging-Induced Edge and Configuration of Old-Growth Forest Remnants in the Eastern North American Boreal Forests", *Natural Areas Journal*, vol. 31, n^{o} 3, p. 300-306.

BOUCHER, Y., et autres (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*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 21 p.

BROWN, J.-L., (1981). *Les forêts du Témiscamingue*, *Québec – Écologie et photo-interprétation*, Sainte-Foy, Université Laval, 447 p.

BUJOLD, F. (2013). *Guide d'intégration des besoins associés aux espèces fauniques dans la planification forestière*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 66 p.

BUJOLD, F., et autres (2004). *Effets de l'éclaircie précommerciale sur la diversité biologique – Document de support justifiant un objectif de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier*, Québec, gouvernement du Québec,16 p. [Non publié].

CENTRE D'ÉTUDE DE LA FORÊT (2008). *Avis scientifique portant sur l'article 92.0.3.2 de la Loi sur les forêts*, [En ligne]. [http://forestierenchef.gouv.qc.ca/actualite/les-vieilles-forets-des-

peuplements-en-degradation-ou-susceptibles-detre-affectes-par-des-desastres-naturels-en-raison-de-leur-etat-ou-de-leur-age] [Page consultée le 20 mars 2010].

CALHOUN, A. J. K., et P. DE MAYNADIER (2004). *Forestry Habitat Management Guidelines for Vernal Pool Wildlife*, Metropolitan Conservation Alliance, *Wildlife Conservation Society*, 32 p.

CANARDS ILLIMITÉS CANADA (2009). *Classification des milieux humides et modélisation de la sauvagine dans le Québec forestier*, [Cédérom], Canards Illimités – Québec.

CHABOT, M., et autres (2009). « Le feu en milieu forestier », dans ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS DU QUÉBEC, *Manuel de foresterie*, 2e éd., Québec, Éditions MultiMondes, p. 1037-1090.

COUILLARD, L., et P. GRONDIN (1986). *La végétation des milieux humides du Québec*, Québec, Les Publications du Québec, 400 p.

COURTOIS, R., et autres (2004). "Forest Management Guidelines for Forest-Dwelling Caribou in Quebec", *The Forestry Chronicle*, vol. 80, no 5, p. 598-607.

CROW, T. R., et autres (2002). "Effect of Management on the Composition and Structure of Northern Hardwood Forests in Upper Michigan", *Forest Science*, vol. 48, no 1, p. 129-145.

DESPONTS, M., et autres (2004). "The Eastern Boreal Old-growth Balsam Fir Forest: a Distinct Ecosystem", *Canadian Journal of Botany*, vol. 82, no 6, p. 830-849.

DESROCHERS, A. (2001). « Les oiseaux : diversité et répartition », dans PAYETTE, S., et L. ROCHEFORT, dir., *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*, Québec, Presses de l'Université Laval, p. 159-174.

DESROSIERS, R., et autres (2010). *Guide sur la gestion intégrée des ressources et du territoire : son application dans l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 18 p.

DOYON, F., et D. BOUFFARD (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue québécoise*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 63 p.

DOYON, F., et P. NOLET (2007). *Application de la sylviculture irrégulière aux peuplements feuillus jugés inaptes au jardinage et prédiction du rendement par la modélisation*, *rapport d'étape*, deuxième année (2006-2007), 96 p.

DOYON, F., D. GAGNON et J.-F. GIROUX (2005). "Effects of Strip and Single-Tree Selection Cutting on Birds and Their Habitat in a Southwestern Quebec Northern Hardwood Forest", *Forest Ecology and Management*, vol. 209, nos 1-2, p. 101-115.

DOYON, F., et autres (2006). *Enjeux de l'aménagement écosystémique dans l'érablière à bouleau jaune de l'Ouest*, [Conférence donnée lors du colloque de l'ACFAS sur les enjeux de la mise en place de la gestion écosystémique des forêts au Québec, 19 mai, Université McGill, Montréal].

FRANKLIN, J. F., et R. VAN PELT (2004). "Spatial Aspects of Structural Complexity in Old-growth Forests", *Journal of Forestry*, vol. 102, no 3, p. 22-28.

FRANKLIN, J. F., et autres (2002). "Disturbances and Structural Development of Natural Forest Ecosystems with Silvicultural Implications, Using Douglas-Fir Forests as an Example", *Forest Ecology and Management*, vol. 155, nos 1-3, p. 399–423.

GAGNON, P., M. DARVEAU et S. MAURICE (2007). *Les milieux riverains, humides et aquatiques du bassin versant de la rivière du Gouffre (Charlevoix) – Phase 1 : cartographie*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 71 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/Selection%20rapports%20PDF/Gagnon%20et%20al%202007%20Rap%20Tech%20CIC%20Q2007-1.pdf].

GAGNON, P., et autres (2009). *Les milieux aquatiques, humides et riverains de la Forêt Montmorency : description et enjeux écologiques en vue d'un zonage*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 71 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/PDF2/Gagnon_et_al_2009_Rapp_tech_CIC_Q13_ForetMontmorency.pdf].

GASSER, D., M.-H. LANGIS et M. CÔTÉ (2008). *L'épinette de Norvège (*Picea abies *(L.) Karst) : risque de naturalisation et d'envahissement des écosystèmes en Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 43 p.

GOODBURN, J. M., et C. G. LORIMER (1998). "Cavity Trees and Coarse Woody Debris in Old-Growth and Managed Northern Hardwood Forests in Wisconsin and Michigan", *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 28, n° 3, p. 427-438.

GUILLEMETTE, F., et V. MCCULLOUGH (2011). *Caractéristiques dendrométriques de vieux peuplements feuillus*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 12 p. (Avis technique; SSRF-4).

HARPER, K. A., et autres (2005). "Structural development following fire in black spruce boreal forest", *Forest Ecology and Management,* vol. 206, n^{os} 1-3, p. 293-306.

HUNTER, M. L. (éd.) (1999). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*, Cambridge, Cambridge University Press, 698 p.

JETTÉ, J.-P., et autres (2013). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie II – Élaboration de solutions aux enjeux*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 159 p.

JOLY, M., et autres (2008). *Guide d'élaboration d'un plan de conservation des milieux humides*, première édition, Québec, gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, 68 p.

KNEESHAW, D., et S. Gauthier (2003). "Old growth in the boreal forest: A Dynamic Perspective at the Stand and Landscape Levels", *Environmental Reviews*, vol. 11, n° S1, p. S99–S114.

LANGEVIN, R. (2012). *Plan d'aménagement forestier intégré – Directive pour la mise en œuvre des objectifs relatifs à la réduction de l'orniérage, des pertes de superficie productive et des apports de sédiments au milieu aquatique (version préliminaire)*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 11 p. [Publié dans l'intranet du MRN].

LANGEVIN, R., et A. SCHREIBER (2011). *Guide d'élaboration des plans d'action pour la réduction de l'orniérage, des pertes de superficie productive et de l'érosion du réseau routier en milieu forestier – Plans d'aménagement forestier intégré de 2013-2018*, [En ligne], Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 24 p. [www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/guide-PAFI-2013-2018.pdf].

LEBOEUF, M. (2004). *Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces de forêt mature*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 119 p.

LECOMTE, N., et autres (2006). *Similarities and Differences Between Harvesting and Wildfire-induced Disturbances in Fire-mediated Canadian landscapes*, Durham, Caroline du Nord, Research Triangle Park, National Council for Air and Stream Improvement Inc., 53 p. (Technical Bulletin; 924).

LE GOFF, H., et autres (2010). « L'aménagement durable des vieilles forêts boréales : mythes, pistes de solutions et défis » *The Forestry Chronicle*, vol. 86, n° 1, p. 63-69.

LEMELIN, L.-V., et M. DARVEAU (2008). *Les milieux humides du parc national du Canada de la Mauricie : cartographie en vue d'une surveillance de l'intégrité écologique*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 43 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/PDF2/Lemelin_et_Darveau_2008_Rap_tech_CIC_Q11-PNLM.pdf].

LEMELIN, L.-V., E. BERTHIAUME et M. DARVEAU (2008). *Cartographie, enjeux d'aménagement et approche de micro-zonage des milieux aquatiques, humides et riverains de deux territoires fauniques de la MRC de Charlevoix*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 59 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/PDF2/Lemelin_et_al_2008_Rap_tech_CIC_Q12-Chvx.pdf].

LINDENMAYER, D. B., D. BURTON et J. F. FRANKLIN (2008). *Salvage logging and its ecological consequences*, Washington DC, Island Press, 272 p.

MAJCEN, Z., M. MÉNARD et Y. RICHARD (1980). *Description écologique et cartographie des groupements forestiers des secteurs du lac Usborne, du lac Findlay et du lac Doyley dans la région administrative de l'Outaouais*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche forestière, 191 p. [Non publié].

MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD (1984). *Écologie et dendrométrie dans le sud-ouest du Québec. Étude de douze secteurs forestiers*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, 333 p. (Mémoire de recherche forestière; 85).

MAJCEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD (1985). *Composition, structure et rendement des érablières dans cinq secteurs de la région de l'Outaouais*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, 130 p. (Mémoire de recherche forestière; 88).

MCGEE, G. G., D. J. LEOPOLD et R. D. NYLAND (1999). "Structural characteristics of old- growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests"*, Ecological Applications*, vol. 9, n° 4, p. 1316-1329.

MÉNARD, S. (2007). *Régionalisation des habitats humides du Québec forestier méridional*, [En ligne], Mémoire, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 67 p. [http://www.archipel.uqam.ca/1139/1/M10210.pdf].

MÉNARD, S., et autres (2006). *Méthode de classification des milieux humides du Québec boréal à partir de la carte écoforestière du 3e inventaire décennal*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 19 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/Selection%20rapports%20PDF/Menard%20et%20al%202006%20-%20Rap%20Tech%20CIC%20Q2006-3.pdf].

MEUNIER, G., et autres (2009). *Les milieux d'eau profonde, humides et forestiers riverains de la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet*, [En ligne], Québec, Canards Illimités Canada, 84 p. [http://www2.sbf.ulaval.ca/darveaum/PDF2/Meunier_et_al_2009_Rapp_tech_CIC_Q16_Duparquet.pdf].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (1994). *Le point d'observation écologique*, [En ligne], Québec, gouvernement du Québec, 116 p. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/le-point-observation-ecologique-normes-tech-34.pdf].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (2013). *Manuel de planification forestière 2013-2018, version 5.1,* Québec, gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 242 p. [Publié dans l'intranet du MRN].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2003). *Manuel d'aménagement forestier,* 4e édition, Québec, gouvernement du Québec, pagination multiple.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2009). *Portrait de l'évolution de la forêt publique sous aménagement du Québec méridional des années 1970 aux années 2000*, [En ligne], Québec, gouvernement du Québec, Direction des inventaires forestiers et Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 135 p. [http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/evolution-foret-publique.pdf].

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2010). *Méthodes d'échantillonnage pour les inventaires d'intervention et pour les suivis des interventions forestières – Exercices 2010-2013,* Québec, gouvernement du Québec, Direction de l'aménagement des forêts publiques et privées, 188 p.

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (2010). *Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec*, [En ligne], gouvernement du Québec. [http://www.cdpnq.gouv.qc.ca/].

MOTTET, M.-J. et autres (2011). *L'épinette de Norvège au Québec : performante sans être envahissante*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 2 p. (Avis de recherche :30).

NAPPI, A., et autres (2011). *La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.

NATURESERVE (2010). *A network connecting Science with conservation*, [En ligne]. [http://www.natureserve.org/].

OLIVER, C. D., et B. C. LARSON (1996). *Forest Stand Dynamics*, New York, John Wiley and Sons, 544 p.

PHELOUNG, P. C., P. A. WILLIAMS et S. R. HALLOY (1999). "A Weed Risk Assessment Model for Use as a Biosecurity Tool Evaluating Plant Introductions", *Journal of Environmental Management*, vol. 57, no 4, p. 239-251.

PINNA, S., et autres (2009). *Portrait forestier historique de la Gaspésie*, Gaspé, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 204 p.

QUÉBEC. *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, RLRQ, chapitre A-18.1, à jour au 1er juin 2012*, [En ligne], Éditeur officiel du Québec. [http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html].

RICHARD, Y., Z. MAJCEN et M. MÉNARD (1980). *Étude dendrométrique des groupements végétaux des secteurs des lacs du Plomb, du Sourd et Labrador et du petit lac Cayamant*. Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche forestière, 87 p. [Non publié].

RICHARD, Y., Z. MAJCEN et M. MÉNARD (1981). *Étude dendrométrique des groupements végétaux des secteurs des lacs la Blanche, Écho et Rond*, Québec, gouvernement du Québec, ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche forestière, 100 p. [Non publié].

ROMPRÉ, G., et autres (2010). « Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat », *The Forestry Chronicle*, vol. 86, no 5, p. 572-579.

ROY, M.-E., et autres (2009). *La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier 064-52 & 061-51*, Ripon, Québec, Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue et M.C. Forêt inc., 38 p.

SCULL, P., et J. RICHARDSON (2007). "A Method to Use Ranked Timber Observations to Perform Forest Composition Reconstruction from Land Survey Data", *The American Midland Naturalist*, vol. 158, no 2, p. 446-460.

SETO, M., et autres (2012). *Préparation des volets tactique et opérationnel des plans d'aménagement forestier intégré – Planification des massifs de forêts pérennes aménagés dans la pessière à mousses, version 1.0*, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 44 p. [Publié dans l'intranet du MRN].

SIBLEY, P. K., et A. M. GORDON (2010). *L'aménagement des forêts riveraines : système d'aide à la décision*, Réseau de gestion durable des forêts, 52 p.

TREMBLAY, J., et autres (2007). « La restauration passive des sapinières mixtes de seconde venue : une alternative pour la conservation des sapinières mixtes anciennes », *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, no 4, p. 825-839.

UHLIG, P. A., et autres (2003). *Old-Growth Forest Definitions for Ontario*, Toronto, Ontario, Queen's Printer for Ontario, Ontario Ministry of Natural Resources, 53 p.

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

VARADY-SZABO, H., et autres (2008). *Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire – Document d'aide à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique*, Gaspé, Consortium en foresterie de la Gaspésie–Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 61 p.

Ressources naturelles
Québec