

La sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique



RAPPORT DU GROUPE D'EXPERTS

La sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique

RAPPORT DU GROUPE D'EXPERTS

Remis au ministère des Ressources naturelles du Québec

Québec, 21 novembre 2013

GRUPE D'EXPERTS SUR LA SYLVICULTURE INTENSIVE DE PLANTATIONS DANS UN CONTEXTE D'AMÉNAGEMENT ÉCOSYTEMIQUE

Coprésidents

Martin Barrette, ing.f., M. Sc. et Marc Leblanc, ing.f., M. Sc., ministère des Ressources naturelles

Membres

Louis Bélanger, ing.f., Ph. D. et Jean-Pierre Tremblay, biol., Ph. D., Université Laval; Frédéric Bujold, ing.f., M. Sc., ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs; Lévis Côté, ing.f., Jean Lamoureux, biol. et Nelson Thiffault, ing.f., Ph. D., ministère des Ressources naturelles; Luc Lavoie, biol., Ph. D., Conférence régionale des élus (CRÉ) du Bas-Saint-Laurent; Alain Paquette, biol., Ph. D., Université du Québec à Montréal, Réseau Ligniculture Québec; Robert Schneider, Ph. D., Université du Québec à Rimouski

ONT ÉGALEMENT CONTRIBUÉ AUX TRAVAUX DU GROUPE D'EXPERTS

Soutien scientifique : Sylvie Côté, ing.f., M. Sc., Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy inc. (CERFO)

Secrétaire du groupe : Marie-Ève Deshaies, biol., candidate à la maîtrise, Université Laval

Observateur : Sébastien Lavoie, biol., candidat au doctorat, Université Laval

REMERCIEMENTS

Le groupe d'experts remercie sincèrement toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin, à son travail. Nous soulignons, notamment, la contribution de Alison Munson, Ph. D., de l'Université Laval et Christian Messier, Ph. D., de l'Institut des sciences de la forêt tempérée, qui ont révisé ce rapport. Nous remercions Véronique Yelle, Ph. D., du ministère des Ressources naturelles, qui a contribué à bonifier l'enjeu portant sur l'acceptabilité sociale ainsi que Sylvie Delisle, Lyne Giasson et Nathalie Laurencelle, du ministère des Ressources naturelles, qui ont procédé à l'édition du document.

POUR EN SAVOIR PLUS...

Marc Leblanc, ing.f., M. Sc.
Ministère des Ressources naturelles
Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers
880, chemin Sainte-Foy, 6^e étage
Québec (Québec) G1S 4X4
Téléphone : 418 627-8650
Courriel : marc.leblanc@mrn.gouv.qc.ca
Numéro de publication : DAEF-0354

CITATION RECOMMANDÉE : Groupe d'experts sur la sylviculture intensive de plantations, 2013. *La sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique – Rapport du groupe d'experts*, sous la direction de M. Barrette et M. Leblanc, Québec, 112 p.

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

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 978-2-550-69378-9

Sommaire

Les plantations représentent un outil sylvicole reconnu pour assurer un approvisionnement en matière ligneuse qui répond aux attentes sociétales sur l'aménagement durable des forêts. Toutefois, elles font aussi partie du scénario sylvicole intensif qui a le plus grand potentiel d'artificialisation de la forêt naturelle. Les objectifs du nouveau régime forestier sous-jacents à l'aménagement écosystémique peuvent alors paraître, de prime abord, en contradiction avec ceux de la sylviculture intensive de plantations, notamment parce que l'aménagement écosystémique s'applique à l'ensemble du territoire. Considérant cela, un groupe d'experts a été mis sur pied pour réfléchir à la manière dont la sylviculture intensive de plantations peut être pratiquée dans un contexte d'aménagement écosystémique. Utilisant une approche par enjeux et solutions dans le cadre d'un processus diagnostique (figure 1), le groupe d'experts a défini et documenté les enjeux associés aux plantations (figure 2; tableau 2), élaboré des solutions pour répondre à ces enjeux (figure 3) et formulé onze recommandations pour que la sylviculture intensive de plantations puisse s'inscrire dans un aménagement écosystémique. Les enjeux concernent notamment l'ampleur, l'emplacement et l'agencement spatial des plantations dans le paysage, les attributs clés de la forêt naturelle et sa résilience, l'acceptabilité sociale ainsi que la productivité et la rentabilité des plantations. Le groupe d'experts a élaboré des solutions à l'échelle du peuplement telles que la mise en place de plantations plurispécifiques intégrant des espèces de la forêt naturelle, la modulation des traitements de préparation de terrain, de gestion des débris de coupe, d'éducation et de coupe finale pour mitiger les impacts ainsi que la réalisation des bons traitements au bon moment pour obtenir la production attendue. Les solutions à l'échelle du paysage concernent notamment l'intégration des préoccupations des parties prenantes, le maintien de la qualité de l'eau et la construction du réseau routier selon les saines pratiques. Les solutions à l'échelle du paysage abordent également la naturalité des plantations (tableau 1) et celle de la matrice forestière. À cet effet, le groupe d'experts recommande que les bonnes pratiques, établies pour chacune des étapes du scénario de plantation, soient appliquées pour augmenter la naturalité des plantations tout en tenant compte des objectifs de production. Il recommande aussi de limiter dans le paysage la proportion des peuplements jugés *altérés* et *artificiels*, selon le gradient de naturalité, et de faire une analyse locale et régionale pour définir une stratégie de localisation et d'agencement spatial des plantations.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Introduction | 1 |
| Principes et prémisses de base..... | 4 |
| Méthodes | 5 |
| Groupe d'experts et approche par enjeux et solutions | 5 |
| Évaluation de la naturalité pour gérer l'altération des forêts..... | 6 |
| Application du processus diagnostique à l'étude de cas | 9 |
| Résultats et discussion | 10 |
| Enjeux..... | 10 |
| Solutions | 13 |
| Évaluation de la naturalité | 17 |
| Recommandations..... | 22 |
| Bibliographie | 89 |
| | |
| Annexe A Fiches descriptives des enjeux synthèses selon la littérature scientifique..... | 31 |
| Annexe B Description des enjeux synthèses et des solutions recensées dans la littérature scientifique | 75 |

Liste des tableaux

| | | |
|-----------|--|----|
| Tableau 1 | Cadre conceptuel de la définition et de la mesure de la naturalité des peuplements forestiers le long du gradient subdivisé en cinq classes..... | 8 |
| Tableau 2 | Description sommaire des enjeux synthèses (n = 10) et résumé des principales solutions associées | 12 |
| Tableau 3 | Recommandation de la proportion maximale du paysage occupée par des peuplements des classes <i>altéré</i> et <i>artificiel</i> | 25 |

Liste des figures

| | | |
|----------|---|----|
| Figure 1 | Processus diagnostique des plantations dans un contexte écosystémique | 5 |
| Figure 2 | Enjeux initiaux et enjeux synthèses | 11 |
| Figure 3 | Solutions répondant aux enjeux synthèses..... | 14 |
| Figure 4 | Photos illustrant des hypothèses de scénarios sylvicoles qui peuvent mener à des peuplements dans chacune des classes le gradient de naturalité | 19 |
| Figure 5 | Scénarios d'agencement spatial dans le paysage de peuplements <i>altéré</i> et <i>artificiel</i> , lesquels correspondent à des plantations dans l'étude de cas | 21 |

Introduction

Les plantations représentent un outil sylvicole reconnu pour assurer un approvisionnement en matière ligneuse qui répond aux attentes sociétales sur l'aménagement durable des forêts (Forest Stewardship Council, 2002; Park et Wilson, 2007; Brockerhoff, Jactel et Parrotta, 2008; FAO, 2010). En effet, les plantations ont un rendement ligneux élevé pouvant être supérieur au rendement de forêts régénérées naturellement (Prégent, Picher et Auger, 2010; Thiffault et autres, 2013). Elles peuvent aussi contribuer à la restauration de la biodiversité, notamment lors de la plantation d'espèces en raréfaction, de la remise en production de sites mal régénérés ou de l'afforestation de terres qui ont subi une déforestation (Stephens et Wagner, 2007; Brockerhoff, Jactel et Parrotta, 2008; Paquette et Messier, 2010). Toutefois, les plantations font aussi partie du scénario sylvicole intensif qui a le plus grand potentiel d'artificialisation de la forêt naturelle (Park et Wilson, 2007; Brockerhoff, Jactel et Parrotta, 2008).

Au Québec, le nouveau régime forestier vise à implanter un aménagement écosystémique des forêts (Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, chapitre A-18.1, article 1) et ainsi réduire les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle. Or, ce nouveau régime préconise aussi une intensification de la production ligneuse, par le biais, entre autres, des plantations. Les objectifs sous-jacents à l'aménagement écosystémique peuvent, de prime abord, paraître en contradiction avec ceux liés à la sylviculture intensive de plantations. Certaines approches, comme celles de la TRIADE (Messier et autres, 2009), recommandent un zonage fonctionnel dans lequel une certaine proportion du territoire est prioritairement affectée à la production ligneuse, et une partie de celle-ci, à la sylviculture intensive. Les efforts de

La forêt naturelle

La forêt naturelle est une forêt qui n'a pas subi de transformation majeure résultant de l'exploitation industrielle à grande échelle. Ainsi, on la nomme aussi « forêt préindustrielle ». Sa description n'est pas statique, mais tient compte de sa « variabilité », c'est-à-dire des fluctuations qu'elle a subies au fil du temps sous l'influence des processus naturels (ex. : perturbations naturelles, mortalité et régénération). Sa description s'inspire d'observations provenant de forêts non aménagées à ce jour ou d'études historiques couvrant de vastes étendues spatiales ou temporelles. Afin de faciliter la gestion opérationnelle du concept, le jugement de différents experts est mis à contribution dans l'élaboration de descriptions simplifiées de la forêt naturelle. Enfin, ce jugement devra évoluer, notamment à la suite d'une modification profonde des processus naturels par les changements globaux (changements climatiques, pollution, espèces envahissantes, insectes et maladies exotiques présents ou anticipés).

La forêt naturelle représente donc le meilleur outil actuellement disponible pour intégrer à la planification forestière les préoccupations liées au maintien de la biodiversité en misant sur une réduction des écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle.

conservation peuvent alors être concentrés dans des zones d'aménagement extensif et de conservation stricte.

Toutefois, puisque les écosystèmes ne peuvent être partitionnés par des frontières humaines, l'aménagement écosystémique s'applique à l'ensemble du territoire. Dans ce contexte, il est nécessaire de réfléchir aux mesures de mitigation des impacts de la sylviculture intensive de plantations sur la biodiversité. Il faut également s'assurer que cette sylviculture soit intégrée dans un processus de planification qui permet de répondre adéquatement aux enjeux écologiques, à l'échelle appropriée. Pour y arriver, l'idée de définir un espace de solutions, qui offrirait des occasions de création de richesse à partir des plantations, tout en respectant les valeurs environnementales et sociales, est une avenue prometteuse.

Cette problématique n'a pas encore été abordée au Québec et la littérature n'offre que des réponses partielles. C'est pourquoi un groupe d'experts a été mis sur pied pour réfléchir à la manière dont la sylviculture intensive de plantations peut être faite dans un contexte d'aménagement écosystémique. Les objectifs du groupe étaient de déterminer les enjeux écologiques, économiques et sociaux liés aux plantations, de proposer des solutions et de faire des recommandations pour que la sylviculture intensive de plantations s'articule autour des valeurs économiques, environnementales et sociales qui caractérisent les attentes des Québécois en matière d'aménagement forestier (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2002; Roy, 2008).

Les plantations au Québec

1882 : Première mention dans une loi forestière.

1908 : Début de la production de plants par le ministère responsable des forêts. Les besoins en reboisement étaient relativement limités parce que le type de coupe (manuelle l'hiver) assurait la protection de la régénération naturelle. Le reboisement servait principalement à remettre en production les superficies brûlées près des communautés.

1950-1960 : Début de la mécanisation et de la coupe en période estivale; la protection de la régénération naturelle n'était alors plus assurée.

1980 : Mise sur pied d'un ambitieux programme de mise en terre de 300 millions de plants par année afin de reboiser d'importantes superficies insuffisamment régénérées pour assurer le renouvellement des forêts. Les superficies reboisées augmentent et l'utilisation d'herbicides chimiques préoccupe le public. Les objectifs de reboisement et les rendements escomptés ne seront pas atteints, notamment en raison du manque d'entretien ou du mauvais entretien des zones reboisées.

1986 : Un nouveau régime forestier centre le renouvellement des forêts sur la régénération naturelle, grâce à la protection de la régénération préétablie.

1993 : Adoption de la Stratégie de protection des forêts visant à assurer le renouvellement des forêts, à mieux protéger les ressources du milieu forestier, à favoriser leur usage harmonieux et à éliminer la pulvérisation d'insecticides et de phytocides chimiques. Stabilisation du niveau de reboisement dans la forêt publique. La plantation devient un complément à la régénération naturelle.

| Superficie moyenne annuelle reboisée au Québec (ha/an) | | | | | Total (ha) |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| 1960-1967 | 1968-1983 | 1984-1987 | 1988-1992 | 1993-2011 | 1960-2011 |
| 950 | 5 950 | 33 750 | 75 050 | 58 600 | 1 578 700 |

Principes et prémisses de base

Les principes et prémisses de base suivants ont guidé les travaux du groupe d'experts.

- L'aménagement écosystémique, tel qu'il est défini dans la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (RLRQ, chapitre A-18.1), s'applique à l'ensemble des forêts québécoises (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2009). Puisque les écosystèmes ne peuvent être partitionnés, les espèces ne reconnaissant pas les frontières humaines, il faut s'assurer que les enjeux écologiques trouvent réponse à l'échelle appropriée afin que la matrice forestière demeure fonctionnelle pour les espèces qui l'utilisent.
- En raison des rendements ligneux élevés qu'elle permet d'anticiper, la sylviculture intensive de plantations est appelée à jouer un rôle crucial dans une stratégie de production de bois. Dans certaines circonstances, lorsqu'elle se fait selon un concept de zonage fonctionnel, elle peut également permettre de concentrer la production ligneuse dans une partie du territoire afin de libérer des superficies pour la conservation.
- En présence d'un risque connu, des actions de prévention, d'atténuation et de correction doivent être mises en place, en priorité à la source. Il s'agit du principe de prévention tel qu'il est énoncé dans la Loi sur le développement durable (RLRQ., chapitre D-8.1.1).
- Une approche basée sur la science (Szaro et Peterson, 2004), notamment par l'intégration et l'utilisation des connaissances scientifiques récentes appuyées par une revue de littérature exhaustive, a permis d'assurer la rigueur dans les discussions et les écrits du groupe. À défaut de connaissances scientifiques complètes, le débat entre les experts a permis d'établir des consensus basés sur leur jugement.



Photo : Réseau ligniculture Québec

Méthodes

Groupe d'experts et approche par enjeux et solutions

Pour faire face aux défis complexes liés à l'instauration d'une sylviculture intensive de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique, le ministère des Ressources naturelles (MRN) a choisi d'avoir recours à un groupe d'experts comme outil de gouvernance. Selon cette méthode, les différentes facettes en apparence contradictoires d'une problématique complexe sont abordées par un partage et une mise en perspective des expériences et des connaissances scientifiques pour réfléchir, discuter et trouver des avenues consensuelles basées sur des faits (Geneletti, 2007). Mettre ainsi en commun l'expertise d'individus œuvrant dans les domaines desquels émerge la problématique permet une analyse empreinte de rigueur scientifique pour bâtir un consensus large et favoriser une prise de décision robuste et légitime (Oliver, 2002; Roy et autres, 2010).

Le groupe d'experts, formé de chercheurs gouvernementaux, de chercheurs universitaires et de praticiens, s'est donc intéressé aux plantations forestières qui représentent *des peuplements forestiers constitués majoritairement à partir de semis ou de boutures plantés dans un objectif de remise en production ou d'amélioration de la production ligneuse*. La réflexion du groupe porte sur toute la séquence des travaux du scénario sylvicole, incluant la récolte précédant la plantation, qui représente un potentiel d'artificialisation de la forêt naturelle. Le groupe a limité sa réflexion aux forêts du domaine de l'État. Son mandat était de circonscrire les enjeux associés aux plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique, d'élaborer de bonnes pratiques qui permettraient de réduire les impacts appréhendés des plantations, notamment sur la biodiversité et la faune, et de proposer des modulations de traitements sylvicoles qui permettraient aux plantations de répondre à de multiples objectifs (de production, écologiques, fauniques, etc.).

Pour remplir son mandat, le groupe d'experts a utilisé une approche par enjeux et solutions (Comité scientifique sur les enjeux de biodiversité, 2010; Desmarais, 2006; Grenon, Jetté et Leblanc, 2010; Roy

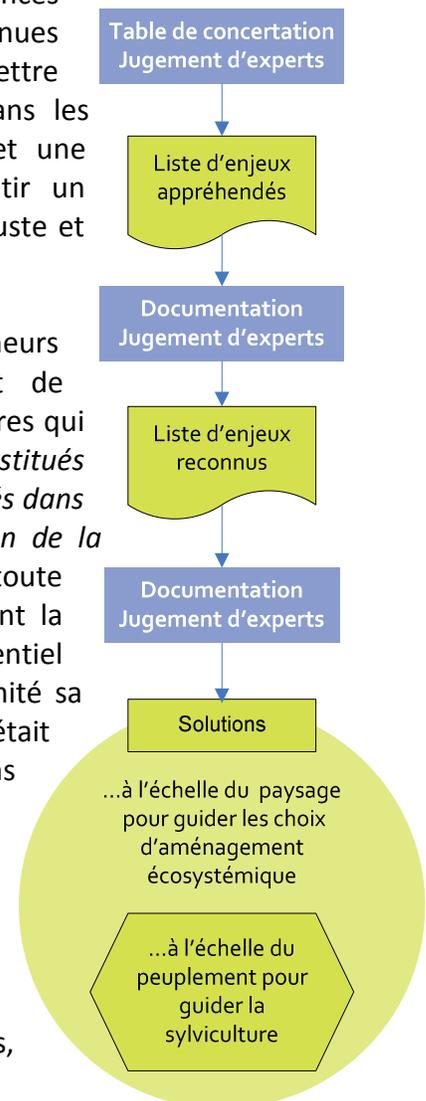


Figure 1 Processus diagnostique des plantations dans un contexte écosystémique

et autres, 2010) dans le cadre d'un processus diagnostique des plantations (figure 1). Ce processus de résolution de problèmes (Brooks et autres, 2006; Dennison, 2008; Wilshusen et Wallace, 2009) permet d'aborder les différentes facettes, en apparence contradictoires, de la création de plantations dans un contexte d'aménagement écosystémique par la voie des enjeux appréhendés. Un enjeu peut être défini comme quelque chose pouvant être gagné ou perdu. Cette approche permet de définir les enjeux de nature écologique sur la base des écarts observés entre la forêt naturelle et la forêt aménagée.

Ainsi, le groupe a dressé une liste d'enjeux appréhendés pour maintenir la biodiversité, les processus écologiques et les valeurs socioéconomiques dans un contexte d'intensification de la sylviculture de plantations. Ces enjeux ont été documentés afin de juger de leur réalité et pour recenser dans la littérature des solutions applicables au contexte québécois. Ceux qui ont été jugés réels ont ensuite été regroupés et synthétisés à l'intérieur de groupes fonctionnels pour l'élaboration de solutions synthèses destinées à être appliquées à l'échelle du peuplement et du paysage.



Photo : Steve Lemay, MNR

Les solutions à l'échelle du peuplement ont été détaillées selon les différentes étapes du scénario de plantation, soit la coupe préalable, la préparation de terrain, la mise en terre, l'éducation (dégagement, nettoyage, éclaircie (dégagement, nettoyage, éclaircie commerciale) et la récolte finale.

Évaluation de la naturalité pour gérer l'altération des forêts

Pour élaborer les solutions à l'échelle du paysage, le groupe a adapté le concept de naturalité (Colak, Rotherham et Calikoglu, 2003; Winter, Fischer et Fisher, 2010; Rüdissler, Tasser et Tappeiner, 2012; Winter, 2012; Barrette et autres, à paraître), car il considère que les solutions à cette échelle sont dépendantes de la naturalité des plantations et de la matrice forestière. La naturalité permet d'évaluer le degré auquel se situe un écosystème par rapport aux conditions de référence observées dans la forêt naturelle. Ce concept s'intègre donc directement dans le paradigme de l'aménagement écosystémique et son évaluation permet de quantifier les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle. La naturalité peut être représentée sous la forme d'un gradient écologique allant d'un état jugé naturel jusqu'à un état jugé artificiel (Winter, Fischer et Fisher, 2010; Barrette et autres, à paraître). Toutefois, le gradient de naturalité n'est pas un concept strictement scientifique, car il nécessite le jugement des

experts pour évaluer l'importance de l'altération des écosystèmes, mesurée selon la méthode scientifique. Par exemple, la science pourrait nous informer d'une diminution de 75 % de la diversité floristique dans des plantations, mais le jugement des experts serait requis pour évaluer l'importance de cette altération et déterminer où se situeraient ces plantations le long du gradient de naturalité. Dans cette perspective, le gradient de naturalité représente donc un outil d'aménagement, nourri par la science, utile pour évaluer et gérer l'altération des forêts aménagées.

Le groupe a donc adapté les définitions et les éléments de mesure pour permettre une évaluation de la naturalité des peuplements forestiers selon les principaux attributs clés de la forêt naturelle, soit la composition et la structure des peuplements, qui influencent les fonctions et la résilience des écosystèmes. Pour en faciliter l'évaluation, le gradient écologique de la naturalité d'un peuplement est généralement subdivisé en classes (Colak, Rotherham et Calikoglu, 2003). Nous en avons retenu cinq pour ce travail : *naturel*, *quasi naturel*, *semi-naturel*, *altéré* et *artificiel* (tableau 1). Sur ces bases, le groupe a attribué une classe de naturalité aux peuplements de paysages abritant différents scénarios de localisation et d'agencement spatial de plantations. Une approche semi-qualitative a été privilégiée pour évaluer la naturalité des peuplements parce qu'elle permettait de faire progresser la réflexion du groupe d'experts sur les solutions et les recommandations à l'échelle du paysage. De plus, l'évaluation quantitative de la naturalité aurait nécessité des données non disponibles au groupe et un temps supplémentaire considérable. L'évaluation semi-qualitative réalisée lors des travaux du groupe est donc basée sur les données de la carte écoforestière et sur le jugement des experts en considérant, notamment, les connaissances actuelles sur la forêt naturelle du Bas-Saint-Laurent. À titre d'exemple, les jeunes sapinières sans essences compagnes et possédant une structure régulière, selon la carte écoforestière, ont été classées *semi-naturelles*, selon le gradient de naturalité.



Des cartes de naturalité à l'échelle du paysage ont été produites par addition des évaluations des peuplements. Pour faciliter l'interprétation spatiale des cartes, une analyse de voisinage a été faite avec l'extension « Spatial Analyst » du logiciel ArcMap (ARCGIS version 9, ESRI, 2004) qui effectue un lissage spatial. À partir de l'image produite par le lissage, nous avons évalué visuellement la naturalité de la matrice forestière en fonction de la classe de naturalité prédominante.

Le groupe a finalement formulé des recommandations à l'échelle du peuplement, pour guider la sylviculture, et à l'échelle du paysage, pour guider les choix d'aménagement écosystémique.

Tableau 1 Cadre conceptuel de la définition et de la mesure de la naturalité des peuplements forestiers le long du gradient subdivisé en cinq classes

| Classe du gradient de naturalité | Définition | | Éléments de mesure | | | | |
|----------------------------------|---|---|---|---|---|---|--|
| | Structure et composition | Processus | Structure et composition | | Régime dynamique | | |
| | | | Distance avec la distribution et les marges de variabilité naturelle des attributs clés | Probabilité de trouver cet état dans le paysage naturel | Énergie à investir pour maintenir l'état actuel | Énergie à investir pour retourner à la résilience de la forêt naturelle | Signaux avant-coureurs ¹ de l'atteinte d'un seuil entre la résilience de la forêt naturelle et celle d'un nouvel écosystème |
| NATUREL | Peuplement dont les attributs clés et leurs caractéristiques sont représentatifs de la variabilité jugée naturelle. | Fonctions et régimes dynamiques ³ associés à la résilience de la forêt naturelle ainsi qu'à la résilience de ses états alternatifs stables, lorsque applicables. | S. O. ² | S. O. | Aucune | Aucune | Aucun |
| QUASI NATUREL | Peuplement qui possède tous les attributs clés des peuplements naturels. La plupart des attributs ont été faiblement altérés. | | Les marges se chevauchent. | État fréquent | Très faible | Aucune | Très faibles |
| SEMI-NATUREL | Peuplement qui possède tous les attributs clés des peuplements naturels. La plupart des attributs ont été modérément altérés. | | Les marges ne se chevauchent plus, mais les distributions se touchent. | État possible | Faible | Aucune | Faibles |
| ALTÉRÉ | Peuplement qui ne possède pas tous les attributs clés des peuplements naturels. La plupart de ceux qui sont présents ont été fortement altérés. | | Les distributions ne se touchent plus. L'asymétrie de la distribution a changé. | État rare | Grande | Aucune ou faible | Forts |
| ARTIFICIEL | Peuplement créé par l'homme. Modification profonde de l'écosystème et des espèces dont la présence est due à l'homme. | | S. O. | État inexistant | Continue | Aucune ou faible | Très forts |
| | | Fonctions et régime dynamique associé à la résilience d'un nouvel écosystème ⁴ difficilement réversible dans un contexte d'aménagement forestier (> 300 ans). | S. O. | État inexistant | Aucune, car nouvel écosystème | Grande, car nouvel écosystème | Aucun, car nouvel écosystème |

1. Augmentation du temps de retour vers la variabilité naturelle, de l'autocorrélation et de la variance des attributs clés ainsi qu'un changement dans l'asymétrie de la distribution de leur variance (spatiale ou temporelle; Dakos et autres, 2011).

2. Sans objet.

3. Ensemble des dynamiques de perturbation et de régénération façonnant l'écosystème ainsi que l'ensemble des boucles de rétroaction contribuant à son maintien.

4. Historiquement absent de la forêt naturelle (*novel ecosystems*; Bridgewater et autres, 2011; *future range of variability*; Duncan, McComb et Johnson, 2010).

Application du processus diagnostique à l'étude de cas

Pour élaborer et tester le processus diagnostique ainsi que pour fournir une base concrète aux réflexions, la région du Bas-Saint-Laurent (Québec) a été retenue à titre d'étude de cas. Ce choix reposait sur le fait que la région recèle une superficie reboisée relativement importante (près de 123 000 ha) de même que certaines grandes concentrations de plantations dues à la combinaison de deux événements, soit l'ambitieux programme gouvernemental de reboisement de 300 millions de plants par année mis de l'avant dans les années 80, et les reboisements massifs requis à la suite de la récupération des bois touchés par la dernière épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (de 1967 à 1992). De plus, la région a récemment fait l'objet de controverses au sujet des plantations (Nature Québec, 2008a et 2008b), notamment en ce qui concerne l'utilisation et la fréquentation du territoire bas-laurentien. Enfin, elle est située en forêt mélangée, ce qui pourrait rendre certains enjeux écologiques liés aux plantations d'essences résineuses plus aigus.

Les plantations au Bas-Saint-Laurent

Le programme de reboisement intensif des années 80 a coïncidé avec la mise en œuvre de plans spéciaux de récupération de forêts touchées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Le niveau historique de reboisement de cette région et la concentration de superficies reboisées ont été fortement influencés par la coïncidence de ces deux événements. La lutte directe, au moyen de pulvérisations aériennes, contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, ainsi que les pulvérisations de produits chimiques pour contrôler la végétation concurrente dans les plantations, sur les terres publiques et privées, sont à l'origine des préoccupations environnementales exprimées par la population, ce qui a entraîné des changements dans les façons de faire.

| Superficie moyenne annuelle reboisée au Bas-Saint-Laurent (ha/an) | | | | | | Total (ha) |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Avant 1973 | 1973-1980 | 1981-1985 | 1986-1995 | 1996-2007 | 2008-2012 | |
| 25 | 850 | 2 650 | 7 300 | 1 900 | 850 | 122 800 |

Au Bas-Saint-Laurent, où la végétation concurrente est envahissante malgré des efforts importants dans le suivi et l'entretien des plantations, plusieurs sources démontrent que leur composition est très variable. Une certaine proportion des plantations contient un faible pourcentage d'espèces plantées; elles sont donc considérées comme des peuplements régénérés naturellement. D'autres plantations sont devenues des peuplements mixtes en raison de l'abondance de la régénération feuillue. Même dans les plantations à dominance résineuse considérées comme réussies, l'abondance des espèces régénérées naturellement est grande. Les densités moyennes de la majorité des plantations sont en deçà de ce qui était anticipé. Pour toutes ces raisons, la majorité des plantations du Bas-Saint-Laurent n'atteindront pas les rendements attendus (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Belleau et autres, 2011; Ministère des Ressources naturelles, données non publiées).

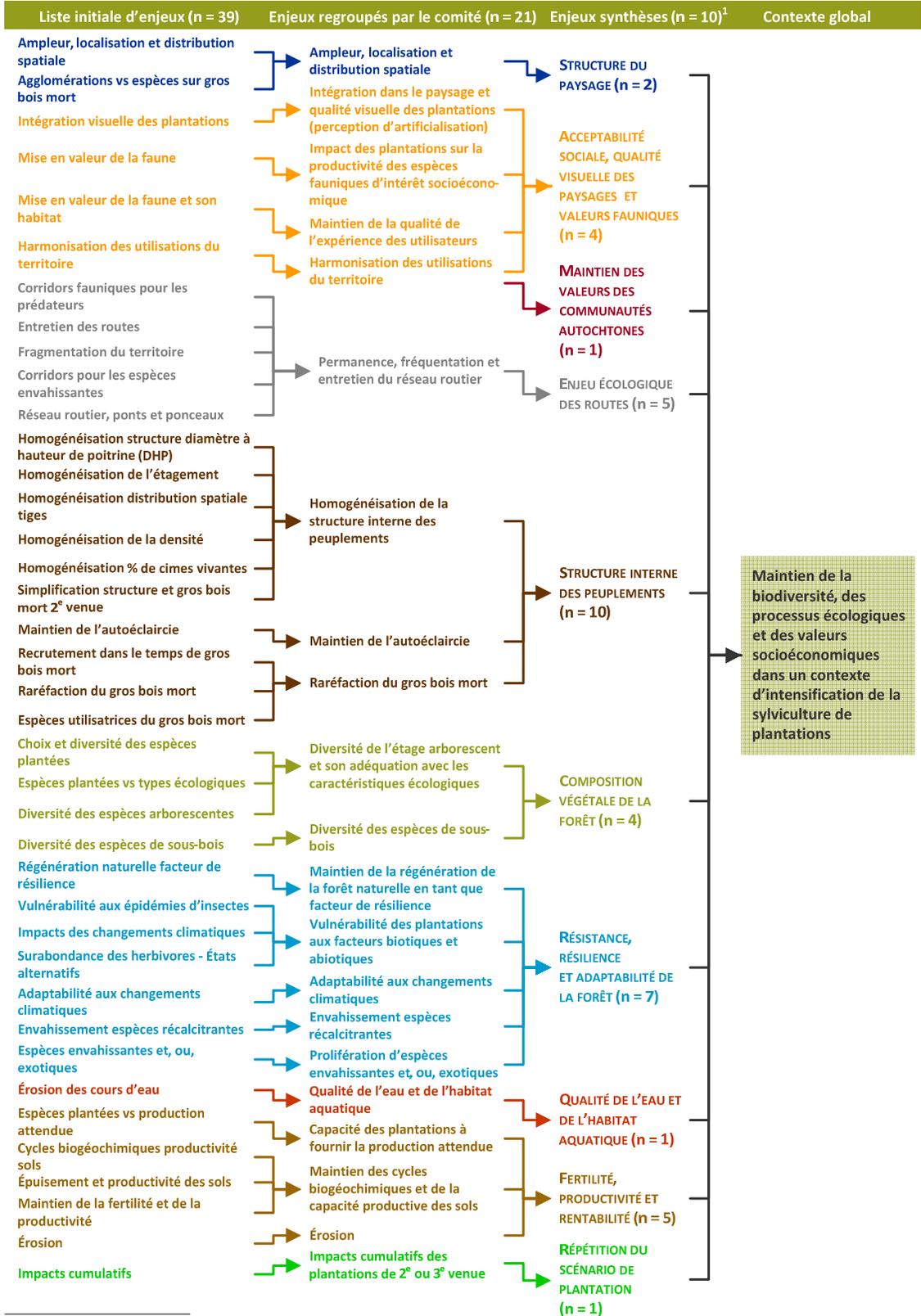
Résultats et discussion

Enjeux

Le groupe d'experts a dressé une liste de trente-neuf enjeux appréhendés qui ont été regroupés en dix enjeux synthèses (figure 2 et tableau 2). La presque totalité des enjeux synthèses ont été jugés réels sur la base de la documentation recueillie dans la littérature scientifique et de l'étude de cas. Seul l'enjeu portant sur la répétition du scénario de plantation ne l'a pas été; il est demeuré appréhendé (annexe A). Les enjeux synthèses regroupent entre un et dix enjeux de la liste initiale. Ceux qui comportent peu d'enjeux ne sont pas moins importants, car ils s'expriment à de grandes échelles spatiales ou temporelles, englobent d'autres enjeux synthèses ou sont simplement incontournables. Par exemple, les plantations doivent être productives et rentables, la répétition du scénario de plantation a des implications sur tous les autres enjeux, alors que l'acceptabilité sociale ou le maintien des valeurs des communautés autochtones peuvent devenir des enjeux prépondérants. Certains de ces enjeux, comme la rentabilité des plantations ou les valeurs des communautés autochtones, bien que réels, n'ont malheureusement pas été traités en profondeur par manque de temps, de données et d'expertises plus spécifiques.

Et les phytocides?

Le Québec est la seule province canadienne à interdire l'utilisation des phytocides dans la forêt publique (Thiffault et Roy, 2011). L'absence de phytocides au Québec complexifie l'interprétation de certains résultats tirés de l'étude des plantations aménagées ailleurs, où les phytocides font partie des outils sylvicoles.



1. Le chiffre entre parenthèses correspond au nombre d'enjeux de la liste initiale regroupés sous chaque enjeu synthèse.

Figure 2 Enjeux initiaux et enjeux synthèses

Tableau 2 Description sommaire des enjeux synthèses (n = 10) et résumé des principales solutions associées¹

| Enjeu synthèse | Description sommaire de l'enjeu | Résumé des principales solutions associées |
|---|---|---|
| STRUCTURE DU PAYSAGE | Effets cumulatifs des plantations sur tous les autres enjeux, notamment en raison de leur ampleur, de leur emplacement et de leur agencement spatial à l'échelle du paysage. | Définir une stratégie de localisation et d'agencement spatial des plantations. Limiter la proportion des peuplements des classes <i>altéré</i> et <i>artificiel</i> dans le paysage. Appliquer les bonnes pratiques compatibles avec les objectifs de rendement pour augmenter la naturalité des plantations. |
| ACCEPTABILITÉ SOCIALE, QUALITÉ VISUELLE DES PAYSAGES ET VALEURS FAUNIQUES | Perception d'artificialisation des peuplements et des paysages associée aux plantations. Effets des plantations sur la qualité des habitats fauniques, sur la densité des populations fauniques et sur la qualité de l'expérience des chasseurs. | Informar les parties prenantes et intégrer leurs préoccupations lors de la planification forestière. Favoriser les plantations plurispécifiques de configuration irrégulière. |
| MAINTIEN DES VALEURS DES COMMUNAUTÉS AUTOCHTONES | Effets des plantations sur les activités des communautés autochtones. | Intégrer les préoccupations des communautés autochtones à l'égard des plantations lors de la planification forestière. |
| STRUCTURE INTERNE DES PEUPEMENTS | Homogénéisation de la structure verticale (ex. : distribution diamétrale, étagement de la végétation) et horizontale (ex. : distribution spatiale des tiges, densité) des peuplements. Raréfaction du gros bois mort. | Favoriser les plantations de densité variable intégrant des espèces longévives et la végétation naturelle mature (vivante et morte) et en régénération. Moduler les traitements de préparation de terrain, de gestion des débris de coupe, d'éducation et de coupe finale. |
| COMPOSITION VÉGÉTALE DE LA FORÊT | Effets des plantations sur la diversité des espèces végétales arborescentes et de sous-bois. Adéquation de ces espèces avec les caractéristiques écologiques de la station. | Favoriser les plantations plurispécifiques qui rendent la complémentarité des niches possible et intègrent des espèces de la forêt naturelle et en raréfaction. Limiter le recours aux espèces exotiques. |
| RÉSISTANCE, RÉSILIENCE ET ADAPTABILITÉ DE LA FORÊT | Franchissement d'un seuil de résilience et changement de régime dynamique vers un écosystème artificiel. Risques d'hybridations, de naturalisation et d'envahissement par les espèces exotiques et récalcitrantes de sous-bois. Adaptabilité aux changements climatiques. Vulnérabilité aux facteurs biotiques et abiotiques. | Favoriser la présence d'espèces de la forêt naturelle. Limiter les risques d'hybridations, de naturalisation et d'envahissement par les espèces exotiques et récalcitrantes de sous-bois. Faire une préparation de terrain la moins sévère possible. |
| ENJEU ÉCOLOGIQUE DES ROUTES | Nécessité d'un réseau routier dense et durable qui a des effets sur l'écoulement et la qualité de l'eau, sur la fragmentation et la fréquentation du territoire ainsi que sur la création de corridors pour les prédateurs, les chasseurs et les espèces envahissantes. | Planifier la densité et la durabilité du réseau routier utilisé en tenant compte de ses effets sur les processus écologiques et les espèces et appliquer les saines pratiques. |
| QUALITÉ DE L'EAU ET DE L'HABITAT AQUATIQUE | Effets des pratiques sylvicoles associées à la plantation sur la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique (érosion, cycles d'éléments nutritifs). | Limiter l'exportation de sol, de matière organique et le lessivage des éléments nutritifs. |
| FERTILITÉ, PRODUCTIVITÉ ET RENTABILITÉ | Capacité des plantations à fournir la production attendue en fonction du choix de l'espèce ou des espèces, de l'intensité de la préparation de terrain, de la fertilité des sols, de la présence de végétation concurrente et de la modification du scénario pour prendre en compte de nouveaux enjeux. Importance d'atteindre la rentabilité économique. | Planter le plus tôt possible et réaliser tous les traitements d'éducation et la coupe finale au bon moment. Choisir le bon type de plant. Laisser les branches sur le parterre de coupe et maintenir un couvert végétal. Amender les sols au besoin. |
| RÉPÉTITION DU SCÉNARIO DE PLANTATION | La répétition du scénario de plantation sur un même site accentue tous les autres enjeux, notamment la perte de productivité, d'attributs de la forêt naturelle et de sa résilience. | Diversifier les scénarios de plantation successifs sur un même site ou alterner entre plantation et peuplement régénéré naturellement. |

1. Voir l'annexe A pour une description détaillée des enjeux synthèses. Voir la figure 3 et l'annexe B pour une version complète des solutions et de leurs interactions avec plusieurs enjeux.

Solutions

La documentation des enjeux a aussi permis de recenser des solutions existantes à chaque étape du scénario de plantation (annexe B). À partir de cette liste de solutions, le groupe a élaboré dix-sept solutions synthèses permettant de répondre aux enjeux synthèses (figure 3). D'une part, les enjeux synthèses nécessitent de une à dix solutions synthèses pour y répondre. D'autre part, certaines solutions synthèses contribuent à répondre à un seul enjeu synthèse, alors que d'autres peuvent contribuer à répondre à un maximum de six enjeux synthèses. Certaines solutions peuvent répondre à peu d'enjeux, mais être néanmoins incontournables, car elles ont une application à de grandes échelles spatiales ou temporelles. Par exemple, la solution qui vise à fixer la proportion maximale de peuplements des classes *altéré* ou *artificiel* dans le paysage répond à trois enjeux synthèses, mais s'avère fondamentale à l'égard des préoccupations qui se posent à l'échelle du paysage. Cette même logique s'applique à la définition d'une stratégie de localisation et d'agencement spatial des plantations dans le paysage. D'autres solutions, comme le fait d'appliquer les bonnes pratiques pour augmenter la naturalité des plantations, permettent de répondre à plusieurs enjeux synthèses. Ces bonnes pratiques sont décrites plus en détail dans l'annexe B, et ce, pour chacune des étapes du scénario de plantation. Elles renvoient fréquemment à des mesures de mitigation des impacts potentiels des pratiques usuelles, comme le fait de maintenir des legs biologiques lors de la coupe préalable à la plantation, de maintenir des îlots régénérés naturellement lors de la préparation de terrain, de maintenir des arbres fruitiers ou des espèces en raréfaction lors du dégagement, du nettoyage, de l'éclaircie précommerciale, ou encore, de moduler la façon de réaliser des éclaircies commerciales pour favoriser une plus grande hétérogénéité dans les plantations.

À ces bonnes pratiques s'ajoute une solution de premier plan qui consiste à planter le plus tôt possible et à exécuter tous les traitements d'éducation et la coupe finale au bon moment pour obtenir la production attendue.

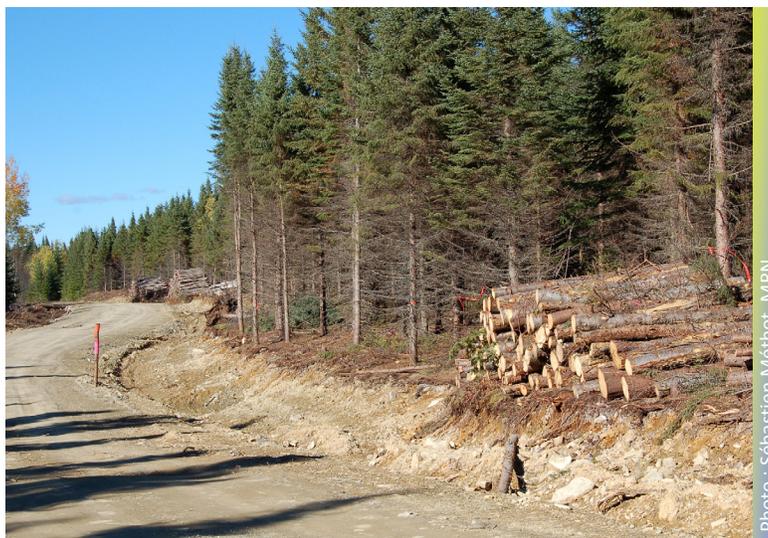


Photo : Sébastien Méthot, MRN

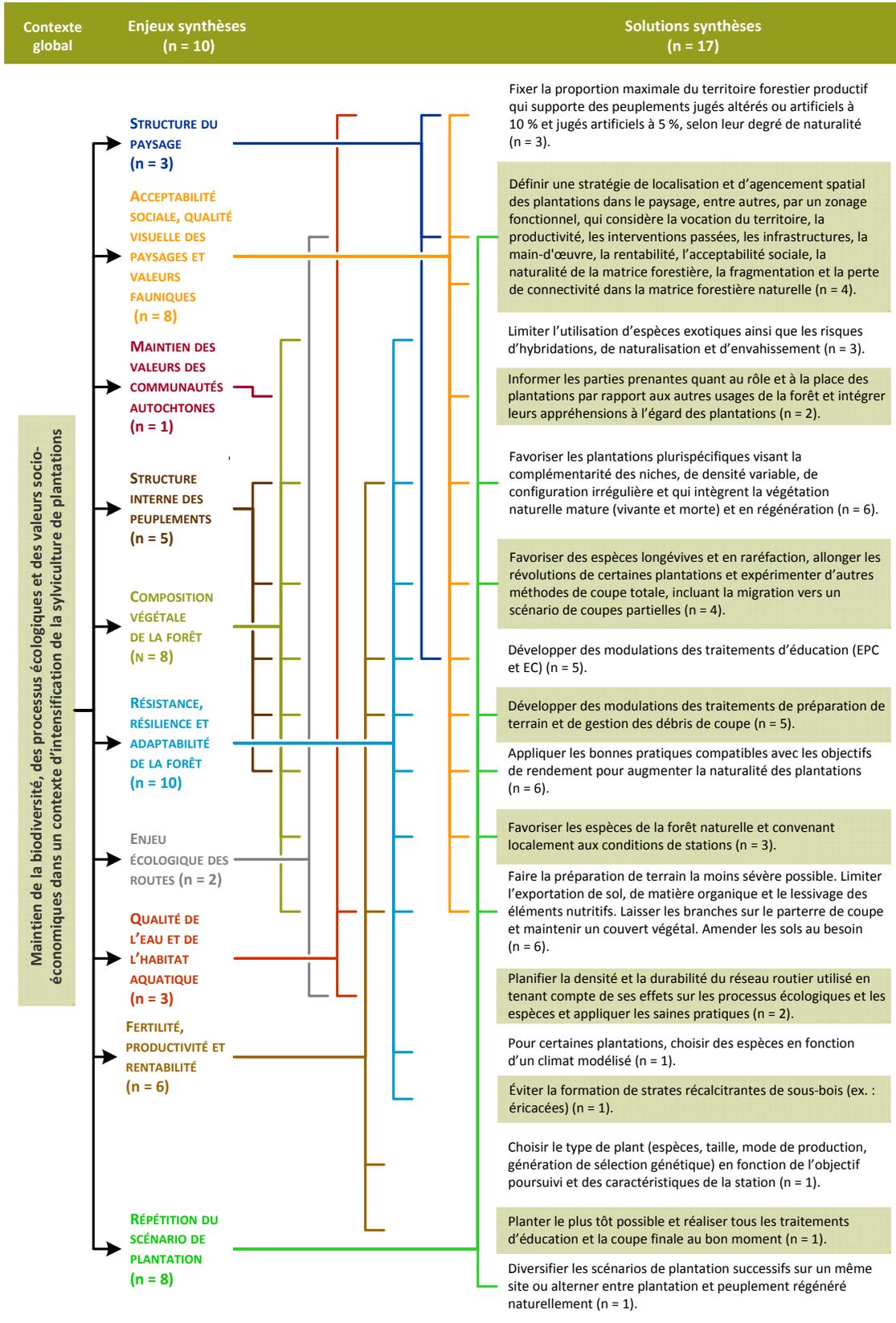


Figure 3 Solutions répondant aux enjeux synthèses

Certaines des solutions proposées en tant que mesures de mitigation des impacts peuvent induire une réduction du rendement ligneux et de la rentabilité économique des plantations. Dans un premier temps, il est donc important de réfléchir aux solutions qui augmentent la naturalité des peuplements, mais qui ont peu ou pas d'impact sur le rendement ou la rentabilité des plantations. Ce défi technique fait appel à l'expertise et à la créativité des équipes de sylviculteurs et d'aménagistes. Dans le contexte de l'aménagement écosystémique ou même dans celui plus large de l'aménagement durable des forêts, le groupe estime qu'il serait difficilement défendable de ne pas appliquer ces solutions lorsque l'on intervient dans une forêt qui, *a priori*, a largement conservé plusieurs des attributs de la forêt naturelle comme celle du Québec.

Dans un deuxième temps, on devra réfléchir à l'application des solutions qui pourraient augmenter la naturalité, mais seraient susceptibles d'avoir plus d'impact sur le rendement ligneux et la rentabilité des plantations. Le groupe a élaboré quelques pistes de solution pour relever ce défi d'ingénierie forestière et pour réconcilier l'apparence de paradoxe entre l'application de mesures de mitigation et la perte de productivité des plantations (voir la fiche 9, « Fertilité, productivité et rentabilité », à l'annexe A).

Tout d'abord, la création de plantations mixtes ou plurispécifiques pourrait permettre de répondre simultanément à des enjeux écologiques et de productivité (Messier, 2010; Pawson et autres, 2013). De fait, les peuplements plurispécifiques, naturels ou plantés, peuvent être plus productifs que les peuplements purs lorsque les espèces occupent des niches complémentaires permettant une exploitation optimale des ressources de la station (Paquette et Messier, 2011; Pretzsch, 2009; Pretzsch et autres, 2010; Zhang, Chen et Reich, 2012). Il est ainsi possible d'observer une productivité supérieure dans les plantations mixtes composées d'espèces fonctionnellement différentes, occupant des niches suffisamment distinctes pour favoriser un effet de complémentarité (Kelty, 2006; Paquette et Messier, 2013; Barrette et Tremblay, à paraître). De nombreux dispositifs expérimentaux dans le monde tendent à démontrer cet effet de complémentarité et d'augmentation de la croissance avec la biodiversité (Hooper et autres, 2005); les recherches actuelles portent notamment sur les arbres et sur les mécanismes qui favoriseraient cette complémentarité par partition de niches (Tobner et autres, à paraître). La mise en œuvre de solutions de ce type nécessite toutefois le jugement d'experts pour prendre en compte les risques potentiels associés aux modifications anticipées des processus naturels par les changements globaux (changements climatiques, pollution, espèces envahissantes, insectes et maladies exotiques présents ou anticipés). Par exemple, le maintien dans une plantation d'une espèce de la forêt naturelle comme le frêne, qui risque d'être attaquée par l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), devrait faire l'objet d'une analyse rigoureuse.

L'aménagement de plantations de configuration irrégulière qui intègrent la végétation naturelle mature (vivante et morte) et en régénération s'avère une autre solution pour augmenter leur naturalité tout en contrôlant l'impact sur le rendement ligneux. À titre d'exemple, des plantations peuvent être aménagées par bandes ou par trouées sur un site qui présente une certaine proportion de régénération naturelle. Des plantations partielles, avec bourrage naturel ou de densité variable, peuvent aussi être envisagées. Beaucoup d'arbres sont actuellement plantés pour le plein boisement et l'autoélagage, alors que ce rôle pourrait être joué par la régénération naturelle, ce qui permettrait d'augmenter la naturalité du peuplement sans nuire à son rendement, de l'accroître même dans certains cas (se reporter à cet effet au passage sur les plantations mixtes ou plurispécifiques ci-dessus). À l'opposé, lorsque les conditions s'y prêtent, des plantations plus denses seraient plus favorables aux espèces associées au stade de gaulis dense. Enfin, des îlots ou des bouquets de forêt naturelle peuvent être conservés lors de la récolte préalable à la plantation (coupes à rétention variable). Ces mesures s'appliqueraient alors à l'échelle du peuplement en plantation plutôt qu'à celle de l'arbre planté. Le retour sur l'investissement sylvicole à l'endroit où on plante pourrait alors être maximal, car les mesures de mitigation affecteraient peu ou n'affecteraient pas les arbres plantés.



Finalement, des modulations des traitements de préparation de terrain et des traitements d'éducation (dégagement, nettoyage, éclaircie précommerciale, éclaircie commerciale) sont proposées. Par exemple, à l'étape de l'éclaircie commerciale, on peut moduler l'intervention de manière à favoriser une plus grande complexité dans la structure interne du peuplement, tout en ne réduisant pas la valeur du peuplement résiduel sur pied (Gagné, Sirois et Lavoie, à paraître). C'est en fait l'idée du *variable density thinning* (Franklin, Mitchell et Palik, 2007). Des essais sylvicoles dans le Bas-Saint-Laurent démontrent que l'éclaircie par dégagement d'arbres d'élite (un certain nombre d'arbres dominants ou codominants dégagés de leurs compétiteurs), combinée à de petites trouées, crée de l'hétérogénéité dans la structure horizontale du peuplement tout en permettant d'amorcer une complexification de sa structure verticale par l'établissement de la régénération

(Gagné, Sirois et Lavoie, à paraître). De façon plus générale, la complexification des peuplements par la sylviculture est une avenue reconnue pour promouvoir leur capacité d'adaptation et d'auto-organisation, notamment face aux changements globaux (Puettmann, Coates et Messier, 2009; Puettmann, 2011; Paquette et Messier, 2013).

Évaluation de la naturalité

Pour aborder les solutions à l'échelle du paysage, le groupe a adapté les définitions et les éléments de mesure de la naturalité des peuplements forestiers (tableau 1), car il estime que les solutions à cette échelle sont dépendantes de la naturalité des plantations et de la matrice forestière. Dans le contexte des plantations, le groupe croit que le gradient de naturalité est utile, car il permet une compréhension partagée et évite une approche binaire. Autrement dit, ce n'est pas parce qu'une plantation est aménagée qu'un peuplement artificiel est nécessairement créé, et ce n'est pas parce qu'une plantation est créée sans inclure d'espèces exotiques que le résultat ne montre pas un peuplement altéré. À cet égard, le gradient de naturalité pourrait alimenter la réflexion actuelle sur la révision des normes de certification du Forest Stewardship Council (FSC) en vue de l'élaboration d'une norme canadienne. De plus, ce gradient offre une souplesse dans les choix d'aménagement et permet de contrôler et de gérer la proportion de peuplements les plus altérés, susceptibles d'avoir des impacts sur la biodiversité. Ainsi, le groupe croit que l'application de ce concept favorisera l'acceptabilité sociale des plantations en devenant un outil de concertation dans un contexte de gestion intégrée des ressources et du territoire. Enfin, l'utilisation des degrés de naturalité stimulera l'application de bonnes pratiques favorisant l'atteinte d'un degré de naturalité plus élevé dans les peuplements.

La naturalité se mesure quantitativement à partir des marges de variabilité des attributs clés de la forêt naturelle. Elle n'est donc pas directement dépendante de l'intensité du scénario sylvicole et, à cet effet, il importe de faire une distinction entre le gradient de naturalité et le gradient d'intensité de la sylviculture élaboré par le MRN. Les attributs clés à partir desquels le groupe d'experts propose de mesurer la naturalité sont basés sur des attributs de structure (chicots, débris ligneux, densité d'arbres, hétérogénéité verticale et horizontale, etc.) et sur des attributs de composition (type de couvert, diversité des espèces arborescentes compagnes et de sous-bois, etc.) qui influencent les fonctions et la résilience de la forêt naturelle. Un régime dynamique peut être défini comme l'ensemble des dynamiques de perturbation et de régénération façonnant l'écosystème ainsi que l'ensemble des boucles de rétroaction contribuant à son maintien. Par exemple, les épidémies récurrentes de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et les cycles subséquents de mortalité et de régénération du sapin baumier forment un régime dynamique qui contribue au maintien des sapinières. Quant à la résilience, elle se traduit par la capacité d'un écosystème à absorber les perturbations et à se réorganiser de manière à maintenir la structure, la composition, les fonctions et le régime dynamique qui

prévalaient avant la perturbation (Folke et autres, 2004; Walker et autres, 2004; Folke, 2006). La résilience peut être comparée à la flexibilité d'un élastique qui lui permet de reprendre sa forme après avoir été étiré. Le franchissement d'un seuil de résilience peut entraîner un changement de régime dynamique (provoquant la rupture de l'élastique) vers un nouvel écosystème, historiquement absent de la forêt naturelle (Duncan, McComb et Johnson, 2010; Bridgewater et autres, 2011), ayant un régime dynamique associé à une résilience différente de celle de la forêt naturelle et de ses états alternatifs stables. Le nouvel écosystème qui découle d'un changement de régime est alors difficilement réversible dans un contexte d'aménagement forestier (c.-à-d. > 300 ans). Les cinq classes de naturalité sont associées à la résilience de la forêt naturelle. Toutefois, les peuplements dans la classe de naturalité *artificiel* peuvent être associés à la résilience de la forêt naturelle ou à celle d'un nouvel écosystème. Par exemple, une plantation d'espèces exotiques comportant une régénération préétablie composée d'espèces de la forêt naturelle pourrait encore posséder la résilience de la forêt naturelle. En contrepartie, cette même plantation posséderait la résilience d'un nouvel écosystème si la régénération était constituée de l'espèce exotique. Il est donc très important de reconnaître le lien entre la résilience et la naturalité, car si l'écart entre la forêt naturelle et la forêt aménagée (c.-à-d. la naturalité) est suffisamment grand pour que l'écosystème change de régime dynamique, nous devons être en mesure de le reconnaître. Un changement de régime dynamique invalide notamment la prémisse selon laquelle la forêt retournera d'elle-même vers des conditions plus naturelles après une perturbation. Selon la résilience d'un nouveau régime, elle ira plutôt vers les conditions d'un nouvel écosystème.

Finalement, l'intégration de la résilience dans la mesure de la naturalité permet aussi de reconnaître que les écosystèmes sont dynamiques, qu'ils évoluent et qu'ils peuvent acquérir, avec le temps et en fonction de leur résilience, un plus haut degré de naturalité. Par exemple, une plantation dans laquelle plusieurs attributs clés de la forêt naturelle sont absents, ou fortement altérés, peut évoluer vers une plus grande naturalité avec les années, surtout si les interventions sylvicoles sont abandonnées, moins fréquentes, ou qu'elles permettent de maintenir ou de restaurer les attributs clés de la forêt naturelle.

Comme cela est mentionné plus haut, l'évaluation de la naturalité n'est pas directement dépendante de l'intensité du scénario sylvicole. Néanmoins, pour illustrer l'application du concept, nous présentons des hypothèses de scénarios qui pourraient produire des peuplements dans les différentes classes de naturalité (figure 4). Dans le contexte des plantations, les membres du groupe d'experts estiment qu'un peuplement issu d'un scénario de plantation pourrait être jugé *semi-naturel*, *altéré* ou *artificiel* (figures 4d à 4f).



Photo : Martin Barrette, MRN

a) Naturel – Aucune coupe industrielle



Photo : Parc Algonquin, Ontario

b) Quasi naturel – Hypothèse : régime de coupes partielles



Photo : Stéphane Tremblay, MRN

c) Semi-naturel – Hypothèse : scénario intensif d'éducation (coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) → Éclaircie précommerciale [EPC] → Éclaircie commerciale [EC])



Photo : Stéphane Tremblay, MRN

d) Semi-naturel – Hypothèse : scénario de plantation d'espèces indigènes constituant un peuplement fréquent dans la forêt naturelle et qui convient localement aux conditions de stations (CPRS → Plantation d'épinette noire → EPC → EC)



Photo : Martin Barrette, MRN

e) Altéré – Hypothèse : scénario de plantation d'espèces indigènes constituant un peuplement rare dans la forêt naturelle ou ne convenant pas localement aux conditions de stations (CPRS → Plantation d'épinette blanche → EPC → EC)



Photo : Réseau Ligniculture Québec

f) Artificiel – Hypothèse : scénario de plantation d'espèces exotiques (CPRS → Plantation de peuplier hybride → EPC → EC)

Figure 4 Photos illustrant des hypothèses de scénarios sylvicoles qui peuvent mener à des peuplements dans chacune des classes subdivisant le gradient de naturalité

Solutions à l'échelle du paysage par l'application du concept de naturalité à l'étude de cas

L'élaboration de solutions à l'échelle du paysage est un exercice ambitieux, notamment lorsque l'on intègre les notions d'agglomération ou de dispersion des plantations dans la réflexion. Ainsi, pour aborder la question complexe de la localisation et de l'agencement spatial des plantations dans le paysage, le groupe a utilisé la compilation des classes de naturalité des peuplements au sein de quatre paysages de la région du Bas-Saint-Laurent. Ces paysages, qui illustrent différents agencements spatiaux de plantations appartenant aux classes *altéré* et *artificiel* du gradient de naturalité, ont servi de base à la réflexion du groupe d'experts pour élaborer des solutions et formuler des recommandations à l'échelle du paysage (figure 5).

À la suite de l'analyse du premier scénario d'agglomération (figure 5a), le groupe juge que l'agglomération d'une forte proportion de plantations des classes *altéré* et *artificiel* génère des paysages qui susciteront plusieurs enjeux, en particulier écologiques. Localement, il ne reste plus de peuplements des classes *naturel* ou *quasi naturel* et la matrice forestière dans son ensemble est jugée *altérée*. Toutefois, si l'on agglomère, dans une proportion plus faible, des plantations des classes *altéré* et *artificiel* (figure 5b), le paysage suscitera moins d'enjeux, car il conservera une matrice jugée *quasi naturelle*.

À la suite de l'analyse du premier scénario de dispersion (figure 5c), le groupe juge que la dispersion d'une forte proportion de plantations des classes *altéré* ou *artificiel* dans le paysage dilue la naturalité de la matrice vers une classe *semi-naturel*, ce qui suscitera plusieurs enjeux. Cependant, la dispersion d'une plus faible proportion de plantations des classes *altéré* ou *artificiel* (figure 5d) génère un paysage qui suscitera moins d'enjeux, car il conservera une matrice jugée *quasi naturelle*. Une solution de premier plan s'avère donc de limiter la proportion du paysage occupée par des plantations qui représentent des peuplements des classes *altéré* ou *artificiel* (figure 3).

Par ailleurs, les enjeux sont exacerbés par une diminution de la naturalité de la matrice. La nature et l'importance des enjeux liés aux plantations ne sont donc pas seulement dépendantes de la naturalité des plantations, mais aussi de la naturalité de la matrice forestière dans laquelle elles se trouvent. Par exemple, un même agencement spatial de plantations de la classe *altéré* (agglomération ou dispersion) devrait être moins problématique dans une matrice jugée *quasi naturelle* que dans une matrice jugée *semi-naturelle*. Une autre solution déterminante à l'échelle du paysage consiste donc à maintenir le degré le plus élevé possible de naturalité dans la matrice forestière (figure 3).

En conclusion, si on inclut peu de plantations dans le paysage, l'analyse spatiale révèle qu'il est préférable de les disperser, alors que si on en inclut une plus forte proportion,

il devient nécessaire de créer de petites agglomérations de plantations. Le groupe juge donc que, selon l'étude de cas, la dispersion de petites agglomérations de plantations des classes *altéré* et *artificiel* devrait permettre d'en inclure une proportion suffisante dans le paysage pour instaurer une sylviculture intensive de plantations tout en minimisant ses impacts.

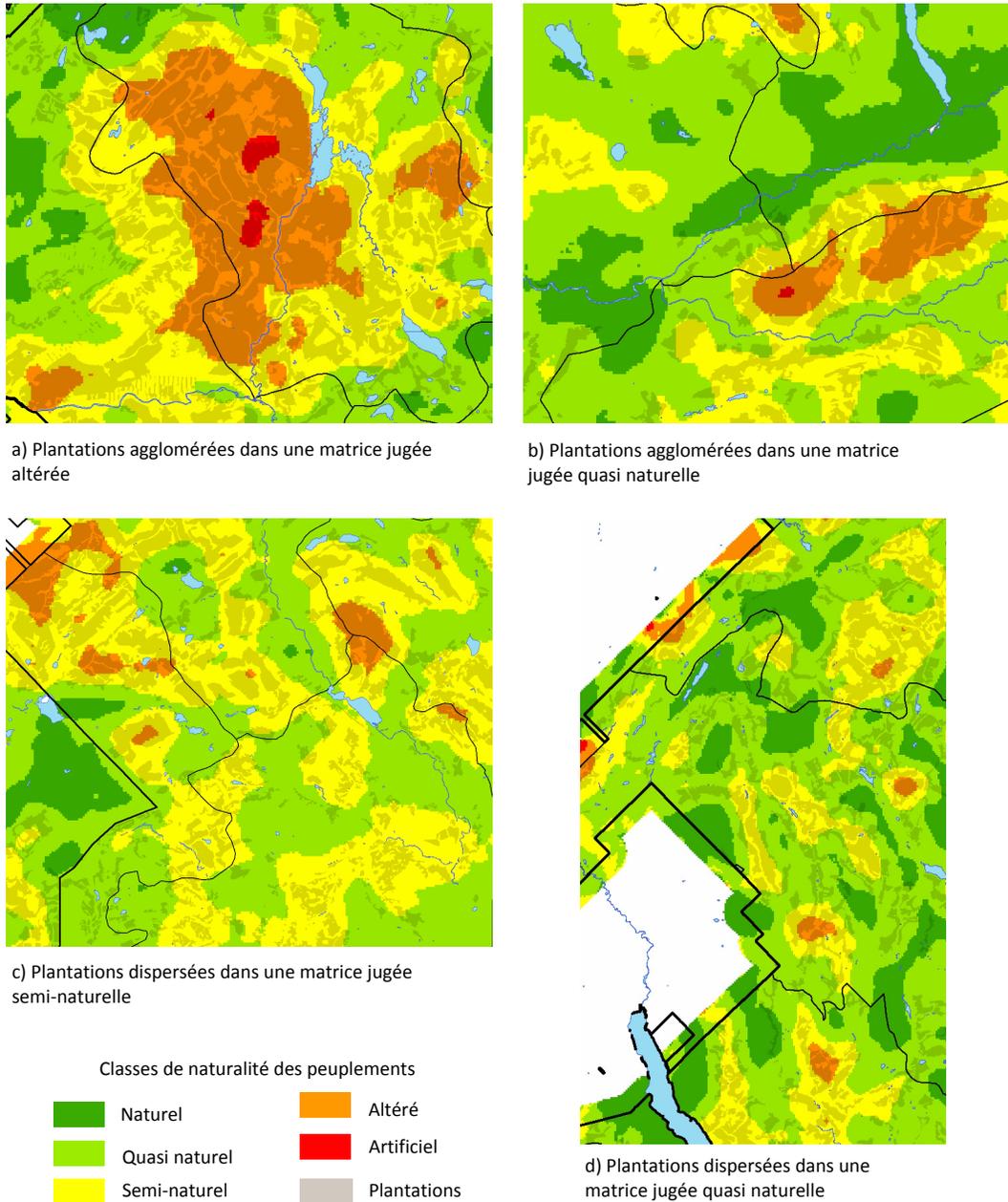


Figure 5 Scénarios d'agencement spatial dans le paysage de peuplements des classes *altéré* et *artificiel*, lesquels correspondent à des plantations dans l'étude de cas

Recommandations

À la lumière de ses réflexions, de la littérature et des solutions aux enjeux synthèses, le groupe d'experts soumet onze recommandations aux autorités du MRN pour guider la sylviculture et les choix d'aménagement écosystémique concernant les plantations. Les recommandations ont été formulées pour favoriser un contexte qui facilitera l'instauration d'une sylviculture intensive de plantations qui s'articule autour des valeurs environnementales, sociales et économiques des Québécois en matière d'aménagement forestier (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2002; Roy, 2008).

Recommandation 1

Le groupe d'experts recommande qu'un processus diagnostique portant sur les plantations soit intégré à la planification forestière tactique (PAFIT) de chacune des régions pour en évaluer les potentiels et les contraintes, étant donné le rôle que la sylviculture intensive de plantations devra jouer dans les stratégies de production de bois et compte tenu des enjeux (écologiques, économiques et sociaux) qu'elle soulève.

Étant donné les rendements ligneux potentiellement élevés des plantations, elles continueront vraisemblablement à jouer un rôle substantiel dans les stratégies de production de bois. Toutefois, les plantations soulèvent des enjeux de diverses natures, tant écologique, qu'économique et sociale. Afin de s'assurer de gérer adéquatement ces enjeux, il importe de mettre en place un processus, lié à la planification forestière tactique, qui permettra de poser des diagnostics régionaux concernant les plantations déjà présentes sur le territoire et de faire une analyse du potentiel et des contraintes liés à l'installation de nouvelles plantations. En documentant les principaux enjeux associés aux plantations (figure 2), le processus diagnostique permet de trouver les meilleures solutions à ces enjeux à l'échelle du peuplement ou du paysage (figure 3). Ces solutions impliquent des choix qui influenceront l'implantation des stratégies d'aménagement écosystémique sur le territoire.

Recommandation 2

Le groupe d'experts recommande qu'une analyse de la naturalité des peuplements soit faite dans chacune des régions en l'adaptant au contexte qui leur est propre.

L'évaluation de la naturalité des peuplements permet de mesurer le degré auquel se situe un peuplement par rapport à son état naturel de référence; elle constitue un outil d'aménagement pour gérer l'altération des forêts aménagées. Puisque les écosystèmes forestiers diffèrent d'une région à l'autre et que la connaissance fine de leur dynamique et de la forêt naturelle est détenue par des experts et des praticiens régionaux, il est opportun que l'analyse de la naturalité des peuplements soit faite en région, en adaptant le cadre conceptuel proposé par le groupe (tableau 1). Toutefois, pour faciliter l'évaluation de la naturalité en région, le groupe d'experts recommande également que certaines lignes directrices soient d'abord élaborées.

Recommandation 3

Le groupe d'experts recommande que l'analyse de la naturalité des peuplements soit l'outil privilégié pour gérer l'ampleur, la localisation et l'agencement spatial des plantations à l'échelle du paysage.

L'échelle du paysage représente une échelle de perception de plusieurs kilomètres carrés pour laquelle il est souvent ardu de concevoir et d'aborder les enjeux avec clarté. Toutefois, les interactions entre les composantes du paysage peuvent être la force prépondérante de l'écosystème qui dictera les processus à grande et à petite échelles (Lindenmayer et autres, 2011). Les solutions à l'échelle du peuplement peuvent alors n'avoir que peu d'influence sur les enjeux à l'échelle du paysage. Il est donc indispensable d'aborder ces derniers dans un contexte d'aménagement écosystémique.

La gestion de l'ampleur (quantité), de la localisation (choix de l'emplacement dans le paysage) et de l'agencement spatial (agglomération ou dispersion) des plantations n'échappe pas à la difficulté énoncée plus haut. La mesure de la naturalité des peuplements offre alors une solution à privilégier étant donné qu'elle permet de contrôler les peuplements appartenant aux classes les plus altérées qui risquent d'avoir un impact plus important sur la biodiversité.

Aussi, en permettant une compréhension partagée, la naturalité permet d'éviter une approche binaire, car ce n'est pas parce qu'une plantation est aménagée qu'un

peuplement artificiel est nécessairement créé, et ce n'est pas parce qu'une plantation est créée sans inclure d'espèces exotiques que le peuplement n'est pas altéré.

Ainsi, l'évaluation de la naturalité peut devenir un puissant outil de concertation sociale. Notamment, une évaluation de la naturalité de la matrice forestière devient un intrant neutre qui facilite les échanges entre les experts et les parties prenantes et éclaire les décisions pour statuer sur la localisation et l'agencement spatial des plantations à établir.

Recommandation 4

Le groupe d'experts recommande que la proportion du territoire forestier productif qui supporte des peuplements dont le degré de naturalité est jugé *altéré* ou *artificiel* puisse atteindre un maximum de 10 % pour permettre la réalisation d'une sylviculture intensive de plantations. Le groupe recommande également que les peuplements jugés *artificiels* ne représentent pas plus de 5 % du territoire forestier productif et qu'on leur attribue un poids supérieur à celui des peuplements jugés *altérés* pour limiter globalement le risque d'impacts sur la biodiversité.

Les classes de naturalité *altéré* et *artificiel* incluent des peuplements dont les caractéristiques se sont largement éloignées de l'état naturel de référence. Ces peuplements présentent donc le risque le plus élevé d'impacts sur la biodiversité. De surcroît, plus leur proportion dans le paysage sera importante, plus ces risques seront amplifiés. Par ailleurs, pour atteindre les objectifs de la sylviculture intensive, notamment une



Photo : Pierre Gagné, Réseau ligniculture Québec

production ligneuse élevée, les interventions sylvicoles liées au scénario de plantation auront tendance à simplifier les caractéristiques des forêts naturelles, voire à faire disparaître certaines d'entre elles. Le résultat de ces interventions pourrait alors se traduire par un degré de naturalité peu élevé.

Pour répondre aux enjeux que soulève l'aménagement écosystémique, ainsi qu'aux enjeux liés à la production ligneuse, le groupe d'experts considère que certains seuils doivent être proposés dans le contexte de la gestion des forêts. Étant donné qu'il existe peu d'information de nature scientifique disponible sur ce sujet, le groupe propose, en s'appuyant sur le principe de précaution, des seuils qui semblent les plus appropriés à ce moment-ci. Ainsi, le groupe juge que le total des superficies occupées par des peuplements des classes de naturalité *altéré* ou *artificiel* (issus ou non de plantations) pourra atteindre un maximum de 10 % du territoire forestier productif de chaque unité d'aménagement. De plus, considérant le risque élevé d'impacts sur la biodiversité des peuplements de la classe *artificiel*, soit le degré de naturalité le plus faible, le groupe d'experts juge que leur proportion doit être limitée à 5 % du territoire forestier productif de chaque unité d'aménagement. Ce pourcentage maximal de peuplements de la classe *artificiel* ne pourra alors être combiné à celui de peuplements de la classe *altéré*. En effet, étant donné que les peuplements appartenant à la classe *artificiel* sont les plus éloignés de la forêt naturelle, qu'ils ont été créés par l'homme et entraînent une modification profonde de l'écosystème, le groupe juge qu'ils risquent d'avoir plus d'impact sur la biodiversité que les peuplements de la classe *altéré*. Il est donc proposé d'attribuer un poids supérieur aux peuplements jugés *artificiels* pour limiter globalement leur impact sur la biodiversité. Dans un souci de simplicité d'application, des seuils combinés sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3 Recommandation de la proportion maximale du paysage occupée par des peuplements des classes *altéré* et *artificiel*

| Proportion du territoire forestier productif (%) | | |
|--|-----------------------------------|--|
| Peuplement jugé <i>altéré</i> | Peuplement jugé <i>artificiel</i> | Peuplement jugé <i>altéré</i> ou <i>artificiel</i> |
| 10 | 0 | 10 |
| 8 | 1 | 9 |
| 6 | 2 | 8 |
| 4 | 3 | 7 |
| 2 | 4 | 6 |
| 0 | 5 | 5 |

Le groupe estime que ces proportions maximales de peuplements des classes *altéré* et *artificiel* rendront suffisamment de territoires disponibles pour permettre la sylviculture intensive de plantations (à titre d'exemple, l'actuel projet TRIADE prévoit des proportions bien inférieures). Toutefois, il est important de spécifier que ces

pourcentages ne sont pas prescriptifs, c.-à-d. qu'ils ne doivent pas être obligatoirement atteints.

Recommandation 5

Le groupe d'experts recommande que les bonnes pratiques proposées soient appliquées afin qu'un plus grand nombre de plantations acquièrent un degré de naturalité supérieur, en s'assurant toutefois de minimiser l'impact potentiel de ces pratiques sur le rendement ligneux.

Le groupe d'experts a proposé plusieurs bonnes pratiques associées aux différentes étapes du scénario sylvicole de plantations (annexe B). Ces bonnes pratiques devraient être appliquées le plus souvent possible de manière à augmenter le degré de naturalité des plantations et, par conséquent, celle de la matrice forestière. Toutefois, pour s'assurer que de telles pratiques ont un impact minimal sur le rendement ligneux des plantations, leur mise en œuvre pose un défi en matière de savoir-faire technique et opérationnel.

Recommandation 6

Le groupe d'experts recommande qu'une analyse locale et régionale soit faite lors de la planification forestière pour déterminer l'emplacement et l'agencement spatial des plantations sur le territoire. Cette analyse devra considérer les aspects suivants :

- la vocation du territoire;
- la productivité des sites;
- l'historique des interventions;
- la présence d'infrastructures;
- la main-d'œuvre disponible;
- la rentabilité économique et financière;
- l'acceptabilité sociale;
- la naturalité de la matrice forestière;
- la fragmentation et la perte potentielle de connectivité dans la matrice forestière naturelle.

La question de l'emplacement et de l'agencement spatial des plantations est particulièrement complexe, compte tenu des multiples éléments à prendre en compte. À cet égard, chaque situation est unique puisque le contexte régional et le contexte local varient selon les écosystèmes, l'utilisation du territoire, l'historique des interventions, etc. Sur le plan écologique, une grande concentration de plantations est

susceptible d'avoir des impacts sur la biodiversité (voir la fiche 1, « Structure du paysage » à l'annexe A), tout comme une grande dispersion des plantations pourrait par exemple entraîner une fragmentation et une perte de connectivité dans la matrice forestière, diluant ainsi globalement sa naturalité.

Sur le plan économique, les principes de rentabilité financière et économique militent en faveur d'une concentration des plantations. Le fait d'installer les plantations en tenant compte de la proximité économique des usines de transformation du bois (près des grands axes routiers, accessibles en tout temps, libres des contraintes de récolte, etc.) et de la productivité des sites permet de répondre à ces principes. En outre, il faut examiner les infrastructures déjà présentes sur le territoire, dont les accès routiers et leur permanence, ce qui facilitera l'application intégrale du scénario sylvicole prévu et minimisera les coûts de construction et d'entretien des chemins.

Sur le plan social, la vocation du territoire est un des éléments importants à analyser puisqu'il influencera considérablement les choix d'aménagement. Par exemple, sur un territoire à vocation faunique (réserve faunique, zone d'exploitation contrôlée [ZEC], pourvoirie, etc.), le choix de l'emplacement et la distribution spatiale des plantations viseront à ne pas compromettre les objectifs de conservation et de mise en valeur de la faune dans ces territoires. Par ailleurs, les préoccupations des parties prenantes et des communautés autochtones à l'égard de l'emplacement des plantations doivent être intégrées à la planification forestière afin de faciliter l'acceptabilité sociale de celles-ci.

Recommandation 7

Le groupe d'experts recommande que, dans un contexte de gestion par objectifs et résultats, les parties prenantes au territoire et les communautés autochtones soient bien informées et consultées en ce qui concerne les objectifs poursuivis par l'instauration d'une sylviculture intensive de plantations.

Le nouveau régime forestier permet de structurer la gestion participative, grâce notamment à la mise en place des tables locales de gestion intégrée des ressources et du territoire. Dans ce contexte, il est d'autant plus important de bien informer et de consulter les parties prenantes et les communautés autochtones en ce qui concerne les objectifs poursuivis par l'instauration d'une sylviculture intensive de plantations afin que les choix stratégiques soient ouvertement discutés. Devrait-on, par exemple, concentrer la production sur certaines portions du territoire pour libérer une partie de la superficie pour la conservation, tout en répondant à court terme à l'ensemble des enjeux? Ce débat est particulièrement pertinent dans le cas des plantations alors que des sommes importantes seront consenties pour mettre le scénario sylvicole en

application afin d'atteindre les rendements ligneux escomptés et que les plantations soulèvent fréquemment des enjeux d'acceptabilité sociale.

Recommandation 8

Le groupe d'experts recommande que les plantations soumises à la sylviculture intensive fassent l'objet d'un suivi adéquat afin de vérifier si les objectifs de rendement et de naturalité sont atteints.

Le suivi est souvent une activité du cycle de planification qui reçoit peu d'attention. Néanmoins, dans une perspective de gestion adaptative, essentielle à l'ajustement en continu du déploiement de l'aménagement écosystémique, le suivi s'avère fondamental pour vérifier si les objectifs ont été atteints (suivi de l'efficacité) et si les objectifs poursuivis sont encore valables ou si d'autres objectifs ont pu s'ajouter (suivi de la pertinence). Le groupe considère que le MRN doit prévoir les ressources nécessaires (humaines, financières et techniques) et les hypothèses qu'il souhaite évaluer dès la mise en place des scénarios de plantation afin de vérifier, au cours des opérations courantes, non seulement si les objectifs de rendement ligneux sont atteints, mais également si les objectifs liés à la naturalité des plantations le sont aussi.



Photo : MRN

Recommandation 9

Le groupe d'experts recommande que, par mesure de précaution, les rendements attribués aux plantations dans les calculs de possibilité soient ajustés afin de tenir compte des différences entre les rendements escomptés dans les tables de rendement (construites à partir des plantations dont les tiges plantées sont dominantes) et les rendements obtenus. Le groupe recommande par ailleurs de réévaluer périodiquement l'ajustement (par exemple, à chaque exercice de calcul) afin de tenir compte de l'amélioration réelle dans les pratiques sylvicoles.

Étant donné les facteurs biotiques (maladies, insectes) et abiotiques (verglas, chablis, période de sécheresse, gel tardif, broutage) qui peuvent compromettre la survie et la croissance d'une certaine proportion des tiges plantées, combinés aux scénarios sylvicoles qui ne sont pas toujours appliqués de manière rigoureuse en raison de certaines contraintes (notamment économiques ou opérationnelles), il est fréquent d'observer des rendements moindres sur le terrain que la production prédite dans les tables de rendement. Ces dernières sont élaborées à partir de plantations dans lesquelles les arbres plantés occupent l'étage dominant ou codominant. Considérant cela, une certaine prudence est de mise dans l'utilisation de la production prédite par les modèles utilisés pour calculer les possibilités forestières. Le groupe ne remet pas en cause les tables de rendement. Il s'inquiète plutôt de l'écart entre la croissance réelle des plantations par rapport aux rendements prévus.

Recommandation 10

Le groupe d'experts recommande que l'intensité des traitements de préparation de terrain soit la plus faible possible pour atteindre les objectifs de production sur la base des connaissances scientifiques les plus à jour.

Les traitements de préparation de terrain, lorsqu'ils s'avèrent nécessaires, sont bénéfiques à plusieurs égards. Cependant, force est de constater que dans certaines circonstances, leur intensité dépasse le niveau requis pour atteindre les objectifs de production. En d'autres termes, certaines pratiques parfois excessives ont des conséquences qu'il serait possible d'éviter, comme la destruction du tapis végétal qui a un impact sur la survie et la croissance des plants, en plus de créer des problèmes potentiels d'érosion. Par exemple, le groupe suggère que la mise en andains soit limitée aux seuls cas où la sécurité des travailleurs forestiers (reboiseurs et débroussailleurs) peut être compromise par l'abondance des débris de coupe.



Photo : Réseau ligniculture Québec

Recommandation 11

Le groupe d'experts recommande que soient encouragés les initiatives de recherche ou le démarrage de travaux pour acquérir ou parfaire les connaissances sur les aspects suivants :

- les enjeux de biodiversité associés à la sylviculture de plantations tant à l'échelle du peuplement qu'à l'échelle du paysage;
- le risque d'envahissement par les espèces forestières exotiques plantées;
- le risque de dérive génétique provoqué par les espèces forestières exotiques plantées;
- les seuils établis pour gérer la proportion des peuplements jugés *altérés* ou *artificiels*;
- la rentabilité financière et économique des modulations du nettoiement, de l'éclaircie précommerciale et de l'éclaircie commerciale ainsi que leurs effets sur les enjeux écologiques déterminés;
- les rendements ligneux réels des plantations dans un contexte opérationnel;
- l'élaboration de modulations opérationnelles devant être appliquées aux scénarios sylvicoles de plantation en vue de favoriser une plus grande naturalité des plantations, par exemple lors de la préparation de terrain et des traitements d'éducation;
- l'intégration des retombées socioéconomiques et écologiques dans l'évaluation de la rentabilité des plantations ayant un degré de naturalité plus élevé;
- les plantations plurispécifiques (production ligneuse, naturalité, autres services).

Les discussions du groupe ont permis de mettre en lumière plusieurs besoins en matière d'acquisition de connaissances. Le groupe souhaite donc que les éléments inclus dans la recommandation soient inscrits dans les besoins de recherche ou discutés lors des travaux de certaines unités administratives du MRN.



Photo : Nelson Thiffault, MRN

ANNEXE A

Fiches descriptives des enjeux synthèses selon la littérature scientifique

FICHE 1. ENJEU SYNTHÈSE DE LA STRUCTURE DU PAYSAGE

Description de l'enjeu

Les plantations peuvent être à l'origine de plusieurs enjeux à l'échelle du peuplement. Toutefois, les interactions entre les diverses composantes du paysage peuvent être la force prépondérante de l'écosystème qui dictera les processus à grande et à petite échelles (Lindenmayer et autres, 2011). De plus, certains patrons et processus possèdent des propriétés qui apparaissent uniquement à une échelle spatiale plus grande (Hayes et autres, 2005). Ainsi, certains enjeux sont susceptibles de se poser à l'échelle du paysage, comme la quantité de plantations dans le paysage, leur emplacement et leur agencement spatial.

Enjeux liés à la quantité de plantations dans le paysage

La quantité de plantations dans un paysage suscite des appréhensions quant à leur effet cumulatif sur tous les autres enjeux. Les effets cumulatifs peuvent atteindre des niveaux correspondant à des seuils écologiques au-delà desquels l'impact négatif apparaît à l'échelle du paysage, mais ces niveaux demeurent encore inconnus (Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003; Hayes et autres, 2005). Le paysage en entier peut alors changer de régime dynamique, ce qui représente un changement majeur de la structure de la composition et des processus le dynamisant (Lindenmayer et autres, 2011). L'effet cumulatif de la quantité de plantations à l'échelle du paysage peut alors être traité en abordant quatre enjeux à l'échelle du peuplement.

Effet cumulatif de la quantité de plantations sur la diversité d'espèces arborescentes

Lorsqu'elles prennent de l'importance à l'échelle du paysage, les plantations, qui sont essentiellement résineuses, peuvent être à l'origine d'une modification du type de couvert dominant dans les régions écologiques de la forêt feuillue et mixte (Jetté et autres, 2013). Aussi, l'utilisation d'essences exotiques dans les plantations est à l'origine de la formation de peuplements artificiels (tableau 1). En conséquence, leur emploi sur une proportion importante du territoire peut conduire à une artificialisation des paysages forestiers. Il est légitime de penser que l'utilisation d'un nombre limité d'essences dans les plantations par rapport à l'éventail d'espèces arborescentes de la forêt naturelle amplifie le phénomène de raréfaction, notamment pour les essences secondaires qui ne seront jamais utilisées dans les plantations. Cela peut restreindre la disponibilité de certains éléments de l'habitat dont dépendent d'autres espèces.

Effet cumulatif de la quantité de plantations sur la simplification de la structure interne des peuplements

Lorsqu'elles prennent de l'importance à l'échelle du paysage, les plantations, qui sont généralement équiennes, peuvent être à l'origine d'une réduction importante de la variabilité des distributions diamétrales. De même, elles peuvent amener une modification du type de distribution diamétrale dominante ainsi que de la nature et de

l'abondance du bois mort, particulièrement dans les régions écologiques de la forêt feuillue et mixte, où les peuplements de structure inéquienne et irrégulière étaient dominants dans le paysage (Leblanc et Bélanger, 2000; Angers et autres, 2005; Aubin, Messier et Bouchard, 2008; Barrette et autres, 2010; Doyon et Bouffard, 2009; McCarthy et Weetman, 2007). De plus, un espacement régulier et une densité unique ou très peu variable dans les plantations provoquent une standardisation de la forêt dont la perception et les effets sont amplifiés lorsqu'il y a un grand nombre de plantations à l'échelle du paysage.

Effet cumulatif de la quantité de plantations sur la fréquence des perturbations de forte intensité

L'apparition rapprochée de perturbations de forte intensité provoque souvent le franchissement de seuils qui conduit à la formation d'états alternatifs généralement indésirables (Jasinski et Payette, 2005). Dans ce contexte, le scénario sylvicole de plantation représente une autre perturbation qui s'ajoute à toutes celles subies par le milieu (Blanco, 2012; Pawson et autres, 2013), qu'elles soient naturelles ou anthropiques, et qui peuvent en affecter la résilience.

D'un autre côté, la plantation peut aussi représenter une solution pour remettre en production des stations devenues improductives à la suite de perturbations en rafale telles que les feux répétés dans les pessières noires qui sont à l'origine de la formation de milieux ouverts à lichens (Girard, Payette et Gagnon, 2009; Tremblay et autres, 2013).

Effet cumulatif de la quantité de plantations sur la diversité faunique

La persistance de certaines espèces fauniques de forêts d'intérieur et d'espèces à grands domaines vitaux pourrait dépendre de la présence de refuges ou de forêts avoisinantes peu ou pas aménagées (Christian, 1997; Hayes et autres, 2005). Dans les territoires où il y a beaucoup de plantations à croissance rapide, les sites où il n'y a pas de plantations et où la qualité du sol et du drainage est supérieure aux autres deviennent plus rares, ce qui élimine des habitats naturels pour la faune associée à ces stations (Hartley, 2002) qui supportent souvent une plus grande diversité faunique (Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003).

Enjeux liés à l'emplacement des plantations dans le paysage

L'emplacement des plantations dans le paysage détermine en grande partie leur incidence sur la biodiversité (Díaz et autres, 1998; Hartley, 2002; Paquette et Messier, 2010). Par exemple, la perte de biodiversité sera plus importante si les plantations remplacent de vieilles forêts existantes (Côté et autres, 2010).

Enjeux liés à l'agencement des plantations dans le paysage

Actuellement, nous ne disposons pas de connaissances scientifiques claires pour déterminer l'agencement spatial des plantations dans le paysage, notamment nous ne

savons pas s'il est préférable, d'un point de vue écologique, de les regrouper ou de les disperser. Cette question, à laquelle il est très difficile de répondre, fait depuis peu l'objet de recherches prometteuses au Québec. Un débat similaire sur l'agglomération ou la dispersion des aires protégées ne fait toujours pas l'unanimité après plus de trente ans (*SLOSS debate "single large or several small" reserves* [Higgs et Usher, 1980; Soulé et Simberloff, 1986]), si bien que certains spécialistes de la conservation proposent de faire les deux (*SLASS "single large and several small" reserves*).

De plus, la concentration des plantations dans les meilleures stations accroît les risques écologiques, puisque la diversité floristique y est plus importante (Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003).

Des simulations sur la colonisation et l'extirpation d'insectes saproxyliques indiquent que les effets négatifs des plantations pourraient être compensés par l'adoption de mesures de conservation plus exigeantes dans les forêts aménagées ou par la protection d'une plus grande proportion de forêts.

La concentration des perturbations anthropiques importantes pourrait contribuer à réduire les écarts entre les paysages naturels (non aménagés) et les paysages aménagés (Tittler, Messier et Fall, 2012). Une telle concentration agirait en réduisant la fragmentation causée par le réseau routier (voir la fiche 7, « Routes ») et en compensant l'intensification de la production ligneuse dans les zones plus perturbées par l'application, ailleurs, de scénarios sylvicoles plus proches de la nature, conjuguée à une augmentation de l'effort de conservation (voir le projet TRIADE; Messier et autres, 2009). Des simulations indiquent cependant que les principaux effets positifs sur le paysage résultent de la conservation et de l'augmentation de la taille des blocs de coupe, mais qu'il n'y aurait pas de différence significative entre des aires de production ligneuse intensive, concentrées ou dispersées, lorsque les aires dispersées sont situées à proximité d'un réseau routier (Titler et autres, 2012). En revanche, la restauration de portions de paysage dont les caractéristiques s'apparentent à celles d'une forêt naturelle conservée permet de se rapprocher de l'hétérogénéité du paysage naturel (Côté et autres, 2010). Toutefois, il n'est pas certain que l'établissement de plantations se traduise par une augmentation des forêts issues d'une régénération naturelle, exploitées moins intensivement ou soustraites à la production ligneuse (Noble et Dirzo, 1997; Clapp, 2001; Hartley, 2002; Carrere, 2004), alors que les projets de zonage fonctionnel sont parfois abandonnés quelques années après leur mise sur pied (voir les exemples cités dans Côté et autres, 2010).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que la structure du paysage, dont les principaux aspects touchent à l'ampleur, à l'emplacement et à la distribution spatiale des plantations, représente un enjeu réel.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

La remise en production des superficies mal régénérées à la suite de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette qui a sévi au cours des années 70 et 80 dans le Bas-Saint-Laurent a permis de reboiser de vastes superficies dans certaines unités d'aménagement. Dans une des unités d'aménagement de cette région, on trouve des unités territoriales de référence (UTR) où les plantations représentent plus de 40 % de la superficie forestière. La concentration des plantations y est telle qu'on observe des agglomérations de plusieurs milliers d'hectares. Ces agglomérations ont notamment pour conséquence de réduire la connectivité entre les peuplements d'origine naturelle à l'échelle de l'UTR.

FICHE 2. ENJEU SYNTHÈSE DE L'ACCEPTABILITÉ SOCIALE, DE LA QUALITÉ VISUELLE DES PAYSAGES ET DES VALEURS FAUNIQUES

Description de l'enjeu

L'acceptabilité sociale des pratiques forestières fait désormais partie des aspects à considérer lors du processus de planification. Les plantations ne font pas exception, car elles peuvent avoir une incidence sur la qualité visuelle du paysage (notamment pour le récréotourisme) ainsi que sur les habitats fauniques et la qualité de l'expérience des activités liées à la faune (avec ou sans prélèvement).

Intégration dans le paysage et qualité visuelle des plantations

L'acceptabilité sociale des plantations pose souvent problème en raison d'une perception d'artificialisation associée à celles-ci, tant à l'échelle du paysage que du peuplement, résultant de :

- leur caractère monospécifique (nombre limité d'espèces plantées, souvent une seule, et contrôle de la végétation);
- l'équidistance entre les arbres;
- l'utilisation d'essences exotiques;
- la forme géométrique des superficies plantées;
- l'agglomération des plantations dans le paysage.

Dans les secteurs utilisés à des fins récréotouristiques, les aspects reliés à la qualité visuelle du paysage, notamment la diversité des espèces arborescentes, incluant l'utilisation d'essences exotiques et la simplification structurale résultant de l'équidistance entre les arbres, revêtent une importance accrue (voir la fiche 1, « Structure du paysage », la fiche 4, « Structure interne des peuplements » et la fiche 5, « Composition végétale de la forêt »). À l'échelle du paysage, les contours souvent rectilignes des plantations peuvent aussi les rendre moins esthétiques, les formes circulaires aux pourtours arrondis étant généralement préférées (Chamberlain et Meitner, 2012).

L'esthétique du paysage a été reconnue comme un facteur majeur influençant l'acceptabilité sociale des pratiques forestières (Yelle, Bélanger et Pâquet, 2008; Wyatt et autres, 2011), particulièrement la coupe. L'impact visuel sera moins négatif si le traitement sylvicole permet de maintenir davantage d'arbres et si les débris ligneux sont enlevés, malgré leur importance pour les fonctions écologiques (Yelle, Bélanger et Pâquet, 2008; Wyatt et autres, 2011). La qualité esthétique d'un traitement dépend largement de la présence d'une régénération dense et de grande taille (Pâquet et Bélanger, 1997; Yelle, Bélanger et Pâquet, 2008; Wyatt et autres, 2011). À plus long terme, les traitements créant des peuplements homogènes et équiennes peuvent affecter la qualité visuelle des paysages (Pâquet et Bélanger, 1997; Wyatt et autres, 2011).

Les populations sont préoccupées par les risques associés à l'aménagement (Wyatt et autres, 2011). L'acceptabilité sociale est par ailleurs favorisée lorsque les plantations sont présentées dans une démarche globale d'aménagement qui combine des aires de conservation, la sylviculture intensive (plantations) et un aménagement extensif (Messier et autres, 2009; Paquette et Messier, 2010).

Acceptabilité sociale liée aux valeurs fauniques

De façon générale, les conditions environnementales hétérogènes procurent une plus grande diversité de niches écologiques pour les communautés fauniques, alors que les plantations sont plutôt aménagées de manière à homogénéiser les conditions pour des raisons de production ligneuse. Il en résulte des appréhensions quant aux effets de l'abondance de plantations à l'échelle du paysage sur :

- la qualité des habitats fauniques pour assurer le maintien de la biodiversité;
- la qualité des habitats fauniques des espèces exploitées;
- la qualité de l'expérience pour les activités liées à la faune avec prélèvement (chasse, pêche, piégeage) ou sans prélèvement (observation de la faune).

En règle générale, les plantations peuvent accommoder les espèces de bordures et les espèces généralistes (Carnus et autres, 2006). Toutefois, selon l'âge et le degré de fermeture du couvert, les plantations peuvent supporter des espèces d'oiseaux forestiers associées aux forêts à couvert fermé (Morissette et autres, 2011). Les effets plus spécifiques des plantations dépendent des essences plantées (voir la fiche 5, « Composition végétale de la forêt »), du stade de développement et de l'état des plantations (voir la fiche 4, « Structure interne des peuplements ») ainsi que de leur contexte spatial (voir la fiche 1, « Structure du paysage ») au regard des besoins des espèces considérées.

La sylviculture de plantations agit sur la dynamique, la composition et la structure du peuplement, lesquelles influencent la biodiversité (Carnus et autres, 2006). À titre indicatif, la préparation de terrain a un impact négatif pendant une certaine période sur la disponibilité de brout pour le lièvre (Brugerolle, Darveau et Huot, 2004), les proies de la martre (Thompson, 1988) et la présence de salamandres (Morneault et autres, 2004). Le contrôle de la végétation concurrente engendre des différences significatives entre les jeunes plantations et les jeunes peuplements issus de perturbations naturelles. Les opérations de nettoyage et de dégagement diminuent à court terme l'obstruction visuelle et la disponibilité de brout pour plusieurs espèces (Bujold, 2004; Homyack, Harrison et Krohn, 2007; Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier, 2002; Sansregret et autres, 2000). Ces interventions provoquent également des changements dans les communautés aviennes en favorisant les espèces colonisatrices (ex. : le bruant à gorge blanche) au détriment des espèces associées au stade de gaulis denses (comme la paruline à tête cendrée; Bujold et Bélanger, 2003; Sansregret et autres, 2000). L'application de courtes révolutions

empêche le développement de peuplements hétérogènes à couvert fermé, favorables à certaines espèces comme la martre (Laurion, 2005).

Besoins liés à l'exploitation de la faune

L'utilisation des plantations par les espèces fauniques à grand domaine vital comme le cerf de Virginie et l'orignal est principalement influencée par le paysage avoisinant (Christian, 1997). À titre d'exemple, la proportion de plantations d'épinette noire dans le paysage influence positivement l'abondance de l'orignal, mais de fortes agglomérations de plantations entraînent de faibles densités d'originaux (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012). Pour plusieurs espèces de petit gibier dont le domaine vital est restreint, ce sont les caractéristiques internes des peuplements qui conditionnent leur utilisation des plantations (Christian, 1997). Plusieurs études ont démontré l'impact négatif des traitements intensifs au stade de gaulis sur le petit gibier qui habite généralement ce type de milieux (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005; Bujold, 2004; Blanchette et autres, 2003; Bélanger, 2001).

Les communautés animales, incluant les espèces considérées comme du gibier, tendent à s'appauvrir lorsque les peuplements aménagés intensivement dominent le paysage (Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003). Les plantations sont des habitats de passage pour certaines espèces d'animaux à fourrure recherchées par les trappeurs, comme la martre d'Amérique, en raison de la faible densité de proies et de l'absence de couvert apte à les protéger des prédateurs.

Au Québec, la pratique d'activités de chasse, de pêche et de piégeage représente plus de 15 millions de jours d'activités annuellement. Ces activités représentent 1,6 milliard de dollars de dépenses et contribuent à une augmentation de la richesse de 894,3 millions de dollars (Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, en préparation). La pratique d'activités à caractère faunique nécessite des conditions favorables qui vont au-delà de la qualité de l'habitat faunique. La clientèle faunique recherche un cadre forestier naturel pour la pratique de ses activités. Ainsi, les plantations rectilignes et monospécifiques qui se répètent dans le paysage peuvent avoir un impact économique négatif sur le secteur de l'exploitation de la faune. Toutefois, les plantations ne sont pas nécessairement incompatibles avec le maintien du potentiel faunique. L'intensification de la production ligneuse peut aussi entraîner le développement et l'entretien d'un réseau routier qui favorise l'accès au territoire pour les utilisateurs de la faune.

La Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (RLRQ, chapitre C-61.1) prévoit la délimitation de territoires structurés pour l'exploitation, la mise en valeur et la conservation de la faune ainsi que pour la pratique d'activités récréatives, notamment les pourvoiries avec droits exclusifs, les terrains de piégeage exclusifs, les zecs et les réserves fauniques. Pour les gestionnaires de ces territoires, l'aménagement de plantations est une source d'inquiétude qui pourrait se traduire par un conflit

d'usage si les préoccupations sur la gestion des activités de prélèvement ne sont pas prises en compte dans le processus décisionnel.

Exemple de l'orignal

L'abondance d'originaux dépend de la mosaïque abri-nourriture. Elle est associée, d'une manière positive, au niveau d'entremêlement entre les peuplements qui offrent un abri et ceux où la disponibilité de nourriture est grande, exprimé par la densité des bordures (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012). Ainsi, bien que l'épinette noire ne soit pas une source de nourriture pour l'orignal, une plus grande abondance d'originaux a été observée au Bas-Saint-Laurent sur les territoires renfermant une proportion plus importante de plantations d'épinette noire. Il semble que les originaux soient attirés par les espèces secondaires souvent trouvées dans les andains (J.-P. Tremblay, communication personnelle, 2013). Par contre, l'abondance d'originaux était plus grande dans les secteurs où les plantations étaient dispersées, par rapport à ceux où elles étaient regroupées. Cependant, l'historique d'aménagement a plutôt favorisé la création de plantations concentrées à l'échelle du paysage, produisant ainsi un habitat moins favorable à l'orignal en limitant les zones de contiguïté entre abri et nourriture (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012). La composition des plantations joue aussi un rôle sur leur fréquentation par l'orignal puisque la présence de ressources alternatives entraîne des périodes d'alimentation plus longues dans la même station (Vehviläinen et Koricheva, 2006). Les plantations du Bas-Saint-Laurent, qui ont entre 15 et 30 ans et ne sont pas monospécifiques, mais plutôt mixtes et diversifiées (voir la fiche 5, « Composition végétale de la forêt »), représentent des peuplements susceptibles de subir davantage de broutement par l'orignal lorsque les espèces présentes correspondent à des sources de nourriture qui lui sont habituelles (Vehviläinen et Koricheva, 2006). L'effet positif des plantations d'épinette noire du Bas-Saint-Laurent sur la distribution hivernale de l'orignal risque d'être temporaire, car la fermeture du couvert pourrait éventuellement réduire la disponibilité de brout (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012).

Par ailleurs, l'avantage que représente pour l'orignal la dispersion des plantations à l'échelle du paysage doit être mis en perspective avec la nécessité de disposer d'un réseau routier plus développé (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012), étant donné les enjeux écologiques associés aux routes (voir la fiche 7, « Routes »).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'acceptabilité sociale des plantations représente un enjeu réel.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Les consultations menées ces dernières années dans le Bas-Saint-Laurent révèlent que les principales préoccupations des gens en ce qui concerne les plantations sont la monoculture, l'utilisation des espèces exotiques et la présence d'agglomérations de

plantations de milliers d'hectares d'un seul tenant. On craint également l'impact sur la faune et sur les activités qui en découlent.

FICHE 3. ENJEU SYNTHÈSE DU MAINTIEN DES VALEURS DES COMMUNAUTÉS AUTOCHTONES

Description de l'enjeu

Les plantations peuvent avoir des impacts sur les activités des communautés autochtones et sur leurs valeurs. Aussi doivent-ils être examinés avec ces communautés, en fonction des droits de celles-ci et des enjeux qui leur sont propres (Wyatt et autres, 2011). Ces enjeux peuvent être regroupés en trois grandes catégories : la reconnaissance des droits, l'effet des pratiques et des utilisations sur le territoire forestier et la relation entre les humains et l'environnement forestier (Wyatt et autres, 2011).

Les activités des communautés autochtones sur le territoire forestier, notamment la chasse, la pêche et la cueillette, constituent non seulement une source importante de nourriture, mais elles sont également porteuses de valeurs fondamentales, dont la signification est à la fois symbolique et culturelle (Wyatt et autres, 2011). Par conséquent, le développement durable requiert la participation des communautés autochtones dans le processus décisionnel afin que leurs besoins, leurs visions et leurs valeurs soient pris en compte dès l'étape de la planification (Jacqmain et autres, 2012). De plus, le savoir ancestral des communautés autochtones peut s'avérer d'une utilité précieuse dans la définition des lignes directrices d'un aménagement durable (Jacqmain et autres, 2007; Jacqmain et autres, 2012). Enfin, les membres des communautés autochtones peuvent aussi être intéressés par des emplois en forêt reliés à l'aménagement forestier (Wyatt et autres, 2011).

La Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (RLRQ, chapitre A-18.1) prévoit que le ministre consulte le milieu régional et les communautés autochtones afin qu'ils indiquent, parmi les aires proposées, celles où ils aimeraient que la production ligneuse se fasse en priorité. La loi stipule d'ailleurs ceci : « La prise en compte des intérêts, des valeurs et des besoins des communautés autochtones présentes sur les territoires forestiers fait partie intégrante de l'aménagement durable des forêts. » Les communautés touchées doivent être consultées et des dispositions doivent être prises pour les accommoder, s'il y a lieu.

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que le maintien des valeurs des communautés autochtones lors de la planification et de la création des plantations représente un enjeu réel.

FICHE 4. ENJEU SYNTHÈSE DE LA STRUCTURE INTERNE DES PEUPELEMENTS

Description de l'enjeu

La structure interne des peuplements réfère à l'arrangement spatial de la végétation vivante, tant arborescente qu'arbustive, et du bois mort (Franklin et Van Pelt, 2004; Franklin, Mitchell et Palik, 2007). La structure horizontale correspond à la variation dans l'agencement de la composition des communautés végétales et de la couverture à l'intérieur d'un peuplement, alors que la structure verticale réfère à la combinaison de la quantité et du type de végétation dans les différentes strates de végétation (Hayes et autres, 2005).

Les plantations suscitent des appréhensions quant à leurs effets éventuels sur la diversité et l'abondance des niches écologiques que l'on trouve normalement lorsque la structure interne d'un peuplement est hétérogène. Les attributs clés d'un habitat peuvent se raréfier en raison de l'homogénéisation de :

- la structure diamétrale;
- l'étagement de la végétation;
- la distribution spatiale des tiges;
- la densité;
- la proportion de cime vivante.

Elles suscitent également des inquiétudes quant à leurs effets éventuels sur les espèces utilisatrices et dépendantes du bois mort, non seulement en ce qui concerne la quantité de bois mort, mais aussi ses caractéristiques (dimension, espèce, degré de décomposition) et son recrutement.

Structure verticale et horizontale

La forêt naturelle comprenait des peuplements de structures diamétrales diverses (régulière, irrégulière et équilibrée), dans des proportions variables selon les régions écologiques. Par contre, dans les plantations libres de croître, on a jusqu'à maintenant anticipé une structure diamétrale régulière. Cette structure est due au synchronisme de la mise en terre des plants, à l'espacement optimal entre les arbres, au caractère monospécifique et à la sélection génétique qui font en sorte que les arbres plantés ont une croissance moins variable, et au scénario sylvicole qui prévoit la gestion de la végétation concurrente ainsi que la récolte au terme d'une courte révolution. Ces facteurs, qui par ailleurs ne sont pas exclusifs aux plantations, mais communs à bien des types d'aménagements forestiers intensifs, seraient à l'origine d'une simplification de la structure verticale et de l'absence d'étagement de la végétation dans les plantations, contrairement à ce qui est généralement observé dans la forêt naturelle (sauf exception, comme dans les pinèdes grises).

Généralement, la distribution spatiale de la régénération n'est pas régulière dans la forêt naturelle. Elle est plutôt contagieuse puisqu'elle se fait à partir des semenciers présents et selon la disponibilité de substrats d'établissement favorables (Ghent, 1963; Greene et autres, 1999), ce qui peut former des bouquets denses offrant abri et nourriture à diverses espèces. Par contre, dans les plantations, les arbres sont disposés selon un espacement régulier, réduisant ainsi les variations sur le plan horizontal.

La quantité de régénération dans les peuplements issus de la régénération naturelle est très variable et affiche généralement des niveaux beaucoup plus élevés par rapport aux densités observées à maturité (Vézina et Falardeau, 1988; Côté et Bélanger, 1991; Déry et autres, 2000). En revanche, les plantations ont presque toutes la même densité, laquelle correspond à la densité qui serait naturellement observée plus tard dans la vie du peuplement (Vézina et Falardeau, 1988) à la faveur du processus d'autoéclaircie, ce qui suscite des inquiétudes pour les espèces dépendantes du stade de gaulis dense. Cette situation a aussi une influence sur le développement de la cime. L'espacement important entre les jeunes plants favorise souvent le développement des branches basses dans les plantations. Ensuite, parallèlement à la fermeture du couvert, la proportion de cime vivante diminue avec la mortalité des branches basses (Oliver et Larson, 1996). Dans la forêt naturelle, la présence de trouées et la diversité des espèces font en sorte que la proportion de cime vivante n'est pas uniforme, contrairement à ce que l'on observe dans les plantations, où la cime vivante peut être considérablement réduite s'il n'y a pas d'éclaircie. La réduction graduelle de la cime vivante serait favorable aux espèces dépendantes de la présence de branches mortes sous couvert qui peuvent être affectées par l'élagage dans les plantations (Pawson et autres, 2013).

Les densités relativement faibles des plantations lorsqu'elles sont jeunes favorisent l'établissement d'une végétation concurrente, ce qui se répercute sur le développement de la végétation de sous-bois et de la structure verticale. L'installation d'une régénération naturelle d'essences autres que celle plantée se traduit souvent par une différenciation verticale du couvert lorsque les essences ont une tolérance à l'ombre différente (Wang et Chen, 2010). Par contre, la gestion de la végétation concurrente vient interrompre ce processus et engendre des différences significatives entre les jeunes plantations et les peuplements du même âge issus de perturbations naturelles. En effet, les opérations de nettoyage et de dégagement entraînent à court terme une diminution de l'obstruction visuelle et de la disponibilité de brout pour plusieurs espèces (Bujold, 2004; Homyack, Harrison et Krohn, 2007; Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier, 2002; Sansregret et autres, 2000). La réduction de la nourriture et du couvert expliquerait, en partie, le nombre plus réduit d'espèces et l'abondance limitée d'oiseaux et de mammifères généralement observés dans les plantations par rapport aux forêts plus naturelles (Bujold et Bélanger, 2003; Parker, Kimball et Dalzell, 1994). Cependant, compte tenu du caractère temporaire du contrôle de la végétation concurrente par des moyens mécaniques (Wiensczyk et autres, 2011), les plantations traitées par

nettoisement/dégagement mécanique peuvent présenter une diversité d'espèces végétales et de structures similaire à celle de plantations non traitées (Jobidon, Cyr et Thiffault, 2004; Cyr et Thiffault, 2009). Toutefois, l'augmentation du couvert latéral n'est significative que pendant la saison où le feuillage est présent et la disponibilité de broust est limitée par la faible hauteur des tiges par rapport à l'épaisseur de la neige (Bujold, 2004).

Lorsque les plantations vieillissent, leur biodiversité se rapproche davantage de celle des forêts environnantes (Parker, Kimball et Dalzell, 1994; Lindberg et autres, 1998; Hartley, 2002; Carnus et autres, 2006) puisque la structure devient plus complexe avec l'âge, ce qui accroît la disponibilité des niches écologiques et favorise un plus grand nombre et une plus large variété d'organismes (Lindberg et autres, 1998; Paquette et Messier, 2013). Toutefois, la récolte des plantations est généralement faite dans un délai relativement court après la fermeture du couvert (Lindberg et autres, 1998, Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003), court-circuitant ainsi les processus menant au développement d'une structure hétérogène (Hayes et autres, 2005). En fait, il semble que ce soit principalement la structure de la plantation qui influence son utilisation par la faune, plusieurs espèces choisissant les plantations dont la structure est hétérogène (Lindberg et autres, 1998; Bassett-Touchell et Stouffer, 2006; Hazler et autres, 2006).

Raréfaction de gros bois mort

La faible abondance de chicots et de débris au sol et leur petite taille représentent les différences les plus remarquables entre les forêts non aménagées et celles qui font l'objet d'un aménagement intensif, qu'elles proviennent d'une régénération artificielle ou naturelle (Hartley, 2002; Hayes et autres, 2005; Laurion, 2005). Le bois mort est essentiel au maintien des processus écologiques tels que la décomposition de la matière organique, la régénération de certaines essences, le cycle de l'eau et des éléments nutritifs (Angers et autres, 2011). De plus, le bois mort représente une composante de l'habitat utilisée par plusieurs espèces fauniques (insectes, arachnides, reptiles, amphibiens, mammifères et oiseaux) et un substrat d'établissement pour plusieurs espèces invasives (mousses, hépatiques et champignons saprophytes) (Angers et autres, 2011). D'ailleurs, les habitats caractérisés par une structure développée et une abondance de débris ligneux, de végétation et de cavités sont généralement sélectionnés par les petits mammifères rongeurs et insectivores (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005), ainsi que par une multitude d'autres espèces (martre, certains oiseaux, etc.). À cet égard, on a constaté que la martre était moins présente dans les plantations de plus de vingt ans qui contiennent moins de débris ligneux et de chicots (Laurion, 2005). De plus, l'absence de chicots de grand diamètre peut devenir un enjeu lorsque les plantations dominent le paysage, puisque lorsqu'elles atteignent une trentaine d'années les plantations offrent peu de chicots (Morissette et autres, 2011). Le choix des essences, principalement axé sur les conifères, représente un autre facteur qui influence le nombre d'arbres à cavités dans

les plantations, les feuillus étant plus propices à la formation de cavités causées par le bris de grosses branches (Hayes et autres, 2005; Vaillancourt, 2007).

Dans les plantations, la séquence des interventions a une influence prépondérante sur les caractéristiques du bois mort. Les travaux préalables à la plantation ne favorisent pas le maintien et le recrutement de bois mort. La coupe totale, qu'elle soit suivie ou non d'une plantation, fait disparaître la majeure partie des tiges de grosse dimension (Crête et autres, 2004), ce qui n'est pas sans conséquence sur la disponibilité des gros chicots (Bergeron et autres, 1997; Roberge et Desrochers, 2004; Vaillancourt et autres, 2008) et des débris ligneux en général (Desponts et autres, 2004) et sur leur éventuel recrutement.

Le passage de la machinerie, particulièrement lors des travaux de préparation de terrain, a pour effet d'écraser les gros débris ligneux du peuplement d'origine (Angers et autres, 2011). L'écrasement de ces débris parvenus à un état avancé de décomposition amplifie la raréfaction de substrat pour certaines fonctions écologiques (établissement et croissance de plusieurs espèces d'arbres, bryophytes, champignons saproxyliques) (Angers et autres, 2011). Les débris ligneux grossiers représentent des refuges thermiques ainsi que des sites critiques pour la ponte et la nutrition de certaines espèces d'amphibiens (Swift et Bell, 2011), notamment pour les salamandres et les couleuvres, qui sont sensibles à l'interruption du recrutement de bois mort et à l'assèchement du sol consécutifs à la coupe totale (Desroches et Rodrigue, 2004). La quantité de débris ligneux varie considérablement selon le type de préparation de terrain (Newmaster et autres, 2007). Les communautés de plantes dans les piles de débris ligneux sont différentes de celles associées à la préparation mécanique du sol et comprennent plusieurs rémanents d'espèces forestières. Le déplacement des débris ligneux et des couches organiques du sol apparaît comme la principale cause des modifications dans la richesse des espèces et l'abondance des taxons sur le site. La préparation de terrain par scalpage des horizons supérieurs du sol peut engendrer une dégradation sévère des sols (Swift et Bell, 2011). Les méthodes de préparation de terrain moins sévères telles que le scarificateur à disques, le scarifiage résultant du débardage par traînage, le scarifiage par microsites et par formation de monticules (buttage) ont des effets négatifs moindres, mais peuvent tout de même modifier les propriétés du sol (Gagné et Paquette, 2008). Souvent, les effets négatifs d'une perturbation sévère du sol ne se manifestent pas avant 15 à 25 ans, alors que la demande en éléments nutritifs augmente et que l'effet fertilisant du vieux peuplement éliminé s'estompe (Swift et Bell, 2011).

Les opérations de dégagement et de nettoyage et les éclaircies commerciales réduisent considérablement la mortalité naturelle, ce qui restreint la quantité d'arbres présentant des défauts et limite le recrutement en continu de chicots et de débris ligneux (Ranius et Roberge, 2011). Enfin, les courtes révolutions adoptées pour les plantations limitent la formation de gros bois et empêchent le recrutement de gros

bois mort qui survient normalement avec la sénescence des arbres (Bergeron et autres, 1997; Hayes et autres, 2005; Angers et autres, 2011).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'écart entre la structure interne des plantations et celle de la forêt naturelle représente un enjeu réel.

Cependant, les différents éléments qui composent la structure interne doivent être analysés afin de nuancer le diagnostic.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Sur le plan de la structure horizontale, les densités totales (toutes essences) enregistrées dans les plantations de vingt ans et plus varient entre 2 000 et 5 000 tiges/ha, mais seulement 40 % des plantations ont des densités d'espèces plantées supérieures à 1 500 tiges/ha (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005). Dans les plantations qui ont entre dix et vingt ans, le coefficient de distribution des épinettes plantées est en moyenne de 48 %, celui des feuillus durs, de 40 % et celui de la régénération, tant naturelle que reboisée, de 81 % (Belleau et autres, 2011). Ces résultats indiquent que la structure horizontale ne serait pas uniforme dans les plantations puisqu'il y a absence de régénération sur une partie des aires reboisées. Le coefficient de distribution total est légèrement supérieur dans les jeunes plantations par rapport aux jeunes forêts régénérées naturellement (Belleau et autres, 2011).

Sur le plan vertical, la présence d'arbres ayant un diamètre supérieur à 20 cm a été observée dans 51 % des plantations de vingt ans et plus, et celle de tiges mesurant au moins 25 cm, dans 13 % de ces plantations (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005). Le niveau d'altération relatif à la présence d'arbres mûrs et vieux dans les plantations est jugé élevé (Belleau et autres, 2011). La distribution diamétrale moyenne des plantations étudiées correspondrait à une structure régulière typique de ce genre de peuplements (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005). Toutefois, il y a présence de nombreuses tiges de 2 à 4 cm de diamètre sous les arbres plantés, dont une proportion importante d'essences feuillues, particulièrement dans les végétations potentielles FE3 et MS1. De plus, la strate arbustive présente des densités variant entre 192 et 1962 tiges/ha, selon le type de végétation potentielle sur laquelle se trouve la plantation. Les végétations potentielles FE3, MS1 et MS2 affichent les densités d'espèces arbustives concurrentes les plus importantes (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005). Le niveau de différenciation verticale dans les plantations serait donc relié à la station et serait plus important dans les stations naturellement occupées par des peuplements feuillus où le succès des plantations a été plus mitigé.

Les densités observées dans les plantations du Bas-Saint-Laurent ont fait en sorte que les épinettes plantées (≥ 20 ans) possèdent une cime verte variant en moyenne de 73 à 86 % de leur hauteur selon le type de végétation potentielle sur lequel la plantation a été établie. Ces plantations produiraient encore du bois juvénile malgré un âge moyen de 24 ans et une hauteur de 8,1 m (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005), et le niveau de fermeture du couvert ne serait pas suffisant pour qu'une éclaircie soit nécessaire.

Concernant le bois mort, une proportion importante des plantations est située dans des aires ayant fait l'objet d'une coupe de récupération à la suite de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (qui s'est terminée au début des années 80) alors qu'environ 30 % des arbres morts ont été laissés sur le parterre de coupe, puis disposés en andains pour faciliter la plantation (Belleau et autres, 2011). À cela s'ajoute la mortalité qui génère de nouveaux débris dans les plantations. Toutefois, le rajeunissement massif des forêts a vraisemblablement produit une raréfaction des débris ligneux de grosse dimension, selon un niveau d'altération qualifié de modéré (Belleau et autres, 2011). D'ailleurs, un suivi qui s'est déroulé sur deux ans au Bas-Saint-Laurent montre la quasi-absence d'espèces de la faune aviaire spécialistes des cavités et du bois mort dans des plantations d'épinette noire (trente ans) couvrant une superficie d'environ 100 ha (Morissette et autres, 2011).

FICHE 5. ENJEU SYNTHÈSE DE LA COMPOSITION VÉGÉTALE DE LA FORÊT

Description de l'enjeu

La composition végétale influence la disponibilité des ressources comme la lumière et le substrat (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 (Jetté et autres, 2013).

À cet égard, les plantations suscitent des appréhensions concernant :

- la réduction de la diversité des essences au sein de l'étage arborescent;
- l'adéquation entre la composition du couvert et les caractéristiques écologiques de la station, incluant l'adéquation avec la région écologique;
- l'utilisation d'essences exotiques;
- la diversité des espèces et des communautés d'espèces de sous-bois.

Dans la forêt naturelle, la composition du couvert résulte de l'interaction entre le climat, les caractéristiques biophysiques (assise rocheuse, géomorphologie, topographie, exposition, sol, drainage, etc.) et les perturbations, de même que le temps écoulé depuis celles-ci (Hunter, 1999; Gauthier et autres, 2008). De façon générale, le couvert arborescent comporte plusieurs essences, mais leur nombre diminue à mesure que l'on progresse vers la forêt boréale où les peuplements monospécifiques sont communs (Thompson et autres, 2009). On trouve aussi des peuplements monospécifiques naturels, comme les pinèdes, associés à la station ou à la perturbation d'origine. Afin de caractériser adéquatement les écarts de composition, la diversité du couvert arborescent doit donc être abordée en tenant compte du contexte écologique régional de la forêt naturelle.

Diversité de l'étage arborescent

Les plantations sont souvent considérées comme un habitat moins favorable pour une large gamme d'espèces par rapport aux peuplements naturels, surtout lorsque les plantations sont à la fois équiennes, monospécifiques et composées d'essences exotiques (Hunter, 1990; Hartley, 2002; Carnus et autres, 2006). Par contre, la plantation représente un moyen pour aider au maintien d'essences rares (Hartley, 2002) ou en déclin (Pawson et autres, 2013; Paquette et Messier, 2010) et peut alors avoir un impact positif sur la composition.

Dans les plantations, on se limite généralement à une seule espèce, pour des raisons liées à l'efficacité dans les opérations d'établissement, de soins culturaux et de récolte,

au rendement ligneux ainsi qu'à la facilité de prédire les résultats (Carnus et autres, 2006). Dans ce contexte, la présence de végétation secondaire revêt une importance particulière, alors que la biodiversité est souvent influencée fortement et positivement par l'abondance de la végétation secondaire présente dans la plantation (Aubin, Messier et Bouchard, 2008; Díaz et autres, 1998; Hartley, 2002). Toutefois, les perturbations associées à la préparation de terrain et au contrôle subséquent de la végétation concurrente jouent un rôle déterminant sur la diversité des espèces arborescentes (Hartley, 2002; Wang et Chen, 2010). En règle générale, l'augmentation de l'intensité de l'aménagement favorise la croissance des arbres plantés et réduit celles des essences secondaires. Il peut en résulter des peuplements au volume similaire, mais de composition très différente (Fu, Bell et Chen, 2007; Cyr et Thiffault, 2009). Dans les plantations forestières boréales de l'Ontario, les traitements couramment utilisés ne créeraient pas de monocultures, et ne réduiraient généralement pas la diversité de la strate arborée (Dampier et autres, 2007), qui est souvent faible en forêt boréale, où les peuplements monospécifiques sont communs (Thompson et autres, 2009). Seule l'application répétée d'herbicides chimiques pourrait réduire la diversité (Dampier et autres, 2007), mais leur utilisation est interdite au Québec depuis 2001 (Thiffault et Roy, 2011). Dans les plantations plus méridionales de la sapinière à bouleau jaune sur stations mésiques, le contrôle de la végétation concurrente par des moyens mécaniques ne créerait généralement pas de monocultures, puisqu'il y a toujours des feuillus au moins dans les strates intermédiaires, voire dans le couvert dominant lorsque l'intensité d'intervention est moindre (Jobidon, Cyr et Thiffault, 2004; Cyr et Thiffault, 2009).

Par contre, l'augmentation de la diversité d'espèces arborescentes peut améliorer l'adaptabilité et la résilience (Carnus et autres, 2006; Paquette et autres, 2010; Pawson et autres, 2013) (voir la fiche 6, « Résistance, résilience et adaptabilité ») et permet d'élargir la gamme de services offerts par les écosystèmes, tels que la production de biomasse, la fixation de carbone au niveau du sol, la production de petits fruits et la production d'espèces de gibiers (Gamfeldt et autres, 2013).

Adéquation avec les conditions écologiques

Les plantations monospécifiques résineuses présentent souvent un écart de composition par rapport à la forêt naturelle. L'écart peut s'exprimer sur le plan du type de couvert avec une importance grandissante lorsque la plantation est établie dans une station où la forêt évolue vers une dominance mélangée ou feuillue. Le type de couvert correspond à la dominance résineuse, mélangée ou feuillue, telle qu'elle est établie dans les normes d'inventaire écoforestier (Ministère des Ressources naturelles, 2013). Il peut aussi y avoir une mauvaise adéquation entre l'essence plantée et les conditions de la station (la texture du sol, le drainage) ou le contexte régional (comme la plantation d'épinette noire dans des stations mésiques du sud du Québec). On peut aussi considérer qu'il y a un certain niveau d'altération si l'espèce plantée est naturellement présente dans la station, mais ne forme jamais un couvert dominant (ex. : l'épinette blanche).

Ces problèmes de mauvaise adéquation entre l'essence plantée et la station suscitent des inquiétudes à l'égard des autres espèces, dont certaines (surtout parmi les invertébrés et les microorganismes qui sont peu étudiés) pourraient être particulièrement bien adaptées aux espèces arborescentes naturellement présentes (Hartley, 2002). De plus, la mauvaise adéquation avec les conditions écologiques peut aussi avoir des répercussions sur la végétation de sous-bois. Par exemple, la composition, la structure et les caractéristiques fonctionnelles du sous-bois trouvées sous les plantations de conifères du domaine de la forêt décidue ne sont pas représentatives de celles que l'on rencontre normalement dans la forêt décidue (Aubin, Messier et Bouchard, 2008).

Essences exotiques

L'utilisation d'essences exotiques peut être perçue comme une mauvaise adéquation entre l'espèce plantée et la région écologique. Selon la *Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes* (Gouvernement du Canada, 2004), une espèce exotique « est une plante, un animal (poissons compris) ou un microorganisme qui a été introduit, du fait de l'activité humaine, ailleurs que dans son aire passée ou présente de répartition naturelle ».

La principale raison invoquée pour justifier l'utilisation d'essences exotiques est leur taux de croissance supérieur (Paquette et Messier, 2010; Gagné, 2010a; Gagné et Paquette, 2008; Lamb, 1998). Cependant, l'introduction d'essences exotiques présente des risques associés à une éventuelle mauvaise adaptation aux conditions environnementales prévalant dans la zone d'introduction (mauvaise adaptation à la sécheresse, au gel, au sol, faible résistance aux insectes et aux maladies) (Carnus et autres, 2006). Les essences exotiques peuvent aussi avoir un impact négatif sur les espèces et les communautés indigènes (Carnus et autres, 2006).

Du point de vue de la biodiversité, l'aspect le plus contesté associé aux plantations est l'utilisation à grande échelle d'essences exotiques qui peut se solder par la conversion de grandes superficies en types forestiers artificiels (Hartley, 2002). Les essences exotiques comportent des risques de naturalisation (Hartley, 2002) pouvant altérer le caractère indigène des peuplements avoisinants (ex. : la régénération du pin sylvestre et de l'épinette de Norvège). Le potentiel invasif serait plus problématique avec les essences exotiques tolérantes à l'ombre (ex. : l'érable de Norvège) qui présenteraient un risque d'envahissement dans les forêts environnantes naturellement régénérées, surtout lorsque celles-ci sont perturbées (Martin, Canham et Marks, 2009; Martin, Canham et Kobe, 2010; Paquette et autres, 2012). À ce sujet, un suivi de la régénération d'épinette de Norvège fait en bordure de plantations a révélé que l'espèce n'avait pas la capacité d'envahir les peuplements avoisinants (Mottet et autres, 2010).

L'utilisation d'essences exotiques ou hybrides peut aussi comporter un risque de dispersion de gènes exotiques au sein des populations indigènes et la formation éventuelle d'hybrides. À titre indicatif, trois espèces exotiques de peupliers sont utilisées pour créer les hybrides plantés au Québec : le peuplier noir d'Europe (*P. nigra*), le baumier du Japon (*P. maximowiczii*) et celui de l'Ouest (*P. trichocarpa*). Ces espèces peuvent s'hybrider avec le peuplier baumier ou le peuplier deltoïde, mais pas avec le peuplier faux-tremble ni avec le peuplier à grandes dents, ce qui élimine les risques pour ces deux dernières (Gagné, 2010b). La formation d'hybrides spontanés a été constatée, particulièrement lorsque les effectifs des populations de peupliers indigènes étaient peu nombreux, mais ce phénomène n'est pas fréquent (Isabel et autres, 2009). Il convient cependant de souligner le danger d'utiliser le résultat d'études menées sur une petite échelle spatio-temporelle concluant que ce type d'hybridation comporte peu de risques pour étendre l'utilisation d'essences exotiques à l'échelle opérationnelle (Coventry, 2001). Dans le cas des mélèzes, deux espèces exotiques sont utilisées pour l'hybridation (le mélèze du Japon et le mélèze d'Europe). Les possibilités d'hybridation fortuite avec le mélèze indigène seraient faibles, notamment en raison des périodes de floraison différentes qui limiteraient les possibilités de pollinisation croisée (Gagné, 2010a). Par contre, la présence de ces mélèzes hybrides pourrait être à l'origine de l'établissement de semis de mélèze japonais ou européen, susceptibles d'altérer le caractère indigène des peuplements adjacents.

De façon générale, les organismes exotiques sont reconnus pour avoir moins d'interrelations biotiques par rapport aux organismes indigènes (Stephens et Wagner, 2007). En conséquence, la faune est généralement plus riche dans les plantations d'espèces indigènes que dans les plantations d'essences exotiques (Hartley, 2002; Stephens et Wagner, 2007). D'ailleurs, le meilleur indicateur de la diversité des espèces animales associé à la structure d'une plantation est la quantité de végétation indigène présente (Parker, Kimball et Dalzell, 1994; Hartley, 2002). L'utilisation d'essences exotiques peut avoir un impact sur les espèces fauniques lorsque leur présence ou l'habitat qu'elles génèrent ne permet pas de répondre aux besoins des espèces indigènes (Carnus et autres, 2006). Par exemple, les plantations de peupliers hybrides font l'objet d'une fréquentation hivernale irrégulière par les cerfs de Virginie, et plutôt limitée par les mammifères de taille moyenne (écureuils, lièvres), ce qui suggère qu'elles ont une fonction de milieu ouvert plutôt que d'habitat forestier (Christian, 1997).

De plus, sur le plan de l'acceptabilité sociale, l'utilisation d'essences indigènes s'avère beaucoup mieux perçue que celle d'essences exotiques (Sedjo, 1999; Paquette et Messier, 2010).

Diversité des espèces de sous-bois

Les principales inquiétudes relatives au sous-bois des plantations concernent l'absence de végétation ou une composition différente par rapport à celle observée dans la forêt naturelle.

La flore du sous-bois représente un élément clé pour évaluer le niveau d'altération d'un écosystème, en raison de son importante diversité (composition, structure et fonctions), des interactions multiples entre les différents niveaux trophiques, ainsi que de son rôle fondamental dans le fonctionnement de l'écosystème (Aubin, Messier et Bouchard, 2008). Les composantes clés de la végétation de sous-bois peuvent influencer à long terme la régénération forestière, les propriétés du sol et la succession forestière (Nilsson et Wardle, 2005). Il convient cependant de tenir compte du stade de développement de la plantation dans les comparaisons, puisque la végétation de sous-bois évolue parallèlement au développement du couvert forestier, en lien avec les interventions sylvicoles prévues au scénario, aussi bien dans les forêts issues d'une régénération naturelle que dans les plantations.

Le premier facteur susceptible de provoquer un changement radical dans la composition des plantes de sous-bois est la récolte par coupe totale (Carnus et autres, 2006) qui représente la méthode la plus utilisée en forêt boréale (Wiensczyk et autres, 2011; Parent, 2010). La pleine exposition au soleil facilite l'établissement et la croissance des espèces pionnières intolérantes à l'ombre, de même que des arbustes et de la végétation herbacée (Wiensczyk et autres, 2011). La coupe totale peut aussi favoriser l'établissement de graminées absentes des forêts non coupées (Newmaster et autres, 2007). La coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) génère des débris ligneux et une certaine complexité structurale au niveau des strates herbacées et arbustives qui s'étend sur une période de dix ans et qui est favorable aux petits mammifères vivant près du sol (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005). Par contre, les traitements subséquents dans la plantation modifient les caractéristiques de cet habitat.

La perturbation du sol engendrée par la préparation de terrain affecte la succession secondaire sur les plans de la structure et de la composition (Newmaster et autres, 2007). Cette intervention a un effet notable sur la richesse en espèces (cryptogames, herbacées, essences ligneuses et toutes ces espèces combinées). Cinq ans après l'intervention, la richesse en espèces était plus élevée dans les parterres de coupe n'ayant pas fait l'objet de préparation de terrain et dans les piles de débris ligneux par rapport aux aires ayant subi un scalpage. La quantité de débris ligneux et de sol minéral représente donc un bon indicateur de la richesse en espèces, de l'abondance et de la composition du sous-bois (Newmaster et autres, 2007). Les réponses aux conditions créées par la coupe et la préparation de terrain sont fortement reliées à l'autoécologie des espèces ainsi qu'à leurs caractéristiques reproductrices (Newmaster et autres, 2007). La coupe et la préparation de terrain entraînent la perte de plusieurs espèces forestières, mais celles qui persistent dans les piles de débris ligneux peuvent

représenter d'importantes sources de propagules pour la recolonisation (Newmaster et autres, 2007). Par-delà les considérations sur la diversité en fonction du nombre d'espèces, les résultats de Newmaster et autres (2007) montrent une modification des communautés d'espèces, associée à l'exposition du sol minéral et à la quantité de débris ligneux résultant de la perturbation, tant en ce qui concerne les cryptogames, que les herbacées et les plantes ligneuses. Bref, un traitement de préparation de terrain peu intense est plus favorable au maintien des espèces en place, alors qu'une préparation intense peut faciliter l'établissement d'espèces pionnières qui n'étaient pas présentes sur le site (Filiatrault, 2005).

Le contrôle de la végétation concurrente peut avoir un effet sur la végétation du sous-bois, mais les interventions mécaniques auraient un impact plutôt limité sur sa diversité (Jobidon, Cyr et Thiffault, 2004; Thiffault, Picher et Auger, 2012).

Concernant les espèces fauniques, les réponses aux différents traitements sylvicoles varient selon leurs besoins respectifs (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005). Le lièvre préfère les habitats présentant une végétation arbustive dense, riche en nourriture et offrant un couvert protecteur (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005; Bujold, 2004). La litière feuillue au sol est recherchée par plusieurs espèces de reptiles et d'amphibiens (Desroches et Rodrigue, 2004) et par certains oiseaux (Gauthier et Guillemette, 1991); cet attribut peut être absent des plantations résineuses.

Les plantes vasculaires peuvent coloniser les plantations, peu importe l'espèce formant le couvert arborescent, à condition que les caractéristiques physiques de l'habitat soient appropriées (Carnus et autres, 2006). Certaines plantations ouvertes présentent une importante diversité d'espèces et une densité élevée de plantes de sous-bois, en partie attribuables à la quantité de lumière disponible. Par contre, la croissance des plantations plus denses et plus homogènes provoque un manque de lumière qui réduit progressivement la densité de la végétation de sous-couvert, un élément ayant une influence prépondérante sur la biodiversité animale (Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005; Parker, Kimball et Dalzell, 1994; Humphrey et autres, 1999; Hartley, 2002) et qui constitue souvent un excellent indicateur de la diversité animale (Lopez et Moro, 1997; Humphrey et autres, 1999). L'éclaircie commerciale, en créant des ouvertures du couvert, favorise sa diversification et peut avoir un impact positif sur la variété des espèces animales et végétales (Hartley, 2002).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'écart entre la composition des plantations et celle de la forêt naturelle représente un enjeu réel.

Toutefois, l'amplitude de cet écart diffère selon le domaine bioclimatique, étant donné le gradient généralement décroissant vers le nord de la diversité naturelle du couvert arborescent. Il serait moins important dans les plantations d'espèces indigènes, surtout lorsque l'essence plantée fait partie du cortège floristique naturel de la station.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Les plantations du Bas-Saint-Laurent avaient principalement pour fonction la remise en production de superficies mal régénérées à l'aide d'essences moins vulnérables à la tordeuse des bourgeons de l'épinette que le sapin baumier. Malgré le choix qui a été fait dans la majorité des cas de reboiser en utilisant une seule essence résineuse, les plantations actuelles du Bas-Saint-Laurent ne correspondent pas toujours à des monocultures. En effet, dans celles qui ont vingt ans et plus, les densités totales varient entre 2 000 et 5 000 tiges/ha, et 60 % de celles-ci appartiennent à des essences régénérées naturellement (Belleau et autres, 2011). Dans les plantations qui ont entre dix et vingt ans, le coefficient de distribution des épinettes plantées est de 48 % alors que celui des feuillus durs est de 40 %, ce qui est à peu près équivalent au coefficient de distribution des feuillus dans les stations naturellement régénérées, soit 36 % (Belleau et autres, 2011). Étant donné l'importante mortalité des arbres plantés, combinée à l'établissement d'une régénération naturelle, la diversité d'essences dans les plantations du Bas-Saint-Laurent présente généralement un niveau d'altération jugé faible (Belleau et autres, 2011). Par contre, le niveau d'altération irait d'élevé à modéré dans les plantations d'essences exotiques, selon que l'espèce utilisée (principalement l'épinette de Norvège) est dominante ou pas (Belleau et autres, 2011). Parmi les plantations de vingt ans et plus, celles aménagées sur le type FE32 présentent le plus faible taux de survie des arbres plantés, comparativement aux plantations d'autres végétations potentielles comportant des densités d'épinettes inférieures à 1 000 tiges/ha qui sont accompagnées d'une importante quantité (de l'ordre de 3 000 tiges/ha) de feuillus durs en sous-étage (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Belleau et autres, 2011). L'adéquation entre certains choix d'essences et les caractéristiques écologiques s'avère donc discutable, notamment l'utilisation d'essences résineuses, et plus particulièrement d'épinette noire, dans les stations normalement occupées par des feuillus durs (végétations potentielles FE qui représentent 5 % des superficies plantées au Bas-Saint-Laurent).

Dans les plantations qui ont entre dix et vingt ans, les composantes du peuplement d'origine sont généralement présentes, mais certaines essences plantées (EPN, PIG) ne faisaient pas partie de la composition d'origine, ce qui représente un certain niveau d'altération dans ces cas particuliers. Par contre, la plantation d'épinette blanche et de thuya a permis de réintroduire des essences qui s'étaient raréfiées dans la région (Belleau et autres, 2011).

FICHE 6. ENJEU SYNTHÈSE DE LA RÉSISTANCE, DE LA RÉSILIENCE ET DE L'ADAPTABILITÉ DE LA FORÊT

Description de l'enjeu

Les plantations suscitent des inquiétudes quant au risque accru de perte d'attributs de la forêt naturelle et de ses incidences négatives sur la résilience. Lorsqu'elles ne peuvent se régénérer naturellement, faute de propagules en quantité suffisante ou parce que les conditions ne sont pas propices à la régénération, les plantations en déclin sont susceptibles d'évoluer vers un état alternatif stable (Scheffer et autres, 2001). Ces états peuvent être forestiers (nouvel écosystème dominé par l'espèce exotique plantée) ou non forestiers (forêt-parc) (Paquette et Messier, 2013; Barrette, Bélanger et De Grandpré, à paraître). Par contre, la présence de régénération naturelle au sein d'une plantation constitue un facteur de résilience important.

Les plantations monospécifiques suscitent aussi des inquiétudes quant à leur résistance et à leur adaptabilité aux perturbations, biotiques et abiotiques, lesquelles sont appelées à évoluer avec les changements climatiques, ce qui augmente l'incertitude (Pawson et autres, 2013). Les changements climatiques suscitent des craintes en ce qui concerne les plantations actuelles, bien que la plantation puisse par ailleurs représenter un outil pour augmenter la résistance (Millar, Stephenson et Stephens, 2007).

Dans certains cas, la plantation permet de répondre à une problématique d'espèces récalcitrantes susceptible de transformer l'écosystème et le faire évoluer vers un état alternatif non forestier (Thiffault et Jobidon, 2006).

Maintien de la régénération naturelle en tant que facteur de résilience

La résilience et l'adaptabilité peuvent être améliorées par une augmentation de la diversité fonctionnelle et de la redondance (Paquette et Messier, 2013). Au sein d'une communauté diversifiée, certaines espèces occupent des niches différentes, ce qui permet de mieux utiliser les ressources disponibles et rend le système plus efficace et plus productif (Pretzsch, 2009; Paquette et Messier, 2013). Cette complémentarité serait le fait d'une diversité fonctionnelle, structurelle ou phylogénétique (c.-à-d. de distances sur le plan évolutif), plutôt que d'une simple richesse en espèces. Certaines espèces peuvent aussi présenter des caractéristiques similaires, ce qui n'améliore pas la productivité du système, mais représente plutôt une redondance fonctionnelle qui en améliore notamment la résilience. Bien que cette situation puisse générer de la compétition et réduire la productivité globale, elle peut aussi s'avérer un facteur déterminant pour l'adaptation au changement (Paquette et Messier, 2013). Il y a un lien significatif entre la biodiversité et la productivité des arbres, lequel est soumis à un contrôle important des conditions climatiques et environnementales (Paquette et Messier, 2011). Selon le milieu, cette relation peut être négative ou positive : l'exclusion par la compétition serait un phénomène plus courant dans les habitats

favorables, alors que les interactions complémentaires seraient plus importantes lorsque les conditions de croissance sont plus restrictives (Paquette et Messier, 2011). Toutefois, compte tenu de l'importance de la régénération naturelle comme facteur de résilience, la recherche de diversité devrait s'insérer dans l'enveloppe de variabilité naturelle.

En règle générale, les forêts caractérisées par une importante diversité compositionnelle et structurelle résistent mieux aux perturbations et sont plus résilientes (Drever et autres, 2006). L'homogénéisation de la composition et de la structure des forêts résultant de l'aménagement peut accroître les risques de modifications catastrophiques inattendues (Drever et autres, 2006).

La présence de régénération provenant de la forêt naturelle au sein des plantations représente un facteur de résilience important puisqu'elle :

- accroît la diversité génétique intra et interspécifique;
- permet de prévenir la formation d'états alternatifs stables;
- peut réduire la vulnérabilité ou offrir une forme d'assurance face aux risques posés par les facteurs biotiques et abiotiques en permettant un certain remplacement d'espèces (Paquette et Messier, 2010).

Vulnérabilité des plantations aux facteurs biotiques et abiotiques

Les forêts diversifiées peuvent être plus résistantes aux insectes et aux maladies que les plantations monospécifiques (Carnus et autres, 2006; Paquette et Messier, 2010; Pawson et autres, 2013). Les dommages attribuables aux insectes herbivores sont plus importants dans les monocultures que dans les peuplements mixtes composés des mêmes essences (Jactel et Brockerhoff, 2007) en raison de la forte densité d'hôtes, de la faible abondance et de la diversité des ennemis naturels généralement observés dans les plantations et de l'absence de diversion ou de dilution (notamment lorsqu'il y a des essences hôtes plus appétissantes dans le peuplement). La diversité des espèces diminuerait aussi la sensibilité aux champignons pathogènes (Carnus et autres, 2006). Dans la forêt mixte, les essences moins sensibles à ces champignons peuvent prendre la place de celles qui ont été sévèrement attaquées ou freiner la progression des pathogènes dont la dispersion se fait selon un mode passif (Carnus et autres, 2006). Par contre, dans les forêts mélangées, les insectes polyphages ou pathogènes généralistes peuvent proliférer à partir d'un hôte de prédilection avant de se propager aux autres espèces hôtes potentielles (Jactel et Brockerhoff, 2007).

Les forêts moins diversifiées, comme les monocultures, peuvent aussi s'avérer moins résilientes face aux perturbations naturelles (Drever et autres, 2006) ou aux insectes et aux maladies (Drever et autres, 2006; Jactel et Brockerhoff, 2007) qui représentent des facteurs susceptibles d'être amplifiés avec les changements climatiques (Paquette et Messier, 2010; Pawson et autres, 2013). Devant ce qui est imprédictible, l'augmentation de la diversité des espèces peut accroître l'adaptabilité des

écosystèmes forestiers aménagés aux conditions environnementales en évolution (Carnus et autres, 2006; Paquette et Messier, 2013).

Adaptabilité aux changements climatiques

En ce qui concerne les changements climatiques, des questions se posent sur le devenir des plantations existantes et sur ce que devraient être les plantations futures, en raison notamment de leur composition généralement monospécifique ou peu diversifiée, et de leur diversité génétique restreinte (Pawson et autres, 2013).

Étant donné les incertitudes à propos de l'évolution du climat, de l'environnement, des marchés et des conditions socioécologiques, il apparaît judicieux de créer des plantations plus diversifiées, plus tolérantes aux stress, qui nécessitent moins d'interventions humaines et sont plus en mesure de s'adapter et de s'autoréguler (Paquette et Messier, 2013).

Envahissement d'espèces récalcitrantes

La modification des régimes de perturbation peut provoquer une augmentation importante de la densité et de la couverture d'un petit nombre d'espèces de sous-bois indigènes, susceptibles de former un étage impénétrable qui s'apparente alors à un sous-bois d'espèces récalcitrantes (graminée, éricacée, fougère-aigle). Cette situation se caractérise par la présence d'un étage de sous-bois plus dense et moins diversifié par rapport à celui qui était présent avant la perturbation, par le fait que cet étage modifie la trajectoire de la succession en empêchant l'établissement des semis d'espèces d'arbres et par la persistance de cet étage qui peut demeurer pendant des décennies, même sous un couvert forestier fermé (Royo et Carson, 2006). Il s'agit donc d'un état alternatif stable non forestier indésirable.

L'envahissement par les éricacées indigènes, observé à la suite de la coupe de pessières noires (Thiffault et autres, 2004; Thiffault et Jobidon, 2006), ou l'envahissement de parterres de coupe par les graminées (Newmaster et autres, 2007) représentent des cas d'envahissement par des espèces récalcitrantes. Les modifications qui en résultent ont des effets sur les espèces fréquentant ces milieux. Par exemple, la conversion d'un habitat forêt-arbustes en forêt-graminées réduit la qualité de l'habitat du lièvre (Swift et Bell, 2011).

La plantation peut faire partie des solutions pour répondre aux problèmes d'envahissement par des espèces récalcitrantes. Elle a notamment été utilisée avec succès pour la remise en production de landes à éricacées sur la Côte-Nord (Thiffault et Jobidon, 2006) ou de milieux ouverts à lichens au Saguenay–Lac-Saint-Jean (Hébert et autres, 2006).

Prolifération d'espèces envahissantes ou exotiques

« Les espèces envahissantes sont des organismes végétaux, animaux ou aquatiques ou des micro-organismes qui, une fois sortis de leur environnement naturel, supplantent les espèces indigènes et menacent ainsi les écosystèmes, l'économie et la société. » (Gouvernement du Canada, 2013). Ces espèces peuvent provenir du Canada ou d'ailleurs (ex. : renouée du Japon, berce du Caucase), mais sont exotiques dans le milieu envahi. En raison de leurs caractéristiques, un taux de reproduction élevé, une faible quantité de prédateurs naturels et une capacité à se développer dans différents milieux, il est difficile de lutter contre ces espèces et de les empêcher de se propager.

La perturbation causée par une coupe peut provoquer la prolifération d'espèces envahissantes (Carnus et autres, 2006). Une préparation de terrain mécanique d'intensité faible à modérée tend à favoriser les espèces existantes, alors qu'une préparation plus sévère détruit ou enlève la végétation existante ainsi que les structures reproductrices et tend à favoriser les espèces envahissantes qui n'étaient pas nécessairement présentes avant la coupe (Newmaster et autres, 2007).

Il existe également des craintes quant au caractère envahissant de certaines essences exotiques utilisées dans les plantations (Gagné, 2010a). Les espèces considérées comme envahissantes peuvent se propager sur de grandes distances et produire une descendance abondante (Gagné, 2010a). Sur la base de cette définition, les espèces hybrides plantées au Québec (peupliers et mélèze) seraient peu envahissantes (Gagné, 2010a). Concernant l'épinette de Norvège, qui a été plantée en grande quantité au Bas-Saint-Laurent et en Gaspésie, elle présenterait un risque élevé de naturalisation et un risque moyen d'invasion des écosystèmes (Gasser, Langis et Côté, 2008). Cependant, une autre évaluation portant sur 23 plantations ayant entre 30 et 80 ans a conclu au potentiel non envahissant de l'épinette de Norvège, car sa régénération naturelle, à partir des arbres plantés, se ferait sur une distance inférieure à 50 m de la plantation (Mottet et autres, 2010). Toutefois, l'application du principe de précaution inciterait plutôt à la prudence en présence d'un risque de naturalisation (Conventry, 2001). Une problématique de naturalisation avait déjà été constatée avec le pin sylvestre utilisé au début des programmes de plantation.

Sur le plan de la diversité génétique, l'impact des plantations dépend du type de matériel reproductif utilisé : de sa diversité, de la qualité et de la disponibilité de l'information génétique relative à ce matériel, ainsi que des risques d'échanges de gènes entre le matériel planté et la végétation naturelle environnante. Ces risques sont également liés à la superficie plantée de même qu'à la durée d'utilisation du matériel reproductif (Carnus et autres, 2006). Le principal défi réside dans l'anticipation, l'évaluation et la gestion des risques associés à la dispersion de matériel reproductif forestier ayant fait l'objet d'une sélection intense, notamment les hybrides, les clones ou les variétés améliorées (Carnus et autres, 2006). Les programmes de sélection génétique ont permis de développer des sous-familles et des variétés clonales qui peuvent présenter une adaptabilité plus limitée, ce qui pose des

risques écologiques accrus au cours d'une même révolution (Carnus et autres, 2006). Les préoccupations concernent surtout les plantations de clones, puisque l'utilisation d'un seul génotype (ou d'une quantité de génotypes restreinte) comporte davantage de risques en ce qui concerne l'adaptabilité à des conditions climatiques en cours de changement (Millar, Stephenson et Stephens, 2007). En revanche, la diversité génétique peut fournir l'occasion de trouver une réponse proactive aux changements climatiques (Millar, Stephenson et Stephens, 2007).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que les aspects relatifs à la résistance, à la résilience et à l'adaptabilité des plantations représentent un enjeu réel.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Dans les plantations du Bas-Saint-Laurent ayant entre dix et vingt ans et vingt ans et plus (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Belleau et autres, 2011), des inventaires ont permis de constater que la régénération naturelle y est présente de façon importante dans tous les types de végétation potentielle, ce qui serait un gage de résilience. Globalement, dans les plantations de vingt ans et plus, la densité totale des tiges, toutes espèces confondues, varie de 2 000 à 5 000 tiges/ha et les espèces établies naturellement contribuent en moyenne à 60 % de cette densité (Belleau et autres, 2011). Sur le plan de la diversité de l'étage arborescent, les composantes du peuplement d'origine sont présentes dans les plantations et affichent des distributions similaires, sauf pour l'épinette noire et le pin gris (Belleau et autres, 2011) dont la distribution dans les plantations équivaut à celle du sapin dans les peuplements naturellement régénérés.

Pour ce qui est des plantations d'espèces hybrides ou exotiques, la principale essence exotique plantée au Bas-Saint-Laurent est l'épinette de Norvège. Sur les neuf plantations d'épinette de Norvège de plus de vingt ans, cinq étaient dominées par cette espèce, avec une proportion variant entre 76 et 87 %, alors que cette proportion variait entre 9 et 24 % dans les quatre autres plantations (Belleau et autres, 2011). Le niveau d'altération de la diversité des espèces a été jugé élevé lorsque cette essence était dominante et modéré lorsqu'elle était présente, mais non dominante (Belleau et autres, 2011).

FICHE 7. ENJEU SYNTHÈSE DES ROUTES

Description de l'enjeu

Bien que les effets écologiques des routes forestières ne soient pas strictement associés aux plantations, la récurrence des interventions prévues dans les scénarios de plantation implique le maintien d'un accès aux secteurs reboisés, notamment lorsque la répétition des scénarios a été planifiée. Des appréhensions existent quant aux effets de l'étendue du réseau routier permanent sur :

- la fragmentation du territoire;
- la fréquentation du territoire;
- la création de corridors pour les prédateurs;
- la création de corridors pour les espèces envahissantes.

Les principaux effets écologiques des routes forestières sont la perte d'habitats causée par la construction de la route, l'altération du patron d'écoulement des eaux et des débits de pointe, l'érosion des sols et l'apport de sédiments dans les cours d'eau, l'altération des patrons de dispersion spatiale d'espèces et l'accès anthropique accru, incluant l'augmentation des perturbations d'origine humaine (Forman et Alexander, 1998). Des préoccupations existent aussi quant à l'effet des ponts et des ponceaux sur la qualité de l'eau (Trombulak et Frissell, 2000). Considérant ces enjeux, il convient d'examiner les effets de la répartition spatiale des plantations sur le développement et la permanence du réseau routier.

Fragmentation du territoire

Les routes suscitent des appréhensions relatives à la perte de forêts d'intérieur et à l'isolement des populations.

Dans le milieu forestier, les routes produisent des effets de bordure où l'augmentation de la lumière au sol favorise des espèces de début de succession et des espèces adaptées aux perturbations (Trombulak et Frissell, 2000). Cette altération de l'ambiance forestière provoque une perte de forêt d'intérieur, ce qui a un impact négatif sur les espèces dépendantes de ces conditions (Forman et Alexander, 1998). De plus, les routes font office de barrières ou de filtres pour le déplacement de certains animaux (insectes, amphibiens, oiseaux, petits et grands mammifères) en raison du bruit, des vibrations, de la perturbation visuelle, de la présence de polluants, de la circulation de prédateurs le long de la route, de leurs effets délétères sur la disponibilité de nourriture et sur d'autres caractéristiques de l'habitat (Forman et Alexander, 1998; James et Stuart-Smith, 2000; Eigenbrod, Hecnar et Fahrig, 2009; Leblond, Dussault et Ouellet, 2012; Whittington et autres, 2011). Il en résulte une diminution du nombre d'espèces et de la densité de reproducteurs en bordure des routes (Forman et Alexander, 1998). Le même effet sur la densité et le succès reproducteur de certaines espèces d'oiseaux associées aux forêts d'intérieur a aussi

été observé sur une distance allant jusqu'à 100 m de la bordure d'un chemin forestier (Haché et Villard, 2010; Poulin et Villard, 2011). La richesse en espèces et l'abondance relative des anoures (grenouilles, crapauds et rainettes) sont aussi perturbées par les routes, sur une distance pouvant dépasser 1 000 m pour certaines espèces (Eigenbrod, Hecnar et Fahrig, 2009).

L'effet de barrière, qui dépend principalement de la largeur de la route et de la densité du trafic, tend à créer des sous-populations plus ou moins isolées les unes des autres (Forman et Alexander, 1998). La zone d'impact des chemins varie selon la sensibilité des espèces. Elle peut s'étendre de 60 m, pour certaines espèces à petit domaine vital (Villard, Mazerolle et Haché, 2012), à plus de 1,25 km pour une espèce sensible et vulnérable à la prédation comme le caribou (Leblond et autres, 2011). Certains effets importants sur le comportement de la grande faune, notamment l'orignal, ont également été mis en évidence (Dussault, Laurian et Ouellet, 2012). Or, les petites populations varient davantage au fil du temps et présentent de plus fortes probabilités d'extinction (Forman et Alexander, 1998). Les routes peuvent fragmenter les populations en provoquant, d'une part, la mort d'un certain nombre d'individus et, d'autre part, un changement de comportement pour les éviter (Trombulak et Frissell, 2000).

Accès au territoire

Une fois construites, les routes sont définitivement accessibles à la population. En ouvrant l'accès à de nouveaux territoires, les routes favorisent une intensification de l'utilisation du territoire par l'homme, notamment avec les activités de chasse, de pêche et de récréation, et accroissent les possibilités de changement d'utilisation des terres et de l'eau (Trombulak et Frissell, 2000). La multiplication des accès au territoire peut complexifier la surveillance et la protection de la faune dans les territoires fauniques structurés (Bourgeois, Kneeshaw et Boisseau, 2005).

- Les secteurs non accessibles par la route sont parfois une importante source de revenu pour les pourvoiries où l'on ne peut se rendre que par hydravion (Boursier et autres, 2004, dans Bourgeois, Kneeshaw et Boisseau, 2005).
- La multiplication des accès à un territoire peut entraîner une augmentation du braconnage.
- Les gestionnaires n'ont pas toujours les moyens d'entretenir un chemin une fois que l'exploitation forestière est terminée. Aussi, l'utilisation du chemin pour poursuivre l'exploitation d'une plantation pourrait en garantir l'entretien.

Création de corridors pour les prédateurs

Les routes supportant un faible trafic peuvent être utilisées comme corridor de déplacement par les prédateurs, particulièrement pendant la nuit (Forman et Alexander, 1998). La présence de prédateurs le long des axes routiers peut représenter une cause supplémentaire d'évitement des routes par les espèces proies (Forman et

Alexander, 1998). Une densité du réseau routier d'environ 0,6 km/km² semble correspondre au seuil maximal pour qu'un paysage naturel puisse supporter des populations de grands prédateurs comme le loup (Forman et Alexander, 1998).

Les caribous qui circulent aux abords des corridors linéaires, incluant les routes, courent davantage de risques d'être tués par les loups ou par l'homme (James et Stuart-Smith, 2000). En règle générale, les loups vont dans des secteurs qui présentent une densité élevée de structures linéaires (incluant les routes) lorsque la probabilité de rencontre avec l'homme est faible (Lesmerises, Dussault et St-Laurent, 2012). Par contre, ils évitent les secteurs où l'activité humaine est importante. Le dérangement anthropique associé aux routes a une influence notable sur le comportement animal, même pour une espèce comme le loup, pourtant considérée comme tolérante aux perturbations humaines (Lesmerises, Dussault et St-Laurent, 2012).

Création de corridors pour les espèces envahissantes

Les routes favorisent la dispersion des espèces exotiques au moyen de trois mécanismes : en rendant l'habitat disponible à la faveur de l'altération de ses conditions, en créant des conditions favorables à l'envahissement, grâce au stress ou à la disparition des espèces indigènes, et en facilitant la dispersion sur d'importantes distances à l'aide de vecteurs humains ou animaux (Trombulak et Frissell, 2000). La lumière et l'entretien régulier des abords des routes favorisent les espèces tolérantes aux perturbations et les espèces exotiques (Forman et Alexander, 1998; Christen et Matlack, 2009). L'altération de la structure du couvert forestier provoquée par la construction de routes peut faciliter l'envahissement par des espèces de sous-bois exotiques qui perturbent les communautés animales (Trombulak et Frissell, 2000). Les routes représentent des corridors de dispersion pour plusieurs plantes exotiques envahissantes, telle que le Phragmite (*Phragmites australis*), un des exemples les plus spectaculaires du rôle des corridors de transport dans l'invasion par une espèce exotique (Jodoin et autres, 2008; Brisson, de Blois et Lavoie, 2010). La propagation de maladies ou d'insectes exotiques est également facilitée par la densité du réseau routier et le volume de trafic (Trombulak et Frissell, 2000), ce qui peut susciter des inquiétudes pour les plantations qui sont généralement plus vulnérables aux facteurs biotiques et abiotiques en raison de leur caractère souvent monospécifique (voir la fiche 6, « Résistance, résilience et adaptabilité »). En améliorant l'accès au réseau hydrographique, les routes peuvent aussi favoriser l'introduction anthropique d'espèces exotiques (poissons, mollusques, plantes, etc.) dans les cours d'eau (Trombulak et Frissell, 2000).

Cependant, les espèces envahissantes ne sont pas nécessairement exotiques. Le peuplier faux-tremble représente un exemple d'espèce indigène en expansion, à la faveur de la perturbation des sols en bordure des routes (Fortin, 2008).

Ponts et ponceaux et qualité de l'eau

La construction des routes, des ponts et des ponceaux provoque un apport de sédiments dans les cours d'eau qui peut entraîner la mort d'organismes et altérer la productivité de l'écosystème aquatique (Trombulak et Frissell, 2000). De plus, les ouvrages aménagés pour traverser les cours d'eau, qui forment souvent des obstacles infranchissables pour les poissons et les autres animaux aquatiques, sont susceptibles de bouleverser les migrations et de limiter la distribution et la productivité des populations touchées (Trombulak et Frissell, 2000). Dans la forêt, l'effet combiné de la récolte de bois et des routes peut provoquer l'augmentation des débits de pointe et, en conséquence, l'érosion des lits et des berges des cours d'eau, et des risques d'inondation des basses terres (Forman et Alexander, 1998).

Les routes non pavées sont à l'origine d'apport de sédiments fins dans les cours d'eau et les milieux humides, ce qui augmente la turbidité de l'eau et peut réduire la productivité (en colmatant les frayères), la survie et la croissance des poissons, avec des incidences négatives sur la pêche (Trombulak et Frissell, 2000).

Les routes représentent un vecteur important de nutriments et autres matériels vers les écosystèmes aquatiques, en raison de la réorientation des eaux de ruissellement vers le réseau hydrographique (Trombulak et Frissell, 2000). De plus, le trafic routier et l'entretien des routes contribuent à la contamination des sols et de l'eau par les métaux lourds (provenant des additifs dans l'essence et des sels de déglacage), les sels, les molécules organiques, l'ozone et les nutriments (Trombulak et Frissell, 2000).

Les plantations au regard du développement et de la permanence du réseau routier

Les plantations peuvent avoir un effet sur le développement du réseau routier lorsqu'elles sont aménagées dans des zones non accessibles par des chemins permanents. Elles ont aussi un effet sur la durabilité du réseau qui doit être assurée pour permettre la réalisation du scénario sylvicole, et elles en impliquent la permanence lorsqu'on prévoit répéter le scénario de plantation dans les mêmes stations.

La nécessité de maintenir un accès routier lors de l'aménagement de plantations produirait, à court terme, des effets antagonistes chez l'original qui peut profiter des conditions favorables créées par les jeunes plantations, mais qui subit également les effets défavorables des routes (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012). Toutefois, ces derniers pourraient éventuellement devenir prépondérants, puisque le couvert forestier des plantations se refermera tôt ou tard, tandis que certaines routes seront permanentes (Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012).

Enfin, l'effet de la distribution spatiale des plantations sur le réseau routier dépend du niveau de développement actuel du réseau routier et de sa fréquentation qui peut lui conférer un caractère permanent sans égard à la présence de plantations. Dans les

territoires dotés d'un réseau routier développé, le fait d'agglomérer ou de disperser les plantations pourrait ne pas avoir d'impact sur l'expansion du réseau routier. Des simulations ont par ailleurs montré une diminution des routes et de la fragmentation totale dans un paysage soumis à un aménagement de type TRIADE incluant des superficies en plantation (Tittler, Messier et Fall, 2012).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'effet des plantations au regard des enjeux écologiques associés aux routes représente un enjeu réel pour ce qui est de la permanence des routes.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Dans le Bas-Saint-Laurent, le réseau de chemins forestiers de la forêt publique dépasse 20 000 km. Dans plusieurs sous-bassins versants, la densité de routes est supérieure à 3 km/km² (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2007). L'effet de bordure associé à une telle densité de chemins forestiers réduit non seulement la proportion de forêts d'intérieur, mais également la taille des îlots de forêts d'intérieur. Outre la fragmentation, la densité élevée de chemins forestiers amène une multiplication des ponts et des ponceaux, ce qui peut avoir un impact négatif sur la qualité de l'eau et des habitats aquatiques (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2007).

FICHE 8. ENJEU SYNTHÈSE DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DE L'HABITAT AQUATIQUE

Description de l'enjeu

Des appréhensions existent sur la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique (érosion, cycles d'éléments nutritifs) quant aux effets des pratiques sylvicoles associées à la plantation.

La contribution la plus significative des forêts naturelles aux caractéristiques hydrologiques des bassins versants réside dans le maintien de la qualité de l'eau en raison du faible apport de sédiments dans les plans d'eau et de la capture ou de la filtration des polluants présents dans l'eau (Calder et autres, 2007). Les plantations suscitent des appréhensions à cet égard (Sedjo, 1999). La sylviculture des plantations peut en effet être à l'origine d'une altération de la qualité de l'eau, notamment par ses pratiques qui exposent le sol minéral lors de la préparation de terrain et causent souvent une diminution de la capacité d'infiltration (Hayes et autres, 2005; Löf et autres, 2012). Bien qu'elle ne soit pas exclusivement liée aux plantations, la circulation de l'eau le long des routes et des sentiers de débardage peut aussi accélérer l'érosion (voir la fiche 7, « Routes »). L'érosion risque de diminuer la productivité de la station et de réduire la qualité de l'eau par l'apport de sédiments, ce qui peut potentiellement entraîner l'augmentation de la température de l'eau et du niveau d'éléments nutritifs dissous (particulièrement le nitrate, à la suite d'une fertilisation) (Hayes et autres, 2005). De plus, en se déposant dans les cuvettes et sur les fonds graveleux, les sédiments fins altèrent l'habitat et les sites de fraie du poisson (Forman et Alexander, 1998).

En règle générale, plus les traitements infligés à l'environnement physique sont sévères, plus les risques d'érosion et de sédimentation augmentent. La préparation de terrain est particulièrement propice à causer de l'érosion si son intensité n'est pas adaptée aux caractéristiques des stations (Alcázar, Rothwell et Woodward, 2002). Ces risques sont accrus lorsque les traitements sont appliqués sur des terrains en pente et que la texture du sol est fine (ex. : limons) (Swift et Bell, 2011). Plus l'utilisation de la machinerie, pour la récolte et la préparation de terrain, est importante à proximité des cours d'eau ou des zones riveraines, plus les risques de sédimentation, de contamination ou d'augmentation de la température de l'eau sont importants (Ahtiainen, 1992; Swift et Bell, 2011). Les risques d'érosion sont aussi amplifiés lorsque les plantations n'ont pas de sous-bois ou de couverture au sol (Carnus et autres, 2006).

L'utilisation d'engrais et de pesticides représenterait également un facteur associé à l'aménagement intensif, susceptible d'altérer la qualité de l'eau (Hayes et autres, 2005) (voir la fiche 10, « Répétition du scénario de plantation », pour plus de détails sur les effets potentiels de la fertilisation).

Par ailleurs, la littérature internationale rapporte un effet potentiellement négatif des plantations sur le régime hydrologique (van Dijk et Keenan, 2007). Soulignons cependant que cet effet négatif sur la quantité d'eau dans le réseau hydrographique a été observé dans des régions arides où des plantations ont été aménagées sur des terrains qui n'étaient pas forestiers, ce qui ne correspond pas au contexte québécois, tant sur le plan du climat que sur celui de l'écosystème d'origine.

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'effet des plantations sur la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique représente un enjeu réel.

FICHE 9. ENJEU SYNTHÈSE DE LA FERTILITÉ, DE LA PRODUCTIVITÉ ET DE LA RENTABILITÉ

Description de l'enjeu

L'atteinte des objectifs de production ligneuse associés aux plantations nécessite l'utilisation de plants de qualité, leur mise en terre sur un microsite approprié souvent issu d'une préparation de terrain adéquate, la gestion de la végétation concurrente, de bons scénarios d'éclaircies et, dans certains cas, le recours à la fertilisation. Or, la modulation de traitements sylvicoles reconnus pour leurs effets bénéfiques sur la croissance des plantations dans le but d'atteindre des objectifs de biodiversité pourrait diminuer les rendements des superficies reboisées. Ces considérations devraient être intégrées à une réflexion entourant la rentabilité des plantations. Par ailleurs, la sylviculture intensive des plantations suscite des appréhensions quant au maintien des cycles biogéochimiques et de la capacité productive des sols. Ces problèmes pourraient être accentués par la répétition du scénario de plantation intensive sur un même site (voir la fiche 10, « Répétition du scénario de plantation »). Les aspects relatifs à la capacité productive des sols soulèvent des questions quant au maintien à long terme de la capacité des plantations à fournir la production attendue, de même que des considérations environnementales, notamment la qualité de l'eau, qui sont traitées dans les enjeux correspondants.

Capacité à fournir la production attendue

Les scénarios sylvicoles qui permettent d'optimiser la croissance des arbres plantés sont généralement bien connus. Ils comprennent l'utilisation d'un matériel génétique amélioré, dont la provenance est adaptée aux conditions climatiques régionales (Beaulieu et autres, 2009). Le type de plants et l'espèce doivent être adaptés aux conditions écologiques des stations, notamment à l'abondance et à la nature de la végétation concurrente (Thiffault et Roy, 2011). Les étapes de manutention et de mise en terre doivent être optimales, puisqu'elles peuvent avoir un impact direct sur la survie et la croissance des plants (ex. : McKay, 1996). La création de microsites qui fournissent des niveaux adéquats de ressources pendant l'établissement des plants nécessite le plus souvent une préparation de terrain pour intervenir sur les tiges résiduelles, les débris de coupe, la végétation concurrente, l'humus et les horizons minéraux du sol (Prévost et Thiffault, 2013). La préparation de terrain a aussi pour objectif de faciliter et d'optimiser les travaux ultérieurs, notamment la mise en terre et l'entretien des plants. Un objectif de production qui cible une essence particulière (généralement celle qui est plantée) implique de limiter la concurrence pour les ressources environnementales afin que celles-ci soient disponibles pour l'essence désirée (Radosevich et Osteryong, 1987). Ainsi, la diminution de la concurrence interspécifique par le dégagement ou le nettoyage augmente la survie et la croissance en diamètre, en hauteur et en volume (tant des arbres individuels que du peuplement), de même que la vigueur et la capacité des arbres plantés à résister aux insectes et aux maladies (Wagner et Robinson, 2006; Fu, Bell et Chen, 2007; Munson,

Margolis et Brand, 1993; Balandier et autres, 2006). Par ailleurs, la gestion de la densité des tiges plantées, tant au moment de la mise en terre que des éclaircies, augmente l'uniformité des produits et répartit la croissance sur un nombre limité de tiges sélectionnées (Prégent, 1998).

La modulation des scénarios sylvicoles pour tenir compte d'enjeux de biodiversité a le potentiel d'influencer la productivité des plantations. Par exemple, la diminution de l'intensité de la préparation de terrain peut avoir des effets significatifs sur la croissance des arbres plantés. En effet, la croissance de certaines essences (ex. : Bilodeau-Gauthier et autres, 2011) ou le contrôle de certaines espèces de compétition (ex. : Thiffault et autres, 2012) est fonction de l'intensité de la perturbation du sol. Dans ces situations, un scarifiage inadéquat qui ne bouleverse pas suffisamment la matière organique ou qui n'expose pas le sol minéral sur une surface appropriée entraîne des pertes importantes de rendement. Comme autre exemple de modulation, citons le maintien d'espèces secondaires dans les plantations, afin d'en augmenter la diversité ou d'en complexifier la structure. En l'absence de gestion adéquate de la végétation, les espèces mises en terre présentent une faible croissance et pourront être dominées par les espèces compagnes (Pitt, Wagner et Towill, 2004; Wagner et autres, 2006). L'efficacité du contrôle de la végétation concurrente dépend de l'autoécologie des espèces concurrentes, ainsi que du type et de la période du traitement (Jobidon et Charette, 1997; Wiensczyk et autres, 2011). Dans les stations à forte compétition, tout retard dans l'application des traitements se traduit par une perte de croissance des arbres plantés (Thiffault et autres, 2012). Par ailleurs, la réduction de la compétition par les espèces feuillues après un premier dégagement n'est que de courte durée, alors que la plupart des espèces drageonnent rapidement après l'intervention. Le maintien de la dominance des arbres plantés requiert donc dans certains cas des opérations de dégagement systématiques qui doivent parfois être répétées (Cyr et Thiffault, 2009). Le maintien d'individus feuillus ou l'abandon d'un traitement se fait au détriment de la croissance des arbres plantés (Jobidon, 2000).

Le recours aux plantations permet généralement d'augmenter la production ligneuse par unité de surface, comparativement à celle de la forêt naturellement régénérée. L'augmentation est issue d'une meilleure occupation de l'espace par les espèces désirées, de l'utilisation de matériel issu de programmes d'amélioration génétique et de la sylviculture intensive pratiquée sur les superficies reboisées. La production des résineux peut ainsi être multipliée par deux, voire triplée dans une plantation par rapport à celle obtenue dans des peuplements naturels non aménagés (Paquette et Messier, 2010). Cependant, la question de l'écart entre la production prévue dans les plantations et leur production réelle se pose, en particulier dans un contexte où les peuplements sont soumis à des facteurs biotiques (maladies, insectes) ou abiotiques (verglas, chablis, gel tardif) qui en affectent le rendement, ou à des scénarios sylvicoles qui ne sont pas appliqués de manière rigoureuse en raison de contraintes économiques, opérationnelles ou autre. Nombreux sont les exemples de superficies

reboisées pour lesquelles le suivi de la compétition n'a pas été fait judicieusement et où les traitements d'entretien ont été appliqués avec du retard. Il importe de quantifier l'ampleur des écarts entre la productivité des scénarios modélisés et celle réellement obtenue. En effet, les calculs de possibilité demeurent réalistes dans la mesure où un entretien approprié est fait. Les tables de rendement utilisées pour les calculs sont construites à partir de données provenant de plantations où les arbres plantés occupent l'étage dominant ou codominant (Prégent, Picher et Auger, 2010).

Cycles biogéochimiques et capacité productive des sols

Certains traitements associés à la sylviculture intensive de plantations pour obtenir une production ligneuse ont le potentiel de changer les cycles biogéochimiques et la capacité productive des sols. Par exemple, la préparation de terrain, dont l'objectif premier est de créer un environnement favorable à l'établissement et à la croissance de la régénération, peut parfois comporter des effets négatifs, dépendamment de la station et de la façon dont elle est exécutée. La mise en andains des déchets de coupe, qui sont alors concentrés en bandes de quelques mètres de largeur, limite la disponibilité des éléments nutritifs issus de leur décomposition au centre des bandes reboisées (Ranger, Gelhaye et Turpault, 2002). En plus de soustraire une superficie pour le reboisement, cette pratique pourrait avoir des effets négatifs à long terme sur la fertilité des stations sensibles (Gagné et Paquette, 2008). Par ailleurs, le scalpage (retrait à l'aide d'un buteur) de la matière organique peut avoir un effet négatif sur les arbres en régénération (ex. : Gastaldello, Ruel et Paré, 2007). Pour sa part, la stimulation de la minéralisation associée à la hausse de la température, au mélange de la matière organique au sol minéral et à l'amélioration des conditions d'aération et d'humidité, peut être suivie d'un lessivage des nitrates (Vitousek et Melillo, 1979), un phénomène susceptible d'être amplifié par l'absence de végétation (Likens et autres, 1970). Cependant, la préparation mécanique du sol a généralement un effet positif sur sa fertilité et sur la nutrition des arbres plantés (ex. : Thiffault et Jobidon, 2006; Boateng et autres, 2011), ce qui entraîne une productivité accrue (Thiffault et autres, 2004; Thiffault, Picher et Auger, 2012). En général, la préparation de terrain améliore les conditions de croissance des plants, au moins pour la révolution en cours.

Rentabilité

Compte tenu des investissements importants qui sont nécessaires pour établir et entretenir les plantations, il convient de s'assurer de leur rentabilité économique. L'analyse requise pour l'élaboration des plans d'aménagement doit intégrer les questions relatives à la possibilité forestière, à la faisabilité opérationnelle ainsi qu'à la rentabilité économique. Cette analyse devrait se pencher sur les plantations afin d'en évaluer la pertinence, en tenant compte de l'ensemble des coûts (incluant les sommes investies dans la production de plants) et en considérant la quantité et la qualité des produits, notamment en comparaison avec un scénario de régénération naturelle.

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que la fertilité et la productivité des plantations représentent un enjeu réel.

Exemple du Bas-Saint-Laurent

Au Bas-Saint-Laurent, où la végétation concurrente est agressive malgré les efforts importants consentis dans le suivi et l'entretien des plantations, plusieurs sources démontrent que la composition de celles-ci est très variable. Une certaine proportion contient un faible pourcentage d'espèces plantées; il s'agit de plantations dont les peuplements se sont régénérés naturellement. D'autres sont devenues des peuplements mixtes en raison de l'abondance de la régénération feuillue. Même dans les plantations considérées comme réussies à dominance résineuse, le nombre d'espèces régénérées naturellement est élevé. Les densités moyennes de la majorité des plantations sont en deçà de ce qui était anticipé. Pour toutes ces raisons, la majorité des plantations du Bas-Saint-Laurent n'atteindront pas les rendements attendus (Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Belleau et autres, 2011; Ministère des Ressources naturelles, données non publiées).

FICHE 10. ENJEU SYNTHÈSE DE LA RÉPÉTITION DU SCÉNARIO DE PLANTATION

Description de l'enjeu

La création de zones destinées à une production ligneuse intensive soulève également des interrogations sur la répétition éventuelle de scénarios d'aménagement intensifs sur un même site (Fox, 2000).

Ainsi, une problématique d'établissement de la régénération désirée par voie naturelle au terme d'une plantation sur courte révolution pourrait conduire à la répétition du scénario de plantation. Or, la répétition d'un scénario d'aménagement intensif sur un même site pendant plusieurs révolutions successives fait craindre l'impact cumulatif des effets éventuels, notamment au regard du :

- déclin potentiel de productivité résultant de révolutions successives de forêts sous aménagement intensif;
- risque de perte accrue d'attributs de la forêt naturelle avec ses incidences sur la résilience.

En règle générale, chaque application d'un scénario sylvicole donné sur la même superficie réduit progressivement la variabilité naturelle des processus dans l'écosystème et produit une standardisation (réduction de la variabilité dans le temps et dans l'espace), ce qui en érode la résilience (Drever et autres, 2006) (voir la fiche 6, « Résistance, résilience et adaptabilité »).

Déclin de productivité

Les inquiétudes sur le déclin potentiel de la productivité, résultant de révolutions successives de forêts sous aménagement intensif, sont alimentées par les effets négatifs sur les propriétés du sol pouvant être observés à la suite de la réalisation du scénario de plantation (Fox, 2000; Hayes et autres, 2005; Laudon et autres, 2011; Blanco, 2012).

Certaines pratiques comportent en effet des risques d'incidences négatives sur la capacité de production des sols, susceptibles de se faire sentir pendant une très longue période, particulièrement lorsqu'il s'agit de pratiques qui impliquent l'exportation de la matière organique, telles que la récolte de biomasse (Liao et autres, 2012; Blanco et autres, 2012), la récolte par arbres entiers (Powers et autres, 2005; Blanco, 2012), ou encore une préparation de terrain où la matière organique a été retirée (Powers et autres, 2005; Filiatrault, 2005). De plus, les effets potentiellement négatifs augmentent avec la réduction de la révolution (Blanco et autres, 2012), un aménagement intensif sur de courtes ou de très courtes révolutions étant susceptible d'engendrer une réduction de la productivité de la station pouvant perturber la croissance des arbres pendant une très longue période (plusieurs centaines d'années, Blanco, 2012). Par contre, une révolution plus longue, permettant la production de

sciages, serait apte à assurer un retour rapide des indicateurs écologiques de productivité (matière organique dans le sol, biomasse totale du sous-bois, carbone fixé et azote disponible) à des niveaux équivalents à ceux des forêts non aménagées (Blanco, 2012).

Les quelques études comportant un suivi de la production sur plusieurs révolutions ont fourni des résultats variables en fonction, notamment, des caractéristiques du sol, du mode de récolte et de l'historique des interventions (Fox, 2000). Par exemple, les sols ayant une texture fine sont sensibles à l'érosion (Swift et Bell, 2011), à la compaction (Fox, 2000; Powers et autres, 2005) et à l'orniérage (Fox, 2000), et ceux dont la texture est grossière peuvent être sensibles à la perte de matière organique et d'éléments nutritifs (Fox, 2000). Par ailleurs, les relations entre les propriétés du sol et la productivité, exprimées en termes de volume, de biomasse ou d'indice de qualité de station, ne sont pas toujours directes puisqu'une foule de facteurs biotiques et abiotiques peuvent intervenir (Eisenbies et autres, 2005; Powers et autres, 2005). Les comparaisons sur des révolutions successives présentent des défis particuliers, alors que les résultats peuvent être influencés par les changements climatiques, les pratiques sylvicoles en évolution, ou l'utilisation de matériel génétique amélioré (Eisenbies et autres, 2005), qui représentent autant de facteurs susceptibles de compenser, dans une certaine mesure, d'éventuels déclin de fertilité. De plus, les perturbations au niveau du sol (compaction, orniérage et retournement du sol) ne sont pas uniformes, mais constituent plutôt une mosaïque comprenant également du sol moins perturbé, ce qui expliquerait que les liens entre la dégradation des propriétés du sol et la productivité ne soient pas toujours évidents (Eisenbies et autres, 2005). La présence de végétation concurrente peut aussi influencer la productivité à la baisse (Powers et autres, 2005).

Certains déficits en éléments nutritifs pourraient être comblés par la fertilisation (Fox, 2000; Laudon et autres, 2011). Toutefois, la réduction progressive de la matière organique contenue dans le sol, combinée à la diminution de la capacité d'échange cationique, est susceptible de limiter la quantité d'engrais pouvant être maintenue dans le sol, et ainsi réduire l'efficacité de la fertilisation en augmentant les pertes par lessivage vers le réseau hydrographique (Laudon et autres, 2011; Blanco, 2012). De plus, le lessivage de sols comportant des niveaux élevés de NO_3 s'accompagne de celui des cations basiques, ce qui, en plus d'affecter la fertilité, peut provoquer l'acidification des sols et éventuellement des cours d'eau (Laudon et autres, 2011). L'apport d'azote pourrait aussi affecter les mycorhizes (Laudon et autres, 2011). Des fertilisations répétées (N et P) en forêt peuvent avoir les effets suivants sur l'eau : augmentation de la production d'invertébrés secondaires, altération du recyclage des déchets et perturbation du cycle du carbone, et changements à long terme dans la composition des communautés de macroinvertébrés (Laudon et autres, 2011).

Pertes d'attributs de la forêt naturelle

De façon générale, la répétition du scénario de plantation risque d'amplifier la problématique associée à plusieurs des enjeux résultant de la présence de plantations. On peut penser notamment aux enjeux sur la présence d'attributs qui nécessitent de longs délais de formation (structure interne complexe, présence de gros débris ligneux) et à ceux qui impliquent la présence de propagules pour la restauration de conditions s'approchant de celles de la forêt naturelle telles que la présence de régénération naturelle pour assurer la résilience des forêts et de la végétation de sous-bois.

Les plantations étant généralement jeunes au Québec, la question de la répétition du scénario ne s'est pas encore posée. Par ailleurs, il existe peu d'exemples de zonages en territoire forestier qui comportent la délimitation de zones de production ligneuse intensive. Leur mise sur pied relativement récente fait en sorte que leurs effets réels ne sont pas encore documentés. Par contre, en Scandinavie, l'application pendant plusieurs décennies d'un régime d'aménagement intensif, basé sur la création de peuplements équiennes monospécifiques faisant l'objet de coupes à blanc sur de courtes révolutions, a mis en évidence ses effets négatifs à long terme, notamment le déclin des populations de centaines d'espèces (voir les travaux de Berg, lequel rapportait 1 487 espèces sur la liste rouge en Suède en 1994). Ces principaux effets négatifs sont la raréfaction des vieilles forêts possédant les principaux attributs de la forêt naturelle et la diminution de la disponibilité d'attributs caractéristiques de cet habitat tels que les vieux arbres, les chicots et les débris ligneux (Berg et autres, 1994).

Nature de l'enjeu

Le groupe juge que l'écart entre les plantations répétées et la forêt naturelle représente un enjeu appréhendé, puisqu'il n'y a pas encore de territoire ayant fait l'objet de plantations successives au Québec.

ANNEXE B

Description des enjeux synthèses et des solutions recensées dans la littérature scientifique

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|------------------------|--|------------|--------------------------|-----------------|--|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <p>ENJEU SYNTHÈSE : STRUCTURE DU PAYSAGE</p> <p>ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : AMPLEUR, EMBLEMMENT ET DISTRIBUTION SPATIALE</p> <ul style="list-style-type: none"> • Effets cumulatifs, à l'échelle du paysage, des pratiques sylvicoles dans les plantations, notamment au regard de : <ul style="list-style-type: none"> - la diminution de la diversité d'espèces végétales; - la simplification des structures; - la faible quantité de bois mort; - la fréquence des perturbations anthropiques et naturelles de forte intensité; - la qualité des habitats fauniques (incluant les forêts d'intérieur et les habitats associés à diverses espèces d'intérêt); - la connectivité de la forêt d'origine naturelle; - la proportion de forêts d'intérieur d'origine naturelle. • Effets de la répartition spatiale des plantations sur divers éléments du paysage (ex. : protection des bassins versants). • Effets sur la biodiversité de la concentration des plantations dans les meilleures stations. | | <ul style="list-style-type: none"> • Faire une analyse locale et régionale lors de la planification forestière pour déterminer l'emplacement et l'agencement spatial des plantations sur le territoire, considérant : <ul style="list-style-type: none"> - la vocation du territoire; - la productivité des sites; - l'historique des interventions; - les infrastructures en place; - la main-d'œuvre disponible; - la rentabilité financière et économique; - l'acceptabilité sociale; - la naturalité de la matrice forestière; - la fragmentation et la perte potentielle de connectivité dans la matrice forestière naturelle. • Compenser la création de plantations par la conservation et l'aménagement de type extensif à l'aide d'un zonage fonctionnel (ex. : TRIADE) dans une optique d'aménagement durable des forêts. • Préserver des communautés végétales naturelles non seulement le long des cours d'eau, mais également dans les zones plus humides et dans les milieux plus sensibles à l'aménagement intensif. • Créer une structure du paysage en s'inspirant de la structure spatiale du paysage naturel, de façon à former des habitats permettant la survie des espèces aussi bien généralistes que spécialistes. • Éviter d'utiliser systématiquement les meilleurs sites pour les plantations. • Favoriser la rétention de forêts résiduelles dans un paysage dominé par les plantations. • Assurer la connectivité entre les peuplements d'origine naturelle. • Fixer la proportion maximale du territoire forestier productif qui supporte des peuplements jugés <i>altérés</i> ou <i>artificiels</i> à 10 % et jugés <i>artificiels</i> à 5 %, selon leur degré de naturalité. | | | | <p>Paquette et Messier, 2013; Tittler Messier et Fall, 2012; Ranius et Roberge, 2011; Côté et autres, 2010; Hartmann Fleige et Horn, 2010; Rompré et autres, 2010; Swift et Bell, 2011; Paquette et Messier, 2010; Messier et autres, 2009; Park et Wilson, 2007; Carnus et autres, 2006; Lamb, Erskine et Parrotta, 2005; Hayes et autres, 2005; Messier, Bigué et Bernier, 2003; Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003; Hartley, 2002; Jactel et autres, 2002; Sedjo, 1999; Cappuccino et autres, 1998; Diaz et autres, 1998; Christian, 1997; Sedjo et Botkin, 1997.</p> |

1. DEG-NET-EPT : dégageant, nettoyage et éclaircie précommerciale

2. EC : éclaircie commerciale

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|---|---|---|--|--|------------|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <p>ENJEU SYNTHÈSE : ACCEPTABILITÉ SOCIALE (QUALITÉ VISUELLE DES PAYSAGES)</p> <p>ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : INTÉGRATION DANS LE PAYSAGE ET QUALITÉ VISUELLE DES PLANTATIONS</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Perception d'artificialisation associée aux plantations, tant à l'échelle du peuplement que du paysage, en raison de : <ul style="list-style-type: none"> - leur caractère monospécifique; - l'équidistance entre les arbres; - l'utilisation d'espèces exotiques; - la forme géométrique des superficies plantées; - l'agglomération des plantations sur le terrain qui rend la structure du paysage homogène. | <ul style="list-style-type: none"> ● Faire une préparation de terrain qui minimise l'impact négatif sur la qualité visuelle. Éviter la préparation par mise en andains ou déblaielement. ● Faire une préparation de terrain appropriée (à la herse ou au broyeur) tout de suite après la récolte dans le cas d'une plantation de peupliers hybrides afin de limiter le drageonnement. | <ul style="list-style-type: none"> ● Moduler les éclaircies commerciales dans certaines plantations. | <ul style="list-style-type: none"> ● Décaler les interventions afin de ne pas récolter la totalité des arbres de la plantation en une seule opération. | <p>Fortier et autres, 2012; Wyatt et autres, 2011; Paquette et Messier, 2010; Gagné et Paquette, 2008; Carnus et autres, 2006; Lamb, 1998.</p> <p>Espèces exotiques : Gagné, 2010b; Isabel et autres, 2009; Heaton, 2005; Vanden Broeck et autres, 2005; Messier, Bigué et Bernier, 2003; Coventry, 2001; Sedjo, 1999; Christian, 1997.</p> | <p>Franklin, Mitchell et Paik, 2007; Gagné, 2010a.</p> | |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|--|--|--|---|---|--|------------|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <p>ENJEU SYNTHÈSE : ACCEPTABILITÉ SOCIALE (VALEURS FAUNISTIQUES)</p> <p>ENJEUX PRIORITAIRES REGROUPÉS</p> <p>IMPACT DES PLANTATIONS SUR LA PRODUCTIVITÉ DES ESPÈCES FAUNISTIQUES D'INTÉRÊT SOCIOÉCONOMIQUE</p> <p>MAINTIEN DE LA QUALITÉ DE L'EXPERIENCE DES UTILISATEURS</p> <p>HARMONISATION DES UTILISATIONS DU TERRITOIRE</p> <ul style="list-style-type: none"> • Favoriser une connectivité de la forêt naturelle favorable à la faune. • Procéder à une analyse du paysage qui inclut la vocation des territoires faunistiques et la conservation de la biodiversité lors de l'implantation de plantations. • Recueillir et intégrer au processus les préoccupations des groupes d'utilisateurs faunistiques à l'égard des plantations. • S'assurer que les gestionnaires de territoires faunistiques structurés soient parties prenantes dans la prise de décision sur l'ampleur, l'emplacement et l'agencement spatial des plantations dans leurs territoires. | <ul style="list-style-type: none"> • Effets d'importantes plantations résineuses à l'échelle du paysage sur : <ul style="list-style-type: none"> - la qualité des habitats faunistiques et la production faunique; - la qualité de l'expérience des chasseurs; - les activités de chasse • présence de peuplements de composition et de stade de développement particuliers (ex. : peuplements de début de succession pour l'original; peuplements hétérogènes fermés pour la martre). | <ul style="list-style-type: none"> • Appliquer des mesures de mitigation lors de l'éclaircie pré-commerciale (ex. : maintien d'arbres fruitiers et de la strate arbustive basse) ou moduler le traitement (ex. : éclaircie précommerciale à densité variable) afin de maintenir ou de générer des caractéristiques d'habitat intéressantes pour la faune. | <ul style="list-style-type: none"> • Moduler l'éclaircie commerciale de manière à améliorer l'habitat et la qualité de l'expérience des chasseurs (ex. : éclaircie commerciale à densité variable, décaler la réalisation des éclaircies commerciales tout en considérant l'impact sur la productivité). | <ul style="list-style-type: none"> • Décaler les interventions afin de ne pas récolter la totalité des arbres de la plantation en une seule opération. | <p>Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012; Paquette et Messier, 2010; Hayes et autres, 2005.</p> <p>Habitat faunique :</p> <p>Leclerc, Lamoureux et St-Laurent, 2012; Boan et autres, 2011; Vehviläinen et Koricheva, 2006; Sullivan et autres, 2007; Laurion, 2007; McLaren et autres, 2000; Gauthier et Guillemette, 1991.</p> <p>Franklin, Mitchell et Paik, 2007; Barrette, Bélanger et De Grandpré, à paraître; Bujold, 2004; Parizeau, 2011; Homyak, Harrison et Krohn, 2007; Bélanger, 2001; Blanchette et autres, 2003; Bois, 2009; Breton, 2000; Garcia-Cournoyer, 2010; Sansregret et autres, 2000; Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier, 2002; Bujold, 2004; Prigent, 1998.</p> | |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|---|---|---|---|--|--|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| ENJEU SYNTHÈSE : MAINTIEN DES VALEURS DES COMMUNAUTÉS AUTOCHTONES | | | | | | |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : MAINTIEN DES VALEURS DES COMMUNAUTÉS AUTOCHTONES | | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Effets des plantations sur les activités des communautés autochtones. | <ul style="list-style-type: none"> • Recueillir et intégrer au processus les préoccupations des communautés autochtones à l'égard des plantations. | | | | | |
| ENJEU SYNTHÈSE : ENJEUX ÉCOLOGIQUES ASSOCIÉS AUX ROUTES | | | | | | |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : PERMANENCE, FRÉQUENTATION ET ENTRETIEN DU RÉSEAU ROUTIER | | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Effets du réseau routier sur : <ul style="list-style-type: none"> - la fragmentation du territoire; - la fréquentation du territoire; - la création de corridors pour les prédateurs, incluant l'humain; - la création de corridors pour les espèces envahissantes. • Effets des ponts et des ponceaux sur la qualité de l'eau. • Effets de la répartition spatiale des plantations sur le développement et la permanence du réseau routier. | <p>Étant donné que les plantations requièrent le maintien d'un réseau routier fonctionnel, voici les éléments à prendre en compte.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Planifier le réseau routier en tenant compte de ses effets sur les processus écologiques et sur les espèces terrestres et aquatiques pouvant être perturbées. • Limiter la fragmentation de la matrice naturelle et conserver des portions de forêts naturelles, sans routes. • Limiter la densité du réseau routier (proportion de la superficie occupée par le réseau routier). • Aménager des passages pour les animaux. • Appliquer les bonnes pratiques à l'égard de la construction et de l'entretien des chemins. • Limiter la largeur des chemins (incluant l'emprise). • Ne pas envisager l'établissement d'un réseau routier permanent dans l'aire d'application du plan de rétablissement du caribou forestier. | | | | | <p>Réseau routier : Titler et autres, 2012; Trombulak et Frissell, 2000; Forman et Alexander, 1998; Environnement Canada, 2011.</p> |
| ENJEU SYNTHÈSE : STRUCTURE DE LA FORÊT | | | | | | |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : HOMOGENÉISATION DE LA STRUCTURE INTERNE DES PEUPELEMENTS | | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Effets des plantations au regard de l'homogénéisation de : <ul style="list-style-type: none"> - la structure diamétrale; - l'étagement de la végétation; - la distribution spatiale des tiges; - la densité; - la proportion de cime vivante. • Les plantations et le maintien de l'autoéclaircissement. | <ul style="list-style-type: none"> • Faire varier l'espacement entre les arbres dans une partie des plantations. • Créer des plantations mélangées ou mixtes, appelées à former des peuplements étagés. | <ul style="list-style-type: none"> • Adopter des modalités favorables à une certaine diversification structurale (ex. : conservation de régénération naturelle d'autres espèces dans la plantation). • Assurer le maintien des espèces longévives naturellement régénérées. | <ul style="list-style-type: none"> • Moduler une partie des EC : <ul style="list-style-type: none"> - varier l'espacement entre les arbres; - alterner les périodes d'éclaircie (les devancer et les retarder); - conserver des portions non éclaircies; - créer des trousés; • Diversifier les méthodes | <ul style="list-style-type: none"> • Allonger la révolution pour une partie des plantations afin de bénéficier de leur diversification structurale. • Expérimenter d'autres méthodes que la coupe totale pour la récolte des plantations (ex. : coupes progressives, coupes par | <p>Belleau et autres, 2011; Paquette et Messier, 2010; Wang et Chen, 2010; Cyr et Thiffault, 2009; Homiyack, Harrison et Krohn, 2007; Carnus et autres, 2006; Bassett-Touchell et Stouffer, 2006; Hazler et autres, 2006; Hayes et autres, 2005; Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Brugerolle, Darveau et Huot, 2004; Bujold, 2004; Morneau et</p> | |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|--|--|---|--|---|---|---|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Effets des plantations sur la composition végétale au regard de : <ul style="list-style-type: none"> - la diversité d'espèces au niveau de l'étage arborescent; - l'adéquation entre la composition du couvert et les caractéristiques écologiques (ex. : type écologique); - la diversité des espèces de sous-bois. | <ul style="list-style-type: none"> • Diversifier les méthodes de coupe (coupes totales par bandes ou par micropeuplements (<i>patches</i>), coupes à rétention variable). | <ul style="list-style-type: none"> • Varier la période et le type de préparation de terrain dans les agglomérations de plantations. • Assurer la protection d'îlots régénérés naturellement. • Utiliser des méthodes de préparation à impact minimal permettant d'atteindre les objectifs de production. | <ul style="list-style-type: none"> • Créer des plantations mélangées, mixtes ou plurispécifiques : <ul style="list-style-type: none"> - convenant aux conditions des stations; - inspirées des caractéristiques de la forêt naturelle. • Introduire des espèces en raréfaction dans les plantations (enrichissement). • Admettre la régénération naturelle dispersée ou en micropeuplements. | <ul style="list-style-type: none"> • Protéger les tiges d'espèces en raréfaction. • Protéger des arbres fruitiers. • Conserver les espèces naturelles pour remplacer les plants morts ou sans avenir. • Laisser sur place les éléments qui ne nuisent pas à l'arbre planté. | <ul style="list-style-type: none"> • Hâter le moment de l'éclaircie ou augmenter l'intensité d'une partie de celle-ci (afin de diversifier la composition du sous-bois). • Protéger les tiges d'espèces en raréfaction. • Protéger les arbres fruitiers. • Diversifier les modalités pour créer davantage de variabilité. | <p>et autres, 1997; Berg et autres, 1994; Parker, Kimball et Dalzell, 1994; Hunter, 1990.</p> <p>Thiffault et autres, 2012; Belleau et autres, 2011; Dupuis, Arseneault et Sirois, 2011; Thiffault et Roy, 2011; Wiensczyk et autres, 2011; Paquette et Messier, 2010; Aubin, Messier et Bouchard, 2008; Dampier et autres, 2007; Newmaster et autres, 2007; Stephens et Wagner, 2007; Carnus et autres, 2006; Kelty, 2006; Etcheverry, Ouellet et Crête, 2005; Nilsson et Wardle, 2005; Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Desroches et Rodrigue, 2004; Thompson, Baker et Ter-Mikaelian, 2003; Hartley, 2002; Scheffer et autres, 2001; Humphrey et autres, 1999; Lamb, 1998; Parker, Kimball et Dalzell, 1994; Hunter, 1990.</p> <p>Faune : Gauthier et Guillemette, 1991.</p> |
| ENJEU SYNTHÈSE : COMPOSITION VÉGÉTALE DE LA FORÊT | | | | | | |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : DIVERSITÉ DE L'ÉTAGE ARBORESCENT ET SON ADÉQUATION AVEC LES CARACTÉRISTIQUES ÉCOLOGIQUES | | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> • La présence de régénération provenant de la forêt naturelle | <ul style="list-style-type: none"> • Favoriser la recolonisation par | <ul style="list-style-type: none"> • Explorer l'utilisation des | <ul style="list-style-type: none"> • Adapter les traitements | <ul style="list-style-type: none"> • Adapter les traitements | <ul style="list-style-type: none"> • Favoriser la régénération des | <p>Gagné, Sirois et Lavoie, à paraître; Belleau et</p> |
| ENJEU SYNTHÈSE : RÉSISTANCE, RÉSILIENCE ET ADAPTABILITÉ | | | | | | |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : MAINTIEN DE LA RÉGÉNÉRATION DE LA FORÊT NATURELLE EN TANT QUE FACTEUR DE RÉSILIENCE | | | | | | |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|---|--|---|--|--|--|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <p>au sein des plantations représente un facteur de résilience puisqu'elle :</p> <ul style="list-style-type: none"> - permet de prévenir la formation d'états alternatifs stables; - peut réduire la vulnérabilité ou offrir une forme d'assurance contre les risques posés par les facteurs biotiques et abiotiques en permettant un certain remplacement d'espèces. <p>● Effets des plantations monospécifiques sur la vulnérabilité aux facteurs biotiques et abiotiques.</p> <p>● Les plantations au regard de l'adaptabilité aux changements climatiques.</p> <p>● La plantation comme solution à l'envahissement par des espèces récalcitrantes ou pour prévenir la formation de strates de sous-bois récalcitrantes.</p> | <p>les espèces indigènes en pratiquant la rétention d'arbres vivants (de préférence par grands groupes) lors de la récolte du peuplement précédent.</p> | <p>horizons organiques et minéraux en pessière afin de favoriser la décomposition de la matière organique et de fournir un sol riche en éléments nutritifs disponibles pour la croissance des arbres.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Procéder à une préparation de terrain (à l'aide d'une herse ou d'un broyeur forestier) immédiatement après la récolte d'une plantation de peupliers hybrides afin de contrôler la propagation de peupliers hybrides par drageonnement. ● Éviter la préparation de terrain trop sévère ou par scalpage afin de maintenir la régénération préalable et de limiter l'exportation d'éléments nutritifs. ● Dans les écosystèmes qui s'y prêtent, utiliser des | <p>plantations mixtes et plurispécifiques.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Favoriser une diversité d'espèces s'approchant plus de celle de la forêt naturelle, à l'échelle du paysage et compatible avec le type écologique de la station où se fait la plantation. ● Faire de l'enrichissement avec des espèces indigènes. ● Viser à maintenir une composition et une structure se situant à l'intérieur des marges de la variabilité naturelle. ● Favoriser l'utilisation du mélèze, en plus de l'épinette noire dans les pessières envahies par le kalmia. ● Favoriser la formation de peuplements résineux denses (plein boisement) dans les pessières afin de maintenir la fertilité du sol associée à l'apport de litière d'aiguilles et d'exclure progressivement le kalmia grâce à la | <p>d'éducation de manière à permettre la présence des espèces de la forêt naturelle.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Maintenir une certaine proportion de la régénération naturelle qui s'est établie dans la plantation lors du nettoisement ou de l'éclaircie ● Faire des éclaircies successives rapprochées. | <p>plantations par coupes successives.</p> | <p>autres, 2011; Paquette et Messier, 2010; Cyr et Thiffault, 2009; Parker et autres, 2008; Carnus et autres, 2006;</p> <p>Observatoire de la foresterie du Bas-Saint-Laurent, 2005; Jobidon, Cyr et Thiffault, 2004; Pitt, Wagner et Towill, 2004; Hartley, 2002; Scheffer et autres, 2001; Scheffer et Carpenter, 2003.</p> <p>Vulnérabilité aux facteurs biotiques et abiotiques :</p> <p>Jactel et autres, 2002; Cappuccino et autres, 1998; Diaz et autres, 1998; Jactel et Brockerhoff, 2007.</p> <p>Changements climatiques :</p> <p>Paquette et Messier, 2013; Millar, Stephenson et Stephens, 2007; Thompson et autres, 2009; Thiffault et autres, 2013.</p> <p>Espèces récalcitrantes :</p> <p>Thiffault et Jobidon, 2006; Ilson et Wardle, 2005; Fenton, Simard et Bergeron, 2009; Royo et Carson, 2006; Moroni et autres, 2009.</p> |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|--|--|------------|--------------------------|-----------------|--|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <ul style="list-style-type: none"> ● Prolifération d'espèces envahissantes ou exotiques utilisées en plantation. | <ul style="list-style-type: none"> ● Laisser certains legs biologiques comme les débris ligneux pouvant servir de milieu de germination. | <ul style="list-style-type: none"> ● Limiter le recours aux espèces exotiques. ● Utiliser des semences dont les provenances sont adaptées aux changements climatiques pour une partie des plantations. | | | | <p>Espèces exotiques : Paquette et autres, 2012; Gagné, 2010b; Gagné, 2010a; Isabel et autres, 2009; Martin, Canham et Kobe, 2010; Martin, Canham et Marks, 2009.</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ● Effets des plantations monospécifiques sur la vulnérabilité aux facteurs biotiques et abiotiques. ● Les plantations au regard de l'adaptabilité aux changements climatiques. | <ul style="list-style-type: none"> ● Préserver ou restaurer des peuplements mixtes en bordure des plantations résineuses pour réduire leur vulnérabilité aux insectes et aux maladies. ● Maintenir la complexité de la structure du paysage en s'inspirant des forêts et des processus naturels. ● Aménager les forêts de manière à maintenir la biodiversité à toutes les échelles (peuplement, paysage et région écologique) et pour tous les éléments (gènes, espèces et communautés). | | | | | <p>Jactel et autres, 2002.</p> <p>Thompson et autres, 2009.</p> |
| <p>ENJEU SYNTHÈSE : QUALITÉ DE L'EAU ET DE L'HABITAT AQUATIQUE</p> <p>ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : QUALITÉ DE L'EAU ET DE L'HABITAT AQUATIQUE</p> | | | | | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ● Effets des pratiques sylvicoles associées à la plantation sur la qualité de l'eau et de l'habitat aquatique (érosion, cycles d'éléments nutritifs). | <ul style="list-style-type: none"> ● Appliquer les bonnes pratiques pour la construction et l'entretien du réseau routier afin de limiter l'apport de sédiments. ● Fixer un nombre maximal de plantations à l'échelle du bassin versant afin de limiter l'impact sur la qualité de l'eau. | <ul style="list-style-type: none"> ● Doser la fertilisation, s'il y a lieu, en fonction des besoins de la station (grâce à une analyse de sol). | | | | <p>Réseau routier : Trombulak et Frissell, 2000; Forman et Alexander, 1998.</p> |
| | <ul style="list-style-type: none"> ● Utiliser des méthodes de préparation à impact minimal, permettant d'atteindre les objectifs de production (ex. : éviter le scalpage et l'orniérage). | <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter de procéder à la coupe finale dans un court laps de temps (agglomérations de coupes dans les secteurs où il y a une certaine concentration de plantations). | | | | |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | Références | |
|---|--|---|--|---|---|---|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | | EC ² |
| <p>ENJEU SYNTHÈSE : FERTILITÉ, PRODUCTIVITÉ ET RENTABILITÉ</p> <p>ENJEU PRIORITAIRE APRÈS GROUPEMENT : CAPACITÉ DES PLANTATIONS À FOURNIR LA PRODUCTION ATTENDUE</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Réflexion sur la capacité des plantations à fournir la production attendue au regard : <ul style="list-style-type: none"> - du choix des espèces et de son adéquation avec les conditions écologiques; - de l'intensité de la préparation de terrain et de son effet potentiellement négatif sur la fertilité des sols; - de la présence de végétation concurrente dans les plantations; - de la modification du scénario sylvicole ou des objectifs de production pour prendre en compte de nouveaux enjeux. ● Écart potentiel entre la production prédictée et la production réelle. ● Rentabilité des plantations. | <ul style="list-style-type: none"> ● Récouter tous les arbres en laissant les débris de coupe sur le parterre. ● Éviter l'orniérage. | <ul style="list-style-type: none"> ● Moduler la préparation de terrain en fonction des caractéristiques de la station et des exigences des espèces à régénérer (c.-à-d. le choix de méthodes qui garantissent la création d'un nombre adéquat de microsites de qualité). ● Réaliser la préparation de terrain le plus tôt possible après la coupe afin de profiter de la période qui précède l'installation de la végétation concurrente. ● Préserver la matière organique lors de la préparation de terrain (éviter le scalpage). ● Protéger les secteurs naturellement régénérés en quantité et en qualité. ● Éviter la préparation de terrain sur les sites | <ul style="list-style-type: none"> ● Choisir le type de plant (espèces, taille, mode de production, génération de sélection génétique) en fonction de l'objectif et des caractéristiques de la station. ● Utiliser des espèces aux caractéristiques sylvicoles complémentaires dans le cas de plantations plurispécifiques afin de limiter la compétition. ● Planter le plus tôt possible après la préparation de terrain, tout en respectant la stabilisation des microsites. ● Utiliser des méthodes de reboisement combinant la régénération naturelle déjà présente et la plantation partielle (ex. : enrichissement, regami, plantation à faible densité). ● Optimiser | <ul style="list-style-type: none"> ● Faire les opérations de dégageement et de nettoyage dès l'apparition d'un problème de compétition, à plusieurs reprises si nécessaire. ● Éviter d'infliger des blessures et des dommages aux plants pendant les opérations de dégageement. | <ul style="list-style-type: none"> ● Gérer la densité. ● Gérer la qualité et la vigueur des tiges résiduelles. ● Éviter d'infliger des blessures au tronc et aux racines. ● Éviter l'orniérage. ● Moduler les méthodes d'éclaircies commerciales pour favoriser une meilleure rentabilité. ● Préparer des microsites lors de l'EC² pour favoriser la régénération. | <p>Procéder à la coupe totale au moment où le meilleur retour sur l'investissement est atteint.</p> |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|---|--|---|--|---|--|--|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| <p>● Effets des plantations sur le maintien des cycles biogéochimiques et de la productivité des sols</p> <p>considérant :</p> <ul style="list-style-type: none"> - les risques de réduction et d'exportation de certains éléments nutritifs (érosion, pratiques de préparation de terrain, notamment la mise en andains). ● Risque de perte accrue d'attributs de forêts naturelles avec ses incidences sur la résilience. | <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter l'orniérage. ● Gérer les débris de coupe en fonction de la sensibilité des stations à la perte de fertilité. | <p>sensibles à l'orniérage (subhydriques et hydriques).</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Limiter le recours à la mise en andains (uniquement lorsque nécessaire) afin d'éviter la création de superficies non productives. | <p>l'utilisation des microsites adaptés.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Faire un suivi serré de la qualité de mise en terre des plants. ● Appliquer une densité propice au plein boisement. ● Regarnir pour remplacer les plants morts si les microsites sont de bonne qualité. | | | <p>Liao et autres, 2012; Swift et Bell, 2011; Paquette et Messier, 2010; Gagné et Paquette, 2008; Piotto, 2008; Carnus et autres, 2006; Kely, 2006; Hayes et autres, 2005; Hartley, 2002; Pastor et autres, 1998; Pastor et autres, 1993; Liao et autres, 2010; Thibodeau et autres, 2000; Likens et autres, 1970; Likens, Bormann et Johnson, 1969.</p> |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : MAINTIEN DES CYCLES BIOGÉOCHIMIQUES ET DE LA CAPACITÉ PRODUCTIVE DES SOLS | | | | | | |
| | <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter l'orniérage. ● Gérer les débris de coupe en fonction de la sensibilité des stations à la perte de fertilité. | <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter le scalpage. ● Éviter l'orniérage. ● Limiter l'exportation de sol et de matière organique. | <ul style="list-style-type: none"> ● Faire des plantations mixtes ou plurispécifiques favorisant la complémentarité de niches (c.-à-d. un meilleur usage des ressources). ● Amender les sols. | <p>Assurer le maintien d'un couvert végétal pour limiter le lessivage des éléments nutritifs.</p> | <ul style="list-style-type: none"> ● Gérer les débris de coupe en fonction de la sensibilité des stations à la perte de fertilité. ● Éviter l'orniérage. | <ul style="list-style-type: none"> ● Gérer les débris de coupe en fonction de la sensibilité des stations à la perte de fertilité. ● Éviter l'orniérage. |
| ENJEU SYNTHÈSE : RÉPÉTITION DU SCÉNARIO DE PLANTATION | | | | | | |
| | <ul style="list-style-type: none"> ● Déclin potentiel de la productivité résultant de révolutions successives de forêts sous aménagement intensif. ● Perte de résilience. ● Accentuation de tous les autres enjeux. | <ul style="list-style-type: none"> ● Utiliser des méthodes de préparation à impact minimal permettant l'atteinte des objectifs de | <ul style="list-style-type: none"> ● Faire des plantations mixtes ou plurispécifiques. ● Planter des espèces fonctionnellement distantes d'une | | | <ul style="list-style-type: none"> ● Gérer les peuplements avant la coupe (ex. : par coupes progressives) de façon à augmenter la |
| ENJEU PRIORITAIRE APRÈS REGROUPEMENT : IMPACTS CUMULATIFS DES PLANTATIONS DE 2^E OU DE 3^E VENUE | | | | | | |
| | <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter l'exploitation par arbres entiers. ● Conserver du bois mort. ● Éviter l'orniérage. ● Gérer les débris | <ul style="list-style-type: none"> ● Utiliser des méthodes de préparation à impact minimal permettant l'atteinte des objectifs de | <ul style="list-style-type: none"> ● Faire des plantations mixtes ou plurispécifiques. ● Planter des espèces fonctionnellement distantes d'une | | | <ul style="list-style-type: none"> ● Gérer les peuplements avant la coupe (ex. : par coupes progressives) de façon à augmenter la |

| Description de l'enjeu | Solutions potentielles | | | | | Références |
|--|---|--|------------|--------------------------|-----------------|---|
| | Coupe préalable | Préparation de terrain | Plantation | DEG-NET-EPC ¹ | EC ² | |
| de coupe en fonction de la sensibilité des stations à la perte de fertilité. | <p>production.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Conserver la régénération naturelle pré-établie. | <p>révolution à l'autre, ou à même la présente révolution (plantation mixte ou plurispécifique).</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Fertiliser et amender pour répondre aux problèmes de carence et d'acidité avérés. ● Planter des espèces compatibles avec le type écologique de la station. | | | | <p>quantité de régénération naturelle avant la coupe finale et d'éviter ainsi d'avoir à recourir aux plantations.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Éviter de reboiser le même site sur plusieurs révolutions. <p>Pratiquer le système de l'alternance forêt naturelle-plantation.</p> <ul style="list-style-type: none"> ● Varier les objectifs et la durée de la révolution dans le cas de plantations successives, de manière à alterner les révolutions courtes et longues (pour la production de bois de sciage). |
| | | | | | | <ul style="list-style-type: none"> ● Varier l'intensité du scénario d'une révolution à l'autre. ● Solutions spatiales à l'échelle du paysage (mosaïque de scénarios d'intensité variable). |

Bibliographie

- AHTIAINEN, M. (1992). "The effects of forest clear-cutting and scarification on the water-quality of small brooks", *Hydrobiologia*, vol. 243-244, n° 1, p. 465-473.
- ALCÁZAR, J., R. L. ROTHWELL et P. M. WOODWARD (2002). "Soil disturbance and the potential of erosion after mechanical site preparation", *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 19, n° 1, p. 5-13.
- ANGERS, V. A., C. MESSIER, M. BEAUDET et A. LEDUC (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° 2-3, p. 275-293.
- ANGERS, V.-A., H. VARADY-SZABO, A. MALENFANT et M. BOSQUET (2011). *Mesure des écarts des attributs de bois morts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée en Gaspésie*, Gaspé, Québec, Consortium en foresterie Gaspésie–Les-Îles, 51 p.
- AUBIN, L., C. MESSIER et A. BOUCHARD (2008). "Can plantations develop understory biological and physical attributes of naturally regenerated forests?", *Biological Conservation*, vol. 141, n° 10, p. 2461-2476.
- BALANDIER, P., C. COLLET, J. H. MILLER, P. E. REYNOLDS et S. M. ZEDAKER (2006). "Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation", *Forestry*, vol. 79, n° 1, p. 3-27.
- BARRETTE, M., et S. TREMBLAY. "Emergent effect of biodiversity on productivity of thinned forest stands" [À paraître dans *Forest Ecology and Management*].
- BARRETTE, M., L. BÉLANGER et L. DE GRANDPRÉ. "Composition shift of understory regeneration and cover degradation: implications for regime shifts in forest ecosystems" [À paraître].
- BARRETTE, M., Y. BOUCHER, L. BÉLANGER et F. HÉBERT. "The use of naturalness concepts to evaluate ecosystem management of North American boreal forest" [À paraître].
- BASSETT-TOUCHELL, C. A., et P. C. STOUFFER (2006). "Habitat Selection by Swainson's Warblers Breeding in Loblolly Pine Plantations in Southeastern Louisiana", *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 4, p. 1013-1019.
- BEAULIEU, J., G. DAoust, A. DESHAIES, M. S. LAMHAMED, A. RAINVILLE et M. TOURIGNY (2009). « Amélioration génétique des arbres, gestion des vergers à graines et de semences,

et production de plants forestiers », dans ORDRE DES INGÉNIEURS FORESTIERS DU QUÉBEC (éd.), *Manuel de foresterie*, Québec, Éditions MultiMondes, p. 1093-1146.

BÉLANGER, G. (2001). *Impact des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (Bonasa umbellus) et du tétras du Canada (Dendragapus canadensis) en Gaspésie (Québec)*, Fédération des groupements forestiers de la Gaspésie pour la Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la Gaspésie—Îles-de-la-Madeleine, 43 p.

BELL, F. W., J. DACOSTA, M. PENNER, A. MORNEAULT, A. STINSON, B. TOWILL, N. J. LUCKAI et J. WINTERS (2011). "Longer-term volume trade-offs in spruce and jack pine plantations following various conifer release treatments", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 235-250.

BELLEAU, P., L. CÔTÉ, L. LAVOIE et N. TREMBLAY (2011). *Conversion des forêts naturelles à des plantations : constats – Projet régional de certification des unités d'aménagement forestier de la région du Bas-Saint-Laurent*, rapport présenté à Smartwood, 39 p.

BERG, Å., B. EHNSTRÖM, L. GUSTAFSSON, T. HALLINGBÄCK, M. JONSELL et J. WESLIEN (1994). Threatened plant, animal, and fungus in Swedish forests: distribution and habitat associations, *Conservation Biology*, vol. 8, n° 3, p. 718-731.

BERG Å., B. EHNSTRÖM, L. GUSTAFSSON, T. HALLINGBÄCK, M. JONSELL et J. WESLIEN (1995). "Threat levels and threats to red-listed species in Swedish forests", *Conservation Biology*, vol. 9, n° 6, p. 1629–1633.

BERG, Å., U. GÄRDENFORS, T. HALLINGBÄCK et M. NORÉN (2002). "Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden – Analyses of data from a national survey", *Biodiversity and Conservation*, vol. 11, n° 8, p. 1479-1503.

BERGERON, D., M. DARVEAU, A. DESROCHERS et J.-P. L. SAVARD (1997). *Impact de l'abondance des chicots sur les communautés aviaires et la sauvagine des forêts conifériennes et feuillues du Québec méridional*, Québec, Environnement Canada, Service canadien de la faune, 24 p. (rapport technique; 271F).

BILODEAU-GAUTHIER, S., D. PARÉ, C. MESSIER et N. BÉLANGER (2011). "Juvenile growth of hybrid poplars on acidic boreal soil determined by environmental effects of soil preparation, vegetation control, and fertilization", *Forest Ecology and Management*, vol. 261, n° 3, p. 620-629.

BLANCHETTE, P., S. DESJARDINS, M. POIRIER, J. LEGRIS et P. LARUE (2003). *Utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans le*

domaine de l'érablière à bouleau jaune et de la pessière à mousses, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 63 p.

- BLANCO, J. A. (2012). "Forests may need centuries to recover their original productivity after continuous intensive management: an example from douglas-fir stands", *Science of the Total Environment*, vol. 437, p. 91-103.
- BLANCO, J. A., W. XIAOHUA, J. HONG, J. CHENG-YUE et X. ZAN-HONG (2012). "Impacts of enhanced nitrogen deposition and soil acidification on biomass production and nitrogen leaching in Chinese fir plantations", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 42, n° 3, p. 437-450.
- BOAN, J. J., B. E. MCLAREN et J. R. MALCOM (2011). "Influence of post-harvest silviculture on understory vegetation: Implications for forage in a multi-ungulate system", *Forest Ecology and Management*, vol. 262, n° 9, p. 1704-1712.
- BOATENG, J. O., J. L. HEINEMAN, L. BEDFORD et A. F. L. NEMEC (2011). "Soil characteristics and Lodgepole pine (*Pinus contorta* var. *latifolia*) performance two decades after disk trenching of unburned and broadcast-burned plots in subboreal British Columbia", *International Journal of Forestry Research*, vol. 2011, n° 2011, article ID 752359, 17 p.
- BOIS, G. (2009). *Impacts à moyen et long terme des éclaircies commerciales sur le lièvre d'Amérique en forêt boréale*, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 53 p.
- BOURGEOIS, L., D. KNEESHAW et G. BOISSEAU (2005). « Les routes forestières au Québec : Les impacts environnementaux, sociaux et économiques », [En ligne], *Vertigo*, vol. 6, n° 2 [<http://vertigo.revues.org/4352#tocto2n8>].
- BRETON, E. (2000). *Les éclaircies précommerciales – Rapport d'une étude de deux ans et stratégies d'intervention proposées afin d'atténuer les impacts sur la faune*, Rimouski, Le territoire populaire Chénier inc., Société de la faune et des parcs du Québec, Produits forestiers Alliance-Guérette inc., ministère des Ressources naturelles du Québec, 74 p.
- BRIDGEWATER, P., E. S. HIGGS, R. J. HOBBS et S. T. JACKSON (2011). "Engaging with novel ecosystems", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, n° 8, p. 423.
- BRISSON, J., S. DE BLOIS et C. LAVOIE (2010). "Roadside invasion pathway for common reed (*Phragmites australis*)", *Invasive plant science and management*, vol. 3, n° 4, p. 506-514.

- BROCKERHOFF, E., H. JACTEL et J. PARROTTA (2008). "Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity ?", *Biodiversity Conservation*, vol. 17, n° 5, p. 925-951.
- BROOKS, J. J., A. N. BUJAK, J. G. CHAMP et D. R. WILLIAMS (2006). *Collaborative capacity, problem framing, and mutual trust in addressing the wildland fire social problem: an annotated reading list*, General Technical Report, USDA Forest Service, 27 p.
- BRUGEROLLE, S., M. DARVEAU et J. HUOT (2004). *Développement durable de la sapinière à bouleau jaune – Effets des pratiques sylvicoles sur le lièvre d'Amérique – Synthèse des résultats 2001-2003*, Québec, Université Laval, 49 p.
- BUJOLD, F. (2004). *Impacts de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*, Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 53 p.
- BUJOLD, F., et L. BÉLANGER (2003). *Régénération de la sapinière à bouleau à papier : efficacité des techniques usuelles et effets sur les habitats fauniques (le cas de l'éclaircie précommerciale) – Rapport final*, Sainte-Foy, Université Laval pour la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles, 39 p.
- CALDER, I., T. HOFER, S. VERMONT et P. WARREN (2007). "Towards a new understanding of forest and water", *Unasylva* 229, vol. 58, n° 229, p. 1-10.
- CAPPUCCINO, N., D. LAVERTU, Y. BERGERON et J. RÉGNIÈRE (1998). "Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape", *Oecologia*, vol. 114, n° 2, p. 236-242.
- CARNUS, J.-M., J. PARROTTA, E. BROCKERHOFF, M. ARBEZ, H. JACTEL, A. KREMER, D. LAMB, K. O'HARA et B. WALTERS (2006). "Planted Forests and Biodiversity", *Journal of Forestry*, vol. 104, n° 2, p. 65-77.
- CARRERE, R. (2004). "Plantations are not forests", *Watershed*, vol. 9, n° 3, p. 2-3.
- CHAMBERLAIN, B., et M. MEITNER (2012). "Quantifying the effects of harvest block design on aesthetic preferences", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 42, n° 12, p. 2106-2117.
- CHRISTEN, D. C., et G. R. MATLACK (2009). "The habitat conduit functions of roads in the spread of three invasive plant species", *Biological Invasions*, vol. 11, n° 2, p. 453-465.
- CHRISTIAN, D. P. (1997). "Wintertime use of hybrid poplar plantations by deer and medium-sized mammals in the midwestern U.S.", *Biomass and Bioenergy*, vol. 12, n° 1, p. 35-40.

- CLAPP, R. A. (2001). "Tree farming and forest conservation in Chile: do replacement forests leave any originals behind?" *Society & Natural Resources*, vol. 14, n° 4, p. 341-356.
- COLAK, A., I. ROTHERHAM et M. CALIKOGLU (2003). "Combining "naturalness concepts" with close-to-nature silviculture", *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, vol. 122, n° 6, p. 421-431.
- COMITÉ CONSULTATIF SCIENTIFIQUE DU MANUEL D'AMÉNAGEMENT FORESTIER (2002). *Le traitement d'éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM, Avis scientifique*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, 126 p.
- 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 sous la direction de N. Thiffault, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 147 p.
- CÔTÉ, S., et L. BÉLANGER (1991). « Variations de la régénération préétablie dans les sapinières boréales en fonction de leurs caractéristiques écologiques », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 21, n° 12, p. 1779-1795.
- CÔTÉ, P., R. TITTLER, C. MESSIER, D. D. KNEESHAW, A. FALL et M.-J. FORTIN (2010). "Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: possible benefits of the TRIAD", *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 3, p. 418-427.
- COVENTRY, P. (2001). *Forest certification and genetically engineered trees: will the two ever be compatible ?*, Oxford Forestry Institute, 42 p. (OFI Occasional Papers; 53).
- CRÊTE, M., S. BRAIS, M. CAMPAGNA, M. DARVEAU, M. DESPONTS, S. DÉRY, P. DRAPEAU, B. DROLET, J.-P. JETTÉ, C. MAISONNEUVE, A. NAPPI et P. PETITCLERC (2004). *Pourquoi et comment maintenir du bois mort dans les forêts aménagées du Québec – Avis scientifique*, Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier, 35 p.
- CYR, D., S. GAUTHIER, Y. BERGERON et C. CARCAILLET (2009). "Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 10, p. 519-524.
- CYR, G., et N. THIFFAULT (2009). "Long-term black spruce plantation growth and structure after release and juvenile cleaning: A 24-year study", *The Forestry Chronicle*, vol. 85, n° 3, p. 417-426.

- DAKOS, V., S. KÉFI, M. RIETKERK, E. H. VAN NES et M. SCHEFFER (2011). "Slowing down in spatially patterned ecosystems at the brink of collapse", *The American naturalist*, vol. 177, n° 6, p. E153-E166.
- DAMPIER, J. E. E., N. LUCKAI, F. W. BELL et W. D. TOWILL (2007) "Do tree-level monocultures develop following Canadian boreal silviculture ? Tree-level diversity tested using a new method", *Biodiversity Conservation*, vol. 16, n° 10, p. 2933-2948.
- DENNISON, W. C. (2008). "Environmental problem solving in coastal ecosystems: a paradigm shift to sustainability", *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 77, n° 2, p. 185-196.
- DÉRY, S., L. BÉLANGER, S. MARCHAND et S. CÔTÉ (2000). « Succession après épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) dans des sapinières boréales pluviales de seconde venue », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 30, n° 5, p. 801-816.
- DESMARAIS, M.-È. (2006). *Le « processus d'harmonisation enjeux-solutions », un moyen efficace pour la gestion intégrée des ressources forestières du Québec*, Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 70 p.
- DESPONTS, M., G. BRUNET, L. BÉLANGER et M. BOUCHARD (2004). "The eastern boreal old growth balsam fir forest: distinct ecosystem", *Canadian Journal of Botany*, vol. 82, n° 6, p. 830-849.
- DESROCHES, J.-F., et D. RODRIGUE (2004). *Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes*, Waterloo, Québec, Éditions Michel Quintin, 288 p.
- DÍAZ, M., R. CARBONELL, T. SANTOS et J. L. TELLERÍA (1998). "Breeding bird communities in pine plantations of the Spanish plateaux: biogeography, landscape and vegetation effects", *Journal of Applied Ecology*, vol. 35, n° 4, p. 562-574.
- DOYON, F., et D. BOUFFARD (2009). *Enjeux écologiques de la forêt feuillue tempérée québécoise*, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 63 p.
- DREVER, C. R., G. PETERSON, C. MESSIER, Y. BERGERON et M. FLANIGAN (2006). "Can forest management based on natural disturbances maintain ecological resilience ?", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 9, p. 2285-2299.
- DUNCAN, S. L., B. C. MCCOMB et K. N. JOHNSON (2010). "Integrating ecological and social ranges of variability in conservation of biodiversity: past, present, and future", [En ligne], *Ecology and Society*, vol. 15, n° 1.

[[www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art5/ES - 2009 - 3025.pdf](http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss1/art5/ES-2009-3025.pdf)].

- DUPUIS, S., D. ARSENAULT et L. SIROIS (2011). "Change from pre-settlement to present-day forest composition reconstructed from early land survey records in eastern Quebec, Canada", *Journal of Vegetation Science*, vol. 22, n° 3, p. 564-575.
- DUSSAULT, C., C. LAURIAN et J.-P. OUELLET (2012). « Réactions comportementales de l'original à la présence d'un réseau routier dans un milieu forestier », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 48-53.
- EIGENBROD, F., S. J. HECNAR et L. FAHRIG (2009). "Quantifying the road-effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada", [En ligne], *Ecology and Society*, vol. 14, n° 1, p. 24. [www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art24/].
- EISENBIES, M. H., J. A. BURGER, W. M. AUST et S. C. PATTERSON (2005). "Soil physical disturbance and logging residue effects on changes in soil productivity in five-year-old pine plantations", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 69, n° 6, p. 1833-1843.
- ENVIRONNEMENT CANADA (2011). *Évaluation scientifique aux fins de la désignation de l'habitat essentiel de la population boréale du caribou des bois (Rangifer tarandus caribou) au Canada – Mise à jour 2011*, 116 p. et annexes.
- ESRI (2004). *ArcGis version 9/ArcMap*, Redlands, CA, USA.
- ETCHEVERRY, P., J.-P. OUELLET et M. CRÊTE (2005). "Response of small mammals to clear-cutting and precommercial thinning in mixed forests of southeastern Quebec", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 35, n° 12, p. 2813-2822.
- FENTON, N. J., M. SIMARD et Y. BERGERON (2009). "Emulating natural disturbances: the role of silviculture in creating even-aged and complex structures in the black spruce boreal forest of eastern North America", *Journal of Forestry Research*, vol. 14, n° 5, p. 258-267.
- FILIATRAULT, P. (2005). *Revue des connaissances reliées à la préparation de terrain en populiculture*, Réseau Ligniculture Québec, 16 p.
- FOLKE, C. (2006). "Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analysis", *Global Environmental Change*, vol. 16, n° 3, p. 253-267.
- FOLKE, C., S. R. CARPENTER, B. H. WALKER, M. SCHEFFER, T. ELMQVIST, L. H. GUNDERSON et C. S. HOLLING (2004). "Regime shifts, resilience and biodiversity in ecosystem

management”, *Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 35, p. 557-581.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO) (2010). *Global forest resources assessment 2010 – Main report*, 339 p. (FAO forestry paper; 163).

FOREST STEWARDSHIP COUNCIL (2002). *FSC principles and criteria for forest stewardship. FSC466 STD-01-001 (version 4-0) EN*, Bonn, Germany, Forest Stewardship Council A.C.

FORMAN, R. T. T., et L. E. ALEXANDER (1998). “Roads and their major ecological effects”, *Annual Reviews of Ecology and Systematics*, vol. 29, n° 1, p. 207-231.

FORTIER, J., B. TRUAX, D. GAGNON et F. LAMBERT (2012). “Hybrid poplar yields in Québec: implications for sustainable forest zoning management system”, *The Forestry Chronicle*, vol. 88, n° 4, p. 391-407.

FORTIN, S. (2008). *Expansion postcoloniale du tremble (Populus tremuloides) dans le bassin de la rivière York, en Gaspésie*, Thèse de doctorat, Université du Québec à Chicoutimi, 103 p.

FOX, T. R. (2000). “Sustained productivity in intensively managed forest plantations”, *Forest Ecology and Management*, vol. 138, n° 1, p. 187-202.

FRANKLIN J. F., et R. VAN PELT (2004). “Spatial aspects of structural complexity in old-growth forests”, *Journal of Forestry*, vol. 102, n° 3, p. 22-28.

FRANKLIN, J. F., R. J. MITCHELL et B. J. PALIK (2007). *Natural disturbance and stand development principles for ecological forestry*, Newtown Square, Pennsylvania, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station, 44 p. (Gen. Tech. Rep.; NRS-19).

FU, S., F. W. BELL et H. Y. H. CHEN (2007). “Long-term effects of intensive silvicultural practices on productivity, composition, and structure of northern temperate and boreal plantations in Ontario, Canada”, *Forest Ecology and Management*, vol. 241, n° 1-3, p. 115-126.

GAGNÉ, P. (2010a). *État des connaissances sur les risques d'invasion par les hybrides de peupliers et de mélèzes*, [En ligne], notice d'information, Réseau Ligniculture Québec.
[www.rlq.uqam.ca/cartable/notice_info/Envahissement/Envahissement.asp].

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

- GAGNÉ, P., et A. Paquette (2008). *Revue de la littérature sur la préparation de terrain mécanique pour les mélèzes*, Québec, Réseau Ligniculture Québec, 22 p.
- GAGNÉ, L., L. SIROIS et L. LAVOIE. « Comparaison de la valeur et de la qualité des bois issus de différentes modalités d'éclaircie commerciale », [À paraître].
- GAMFELDT, L., T. SNÄLL, R. BAGCHI, M. JONSSON, L. GUSTAFSSON, P. KJELLANDER, M. C. RUIZ-JAEN, M. FRÖTBERG, J. STENDAHL, C. D. PHILIPSON, G. MIKUSIŃSKI, E. ANDERSON, B. WESTERLUND, H. ANDREN, F. MOBERG, J. MOEN et J. BENGSSON (2013). "Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species", *Nature communications*, vol. 4, article 1340, DOI: 10.1038/ncomms2328, 8 p.
- GARCIA-COURNOYER, P. (2010). *Évaluation de la naturalité de peuplements issus de scénarios sylvicoles en sapinière boréale*, Mémoire de maîtrise, Université Laval.
- 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 (Québec), Consortium en foresterie Gaspésie—Les-Îles, 43 p.
- GASTALDELLO, P., J.-C. RUEL et D. PARÉ (2007). "Micro-variations in yellow birch (*Betula alleghaniensis*) growth conditions after patch scarification", *Forest Ecology and Management*, vol. 238, n^{os} 1-3, p. 244-248.
- GAUTHIER, S., M.-A. VAILLANCOURT, A. LEDUC, L. DE GRANDPRÉ, D. KNEESHAW, H. MORIN, P. DRAPEAU et Y. BERGERON (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*, Québec, Presses de l'Université du Québec, 568 p.
- GAUTHIER et GUILLEMETTE CONSULTANTS INC. (1991). *Habitats des vertébrés associés à l'écosystème forestier du Québec*, Saint-Romuald, Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Gestion intégrée des ressources (Document technique; 91/5).
- GENELETTI, D. (2007). "Expert panel-based assessment of forest landscapes for land use planning", *Mountain Research and Development*, vol. 27, n^o 3, p. 220-223.
- GHENT, A. W. (1963). "Studies of regeneration in forest stands devastated by the spruce budworm. III – Problems of sampling precision and seedling distribution", *Forest Science*, vol. 9, n^o 3, p. 295-301.
- GIRARD, F., S. PAYETTE et R. GAGNON (2009). "Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 18, n^o 3, p. 291-303.

- GOVERNEMENT DU CANADA (2013). *Les espèces envahissantes du Canada*, [En ligne]. [http://epe.lac-bac.gc.ca/100/206/301/cfia-acia/invasive_species/www.invasivespecies.gc.ca/Francais/view.asp@x=1] [Page consultée le 2 avril 2013].
- GOVERNEMENT DU CANADA (2004). *Stratégie nationale sur les espèces exotiques envahissantes*, 46 p.
- GREENE, D. F., J. C. ZASADA, L. SIROIS, D. KNEESHAW, H. MORIN, I. CHARRON et M.-J. SIMARD (1999). "A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 29, n° 6, p. 824-839.
- GRENON, F., J.-P. JETTÉ et M. LEBLANC (2010). *Manuel de référence pour l'aménagement écosystémique des forêts au Québec, Module 1 – Fondements et démarche de la mise en œuvre*, Québec, Centre d'enseignement et de recherche en foresterie de Sainte-Foy (CERFO) et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 51 p.
- HACHÉ, S., et M.-A. VILLARD (2010). "Age-specific response of migratory bird to an experimental alteration of its habitat", *Journal of animal ecology*, vol. 79, n° 4, p. 897-905.
- HARTLEY, M. J. (2002). "Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 155, n° 1-3, p. 81-95.
- HARTMANN, P., H. FLEIGE et R. HORN (2010). "Changes in soil physical properties of forest floor horizons due to long-term deposition of lignite fly ash", *Journal of Soils and Sediments*, vol. 10, n° 2, p. 231-239.
- HAYES, J. P., S. H. SCHOENHOLTZ, M. J. HARTLEY, G. MURPHY, R. F. POWERS, D. BERG et S. R. RADOSEVICH (2005). "Environmental consequences of intensively managed forest plantations in the Pacific Northwest", *Journal of Forestry*, vol. 103, n° 2, p. 83-87.
- HAZLER, K. R., A. J. AMACHER, R. A. LANCIA et J. A. GERWIN (2006). "Factors influencing Acadian flycatcher nesting success in an intensively managed forest landscape", *Journal of Wildlife Management*, vol. 70, n° 2, p. 532-538.
- HEATON, K. (2005). "Mitigating environmental and social impacts of intensive plantation forestry", *Journal of Sustainable Forestry*, vol. 21, n° 4, p. 75-96.
- HÉBERT, F., J.-F. BOUCHER, P. Y. BERNIER et D. LORD (2006). "Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodlands", *Forest Ecology and Management*, vol. 223, n° 1-3, p. 226-236.

- HIGGS, A. J., et M. B. USHER (1980). "Should nature reserves be large or small?" *Nature*, vol. 285, n° 5766, p. 568-569.
- HOMAGAIN, K., C. K. SHAHI, N. J. LUCKAI, M. LEITCH et F. W. BELL (2011a). "Benefit–cost analysis of vegetation management alternatives: An Ontario case study", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 260-273.
- HOMAGAIN, K., C. K. SHAHI, M. LEITCH, N. J. LUCKAI et F. W. BELL (2011b). "Differences in extrinsic tree quality and value of fibre production following alternative vegetation management treatments in northwestern Ontario", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 251-259.
- HOMYACK, J. A., D. J. HARRISON et W. B. KROHN (2007). "Effects of precommercial thinning on snowshoe hares in Maine", *Journal of Wildlife Management*, vol. 71, n° 1, p. 4-13.
- HOOPER, D. U., F. S. CHAPIN III, J. J. EWEL, A. HECTOR, P. INCHAUSTI, S. LAVOREL, J. H. LAWTON, D. M. LODGE, M. LOREAU, S. NAEEM, B. SCHMID, H. SETÄLÄ, A. J. SYMSTAD, J. VANDERMEER et D. A. WARDLE (2005). "Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge", *Ecological Monographs*, vol. 75, n° 1, p. 3-35.
- HUMPHREY, J. W., C. HAWES, A. J. PEACK, R. FKRRIS-KAAN et M. R. JUKES (1999). "Relationship between insect diversity and habitat characteristics in plantation forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 113, n° 1, p. 11-21.
- HUNTER, M. L. (1999). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, New York, Cambridge University Press, 698 p.
- HUNTER, M. L. (1990). *Wildlife, forests, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*, Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall, 370 p.
- ISABEL, N., J. BOUSQUET, P. PÉRINET, P. MEIRMANS et S. L. THOMPSON (2009). « Impact des peupliers exotiques sur les forêts naturelles », *Nouvelles en santé et biodiversité des forêts*, vol. 13 n°s 1-2, 8 p.
- JACQMAIN, H., L. BÉLANGER, R. COURTOIS, C. DUSSAULT, T. M. BECKLEY, M. PELLETIER et S. W. GULL (2012). "Aboriginal forestry: development of a socioecologically relevant moose habitat management process using local Cree and scientific knowledge in *Eeyou Istchee*", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 42, n° 4, p. 631-641.
- JACQMAIN, H., L. BÉLANGER, S. HILTON et L. BOUTHILLIER (2007). "Bridging native and scientific observations of snowshoe hare habitat restoration after clearcutting to set wildlife habitat management guidelines on Waswanipi Cree land", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 37, n° 3, p. 530-539.

- JACTEL, H., et E. G. BROCKERHOFF (2007). "Tree diversity reduces herbivory by forest insects", *Ecology Letters*, vol. 10, n° 9, p. 835-848.
- JACTEL, H., M. GOULARD, P. MENASSIEU et G. GOUJON (2002). "Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *Dioryctria sylvestrella*", *Journal of Applied Ecology*, vol. 39, n° 4, p. 618-628.
- JAMES, A. R. C., et A. K. SMITH (2000). "Distribution of Caribou and Wolves in Relation to Linear Corridors", *The Journal of Wildlife Management*, vol. 64, n° 1, p. 154-159.
- JASINSKI, J.-P. P., et S. PAYETTE (2005). "The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada", *Ecological Monographs*, vol. 75, n° 4, p. 561-583.
- JETTÉ, J.-P., M. LEBLANC, M. BOUCHARD, S. DÉRY et N. VILLENEUVE (2013). *Intégration des enjeux écologiques dans les plans d'aménagement forestier intégré. Partie I – Analyse des enjeux, version 1.1*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, 156 p.
- JOBIDON, R. (2000). "Density-dependent effects of northern hardwood competition on selected environmental resources and young white spruce (*Picea glauca*) plantation growth, mineral nutrition, and stand structural development: a 5-year study", *Forest Ecology and Management*, vol. 130, n°s 1-3, p. 77-97.
- JOBIDON, R., et L. CHARETTE (1997). « Effets, après 10 ans, du dégagement manuel simple ou répété et de la période de coupe de la végétation de compétition sur la croissance de l'épinette noire en plantation », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 27, n° 12, p. 1979-1991.
- JOBIDON, R., G. CYR et N. THIFFAULT (2004). "Plant species diversity and composition along an experimental gradient of northern hardwood abundance in *Picea mariana* plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 198, n°s 1-3, p. 209-221.
- JODOIN, Y., C. LAVOIE, P. VILLENEUVE, M. THERIAULT, J. BEAULIEU et F. BELZILE (2008). "Highway as corridor and habitats for the invasive common reed *Phragmites australis* in Quebec, Canada", *Journal of applied ecology*, vol. 45, n° 2, p. 459-466.
- KELTY, M. J. (2006). "The role of species mixtures in plantation forestry", *Forest Ecology and Management*, vol. 233, n°s 2-3, p. 195-204.
- LAMB, D. (1998). "Large-scale ecological restoration of degraded tropical forest lands: the potential role of timber plantation", *Restoration Ecology*, vol. 6, n° 3, p. 271-279.

- LAMB, D., P. D. ERSKINE et J. A. PARROTTA (2005). "Restoration of degraded tropical forest landscapes", *Science*, vol. 310, n° 5754, p. 1628-1632.
- LAUDON, H., R. A. SPONSELLER, R. W. LUCAS, M. N. FUTTER, G. EGNELL, K. BISHOP, A. ÅGREN, E. RING et P. HÖGBERG (2011). "Consequences of more intensive forestry for the sustainable management of forest soils and waters", *Forests*, vol. 2, n° 1, p. 243-260.
- LAURION, I. (2005). *Impacts de l'aménagement forestier intensif sur l'habitat, le comportement hivernal, la survie et la densité de population de la martre d'Amérique (Martes americana) dans le nord-ouest du Nouveau-Brunswick*, Thèse de maîtrise, Edmundston, Nouveau-Brunswick., Université de Moncton, 81 p.
- LAURION, I. (2007). *Les plantations d'essences à croissance rapide : les impacts sur la faune, Survol de la littérature*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune, 49 p.
- 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, 91 p. (mémoire de recherche; 136).
- LEBLOND, M., C. DUSSAULT et J.-P. OUELLET (2012). "Avoidance of roads by large herbivores and its relation to disturbance intensity", *Journal of zoology*, vol. 289, n° 1, p. 32-40.
- LEBLOND, M., J. FRAIR, D. FORTIN, C. DUSSAULT, J.-P. OUELLET et R. COURTOIS (2011). "Assessing the influence of resource covariates at multiple spatial scales: an application to forest-dwelling caribou faced with intensive human activity", *Landscape Ecology*, vol. 26, n° 10, p. 1433-1446.
- LECLERC, M., J. LAMOUREUX et M.-H. ST-LAURENT (2012). "Influence of young black spruce plantations on moose winter distribution", *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, n° 8, p. 1686-1693.
- LESMERISES, F., C. DUSSAULT et M.-H. ST-LAURENT, (2012). « Réponses du loup gris au réseau routier et à la présence d'un important chantier de construction », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 29-34.
- LIAO, C., Y. LUO, C. FANG et B. LI (2010). "Ecosystem carbon stock influenced by plantation practice: Implications for planting forests as a measure of climate change mitigation", *PLoS ONE*, vol. 5, n° 5, e10867.
- LIAO, C., Y. LUO, C. FANG, J. CHEN et B. LI (2012). "The effects of plantation practice on soil properties based on comparison between natural and planted forests: a meta-analysis", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 21, n° 3, p. 318-327.

- LIKENS, G. E., F. H. BORMANN et N. M. JOHNSON (1969). “Nitrification: Importance to nutrient losses from a cutover forested ecosystem”, *Science*, vol. 163, n° 38782, p. 1205-1206.
- LIKENS, G. E., F. H. BORMANN, N. M. JOHNSON, D. W. FISHER et R. S. PIERCE (1970). “Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook Watershed-ecosystem”, *Ecological Monographs*, vol. 40, n° 1, p. 23-47.
- LINDBERG, J. E., V. R. TOLBERT, A. SCHILLER et J. HANOWSKI (1998). *Determining biomass crop management strategies to enhance habitat value for wildlife*, [En ligne], Poster presented at BioEnergy'98: Expanding Bioenergy Partnerships, Madison, Wisconsin, October 4-8, 1998. [<https://bioenergy.ornl.gov/papers/bioen98/lindberg.html>].
- LINDENMAYER, D. B., R. J. HOBBS, G. E. LIKENS, C. J. KREBS et S. C. BANKS (2011). “Newly discovered landscape traps produce regime shifts in wet forests”, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 108, n° 38, p. 15887-15891.
- LOPEZ, G., et M. J. MORO (1997). “Birds of Aleppo pine plantations in south-east Spain in relation to vegetation composition and structure”, *Journal of applied ecology*, vol. 34, n° 5, p. 1257-1272.
- LÖF, M., D. C. DEY, R. M. NAVARRO et D. F. JACOBS (2012). “Mechanical site preparation for forest restoration”, *New Forests*, vol. 43, n° 5-6, p. 825–848.
- MARTIN, P. H., C. D. CANHAM et P. L. MARKS (2009). “Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance”, *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, n° 3, p. 142-149.
- MARTIN, P. H., C. D. CANHAM et R. K. KOBE (2010). “Divergence from the growth–survival trade-off and extreme high growth rates drive patterns of exotic tree invasions in closed-canopy forests”, *Journal of Ecology*, vol. 98, n° 4, p. 778-789.
- MCCARTHY, J. W., et G. WEETMAN (2007). “Stand structure and development of an insect-mediated boreal forest landscape”, *Forest Ecology and Management*, vol. 241, n° 1-3, p. 101–114.
- MCKAY, H. M. (1996). “A review of the effect of stresses between lifting and planting on nursery stock quality and performance”, *New Forests*, vol. 13, n° 1-3, p. 369-399.
- MCLAREN, B., S. P. MAHONEY, T. S. PORTER et S. M. OOSENBURG (2000). “Spatial and temporal patterns of use by moose of pre-commercially thinned, naturally-regenerating stands of balsam fir in central Newfoundland”, *Forest Ecology and Management*, vol. 133, n° 3, p. 179-196.

- MESSIER, C., B. BIGUÉ et L. BERNIER (2003). "Using fast-growing plantations to promote forest ecosystem protection in Canada", *Unasylva*, vol. 54, n^{os} 214-215, p. 59-63.
- MESSIER, C., R. TITTLER, D. D. KNEESHAW, N. GÉLINAS, A. PAQUETTE, K. BERNINGER, H. RHEULT, P. MEEK et N. BEAULIEU (2009). "TRIAD zoning in Quebec: experiences and results after 5 years", *The Forestry Chronicle*, vol. 85, n^o 6, p. 885-896.
- MILLAR, C. I., N. L. STEPHENSON et S. L. STEPHENS (2007). "Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty", *Ecological Applications*, vol. 17, n^o 8, p. 2145-2151.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. *Données d'inventaire de connaissance dans le cadre du programme d'investissements sylvicoles dans la région du Bas-Saint-Laurent*, [Données non publiées].
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (2013). *Normes de stratification écoforestière – Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional*, Direction des inventaires forestiers, 101 p.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (2009). *Document explicatif du projet de loi sur l'occupation du territoire forestier*, Québec, gouvernement du Québec, 39 p.
- MORISSETTE, S., C. DESJARDINS, J. LAMOUREUX, L. CÔTÉ et C. MAISONNEUVE (2011). *Rapport d'étape du projet d'éclaircie commerciale expérimentale au lac Huguette dans la réserve faunique de Rimouski*, Rimouski, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Faune-Forêts-Territoire du Bas-Saint-Laurent, 70 p.
- MORNEAULT, A. E., B. J. NAYLOR, L. S. SCHAEFFER et D. C. OTHMER (2004). "The effect of Shelterwood harvesting and site preparation on eastern red-backed salamanders in white pine stands", *Forest Ecology and Management*, vol. 199, n^o 1, p. 1-10,
- MORONI, M. T., N. THIFFAULT, B. D. TITUS, C. MANTE et F. MAKESCHIN (2009). "Controlling kalmia and reestablishing conifer dominance enhances soil fertility indicators in central Newfoundland, Canada", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 39, n^o 7, p. 1270-1279.
- MOTTET, M.-J., G. PRÉGENT, M. PERRON, J. DEBLOIS et M.-C. LAMBERT (2010). *Régénération naturelle de l'épinette de Norvège au Québec: aucun signe d'envahissement*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 12 p. (Note de recherche forestière; 135).

- MUNSON, A. D., H. A. MARGOLIS et D. G. BRAND (1993). "Intensive silvicultural treatment: impacts on soil fertility and planted conifer response", *Soil Science Society of America Journal*, vol. 57, n° 1, p. 246-255.
- NATURE QUÉBEC (2008a). *Dossier noir de la réserve faunique de Matane : une réserve faunique qui ne réserve rien*, Québec, 8 p.
- NATURE QUÉBEC (2008b). *Dossier noir de la réserve faunique de Rimouski : une foresterie qui dégrade les habitats fauniques*, Québec, 4 p.
- NEWMMASTER, S. G., W. C. PARKER, F. W. BELL et J. M. PAETERSON (2007). "Effects of floor disturbances by mechanical site preparation on floristic diversity in central Ontario clearcut", *Forest Ecology and Management*, vol. 246, n° 2-3, p. 196-207.
- NILSSON, M.-C., et D. A. WARDLE (2005). "Understory vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 3, n° 8, p. 421-428.
- NOBLE, I. R., et R. DIRZO (1997). "Forests as human-dominated ecosystems", *Science*, vol. 277, n° 5325, p. 522-525.
- OBSERVATOIRE DE LA FORESTERIE DU BAS-SAINT-LAURENT (2002). *Valeurs que les gens du Bas-Saint-Laurent attribuent à la forêt publique*, 45 p.
- OBSERVATOIRE DE LA FORESTERIE DU BAS-SAINT-LAURENT (2005). *Rapport technique sur l'évaluation du potentiel d'éclaircie commerciale dans les plantations situées dans la forêt publique du Bas-Saint-Laurent*, 44 p.
- OBSERVATOIRE DE LA FORESTERIE DU BAS-SAINT-LAURENT (2007). *Habitats et biodiversité au Bas-Saint-Laurent : analyses et réflexion*, 11 p.
- OLIVER, C. D., et B. C. LARSON (1996). *Forest Stand Dynamics*, New York, John Wiley and Sons, 544 p.
- OLIVER, I. (2002). "An expert panel-based approach to the assessment of vegetation condition within the context of biodiversity conservation: Stage 1: the identification of condition indicators", *Ecological Indicators*, vol. 2, n° 3, p. 223-237.
- PÂQUET, J., et L. BÉLANGER (1997). "Public Acceptability Thresholds of Clearcutting to Maintain Visual Quality of Boreal Balsam Fir Landscapes", *Forest Science*, vol. 43, n° 1,1, p. 46-55.
- PÂQUET, J., et L. BÉLANGER (1998). *Stratégie d'aménagement pour l'intégration visuelle des coupes dans les paysages*, Charlesbourg, C. A. P. Naturels, Programme de mise

en valeur des ressources du milieu forestier du ministère des Ressources naturelles, 40 p.

- PAQUETTE, A., et C. MESSIER (2010). "The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 8, n° 1, p. 27-34.
- PAQUETTE, A., et C. MESSIER (2011). "The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests", *Global Ecology and Biogeography*, vol. 20, n° 1, p. 170-180.
- PAQUETTE, A., et C. MESSIER (2013). "Managing tree plantations as complex adaptive systems", dans MESSIER C., K. J. PUETTMANN et K. D. COATES, éditeurs, *Managing forests as complex adaptive systems: building resilience to the challenge of global change*, New York, EarthScan from Routledge, p. 368.
- PAQUETTE, A., B. FONTAINE, F. BERNINGER, K. DUBOIS, M. J. LECHOWICZ, C. MESSIER, J. M. POSADA, F. VALLADARES et J. BRISSON (2012). "Norway maple displays greater seasonal growth and phenotypic plasticity to light than native sugar maple", *Tree Physiology*, vol. 32, n° 11, p. 1339-1347.
- PARENT, B. (2010). *Ressources et industries forestières – Portrait statistique Édition 2010*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers, 498 p.
- PARIZEAU, L. (2011). *Impacts à moyen terme de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre et les passereaux nicheurs dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*, Mémoire de maîtrise, Québec, Université Laval, 42 p.
- PARK, A., et E. R. WILSON (2007). "Beautiful Plantations: can intensive silviculture help Canada to fulfill ecological and timber production objectives?" *The Forestry Chronicle*, vol. 83, n° 6, p. 825-839.
- PARKER, G. R., D. G. KIMBALL et B. DALZELL (1994). "Bird communities breeding in selected spruce and pine plantations in New Brunswick", *Canadian Field Naturalist*, vol. 108, n° 1, p. 1-9.
- PARKER, W. C., K. A. ELLIOTT, D. C. DEY et E. BOYSEN (2008). "Restoring southern Ontario forests by managing succession in conifer plantations", *The Forestry Chronicle*, vol. 84, n° 1, p. 83-94.

- PASTOR, J., B. DEWEY, R. MOEN, D. J. MLADENOFF, M. WHITE et Y. COHEN (1998). "Spatial patterns in the moose-forest-soil ecosystem on Isle Royale, Michigan, USA", *Ecological Applications*, vol. 8, n° 2, p. 411-424.
- PASTOR, J., B. DEWEY, R. J. NAIMAN, P. F. MCINNIS et Y. COHEN (1993). "Moose browsing and soil fertility in the boreal forests of Isle Royale National Park", *Ecology*, vol. 74, n° 2, p. 467-480.
- PAWSON, S. M., A. BRIN, E. G. BROCKEROFF, D. LAMB, D. B. LINDENMAYER, T. W. PAYN, A. PAQUETTE et J. A. PARROTTA (2013). "Plantation forests, climate change and biodiversity", *Biodiversity and Conservation*, vol. 22, n° 5, p. 1203-1227.
- PETERS, V. S., S. E. MACDONALD et M. R. T. DALE (2006). "Patterns of initial versus delayed regeneration of white spruce in boreal mixedwood succession", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 6, p. 1597-1609.
- PIOTTO, D. (2008). "A meta-analysis comparing tree growth in monocultures and mixed plantations", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, n°s 3-4, p. 781-786.
- PITT, D. G., A. MORNEAULT, W. C. PARKER, A. STINSON et L. LANTEIGNE (2009). "The effects of herbaceous and woody competition on planted white pine in a clearcut site", *Forest Ecology and Management*, vol. 257, n° 4, p. 1281-1291.
- PITT, D. G., R. G. WAGNER et W. D. TOWILL (2004). "Ten years of vegetation succession following ground-applied release treatments in young black spruce plantations", *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 21, n° 3, p. 123-134.
- POULIN, J.-F., et M.-A. VILLARD (2011). "Edge effects and matrix influence on the nest survival of an old forest specialist, the brown creeper (*Certhia Americana*)", *Landscape Ecology*, vol. 26, n° 7, p. 911-922.
- POWERS, R. F., D. A. SCOTT, F. G. SANCHEZ, R. A. VOLDSETH, D. PAGE-DUMROESE, J. D. ELIOFF et D. M. STONE (2005). "The North American long-term soil productivity experiment: findings from the first decade of research", *Forest Ecology and Management*, vol. 220, n°s 1-3, p. 31-50.
- PRÉGENT, G. (1998). *L'éclaircie des plantations*, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 38 p. (Mémoire de recherche forestière; 133).
- PRÉGENT, G. (2003). *Caractéristiques des arbres coupés et du peuplement résiduel à la première éclaircie commerciale de plantations résineuses*, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 54 p. (Mémoire de recherche forestière; 143).

- PRÉGENT, G., et J. MÉNÉTRIER (2009). *Hausse de la densité de reboisement pour pallier un manque de plants : remède ou placebo? Rapport hors-série*, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la recherche forestière, 18 p.
- PRÉGENT, G., G. PICHER et I. AUGER (2010). *Tarif de cubage, tables de rendement et modèles de croissance pour les plantations d'épinette blanche au Québec*, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, 73 p. (Mémoire de recherche forestière; 160).
- PRETZSCH, H. (2009). "Effects of species mixture on tree and stand growth", dans PRETZSCH, H., *Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model*, Springer, Berlin, p. 337-380.
- PRETZSCH, H., J. BLOCK, J. DIELER, P. H. DONG, U. KOHNLE, J. NAGEL, H. SPELLMANN et A. ZINGG (2010). "Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient" *Annals of Forest Science*, vol. 67, n° 7, p. 712.
- PRÉVOST, M., et N. THIFFAULT (2013). « La préparation de terrain », dans LAROUCHE, C., et autres, *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2, Les concepts et l'application de la sylviculture*, Québec, Les Publications du Québec, p. 135-157.
- PUETTMANN, K. J. (2011). "Silvicultural challenges and options in the context of global change : « simple » fixes and opportunities for new management approaches", *Journal of Forestry*, vol. 109, n° 6, p. 321-331.
- PUETTMANN, K. J., K. D. COATES et C. MESSIER (2009). *A critique of silviculture: managing for complexity*, Washington, DC, Island Press, 206 p.
- RADOSEVICH, S. R., et K. OSTERYONG (1987). "Principles governing plant-environment interactions", dans WALSTAD, J. D. et P. J. KUCH (éditeurs), *Forest Vegetation Management for Conifer Production*, New York, John Wiley and Sons, p. 105-156.
- RANGER, J. D. GELHAYE et M.-P. TURPAULT (2002). « Impact des plantations forestières traitées semi-intensivement sur la fertilité minérale des sols et la qualité de l'environnement », [En ligne], *Étude et gestion des sols*, vol. 9, n° 3, p. 159-176. [http://www.afes.fr/afes/egs/EGS_9_3_rangertexte.pdf].
- RANIUS, T., et J.-M. ROBERGE (2011). "Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species", *Biodiversity Conservation*, vol. 20, n° 13, p. 2867-2882.
- ROBERGE, J. M., et A. DESROCHERS (2004). « Comparaison des caractéristiques des gros chicots entre une sapinière primitive et une sapinière aménagée sur la péninsule

- gaspésienne, Québec », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 34, n° 11, p. 2382-2386.
- ROMPRÉ, G., Y. BOUCHER, L. BÉLANGER, S. CÔTÉ et W. D. ROBINSON (2010). « Conservation de la biodiversité dans les paysages forestiers aménagés : utilisation des seuils critiques d'habitat », *The Forestry Chronicle*, vol. 86, n° 5 , p. 572-579.
- ROY, M.-É. (2008). *Résultats de l'enquête téléphonique sur les valeurs forestières des résidents des régions de la Capitale-Nationale et du Saguenay-Lac-Saint-Jean – Rapport effectué dans le cadre du projet d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 55 p.
- ROY, M.-É., A. ROBERGE, L. DESCHÊNES et J. PÂQUET (2010). *Évaluation du processus de gestion participative du projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides*, Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 44 p.
- ROYO, A. A., et W. P. CARSON (2006). "On the formation of dense understory layers in forests worldwide: consequences and implications for forest dynamics, biodiversity, and succession", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 6, p. 1345-1362.
- RÜDISSER, J., E. TASSER et U. TAPPEINER (2012). "Distance to nature – A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level", *Ecological Indicators*, vol. 15, n° 1, p. 208-216.
- SANSREGRET, H., J. COURTOIS, L. BÉLANGER et J. HUOT (2000). *Effets de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique, les oiseaux forestiers et les petits mammifères dans la sapinière à bouleau blanc*, Université Laval, 33 p.
- SCHEFFER, M., et S. R. CARPENTER (2003). "Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation", *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18, n° 12, p. 648-656.
- SCHEFFER, M., S. CARPENTER, J. A. FOLEY, C. FOLKE et B. WALKER, (2001). "Catastrophic shifts in ecosystems", *Nature*, vol. 413, n° 6856, p. 591-596.
- SEDJO, R. A. (1999). "The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. Recent performance, future potentials, and environmental implications", *New Forests*, vol. 17, n° 1-3, p. 339-359.

- SEDJO, R., et D. BOTKIN (1997). "Using forest plantations to spare natural forests", *Environment*, vol. 39, n° 10, p. 14-30.
- SOULÉ, M. E., et D. SIMBERLOFF (1986). "What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves?", *Biological Conservation*, vol. 35, n° 1, p. 19-40.
- SPIECKER, H., J. HANSEN, E. KLIMO, J. P. SKOVSGAARD, H. STERBA et K. V. TEUFFEL (2004). *Norway Spruce Conversion – Options and Consequences*, Boston, Brill Academic Publishers, 269 p. (EFI Research Report; 18).
- STAINES, B. W. (1983). "The conservation and management of mammals in commercial plantations with special reference to the uplands", dans HARRIS, E. H. M., *Forestry and Conservation*, Royal Forestry Society, p. 38-51.
- STEPHENS, S. S., et M. R. WAGNER (2007). "Forest plantations and biodiversity: a fresh perspective", *Journal of Forestry*, vol. 105, n° 6, p. 307-313.
- SULLIVAN, T. P., D. S. SULLIVAN, P. M. F. LINDGREN et D. B. RANSOME (2007). "Long-term responses of ecosystem components to stand thinning in young lodgepole pine forest. IV – Relative habitat use by mammalian herbivores", *Forest Ecology and Management*, vol. 240, n°s 1-3, p. 32-41.
- SWIFT, K. I., et F. W. BELL (2011) "What are the environmental consequences of using silviculturally effective forest vegetation management treatments?", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 201-216.
- SZARO, R. C., et C. E. PETERSON (2004). "Evolving approaches toward science-based management", *Forest Snow and Landscape Research*, vol. 78, n°s 1-2, p. 9-20.
- THIBODEAU, L., P. RAYMOND, C. CAMIRÉ et A. D. MUNSON (2000). "Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 30, n° 2, p. 229-238.
- THIFFAULT, N., V. ROY, J. MÉNÉTRIER, G. PRÉSENT et A. RAINVILLE (2013). « La plantation », dans LAROUCHE, C., et autres, *Le guide sylvicole du Québec, Tome 2, Les concepts et l'application de la sylviculture*, Québec, Les Publications du Québec, p. 197-225.
- THIFFAULT, N., et R. JOBIDON (2006). "How to shift unproductive *Kalmia angustifolia* – *Rhododendron groenlandicum* heath to productive conifer plantation", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 36, n° 10, p. 2364-2376.

- THIFFAULT, N., et V. ROY (2011). "Living without herbicides in Québec (Canada): Historical context, current strategy, research and challenges in forest vegetation management", *European Journal of Forest Research*, vol. 130, n° 1, p. 117-133.
- THIFFAULT, N., B. LAFLEUR, V. ROY et J. DEBLOIS (2012). "Large planting stock type and mechanical release effects on the establishment success of *Picea glauca* plantations in Quebec, Canada", *International Journal of Forestry Research*, vol. 2012, p. 1-12.
- THIFFAULT, N., G. CYR, G. PRÉSENT, R. JOBIDON et L. CHARETTE (2004). « Régénération artificielle des pessières noires à éricacées : effets du scarifiage, de la fertilisation et du type de plants après 10 ans », *The Forestry Chronicle*, vol. 80, n° 1, p. 141-149.
- THIFFAULT, N., G. PICHER et I. AUGER (2012). "Initial distance to *Kalmia angustifolia* as a predictor of planted conifer growth", *New Forests*, vol. 43, n° 5, p. 849-868.
- THOMPSON, I., B., MACKAY, S. McNULTY et A. MOSSELER (2009). *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change – A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*, Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 67 p. (Technical Series; 43).
- THOMPSON, I. D. (1988). "Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal ontario", *The Forestry Chronicle*, vol. 64, n° 3, p. 251-261.
- THOMPSON, I. D., J. A. BAKER et M. TER-MIKAELIAN (2003). "A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 177, n° 1-3, p. 441-69.
- TITTLER, R., C. MESSIER et A. FALL (2012). "Concentrating anthropogenic disturbance to balance ecological and economic values: applications to forest management", *Ecological Applications*, vol. 22, n° 4, p. 1268-1277.
- TOBNER, C. M., A. PAQUETTE, P. B. REICH, D. GRAVEL et C. MESSIER. "Advancing biodiversity – Ecosystem functioning science with the use of high-density tree-based experiments" [À paraître dans *Oecologia*, 2013].
- TREMBLAY, P., J.-F. BOUCHER, M. TREMBLAY et D. LORD (2013). "Afforestation of Boreal Open Woodlands: Early Performance and Ecophysiology of Planted Black Spruce Seedlings", *Forests*, vol. 4, n° 2, p. 433-454.
- TROMBULAK, S., et C. FRISSELL (2000). "Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities", *Conservation biology*, vol. 14, n° 1, p. 18-30.

- VAILLANCOURT, M.-A. (2007). *Caractérisation de la disponibilité des arbres potentiels à la nidification du garrot d'Islande dans la forêt boréale de l'est du Québec*, Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 99 p.
- VAILLANCOURT, M.-A., P. DRAPEAU, S. GAUTHIER et M. ROBERT (2008). "Availability of standing trees for large cavity-nesting birds in the eastern boreal forest of Québec, Canada", *Forest Ecology and Management*, vol. 255, n° 7, p. 2272-2285.
- VAN DIJK, A. I. J. M., et R. J. KEENAN (2007). "Planted forests and water in perspective", *Forest Ecology and Management*, vol. 251, n° 1-2, p. 1-9.
- VANDEN BROECK, A., M. VILLAR, E. VAN BOCKSTAELE et J. VANSLYCKEN (2005). "Natural hybridization between cultivated poplars and their wild relatives: evidence and consequences for native poplar populations", *Annals of Forest Science*, vol. 62, n° 7, p. 601-613.
- VEHVILÄINEN, H., et J. KORICHEVA (2006). "Moose and vole browsing patterns in experimentally assembled pure and mixed forest stands", *Ecography*, vol. 29, n° 4, p. 497-506.
- VÉZINA, P.-É., et H. FALARDEAU (1988). « Le développement de peuplements de conifères sur une période de 50 ans après la coupe », *The Forestry Chronicle*, vol. 64, n° 4, p. 329-333.
- VILLARD, M.-A., M. J. MAZEROLLE et S. HACHÉ (2012). « L'impact des routes, au-delà des collisions : le cas des oiseaux forestiers et des amphibiens », *Le Naturaliste canadien*, vol. 136, n° 2, p. 61-65.
- VITOUSEK, P. M., et J. M. MELILLO (1979). "Nitrate losses from disturbed forests: Pattern and mechanisms", *Forest Science*, vol. 25, n° 4, p. 605-619.
- WAGNER, R. G., et A. P. ROBINSON (2006). "Critical period of interspecific competition for four northern conifers: 10-year growth response and associated vegetation dynamics", *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 3, n° 10, p. 2474-2485.
- WAGNER, R. G., K. M. LITTLE, B. RICHARDSON et K. L. McNABB (2006). "The role of vegetation management for enhancing productivity of the world's forests", *Forestry*, vol. 79, n° 1, p. 57-79.
- WALKER, B., C. S. HOLLING, S. R. CARPENTER et A. KINZIG (2004). "Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems", *Ecology and Society*, vol. 9, n° 2, p. 5.

- WANG, S., et H. Y. H. CHEN (2010). "Diversity of northern plantations peaks at intermediate management intensity", *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 3, p. 360-366.
- WHITTINGTON, J., M. HEBBLEWHITE, N. J. DECESARE, L. NEUFELD, M. BRADLEY, J. WILMSHURST et M. MUSIANI (2011). "Caribou encounters with wolves increase near roads and trails: a time-to-event approach", *Journal of Applied Ecology*, vol. 48, n° 6, p. 1535-1542.
- WIENSZYK, A., K. SWIFT, A. MORNEAULT, N. THIFFAULT, K. SZUBA et F. W. BELL (2011). "An overview of the efficacy of vegetation management alternatives for conifer regeneration in boreal forests", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 175-200.
- WILSHUSEN, P. R., et R. L. WALLACE (2009). "Integrative problem-solving: the policy sciences as a framework for conservation policy and planning", *Policy Sciences*, vol. 42, n° 2, p. 91-93.
- WINTER, S. (2012). "Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management", *Forestry*, vol. 85, n° 2, p. 293-304.
- WINTER, S., H. S. FISCHER et A. FISHER (2010). "Relative quantitative reference approach for naturalness assessments of forests", *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 8, p. 1624-1632.
- WYATT, S., M.-H. ROUSSEAU, S. NADEAU, N. THIFFAULT et L. GUAY (2011). "Social concerns, risk and the acceptability of forest vegetation management alternatives: Insights for managers", *The Forestry Chronicle*, vol. 87, n° 2, p. 274-289.
- YELLE, V., L. BÉLANGER et J. PÂQUET (2008). « Acceptabilité visuelle des coupes forestières pour la pessière noire : comparaison de la coupe à blanc traditionnelle et de différents types de rétention végétale chez divers groupes d'intérêt issus d'une région ressource forestière », *Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 38, n° 7, p. 1983-1995.
- ZHANG, Y., H. Y. H. CHEN et P. B. REICH (2012). "Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: a global meta-analysis", *Journal of Ecology*, vol. 100, n° 3, p. 742-749.