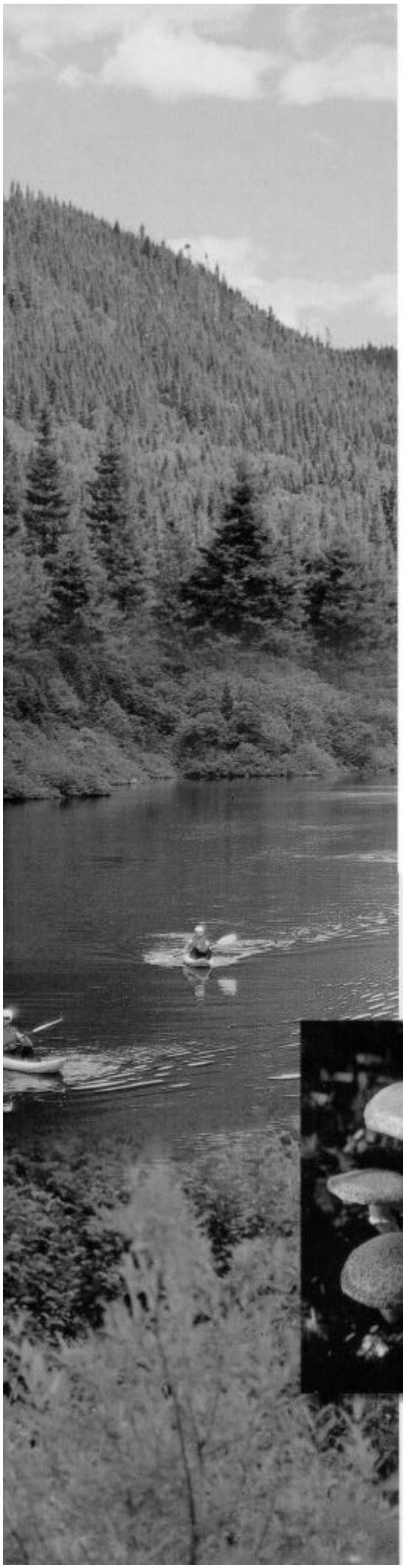
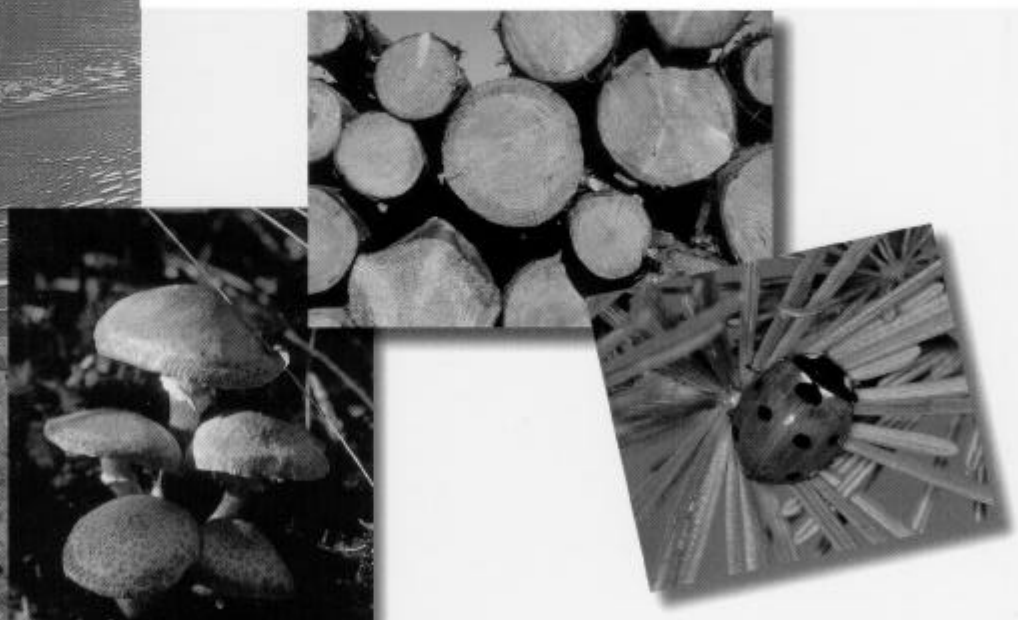


Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier

Le traitement d'éclaircie précommerciale
pour le groupe de production
prioritaire SEPM

Avis scientifique



Québec

Le traitement d'éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM

Avis scientifique

par

le Comité consultatif scientifique
du Manuel d'aménagement forestier

composé de

Steve BÉDARD, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)
Jean BÉGIN, ing.f., M.Sc., D.Sc. (UL – FFG)
Louis DE GRANDPRÉ, biol., *Ph.D.* (SCF – CFL)
Louis DUCHESNE, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)
Pierre GRONDIN, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)
Jean-Pierre JETTÉ, ing.f. (MRN – DEF)
Robert JOBIDON, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (MRN – DRF) *
Jean-Martin LUSSIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (SCF – CFL)
David POTHIER, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (MRN – DRF)
Guy PRÉGENT, ing.f., M.Sc. (MRN – DRF)
Jean-Claude RUEL, ing.f., M.Sc., *Ph.D.* (UL – FFG)

* Président du Comité

Gouvernement du Québec
Forêt Québec
Ministère des Ressources naturelles
Direction de la recherche forestière
Août 2002

On peut citer tout ou partie de ce texte en indiquant la référence
© Gouvernement du Québec

Préface

Le Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier a été constitué à la demande du Comité permanent du Manuel d'aménagement forestier, pour répondre aux interrogations soulevées par celui-ci en matière d'état des connaissances scientifiques. Pour ce faire, le Comité fournit un avis scientifique qui remplit le mandat précis qui lui est confié. Dans la mesure du possible, l'avis produit comporte deux préoccupations prépondérantes, l'une concernant la production forestière, l'autre concernant la biodiversité et la fertilité des stations. La composition du Comité reflète ces préoccupations.

Un avis scientifique est formulé d'abord sur la base de l'état actuel des connaissances scientifiques, puis sur la base de l'opinion des experts. L'état des connaissances est fondé sur la littérature scientifique, les thèses universitaires, la littérature technique et enfin sur les connaissances ou savoir-faire acquis de spécialistes ou praticiens. Une attention particulière a été apportée pour que le lecteur puisse distinguer les énoncés qui s'appuient sur la littérature de ceux qui expriment un point de vue, une hypothèse, voire une appréhension.

Pour la production de ses avis, le Comité a adopté un fonctionnement de type réseau. Normalement, deux cellules de travail sont constituées pour documenter et produire un avis concernant chacune des deux préoccupations. Chaque cellule regroupe des membres du Comité où chacun met à profit la collaboration de son réseau scientifique.

Les versions préliminaires sont discutées et critiquées en Comité pour convenir d'une position commune. Le cas échéant, l'avis pourrait énoncer plus d'une position au sein du Comité, en rapport avec une question particulière; les motifs qui justifient de présenter plus d'une position seraient alors exposés.

Le mandat confié au Comité a été préparé par le Comité permanent. Il a pour sujet l'application du traitement d'éclaircie précommerciale (EPC) pour le groupe de production SEPM. Le libellé en est le suivant :

« L'éclaircie précommerciale est un traitement sylvicole qui a connu une progression fulgurante au cours des dernières années. Le Manuel d'aménagement forestier, 3e édition, attribue un rendement de plantation aux peuplements traités en éclaircie précommerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM; pour obtenir ce rendement, la superficie traitée doit contenir entre 1 875 et 3 125 arbres d'avenir éclaircis et uniformément répartis par hectare.

Cependant, plusieurs intervenants s'interrogent sur l'application systématique d'un rendement équivalent au rendement de plantation pour chaque hectare traité en EPC.

Monsieur Jacques Savard, ing.f., de la Direction des programmes forestiers, a présenté au Comité de liaison interne et au Comité permanent du Manuel d'aménagement forestier un dossier qui identifie les variables qui influencent les rendements de l'éclaircie précommerciale et leur sensibilité spécifique liés à leur application sur le terrain.

Suite à cette présentation, les membres du Comité permanent adhèrent aux principes suivants :

- permettre une meilleure répartition de la capacité de production d'un site donné sur un nombre restreint de tiges;
- augmenter la valeur des produits par un gain du dhp moyen;
- diminuer l'âge de révolution technique;
- orienter la production prioritaire par un gain de la proportion des essences recherchées;
- faciliter l'application de l'éclaircie commerciale de par son effet d'amélioration de la structure du peuplement traité;
- améliorer la résistance aux insectes et aux maladies.

Compte tenu de ce qui précède, le Comité permanent sollicite un avis documenté sur les questions qui suivent :

1. Est-ce qu'une superficie forestière **d'origine naturelle éduquée (CPRS + EPC)** et une superficie **d'origine artificielle (Plantation + entretien)** produiront un volume marchand équivalent de fibres à maturité si elles possèdent les caractéristiques communes suivantes :
   - même IQS (génétique et caractéristiques de la station);
   - même essence ou essences équivalentes (épinette blanche, sapin baumier);
   - coefficients de distribution de tiges éclaircies qui soient équivalents);
   - structure verticale équivalente.

Outre ces caractéristiques, quels sont les autres facteurs à prendre en compte, le cas échéant, pour établir la comparaison des rendements entre ces deux superficies?

2. Est-ce que le volume marchand à l'âge de maturité fibre peut être augmenté par une EPC dans un peuplement naturel composé d'une seule essence principale (ex. : pessière)?

3. Est-ce que le remplacement du critère actuellement en vigueur dans le Manuel, soit le nombre de tiges éclaircies par hectare, par un coefficient de tiges éclaircies supérieur à 70 % est un critère approprié pour nous assurer de l'atteinte d'un rendement équivalent à celui d'une plantation réussie?

4. Combien de tiges feuillues (Peu, Bou ou Pins) peut-on tolérer sur une superficie traitée sans en affecter le rendement résineux (vocation SEPM)? Si on peut les tolérer, de quelle façon doit-on les éclaircir (puits de lumière ou systématique)?

5. Lors de la réalisation d'une EPC, devrait-on se limiter à traiter uniquement les tiges dominantes et codominantes du peuplement?

   Quelle est l'importance de la contribution des tiges en sous-étage dans le rendement à maturité du peuplement?

   À partir de quelle hauteur une tige peut être comptabilisée dans les tiges éclaircies?

6. Y a-t-il une différence significative au niveau des propriétés mécaniques des tiges d'un peuplement naturel éclairci *vs* celles d'un peuplement naturel non traité?

7. La méthode pour l'établissement de l'IQS présenté dans « Les instructions relatives à l'application… » est-elle adéquate?

   Existe-t-il d'autres méthodes plus simples d'application sur le terrain?

8. Quel est l'impact sur le rendement du maintien de certains éléments de biodiversité (arbres fruitiers, arbres feuillus)? »

Pour formuler le présent avis scientifique, le Comité a débuté ses travaux par une présentation de M. Jacques Savard (MRN – DPF), intitulée : « Rendement de l'éclaircie dans les productions prioritaires SEPM ».

Les travaux se sont poursuivis en cellules de travail et en comité. Plusieurs personnes ont apporté une contribution importante et fort appréciée, qui apparaît en page titre de chacune des annexes, ou encore citée dans le texte sous la forme d'une communication personnelle. Il convient notamment de souligner les contributions d'auteur de MM. Frédéric Bujold (UL – FFG), Guillaume Cyr (MRN – DRF) et André Rainville (MRN – DRF), pour la rédaction de certaines annexes. Le Comité est redevable à ces personnes et les remercie sincèrement pour l'enthousiasme qu'elles ont manifesté et la qualité de la collaboration accordée.

Le présent avis comporte un sommaire qui résume succinctement l'avis scientifique. Celui-ci est partagé en deux chapitres, l'un sur les critères et la production forestière, l'autre sur les impacts sur la biodiversité du traitement d'éclaircie précommerciale. Le lecteur trouvera en plus huit annexes qui abordent plus en détail, soit les réponses aux questions soulevées par le Comité du Manuel, soit des questions qui méritaient un développement davantage élaboré en relation avec le traitement : les insectes ravageurs, la fertilité des sols, les plantations et la biodiversité (génétique, floristique et faunique) y incluant l'aménagement forestier écosystémique.

Enfin, le Comité remercie sincèrement M. Pierre Bélanger pour la révision linguistique des textes et l'édition de l'avis, de même que Mmes Nathalie Langlois et Sylvie Bourassa pour la mise en page des textes.

Robert Jobidon
Président du Comité

Sommaire

Cet avis porte sur les critères d'admissibilité, les normes d'application et les hypothèses de rendement associés à l'éclaircie précommerciale (EPC), traitement qui s'applique aux strates du groupe de production prioritaire «sapin, épinette, pin gris et mélèze » (SEPM). Il aborde aussi les impacts probables de ce traitement dans une perspective d'aménagement durable. Il est important de mentionner que ce traitement ne devrait pas s'appliquer dans un peuplement pour lequel on veut conserver ou façonner une structure irrégulière. De plus, il faut distinguer deux types de peuplements réguliers dans lesquels ce traitement peut s'appliquer : les plantations et les peuplements naturels. Ces deux types de peuplement se distinguent, entre autres, par leurs structures horizontale et verticale qui ont pour effet de modifier substantiellement les critères d'admissibilité et d'application de l'EPC.

L'application de l'EPC est principalement justifiée par la hausse d'accroissement en diamètre des arbres traités qui leur procure une plus grande valeur monétaire malgré leur plus fort défilement. Plusieurs autres avantages découlent de l'application de l'EPC, mais il faut souligner qu'une augmentation du volume marchand à l'hectare à l'âge d'exploitabilité absolu ne fait pas partie de ces avantages.

L'éclaircie précommerciale a pour but de redistribuer le potentiel de croissance d'une station sur un plus petit nombre d'arbres bien distribués. Pour obtenir une réaction positive des arbres, cet objectif implique qu'avant l'application du traitement, le peuplement ait une hauteur de 2-3 m et soit établi sur une station de bonne qualité. Pour les peuplements naturels composés en majorité de sapins et d'épinettes, la densité du peuplement avant le traitement doit être d'au moins 8 000 tiges/ha pour être admissible à une EPC, mais dans le cas de peuplements dominés par le pin gris, ce critère se situerait plutôt à 4 000 tiges/ha. L'EPC devrait conserver 2 500 tiges/ha (± 25 %) uniformément espacées et bien distribuées sur le territoire de façon à utiliser le plein potentiel de croissance du site. Par ailleurs, il faut bien comprendre que la production marchande résineuse à maturité devrait diminuer proportionnellement au nombre de tiges feuillues laissées après l'intervention. De plus, pour un même nombre de tiges feuillues après l'EPC, cette diminution du volume résineux sera plus importante dans le cas du peuplier

que dans celui du bouleau ou du cerisier de Pennsylvanie. Toutefois, nous croyons que la présence d'arbustes ou d'arbrisseaux comme le sorbier n'affectera le volume escompté de résineux que de façon négligeable.

Dans le cas des plantations, l'homogénéité de la structure verticale fait en sorte qu'à densité égale, la compétition entre les arbres est beaucoup plus forte que dans un peuplement naturel. En conséquence, le nombre de tiges rendant admissible l'application d'une EPC dans une plantation est plus faible que dans un peuplement naturel. Le nombre de tiges après l'EPC devrait se situer autour de 2 000/ha (± 25 %), mais le nombre exact devrait être fixé selon le diamètre désiré des arbres que l'on veut récolter lors de la prochaine éclaircie commerciale et par le délai entre l'EPC et l'éclaircie commerciale. Il faut aussi souligner que dans le but de protéger l'investissement initial, on devrait profiter de l'EPC pour éliminer tous les feuillus des stations plantées sauf dans le cas d'îlots où aucun résineux ne serait présent.

Dans le cas des peuplements naturels, la production des peuplements éclaircis sera similaire à celle d'un peuplement naturel non éclairci, de même indice de qualité de station et de même indice de densité relative. Cependant, pour les peuplements de plus de 40 000 tiges/ha, l'EPC aura pour effet d'éviter une baisse de production marchande en rétablissant la croissance en hauteur des arbres. Pour les plantations, on ne devrait attribuer un rendement de plantation que si les étages dominant et codominant sont constitués principalement des arbres plantés et continuent de l'être jusqu'à leur maturité.

Impacts sur la biodiversité

Dans un contexte d'aménagement forestier durable, il est nécessaire d'évaluer et de limiter les impacts des traitements sylvicoles sur la diversité biologique. Cet avis présente les principales inquiétudes relatives au traitement de l'éclaircie précommerciale (EPC) et les pistes de solution élaborées dans une optique de développement durable de nos forêts. La principale inquiétude qu'entraîne l'EPC est liée à son utilisation à grande échelle. Tel que prescrit actuellement, ce traitement tend à uniformiser la composition et la structure à l'échelle des peuplements et des paysages forestiers. Il apparaît donc important de planifier les EPC afin d'éviter la simplification des paysages forestiers aménagés.

En plus de l'homogénéisation des paysages forestiers, d'autres inquiétudes ont été identifiées. La raréfaction de certaines essences secondaires comme le pin blanc, le thuya et de quelques espèces arbustives apparaît préoccupante. Une application trop généralisée de l'EPC pourrait provoquer, à court terme, la diminution de jeunes peuplements denses dans les paysages et une modification du processus de l'autoéclaircie. Certaines espèces fauniques sont aussi touchées directement par l'application de

l'EPC. Des études sur le lièvre montrent que la diminution de l'obstruction visuelle entraîne des chutes importantes des populations dans les secteurs traités. Les prédateurs du lièvre pourraient subir le même sort.

Afin de réduire les impacts de l'application de ce traitement sur la biodiversité, nous proposons certaines recommandations :

1) Tout d'abord, les modalités d'application du traitement pourraient être modifiées de manière à :
   - conserver tous les arbustes, arbrisseaux et autres espèces végétales qui ne nuisent pas aux tiges éclaircies;
   - protéger en priorité les tiges des essences secondaires comme le thuya ou le pin blanc et le bouleau jaune.
2) Pour éviter que l'impact local soit trop grand, on devrait répartir le traitement dans l'espace et dans le temps. Ceci peut se faire par une dispersion adéquate des unités de traitement et une attente, par exemple de quatre ans, avant de traiter l'unité contiguë.
3) Pour favoriser une certaine diversification à l'intérieur des unités de traitement, on devrait conserver au moins 10 % de la surface en îlots non traités lorsque l'unité de traitement dépasse 40 ha.
4) Limiter la proportion de peuplements traités afin de conserver des peuplements denses dans le paysage. Nous proposons que sur une base quinquennale et à l'échelle d'une unité d'aménagement, un maximum de 66 % des superficies éligibles (rapport de : surfaces reboisées + surfaces traitées en EPC / superficies éligibles) puissent être traitées selon les recommandations précédentes. Si ce seuil (66 %) est actuellement dépassé, on devrait prévoir :
   - une réduction progressive des surfaces traitées par la mise en œuvre de scénarios sylvicoles de substitution;
   - qu'au moins la moitié des superficies excédentaires soit exempte de traitement;
   - que l'autre moitié des superficies résiduelles fasse l'objet d'expérimentations de traitements substitutifs (par ex. : éclaircie par puits de lumière).
5) Des variantes du traitement pourraient servir à la reconstitution des structures et des compositions déjà raréfiées dans certaines régions.
6) Des recherches devraient être entreprises pour : a) définir des seuils critiques de superficies au-delà desquels les EPC compromettraient l'atteinte d'objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage; b) fixer des seuils critiques de maintien d'espèces feuillues au sein des aires traitées,

en relation avec la fertilité des écosystèmes forestiers; c) définir un modèle de dispersion optimal des superficies non traitées en EPC; d) concevoir des méthodes de rechange telle l'EPC par puits de lumière ou l'EPC d'hiver; et e) étudier les effets du traitement sur la végétation et la faune.

Table des matières

page

Préface iii

Sommaire vii

Chapitre premier - Aspects dendrométriques 1

1.1 Raisons justifiant l'application de l'éclaircie précommerciale 2

1.2 Critères d'admissibilité 2

1.3 Critères d'application pour les plantations 3

1.4 Critères d'application pour les peuplements naturels 4

1.5 Hypothèse de production 5

Chapitre deux - Impacts sur la biodiversité 7

2.1 Composition floristique 7

2.2 Structure 9

2.3 Habitats fauniques 10

2.4 Recommandations 10

Références bibliographiques..... 13

Annexe 1 – Réponses aux questions posées par le Comité du Manuel d'aménagement forestier au sujet de l'éclaircie précommerciale 17

Annexe 2 – Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la résistance des peuplements à la tordeuse des bourgeons de l'épinette et autres insectes et maladies 41

page

Annexe 3 – Effets de l'éclaircie précommerciale sur la fertilité des sols 61

Annexe 4 – Relations entre le nombre de tiges et le dhp des tiges coupées à la première éclaircie commerciale des plantations résineuses 67

Annexe 5 – Relations entre l'éclaircie précommerciale en plantations d'épinette et la diversité floristique 73

Annexe 6 – Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la diversité génétique 81

Annexe 7 – Maintien des objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage, du type écologique et du peuplement : une analyse orientée vers l'éclaircie précommerciale 85

Annexe 8 – Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la faune 107

Chapitre premier

Aspects dendrométriques

Cet avis porte sur les critères d'admissibilité, les normes d'application et les hypothèses de rendement associés à l'éclaircie précommerciale, traitement qui s'applique aux strates de production prioritaire sapin, épinette, pin gris et mélèze (SEPM) de même que sur les impacts probables de ce traitement dans une perspective d'aménagement durable (voir Annexe 1). Dans un premier temps, il est important de mentionner que ce traitement ne devrait pas s'appliquer à un peuplement pour lequel on veut conserver ou façonner une structure irrégulière parce que le but poursuivi est essentiellement de constituer des peuplements de structure régulière. De plus, il importe de distinguer deux types de peuplements réguliers dans lesquels ce traitement peut être appliqué : les plantations et les peuplements naturels. Les plantations sont des peuplements composés d'arbres espacés régulièrement et dont la structure verticale est relativement homogène. Ils font aussi l'objet d'investissements importants qu'il est nécessaire de protéger jusqu'à la coupe finale, ce qui implique que les espèces ligneuses autres que celles plantées devraient être éliminées à cette étape, dans la mesure du possible. Dans ce cas, l'objectif visé est de maintenir les arbres plantés dans les étages dominant et codominant sans quoi les rendements escomptés de ces plantations ne pourront être atteints. Par ailleurs, les peuplements naturels ont des structures verticales parfois très hétérogènes, sont souvent composés de plusieurs espèces et occupent généralement des superficies beaucoup plus importantes que les plantations dans la zone de la forêt boréale.

1.1 Raisons justifiant l'application de l'éclaircie précommerciale

La hausse d'accroissement en diamètre des arbres devrait constituer la principale raison justifiant l'application de l'éclaircie précommerciale (EPC). Cette hausse a été observée par plusieurs auteurs (VÉZINA et DOUCET 1969, PIENE 1982, KER 1987, POTHIER et MARGOLIS 1991, CURTIS 1994, MORRIS *et al.* 1994, ZHANG *et al*. 1998, BRISSETTE *et al.* 1999, JOBIDON 2000, RICE *et al.* 2001, POTHIER 2002). Malgré leur plus fort défilement et, conséquemment, leur plus forte perte en bois de sciage, les arbres de peuplements éclaircis ont généralement une plus grande valeur monétaire que ceux des peuplements non traités à cause de leur plus gros diamètre (ZHANG *et al*. 1998). Plusieurs autres avantages peuvent aussi découler de l'application d'une éclaircie précommerciale : sélection des arbres d'avenir, modification de la composition des peuplements, préparation de la structure du peuplement en vue d'une éclaircie commerciale, réduction des frais d'exploitation et de transformation lors des coupes subséquentes, réduction de l'âge d'exploitabilité technique (production plus rapide de volume marchand, mais pas plus forte à l'âge d'exploitabilité absolu), et création d'emplois.

Il est habituellement admis que l'EPC permet d'augmenter la résistance des peuplements à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). Toutefois, les résultats des nombreux travaux effectués sur le sujet montrent que l'EPC peut augmenter, réduire ou n'avoir aucun impact sur les pertes ligneuses engendrées par la TBE (BAUCE *et al*. 2001, voir Annexe 2). Finalement, l'élimination d'arbres causée par l'EPC engendre une hausse de la température du sol et produit une accélération de la minéralisation de l'azote, ce qui contribue à augmenter la fertilité du sol pendant les premières années suivant le traitement (PIENE 1978, THIBODEAU *et al*. 2000). Cependant, les résultats des études sur la contribution des essences pionnières au cycle des éléments minéraux soulèvent des appréhensions quant aux effets de l'EPC sur le maintien de la fertilité à long terme des écosystèmes forestiers si le traitement réduit trop fortement l'espace occupé par des espèces compagnes (voir Annexe 3).

1.2 Critères d'admissibilité

L'éclaircie précommerciale a pour but de redistribuer le potentiel de croissance d'une station sur un plus petit nombre d'arbres bien distribués. Pour obtenir une réaction positive des arbres, cet objectif implique qu'avant l'application du traitement, les arbres devaient être en nombre suffisant pour entraver mutuellement leur croissance individuelle. De plus, les arbres doivent être suffisamment développés pour qu'une certaine différenciation sociale ait commencé à s'établir et pour qu'ils puissent s'affranchir de la végétation compétitive après l'application du traitement. Cependant, ils doivent être suffisamment jeunes pour que les propriétés de leur cime leur permettent de réagir rapidement et efficacement au traitement. Ces conditions sont généralement remplies dans des peuplements denses de 2-3 m de hauteur établis sur de bonnes qualités de station. On devrait d'ailleurs éviter d'appliquer ce traitement sur des stations de

faible qualité, notamment s'il y a présence de sols organiques. Puisqu'à ce stade de développement, l'ampleur de la réaction de la croissance des arbres éclaircis devrait être proportionnelle à la densité du peuplement avant traitement, un peuplement naturel admissible à ce traitement doit, selon nous, comporter au moins 8000 tiges/ha lorsqu'il se compose en majorité de sapins ou d'épinettes, et d'au moins 4 000 tiges/ha lorsque l'espèce principale est le pin gris. Ce nombre, qui peut paraître élevé, tient compte de la structure verticale parfois bien développée d'un jeune peuplement issu de la régénération établie sous le couvert du peuplement précédent et libérée par une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). En effet, pour qu'un peuplement puisse subir une éclaircie précommerciale, il faut s'assurer que les arbres à éliminer nuisent vraiment à la croissance des arbres d'avenir. Dans un peuplement où la structure verticale est bien développée, ce critère ne peut être atteint que si le nombre de tiges présentes est suffisamment grand.

Dans le cas des plantations, la stratification verticale est généralement moins accentuée de sorte que la perception du nombre de tiges devient différente. Ainsi, pour un même nombre de tiges avant l'éclaircie précommerciale, la compétition devrait être plus forte en plantation qu'en peuplement naturel. En conséquence, le nombre de tiges résiduelles devrait être différent pour les plantations. Dans ce cas, l'objectif de l'éclaircie précommerciale est le maintien des arbres plantés dans les étages dominant et codominant et de ne tolérer la présence d'aucun feuillu dans ces étages. De plus, l'éclaircie précommerciale doit permettre l'atteinte de cet objectif jusqu'au moment de la première éclaircie commerciale. Le traitement devra également favoriser la croissance des plus beaux arbres tout en éliminant les arbres déformés ou blessés qui n'auront aucune valeur pour le sciage.

1.3 Critères d'application pour les plantations

L'éclaircie précommerciale des plantations s'inscrit à l'intérieur d'un scénario sylvicole qui s'étend de la récolte des semences jusqu'à la coupe finale. Les décisions prises au moment de l'éclaircie précommerciale auront des répercussions au cours de toutes les étapes subséquentes. Ainsi, le diamètre moyen des arbres coupés à la première éclaircie commerciale dépend de plusieurs facteurs : la surface terrière au moment de cette éclaircie (ou le moment de son exécution), le type d'éclaircie, l'intensité d'éclaircie (dans le cas de l'éclaircie sélective), l'essence et le nombre de tiges (PRÉGENT 2002, voir Annexe 4). Le nombre de tiges a un impact prépondérant sur le diamètre moyen des arbres récoltés à la première éclaircie commerciale. Un nombre élevé de tiges laissées sur pied à l'éclaircie précommerciale nécessitera une éclaircie subséquente plus hâtive et une récolte en volume et en dimensions de tiges moins intéressante. En conséquence, le nombre de tiges à laisser au moment de l'éclaircie précommerciale ne doit pas être trop élevé afin de ne pas nuire à la rentabilité de la première éclaircie commerciale. Le nombre de tiges résiduelles devrait être partiellement établi en fonction des dimensions recherchées à la première éclaircie commerciale (REUKEMA 1975). Compte tenu de la difficulté de

rentabiliser la première éclaircie, de son importance pour la conduite du peuplement (PRÉGENT 1998), de la difficulté de la mise en marché des petits bois et de la plus grande homogénéité de la structure des plantations, un nombre de tiges résiduelles de 2000 tiges/ha ±25 % apparaît raisonnable. Toutefois, plus ce nombre sera élevé, plus la première éclaircie commerciale devra être effectuée hâtivement et moins elle sera rentable. Même si ces liens entre l'éclaircie précommerciale et l'éclaircie commerciale ont été davantage explorés à partir d'expériences faites en plantations, les principes ainsi établis sont valides pour les forêts naturelles.

1.4 Critères d'application pour les peuplements naturels

Puisque les résultats des travaux de recherche sur l'éclaircie précommerciale ne nous permettent pas de tester la validité de conserver 2500 tiges/ha ± 25 %, nous maintenons ce critère d'application. Ces arbres devraient être uniformément espacés les uns des autres et être bien distribués sur le territoire de façon à pouvoir utiliser pleinement le potentiel de croissance du site. Toutefois, pour des raisons de conservation de la qualité des habitats fauniques, il peut être envisagé de n'éclaircir qu'un nombre restreint de tiges/ha (entre 600 et 800) autour desquelles les compétiteurs seraient éliminés à l'intérieur d'un certain rayon (SCHNEIDER 2001, KARLSSON *et al*. 2002). Cette façon de procéder laisserait des arbres « de remplissage » entre les arbres éclaircis de sorte qu'un plus grand nombre de tiges résiduelles serait présent dans le peuplement éclairci sans modifier de façon marquée le volume de bois à l'hectare qui devrait être récolté à l'âge d'exploitabilité absolu et destiné aux usines de sciage. Cette production de bois de sciage semble toutefois dépendante du rayon d'application du traitement qui doit être suffisant pour éviter d'avoir recours à une deuxième opération, surtout si le peuplement comporte des espèces feuillues de lumière (KARLSSON *et al*. 2002).

Par ailleurs, les résultats des travaux de recherche en cours au Québec et l'état actuel des connaissances ne nous permettent pas de préciser le nombre de tiges feuillues qu'il est possible de tolérer sans diminuer considérablement la production de l'espèce désirée. Pour tenir compte adéquatement des effets compétitifs, il importe de considérer, premièrement, que ce nombre est subordonné à la proximité de l'individu feuillu par rapport aux individus résineux, deuxièmement, que la distance induisant un effet compétitif augmente dans le temps et, troisièmement, que la distance minimale induisant la compétition varie selon l'espèce feuillue en cause. Certains résultats nous permettent d'avancer qu'il faut distinguer l'effet de la présence de peuplier faux-tremble de celle des autres espèces feuillues (LABBÉ et BÉGIN 2002) à cause de sa grande capacité à occuper le territoire et à dominer le peuplement même en petit nombre. Par conséquent, pour maximiser le volume résineux, il faudrait envisager le même scénario que pour celui des plantations, c'est-à-dire qu'aucune tige feuillue ne devrait être tolérée au moment de l'éclaircie précommerciale. Des exceptions devraient être

accordées dans le cas d'arbustes ou d'arbrisseaux tels que le sorbier, le noisetier à long bec et l'amélanchier. De plus, lorsque des îlots de feuillus sont parsemés à l'intérieur d'un massif résineux, ils peuvent être préservés sans égard à l'espèce en présence.

1.5 Hypothèse de production

On ne peut anticiper que la pratique d'une éclaircie précommerciale engendre une hausse systématique de volume marchand à l'hectare par rapport aux prévisions issues des tables de production pour les forêts naturelles. Cependant, dans le cas de peuplements très denses, c'est-à-dire plus de 40 000 tiges/ha d'une hauteur de 2 à 3 m, ce traitement aurait pour effet d'éviter une baisse de production marchande en rétablissant la croissance en hauteur des arbres (SCHANTZ-HANSEN 1956, BURNS *et al*. 1996, BRISSETTE *et al*. 1999). Nous préconisons donc d'attribuer le même volume marchand à maturité à un peuplement éclairci que celui attribué à un peuplement naturel non éclairci. La table de production de référence serait donc celle d'un peuplement naturel non éclairci, de même indice de qualité de station et de même indice de densité relative. Toutefois, il faut garder à l'esprit que le diamètre moyen des peuplements éclaircis devrait être supérieur à celui indiqué par la table de référence.

Pour les plantations, on ne devrait attribuer un rendement de plantation que si les étages dominant et codominant sont constitués principalement des arbres plantés et continuent de l'être jusqu'à leur maturité.

Dans le cas des forêts naturelles comme dans celui des plantations, si des tiges feuillues étaient laissées sur le terrain, il faudrait diminuer le volume de l'espèce désirée proportionnellement à l'espace occupé par ces feuillus à l'âge de maturité du peuplement. Cet indice de proportionnalité devrait varier d'une espèce à l'autre de façon à tenir compte du fait qu'un peuplier, par exemple, diminue de façon plus marquée le volume marchand désiré qu'une tige d'une autre espèce feuillue comme le bouleau (LONGPRÉ *et al*. 1994, LABBÉ et BÉGIN 2002). Toutefois, l'état actuel des connaissances ne nous permet pas de préciser ces indices de proportionnalité qui doivent donc être estimés sur la base d'hypothèses.

Chapitre deux

Impacts sur la biodiversité

Dans un contexte d'aménagement forestier durable (AFD), il est nécessaire d'évaluer les impacts des différents traitements sylvicoles sur la biodiversité. Nous examinerons, dans les paragraphes qui suivent, les appréhensions que soulève l'usage actuel de l'EPC en regard de ce critère important de l'AFD. La principale inquiétude chapeaute, en quelque sorte, toutes les autres. Elle est liée à l'utilisation de l'EPC à grande échelle. Tel que prescrit actuellement, ce traitement tend à uniformiser la composition et la structure à l'échelle des peuplements et des paysages forestiers. Il apparaît donc important de planifier les EPC afin d'éviter la simplification des paysages forestiers aménagés. Par exemple, une analyse basée davantage sur les processus écologiques qui se réalisent autant à l'échelle du paysage, du type écologique et du peuplement pourrait permettre de solutionner, du moins en partie, cette appréhension.

2.1 Composition floristique

Homogénéisation

La pratique de l'EPC sur des superficies dont la grandeur est déterminée par celle des coupes tend à régulariser la composition des peuplements de sorte qu'à l'échelle du paysage, l'hétérogénéité tend à diminuer. D'une mosaïque forestière naturellement hétérogène, la coupe et l'EPC ont pour effet de façonner des mosaïques composées de grands peuplements relativement homogènes (LEBLANC et BÉLANGER 2000). S'il apparaît questionnable de pratiquer la CPRS pour transformer une superficie naturelle hétérogène en une vaste étendue relativement uniforme dominée par de jeunes résineux, il semble tout autant questionnable de se servir de l'EPC pour maintenir, voire accentuer cette

homogénéisation. Le maintien de l'hétérogénéité au sein des paysages forestiers est intimement lié au maintien de la biodiversité (BÉLANGER 2001, BOUDREAULT 2001, DESPONTS *et al*. 2001, GAUTHIER *et al*. 2001, DE GRANDPRÉ *et al*. sous-presse).

Raréfaction des essences secondaires

Une seconde conséquence appréhendée de l'homogénéisation de la composition est la raréfaction de certaines espèces secondaires. Les populations d'espèces telles que, le pin blanc, le thuya et certains arbustes fruitiers peuvent sensiblement être réduites et parfois même disparaître localement si aucune action n'est prise pour assurer leur maintien. Certaines régions administratives ont d'ailleurs identifié ce problème et ont mis au point des mesures pour préserver ces espèces lors de l'application du traitement.

Diversité floristique et diversité génétique

Dans un système de plantation, il a été démontré que l'EPC n'a que peu d'effet sur la diversité, la richesse et la composition floristique des strates intermédiaires ou inférieures. Tout au plus, on note une diminution de l'indice de diversité dans la strate supérieure et une amélioration envisagée de la diversité structurale (voir Annexe 5). Ainsi, dans un contexte de biodiversité, l'enjeu serait peu lié à l'EPC mais davantage à celui de l'ampleur des superficies remises en production par la plantation à l'échelle des paysages forestiers.

Le traitement n'apparaît pas perturber la diversité génétique du peuplement (voir Annexe 6).

Dans un système naturel, aucune étude ne semble préciser les réactions des jeunes peuplements aux éclaircies. On pose l'hypothèse que l'ouverture des jeunes peuplements denses (de l'ordre de 20 000 tiges/ha) favorise la croissance des espèces de lumière associées, pour la plupart, au stade de régénération qui prévaut avant le stade gaulis. Bien que la diversité floristique puisse augmenter après le traitement des jeunes peuplements denses, ce sont les mêmes espèces qui sont favorisées dans les divers secteurs traités. De ce fait, l'EPC peut provoquer une diminution d'espèces d'ombre ou retarder la recolonisation du site par des espèces qui nécessitent des conditions particulières avant de pouvoir s'établir (ex. : *Goodyera sp.* et *Monotropa uniflora*) (DE GRANDPRÉ *et al*. 2000).

Enfin, l'EPC s'avère un moyen efficace de favoriser les épinettes (noire et blanche) et ainsi contrer un enrichissement trop prononcé des espèces moins souhaitées localement comme le sapin, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble. En effet, ces enrichissements, mieux connus sous les vocables « d'ensapinage » et « d'enfeuillement » ne semblent pas occuper une telle envergure dans la trajectoire

suivie par les divers peuplements à l'intérieur de la dynamique forestière naturelle (voir Annexe 7). Par exemple, une pessière noire ponctuée de quelques peupliers faux-tremble ne se transformerait pas naturellement en une étendue dominée par le peuplier faux-tremble. La coupe produit, dans certains cas bien particuliers, cette situation et l'EPC constitue alors une mesure de mitigation. Dans d'autres situations, l'ensapinage et l'enfeuillement peuvent survenir au détriment de certaines espèces, à l'exemple du bouleau jaune.

2.2 Structure

Homogénéisation

Nous avons déjà mentionné que l'EPC ne devrait pas faire partie des scénarios sylvicoles de peuplements matures possédant une structure irrégulière ou inéquienne. Par ailleurs, dans les cas où une certaine stratification verticale des tiges commerciales est présente après coupe, l'EPC pourrait avoir comme conséquence de diminuer cette diversité à l'échelle du peuplement. Le fait de favoriser l'émergence de peuplements composés d'une quantité similaire de tiges commerciales libres de croître et plus uniformément distribuées pourrait conduire à l'homogénéisation des peuplements pour toute la durée de la prochaine révolution. Même si une nouvelle cohorte de végétation s'installe progressivement, on peut présumer que si l'EPC a été réalisée de manière efficace du point de vue de la production ligneuse, les peuplements présenteront tous « la même irrégularité », ce qui entraîne l'uniformisation du paysage. Ainsi, les niches écologiques variées, générées par l'irrégularité de la distribution des arbres dans les peuplements naturels, se raréfient considérablement. Plusieurs plantes vasculaires et invasculaires, insectes, mammifères et avifaune qui dépendent de ces habitats, sont donc perturbés (PETTERSSON *et al*. 1995, DRAPEAU *et al*. 1999, IMBEAU *et al*. 1999, BOUDREAULT *et al*. 2000).

Raréfaction des peuplements denses et conséquences sur les processus d'autoéclaircie

Une application trop généralisée de l'éclaircie précommerciale pourrait provoquer, à court terme, la raréfaction de jeunes peuplements denses dans les paysages. Les processus écologiques ainsi que les communautés végétales et animales associées à ce stade de développement seraient donc perturbés. La raréfaction du stade dense de gaulis ne se limite pas à la disparition immédiate d'un type d'habitat donné dans un paysage local ou régional. Elle modifie aussi le processus écologique de « l'auto-éclaircie », qui se déroule sur une période de temps relativement longue et qui permet un apport constant de petites quantités de débris ligneux sous un couvert fermé. Nous pensons qu'il serait sage de préserver ce processus sur une certaine portion du territoire.

2.3 Habitats fauniques

Bien que l'EPC puisse, à long terme, favoriser des espèces comme le cerf de Virginie, certaines autres espèces fauniques, notamment le lièvre, semblent à court terme être désavantagées par les impacts de ce traitement (FERRON et OUELLET 1992, BUJOLD *et al*. 2002, voir Annexe 8). En fait l'EPC survient au moment où le lièvre recommence à fréquenter les aires de coupes. Des études menées sur le lièvre montrent que, durant les premières années subséquentes à l'éclaircie, la diminution de l'obstruction visuelle entraîne des chutes importantes des populations dans les secteurs traités. Une étude de BLANCHETTE *et al*. (2002), dans la sapinière à bouleau jaune, mentionne que le rétablissement des populations peut prendre de trois à cinq ans à la suite de l'application du traitement. Il a été démontré que les baisses locales de populations sont plus importantes pour des peuplements éclaircis d'un paysage éclairci (ce qui équivaut à la situation courante), que dans des peuplements éclaircis entourés de peuplements non traités (SANSREGRET 2000, SANSREGRET *et al*. 2000, BUJOLD *et al*. 2002). Comme le lièvre est une proie de prédilection pour plusieurs prédateurs comme le lynx, le loup et le renard, ces derniers seront touchés par les chutes de populations du lièvre. Par contre, des essais d'éclaircies avec protection des valeurs fauniques n'ont qu'un impact négligeable sur les populations de lièvres (BLANCHETTE *et al*. 2002).

Des études menées dans la pessière à mousses de l'ouest du Québec démontrent que la distribution et l'abondance de la faune aviaire sont étroitement associées à la variabilité de structure de peuplements et à l'agencement de ceux-ci dans le paysage (DRAPEAU *et al*. 2001, DRAPEAU *et al*. accepté). L'éclaircie précommerciale favorise la présence d'espèces caractéristiques des milieux ouverts par rapport aux espèces de milieux denses et fermés (SANSREGRET *et al*. 2000). Tout comme pour le lièvre, l'application généralisée du traitement à l'échelle du paysage ne permet pas aux espèces caractéristiques des milieux fermés de se maintenir dans les secteurs traités, peu de temps après l'intervention (voir Annexe 8).

2.4 Recommandations

L'EPC est un outil sylvicole intéressant qui permet d'ajuster la composition et la structure des peuplements au stade juvénile dans le but d'orienter, si possible, l'évolution du peuplement dans la trajectoire de la dynamique naturelle. Il comporte cependant certains impacts environnementaux qu'il convient de mitiger adéquatement. Voici donc quelques recommandations qui, selon nous, permettraient de bonifier l'usage actuel de ce traitement.

1) Tout d'abord, en se basant sur notre analyse des appréhensions que soulève le traitement et sur les différentes expériences tentées au Québec depuis quelques années, les modalités d'application du traitement pourraient être modifiées de manière à :

- maintenir tous les arbustes, arbrisseaux et autres espèces végétales de la strate basse qui ne nuisent pas de façon significative aux tiges éclaircies;
- protéger en priorité les tiges des essences secondaires comme le thuya, le pin blanc ou le bouleau jaune.

2) Pour éviter que l'impact local ne soit trop grand, on devrait répartir le traitement dans l'espace et dans le temps. Ceci peut se faire par une dispersion adéquate des unités de traitement et une attente, par exemple de quatre ans, avant de traiter l'unité adjacente. Une période de trois à cinq ans s'avère nécessaire pour que s'amorce le rétablissement des populations de lièvres (BLANCHETTE *et al*. 2002) et pour que l'habitat redevienne propice pour la gélinotte huppée (BRETON 2000).

3) Pour favoriser une certaine diversification à l'intérieur des unités de traitement, on devrait conserver au moins 10 % de la surface en îlots non traités lorsque l'unité de traitement dépasse 40 ha. La répartition des aires non traitées pourrait, par exemple, s'inspirer des études sur la faune qui proposent notamment l'utilisation de bandes ou des bouquets (voir Annexe 8).

4) La plupart des appréhensions soulevées dans le présent avis deviennent très préoccupantes lorsque l'ampleur du traitement fait en sorte, qu'à l'échelle du paysage, une forte proportion des strates de retour sont traitées. Nous pensons donc qu'il faut limiter cette proportion pour en conserver une quantité suffisante, afin de favoriser le maintien d'une certaine hétérogénéité dans le paysage, dont le maintien des peuplements denses des paysages forestiers. Évidemment, il n'existe pas de règles précises pour fixer les seuils appropriés. En l'absence de telles connaissances sur le sujet, nous proposons qu'un maximum de 66 % des superficies éligibles (rapport de : surfaces reboisées + surfaces traitées en EPC / superficies éligibles) puissent être traitées sur une base quinquennale et à l'échelle d'une unité d'aménagement, en fonction des recommandations précédentes. Si l'on prévoit traiter plus des deux tiers des strates éligibles, l'application de mesures de prudence strictes s'impose. En conséquence, nous proposons qu'une stratégie d'aménagement ne devrait jamais proposer l'application du traitement sur plus des deux tiers de la superficie des strates de retour (base quinquennale). Dans les unités d'aménagement où ce seuil est actuellement dépassé, la stratégie d'aménagement devrait proposer un plan d'atténuation des impacts qui comprendrait les éléments suivants :

   - une stratégie de réduction progressive des surfaces traitées par la mise en œuvre de scénarios sylvicoles de substitution (le problème provient souvent au moment de la coupe du peuplement mûr);

- pour les superficies excédant 66 %, au moins la moitié devrait être exempte de traitement. Pour la superficie résiduelle, des approches substitutives qui permettent de mieux conserver certains attributs des peuplements denses devraient être expérimentées (ex. : EPC par puits de lumière).

5) Le traitement devrait être ajusté afin de répondre à des préoccupations particulières de biodiversité. Ainsi, la composition et la structure du peuplement au stade juvénile pourrait, dans certains cas, être réorientée vers l'atteinte d'objectifs de biodiversité. Ceci permettrait, entre autres, de maintenir les emplois générés par l'EPC, qui sont particulièrement importants pour des régions comme la Gaspésie et le Bas-Saint-Laurent. Par exemple, on sait déjà que le traitement peut être efficace pour régulariser certains problèmes de composition comme l'enfeuillement ou la raréfaction d'espèces secondaires. On peut penser aussi que certaines variantes du traitement pourraient être développées afin de mieux tenir compte de la dynamique forestière (composition, structure), de la croissance et des contraintes à l'aménagement associées aux divers types écologiques présents dans les unités d'aménagement. Par exemple, en sachant que les sites à traiter sont propices à la croissance de sapinières à bouleau jaune de structure irrégulière, les EPC pourraient être planifiées de manière à restaurer ce type de peuplement. De plus, les EPC ne devraient pas être réalisées dans les types écologiques présentant une faible croissance, à l'exemple des sols hydriques. L'annexe sur les types écologiques fournit plusieurs éléments de réflexion à propos de l'utilisation de l'EPC selon les processus écologiques qui se réalisent à trois niveaux de perception : le paysage, le type écologique et le peuplement (voir Annexe 7).

6) Des activités de recherche doivent être mises sur pied pour : a) définir des seuils critiques de superficies au-delà desquels les EPC compromettraient l'atteinte d'objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage; b) fixer des seuils critiques pour le maintien d'espèces feuillues au sein des aires traitées, en relation avec la fertilité des écosystèmes forestiers; c) définir un modèle de dispersion optimal des superficies non traitées en EPC; d) concevoir des méthodes de substitution telles l'EPC par puits de lumière ou l'EPC d'hiver; et e) étudier les effets du traitement sur la végétation et la faune.

Références bibliographiques

BAUCE, E., N. CARISEY et A. DUPONT, 2001. *Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Colloque sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Shawinigan, Québec. ISBN 0-662-86034-9.

BÉLANGER, L., 2001. *La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est : l'expérience de la forêt Montmorency*. Naturaliste Canadien 125 : 18-25.

BLANCHETTE, P., S. DESJARDINS, P. LARUE, J. LEGRIS et M. POIRIER, 2002. *Phénologie de l'utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans la sous-région écologique des Collines du lac Etchemin (3d-T) et dans la pessière noire à mousses de l'Abitibi, Québec*. Société de la faune et des parcs du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec : en rédaction.

BOUDREAULT, C., 2001. *Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes*. Naturaliste Canadien 125 : 175-179.

BOUDREAULT, C., Y. BERGERON et S. GAUTHIER, 2000. *Epiphytic lichens and bryophytes on* Populus tremuloides *along a chronosequence in the southwestern boreal forest of Québec, Canada*. Bryologist 103 : 725-738.

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.

BRISSETTE, J.C., R.M. FRANK Jr., T.L. STONE et T.A. SKRATT, 1999. *Precommercial thinning in a northern conifer stand : 18-year results*. For. Chron. 75 : 967-972.

BUJOLD, F., L. BÉLANGER et J. HUOT, 2002. *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 annuel 2001-2002 présenté à la Direction de la recherche forestière. Université Laval, Québec. 38 p + annexes.

BURNS, J., K.J. PUETTMANN et D. PERALA, 1996. *Strip thinning and spacing increases tree growth of young black spruce*. North. J. Appl. For. 13 : 68-72.

CURTIS, R.O., 1994. *Some simulation estimates of mean annual increment of Douglas-fir : Results, limitations, and implications for management*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Research Paper PNW-RP-471. 27 p.

DE GRANDPRÉ, L., L. ARCHAMBAULT et J. MORISSETTE, 2000. *Early understory successional changes following clearcutting in the balsam fir-yellow birch forest*. Ecoscience 7 : 92-100.

DE GRANDPRÉ, L., Y. BERGERON, T. NGUYEN, C. BOUDREAULT et P. GRONDIN, 2002. *Composition and dynamics of the understory vegetation in the boreal forests of Quebec*. *In* Composition and dynamics of the herbaceous layer of forests of eastern North America, F.S. Gilliam and M.R. Roberts (eds). Sous-presse.

DESPONTS, M., G. BRUNET et L. BÉLANGER, 2001. *Diversité structurale et biodiversité des plantes invasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie*. Naturaliste Canadien 125 : 168-174.

DRAPEAU, P., Y. BERGERON et B. HARVEY, 1999. *Key factors in the maintenance of biodiversity in the boreal forest at local and landscape scales*. *In* T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie et G.A. Larkin (éditeurs). Sustainable forest management conference network. Conference, February 14-17, Edmonton, Alberta, Canada. p. 39-45.

DRAPEAU, P., A. LEDUC, J.P. SAVARD et Y. BERGERON, 2001. *Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales*. Naturaliste Canadien 125 : 41-46.

DRAPEAU, P., A. LEDUC, Y. BERGERON, S. GAUTHIER et J.P. SAVARD, (accepté). *Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile : problèmes et solutions face à l'aménagement forestier*.

FERRON, J. et J.P. OUELLET, 1992. *Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in southern boreal forest*. Can. J. Zool. 70 : 2178-2183.

GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Naturaliste Canadien 125 : 10-17.

IMBEAU, L., J.-P. SAVARD et R. GAGNON, 1999. *Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging*. Can. J. Zool. 77 : 1850-1860.

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*. For. Ecol. Manage. 130 : 77-97.

KARLSSON, A., A. ALBREKTSON, B. ELFVING et C. FRIES, 2002. *Development of* Pinus sylvestris *main stems following three different precommercial thinnings methods in a mixed stand*. Scand. J. For. Res. 17 : 256-262.

KER, M.F., 1987. *Effects of spacing on balsam fir : 25-year results from the Green River spacing trials*. *In* Proceedings of the precommercial thinning workshop, Fredericton, N.B. Can. For. Serv., Maritimes Region. p. 58-75.

LABBÉ, F. et J. BÉGIN, 2002. *Éclaircie précommerciale : Effet de l'espacement et de l'importance des feuillus intolérants sur le rendement des MFi et la compétition feuillus-résineux*. Conférence présentée lors du Congrès 2002 de l'ACFAS à Québec.

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

LONGPRÉ, M.-H., Y. BERGERON, D. PARÉ et M. BÉLAND, 1994. *Effect of companion species on the growth of jack pine* (Pinus banksiana). Can. J. For. Res. 24 : 1846-1853.

MORRIS, D.M., C. BOWLING et S.C. HILLS, 1994. *Growth and form responses to pre-commercial thinning regimes in aerially seeded jack pine stands : 5th year results*. For. Chron. 70 : 780-787.

OLIVER, C.D. et B.C. LARSON, 1996. *Forest stand dynamics*. Wiley, New-York. 520 p.

PETTERSSON, R.B., J.P. BALL, K.E. RENHORN, P.A. ESSEN et J. SJÖBERG, 1995. *Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds*. Biological Conservation 74 : 57-63.

PIENE, H., 1978. *Effects of increased spacing on carbon mineralization rates and temperature in a stand of young balsam fir*. Can. J. For. Res. 8 : 398-406.

PIENE, H., 1982. *Timing of spacing operations in young balsam fir stands*. For. Chron. 58 : 93-95.

POTHIER, D., 2002. *Twenty-years results of precommercial thinning in a balsam fir stand*. For. Ecol. Manage. 168 : 179-188.

POTHIER, D. et H.A. MARGOLIS, 1991. *Analysis of growth and light interception of balsam fir and white birch saplings following precommercial thinning.* Ann. Sci. For. 48 : 123-132.

PRÉGENT, G., 1998. *L'éclaircie des plantations*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 133. 38 p.

PRÉGENT, G., 2002. *Caractéristiques du bois coupé et du peuplement résiduel à la première éclaircie commerciale des plantations résineuses*. Mémoire de recherche forestière (en préparation).

REUKEMA, D.L., 1975. *Guidelines for precommercial thinning of Douglas-fir*. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-30. 10 p.

RICE, J.A., G.B. MACDONALD et D.H. WEINGARTNER, 2001. *Precommercial thinning of trembling aspen in northern Ontario : Part 1 – Growth responses.* For. Chron. 77 : 893-901.

SANSREGRET, H., 2000. *Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères et les oiseaux forestiers dans la sapinière à bouleau blanc de l'Est*. Mémoire de maîtrise, Université Laval, Québec.

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*. Rapport final présenté à la Fondation de la Faune du Québec. Université Laval, Québec. 29 p. + annexes.

SCHANTZ-HANSEN, T., 1956. *Twenty-five-year summary of red pine thinning plots : Cloquet experimental forest*. J. For. 54 : 512-514.

SCHNEIDER, R., 2001. *Effet d'une éclaircie précommerciale 28 ans après traitement sur la productivité d'une sapinière en Gaspésie*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. 29 p.

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*. Can. J. For. Res. 30 : 229-238.

VÉZINA, P.-E. et R. DOUCET, 1969. *L'effet d'une éclaircie sur la croissance quinquennale d'un peuplement de sapin baumier âgé de 15 ans*. Nat. Can. 96 : 225-242.

WOLFF, J.O., 1980. *The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares*. Ecol. Monogr. 50 : 111-130.

ZHANG, S.Y., Y. CORNEAU et G. CHAURET, 1998. *Impact of precommercial thinning on tree and wood characteristics, and product quality and value in balsam fir*. Forintek Canada Corp., Eastern Division, Sainte-Foy, Québec. Project No. 1108. 74 p.

Annexe 1

Réponses aux questions posées par le Comité du Manuel d'aménagement forestier au sujet de l'éclaircie précommerciale

par

Jean BÉGIN (UL – FFG)
Jean-Martin LUSSIER (SCF – CFL)
David POTHIER (MRN – DRF)
et
Guy PRÉGENT (MRN – DRF)

Question 1

« Est-ce qu'un peuplement naturel ayant subi une éclaircie précommerciale (EPC) donnera le même rendement que celui d'une plantation si l'IQS, l'espèce, le coefficient de distribution des tiges éclaircies et la structure verticale des deux types de peuplement sont équivalents? »

Si toutes ces conditions étaient réellement équivalentes, il est plausible de penser que la production à maturité du peuplement éclairci serait semblable à celle de la plantation. Cependant, sur la base d'une revue de littérature effectuée par la Direction des programmes forestiers du MRN (DIRECTION DES PROGRAMMES FORESTIERS 1999), cette hypothèse ne peut être confirmée. De plus, nous sommes unanimes à dire que de telles conditions équivalentes sont rarement observées sur le terrain. La distribution des dhp et les espacements sont généralement plus variables en forêt naturelle qu'en plantation de sorte que pour une même hauteur dominante et un même âge (ou un même IQS), le volume sera différent (POPOVICH 1975, CARMEAN 1982, BECKWITH *et al.* 1984, MILLER *et al*. 1993). La préparation de terrain et plus particulièrement l'amélioration génétique amplifient les disparités de croissance entre les deux types de régénération (ACKZELL 1993, JAGHAGEN 1997). De plus, il est prévisible que les effets bénéfiques de l'amélioration génétique sur les rythmes de croissance et sur la production en volume augmenteront avec le temps (CARSON *et al*. 1999).

Par conséquent, pour établir l'évolution de la production d'un peuplement naturel après une EPC, nous conseillons d'utiliser les tables de production pour les peuplements naturels plutôt que celles pour les plantations. Les raisons suivantes justifient cette recommandation :

1- elles sont plus fiables que celles des plantations à un âge avancé en raison d'un échantillonnage plus important;

2- elles représentent mieux la répartition géographique et la gamme de conditions édaphiques des peuplements naturels éclaircis;

3- elles représentent mieux la variation des structures verticale et horizontale et la variabilité des distributions en diamètre des peuplements naturels éclaircis.

La table de production de la forêt naturelle à laquelle il faut se référer après une EPC doit refléter le mieux possible l'évolution du volume marchand du peuplement traité. Il faut donc utiliser les tables correspondant à la même espèce principale et au même IQS que celui du peuplement éclairci. De plus, pour une même espèce et un même IQS, les tables de production des forêts naturelles se distinguent

entre elles par leur indice de densité relative. En effet, à cause du nombre variable de trouées naturelles retrouvées dans les peuplements, le volume marchand à l'hectare a tendance à augmenter concurremment à une diminution du nombre de trouées ou à une augmentation de l'indice de densité relative. Puisque l'EPC abaisse la densité des peuplements sans pour autant créer de trouées improductives, il ne faut pas attribuer au peuplement éclairci une table de production qui correspond à un indice de densité relative inférieur à ce qu'on retrouvait avant le traitement. En plus de choisir une table de production qui correspond à la même espèce et au même IQS, nous recommandons de se référer à une table de production de même indice de densité relative que celui calculé avant le traitement.

Question 2

« Est-ce que le volume marchand à l'âge de maturité peut être augmenté par une EPC dans un peuplement naturel composé d'une seule essence principale? »

Non. Selon une revue de littérature de 26 études traitant d'espèces rencontrées au Québec (DIRECTION DES PROGRAMMES FORESTIERS 1999), la Direction des programmes forestiers du MRN a pu déduire, « avec une bonne fiabilité, qu'un peuplement éclairci ne produit pas plus de bois à l'hectare qu'un peuplement naturel non traité à la fin de la rotation ». D'une façon générale, pour des raisons non encore élucidées, certaines études montrent que l'EPC peut augmenter le volume utilisable d'un peuplement (p. ex. : MYERS 1958, JONES 1977, LOHREY 1977, JOHNSTONE 1981, HOFFMAN 1987, NEWTON 1988, CAIN 1993, BRISSETTE *et al*. 1999) alors que d'autres démontrent le contraire (p. ex. : GRUSCHOW 1949, BUCKMAN 1964, LYNCH et FARRELL 1980, HARRINGTON et REUKEMA 1983, PETTERSSON 1993, KARSH *et al*. 1994, KRAMER 1996, ZARNOVICAN et LABERGE 1996, BRAASTAD et TVEITE 2000). Comme pour les résultats présentés par STEELE (1955) et POTHIER (2002), il faut déduire que l'EPC doit généralement produire à maturité le même volume marchand à l'hectare que si ce traitement n'avait pas été effectué. Cette constatation est d'ailleurs à la base de la théorie de l'effet de la densité des peuplements sur la production forestière qu'on peut retrouver dans plusieurs livres de référence en sylviculture (voir SMITH *et al*. 1997). Cette théorie est résumée dans les paragraphes suivants.

On ne retrouve que peu de différence de production totale pour une large gamme de densité à l'intérieur d'un même peuplement (SMITH *et al*. 1997, ZEIDE 2001). En ce qui concerne la production marchande, caractérisée par un diamètre minimal d'utilisation, on aurait plutôt une densité optimale, en deçà et au-delà de laquelle la production ligneuse serait moindre. La figure 1 illustre bien la relation théorique entre la production en volume marchand pour un peuplement de structure équienne à un âge et un IQS donnés.

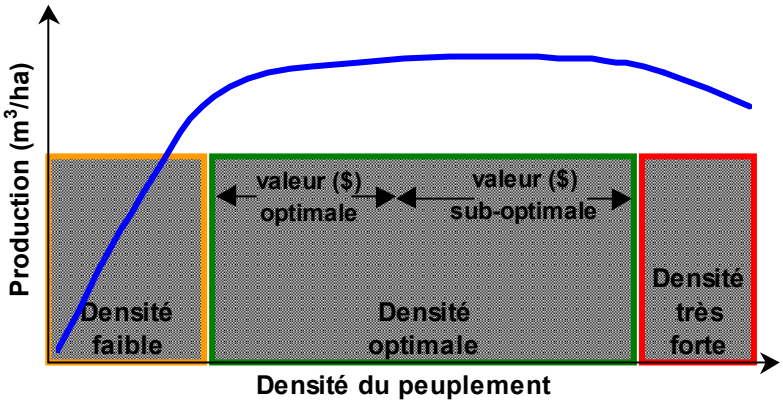


Figure 1. Production ligneuse marchande théorique en fonction de la densité du peuplement, pour un IQS à un âge proche de la maturité (adapté de SMITH *et al*. 1997).

La figure 1 indique que lorsque la densité est faible, le grand nombre de trouées empêche le peuplement d'exploiter le plein potentiel de croissance du site. Ce potentiel de croissance n'est atteint qu'à l'intérieur d'une gamme de densité dite optimale. Selon les études de ZHANG *et al*. (1998) et de POTHIER (2001) effectuées dans des sapinières de la Gaspésie, la limite inférieure de cette gamme de densité optimale devrait se situer entre 1 000 et 2 500 tiges/ha. L'étude de POTHIER (2001) a aussi permis de déterminer que la gamme de densité qui optimiserait la valeur des peuplements naturels à maturité prend en compte le nombre de tiges/ha, leur diamètre moyen et la valeur monétaire des tiges individuelles, se situerait entre 2 500 et 8 300 tiges/ha. Pour cette raison, nous croyons que la densité minimale qui rend un peuplement de sapin ou d'épinette admissible à une EPC devrait être au moins de 8 000 tiges/ha. Cependant, ce critère d'admissibilité devrait être maintenu à 4 000 tiges/ha dans le cas du pin gris puisque la structure verticale de ce type de peuplement est beaucoup moins accentuée que pour les espèces tolérantes à l'ombre, ce qui crée une compétition intraspécifique beaucoup plus agressive. Dans le cas des plantations, les études économiques indiquent des densités optimales inférieures à celles observées dans les peuplements naturels. MCCLAIN *et al.* (1994) concluent que la plus faible densité étudiée, soit 772 plants/ha permet un meilleur retour sur l'investissement pour l'épinette blanche, l'épinette noire et le pin rouge. LUNDGREN (1981) suggère une densité optimale pour le pin rouge de près de 500 tiges/ha seulement. BOWLING (1987) rapporte pour *Pinus elliottii,* un meilleur rendement économique à la plus faible densité de reboisement étudiée, soit 988 tiges/ha (400 tiges/acre).

La gamme de densité optimale de la figure 1 comprend aussi une zone de densité relativement forte dans laquelle le volume marchand se maintient quoique la valeur des bois est suboptimale à cause de leurs plus faibles dimensions (entre 9 et 13 cm de dhp). Au-delà de cette densité optimale, la compétition entre les individus est tellement forte qu'une réduction de la production est à prévoir. Cette réduction de la production est, entre autres, jumelée à une baisse de la croissance en hauteur des arbres. Par

conséquent, une EPC peut augmenter la production marchande à l'hectare seulement si le peuplement est très dense. Cependant, le gain de production obtenu subséquemment à une EPC dans ces peuplements très denses doit être perçu comme l'évitement d'une baisse de production plutôt qu'une augmentation de la production. Pour les peuplements résineux de 2-3 m de hauteur, le seuil à partir duquel ils peuvent être reconnus comme très denses se situe aux environs de 40 000 tiges/ha (SCHANTZ-HANSEN 1956, BURNS *et al*. 1996, BRISSETTE *et al*. 1999).

Des résultats récents (Figure 2) d'une étude québécoise appuient la théorie selon laquelle la densité des peuplements n'a que peu d'effets sur la production forestière (POTHIER 2002).

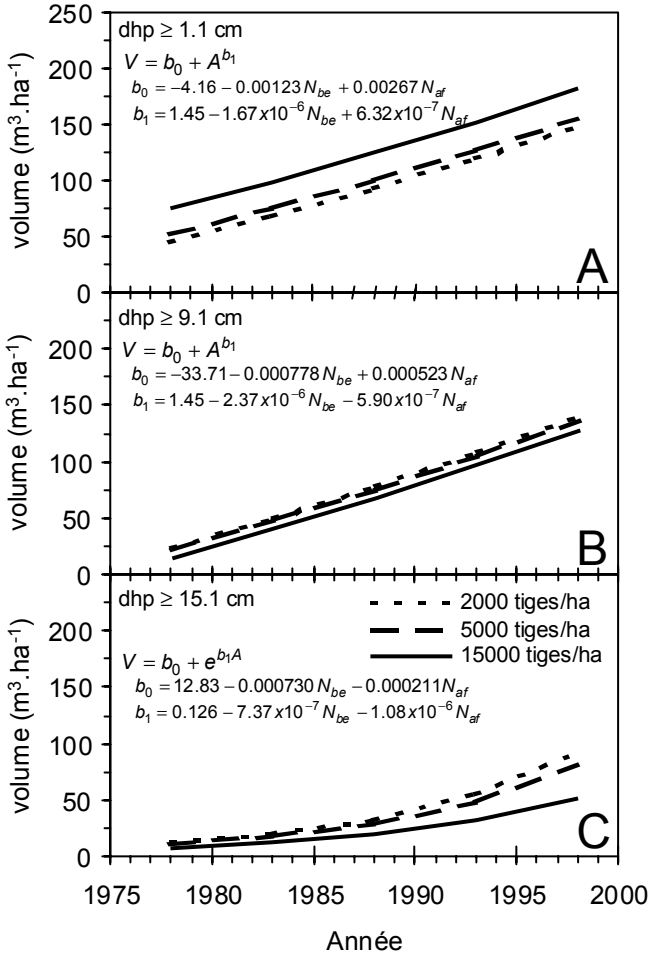


Figure 2. Évolution du volume total à l'hectare (A), du volume marchand à l'hectare (B) et du volume composé d'arbres de dhp supérieur à 15 cm (C) pour trois densités résiduelles d'une sapinière. Pour les trois illustrations, le nombre de tiges à l'hectare avant traitement a été fixé à 20 000 (adapté de POTHIER 2002).

La figure 2A montre qu'à court terme, lorsque le volume total à l'hectare est considéré, les peuplements denses ont un avantage par rapport aux peuplements éclaircis parce que le traitement a éliminé le volume d'une proportion importante d'arbres. Cet avantage initial s'est maintenu tout au long des 20 ans qu'a duré l'étude. Des résultats semblables ont déjà été observés pour diverses espèces forestières (ALEXANDER 1956, SCHANTZ-HANSEN 1956, HARRINGTON et REUKEMA 1983, JOHANSSON 1992, PETTERSSON 1993, BARBOUR *et al*. 1994). Toutefois, les industries forestières s'intéressent davantage au volume marchand plutôt qu'au volume total. Ainsi, la figure 2B illustre l'évolution du volume marchand à l'hectare pour trois densités résiduelles de peuplement. Cette figure démontre donc que l'EPC n'a pas eu d'effet sur la production marchande du peuplement 20 ans après son application et que, selon toute vraisemblance, le volume marchand à maturité de même que l'âge d'exploitabilité absolu ne seront pas modifiés par le traitement. Puisque les usines de sciage s'approvisionnent, de préférence, d'arbres dont le dhp est supérieur à 15 cm, une illustration de l'évolution du volume à l'hectare de ce groupe d'arbres a aussi été produite (Figure 2C). Cette figure montre que l'écart de volume entre les trois densités résiduelles augmente avec les années. Ainsi, 20 ans après le traitement, un peuplement dont la densité résiduelle est de 2 000 tiges/ha produit 41 m^3/ha de plus qu'un peuplement non éclairci (15 000 tiges/ha). On peut donc conclure que l'effet principal d'une EPC est d'augmenter le volume/ha composé d'arbres de gros diamètres, mais pas celui composé de l'ensemble des arbres de dimensions marchandes.

Question 3

« Est-ce que le remplacement du critère actuellement en vigueur dans le Manuel, soit le nombre de tiges éclaircies par hectare, par un coefficient de distribution de tiges éclaircies supérieur à 70 % est un critère approprié pour nous assurer de l'atteinte d'un rendement équivalent à celui d'une plantation réussie? »

En prenant en compte la réponse à la question 1, nous considérons que la dernière partie de la question 3 est inappropriée parce que la production d'un peuplement naturel soumis à une éclaircie précommerciale ne doit pas être assimilé à celui d'une plantation. Ceci dit, à notre connaissance, il n'y a pas d'étude disponible pour préciser lequel du nombre de tiges éclaircies ou du coefficient de distribution serait le plus efficace pour prédire le volume à maturité. Dans certains cas, ces deux variables pourraient donner des résultats assez semblables parce que le nombre de tiges éclaircies fait référence à une superficie occupée par la tige, ce qui équivaut, au moins en partie, à la notion de coefficient de distribution.

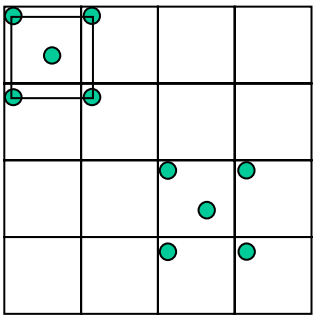
À partir d'une étude rétrospective de 77 peuplements de pin gris, d'épinette noire et de sapin baumier âgés entre 42 et 83 ans, POMINVILLE et DOUCET (1992) ont tenté de quantifier l'efficacité du coefficient de distribution de la régénération (CDR) à prédire le volume mesuré au moment de l'échantillonnage. Dans

le cas du pin gris, le CDR semble assez bien relié au volume total (r = 0,585) alors que pour l'épinette noire et le sapin, les coefficients de corrélation étaient très bas (0,237 et 0,172 respectivement). Par ailleurs, les relations calculées ne montrent aucun signe qu'un seuil de production soit atteint lorsque le CDR dépasse la valeur de 70 %. De plus, les auteurs n'ont pas comparé l'efficacité du CDR à celle du nombre de tiges éclaircies pour prédire le volume total des peuplements. Il faut donc conclure que l'étude n'a pas démontré la supériorité du CDR sur le nombre de tiges éclaircies pour prédire le volume à maturité des peuplements et que le CDR ne semble pas une variable fiable pour prédire le volume des peuplements d'épinette noire et de sapin.

Pourtant, l'utilisation d'un coefficient de distribution, par rapport à un nombre de tiges, pourrait théoriquement mieux refléter la réalité lorsque les arbres à dégager sont regroupés en bouquet selon un espacement inférieur à 2 m. De cette façon, il y aurait un critère objectif pour s'assurer que les tiges sont « uniformément espacées » comme il est mentionné dans « Les instructions relatives… ». Pour illustrer cette supériorité théorique du CDR sur le nombre de tiges/ha, nous avons imaginé deux exemples qui pourraient correspondre à des peuplements ouverts d'épinette noire. Dans ces exemples, un espacement minimal de 1,5 m a été conservé entre les tiges. Ces deux exemples ne constituent pas pour autant des situations extrêmes puisque l'espacement minimal toléré, dans « Les instructions relatives… », est de 1 m.

Exemple 1 : Groupes de cinq tiges dégagées
(un petit carré du quadrillage vaut 4 m^2)

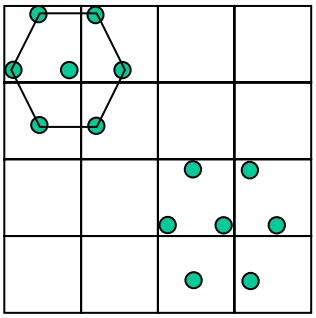
L'espacement minimal est de 1,5 m. Il y a 10 tiges/64 m^2 pour un total de 1 562,5 tiges/ha. Le coefficient de distribution est de 50 %. Le même nombre de tiges uniformément espacées de 2 m x 2 m, aurait un coefficient de distribution de 63 %.



Exemple 2 : Groupes de sept tiges dégagées

(un petit carré du quadrillage vaut 4 m^2)

L'espacement minimal est de 1,5 m. Il y a 14 tiges/64 m^2 pour un total de 2 187,5 tiges/ha. Le coefficient de distribution est de 50 %. Le même nombre de tiges uniformément espacées de 2 m x 2 m, aurait un coefficient de distribution de 88 %.



Question 4

« Combien de tiges feuillues (peu, bou ou pin) peut-on tolérer sur une superficie traitée sans en affecter le rendement résineux (vocation SEPM)? »

En premier lieu, nous sommes d'avis qu'une distinction doit être faite entre les espèces feuillues en ce qui a trait à leur occupation du territoire et, par conséquent, à la baisse appréhendée de la production de résineux. Ainsi, la présence d'un certain nombre de peupliers faux-tremble réduit davantage la production de résineux que ne peut le faire le même nombre de bouleaux à papier (LONGPRÉ *et al.* 1994, LABBÉ et BÉGIN 2002).

La croissance des plantations est influencée négativement par la présence de tiges feuillues (MILLER *et al*. 1999, JOBIDON 2000a). La croissance en diamètre est affectée dès la première année et ce sont les premiers compétiteurs pour la lumière qui ont les effets les plus négatifs sur la production de la plantation (JOBIDON 2000a). Même en faible quantité, les tiges feuillues auront donc un impact négatif sur la croissance des arbres plantés (MILLER *et al*. 1999, JOBIDON 2000a). Les effets de la compétition sur la croissance en hauteur et sur la survie se font sentir un peu plus tardivement. La gestion de la compétition, à partir des premières années de la plantation jusqu'au moment de l'éclaircie précommerciale, est déterminante pour le succès d'une plantation (JOBIDON et CHARETTE 1997, JOBIDON 2000b). Ainsi, dans le cas particulier des plantations, puisqu'un investissement important a été alloué à la production d'un volume résineux, on ne devrait conserver aucune tige feuillue (bouleau, peuplier, cerisier,

aulne) dans les secteurs reboisés. Des exceptions pourraient être faites dans des bandes ou secteurs non reboisés qui séparent des aires reboisées, ou encore dans des secteurs reboisés où de grandes trouées auraient pu se créer à la suite d'une forte mortalité. Par ailleurs, à cause de la bonne valeur marchande des pins blanc et rouge, ces deux espèces devraient être conservées autant dans les peuplements naturels éclaircis que dans les plantations.

Dans le cas des peuplements naturels, l'état actuel des connaissances ne nous permet pas de fixer le nombre de tiges feuillues qu'il est possible de tolérer sans affecter le volume de résineux de façon trop importante. Pour maximiser le volume de résineux, il faudrait envisager le même scénario que pour celui des plantations, c'est-à-dire qu'aucune tige feuillue ne devrait être tolérée au moment de l'éclaircie précommerciale. Des préoccupations de biodiversité nous conduisent, cependant, à recommander de ne pas éliminer toutes les tiges feuillues sur des superficies trop importantes (de l'ordre de 200 ha). Sur de telles superficies, on devrait planifier des aires dans lesquelles on retrouverait en alternance des EPC qui favoriseraient les résineux, un mélange d'espèces résineuses et feuillues et des zones non aménagées (pour conserver des peuplements de fortes densités). Cette hétérogénéité devrait être favorisée même dans les secteurs dominés par une forte productivité.

Question 5

« Doit-on se limiter à traiter les tiges dominantes et co-dominantes? Quelle est la contribution des tiges dominées dans le rendement du peuplement à maturité ? À partir de quelle hauteur une tige peut être comptabilisée dans les tiges éclaircies? »

Parce que cette question semblait très ouverte, nous avons demandé et obtenu des précisions du Comité du Manuel d'aménagement forestier. Il semble que cette question vise des cas encore très peu documentés comme l'EPC après une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) bien réussie (sentiers avec régénération hypothétiquement plus uniforme que celle des bandes sur pied où la régénération préétablie devrait montrer une bonne différenciation sociale), ce qui correspond à un peuplement résineux dont la structure verticale est bien développée.

La situation rencontrée à la suite d'une CPRS bien réussie n'a pas encore fait l'objet d'études particulières puisqu'elle est relativement récente. Notre connaissance du problème nous permet cependant de croire qu'une tige de petites dimensions peut être dominante à l'échelle locale même si sa hauteur ne se rapproche pas de la hauteur dominante du peuplement. À cet égard, certains résultats disponibles dans la littérature nous indiquent que ces petites tiges dominantes à l'échelle locale peuvent poursuivre leur développement de telle façon qu'elles contribueront de façon significative au volume

marchand du peuplement à maturité (Figure 3). Ainsi, on peut déduire de ces résultats que si ces petites tiges doivent faire face à des compétiteurs au cours de leur stade juvénile, elles pourraient fort probablement profiter de leur élimination. Par conséquent, une EPC ne doit pas nécessairement être assujettie uniquement au traitement des tiges dont la hauteur s'approche de la hauteur dominante du peuplement.

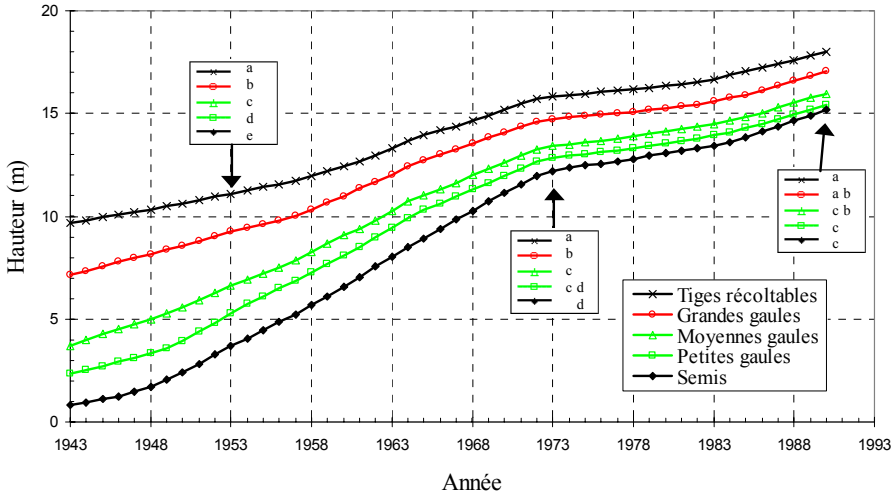
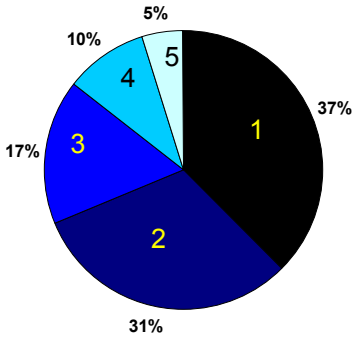


Figure 3. Évolution de la hauteur totale après la coupe. L'absence de différence significative (LSMEANS, $\propto$ = 0,05) entre deux moyennes est indiquée par des lettres identiques (tiré de RIOPEL 1999).

Dans le cas des plantations, les positions sociales s'établissent dès le jeune âge (RIOU-NIVERT 1983, JOBIDON et CHARETTE 1997, JOBIDON 2000a). De plus, ces positions acquises lors de la phase d'établissement ne font que s'affirmer avec le temps de sorte qu'il n'y a que peu de changements possibles dans l'ordre des individus même en présence d'éclaircies (BONDUELLE 1978, RIOU-NIVERT 1983, NILSSON et ALBREKTSON 1994, JOBIDON et CHARETTE 1997). La même observation a été faite à la suite d'EPC dans des peuplements d'origine naturelle (VANCLAY 1997).

De toutes les données que nous possédons, nous n'avons qu'une seule plantation âgée dont les arbres ont été suivis individuellement à partir du très jeune âge. Il s'agit d'une plantation d'épinette noire de 1965 située dans le secteur de Launière dans le Parc des Laurentides. Selon les premières données récoltées en 1972, nous avons séparé les arbres en cinq groupes égaux en nombre selon les classes de hauteur. La répartition du volume marchand estimé en 2001 selon ces cinq groupes est présentée à la figure suivante :

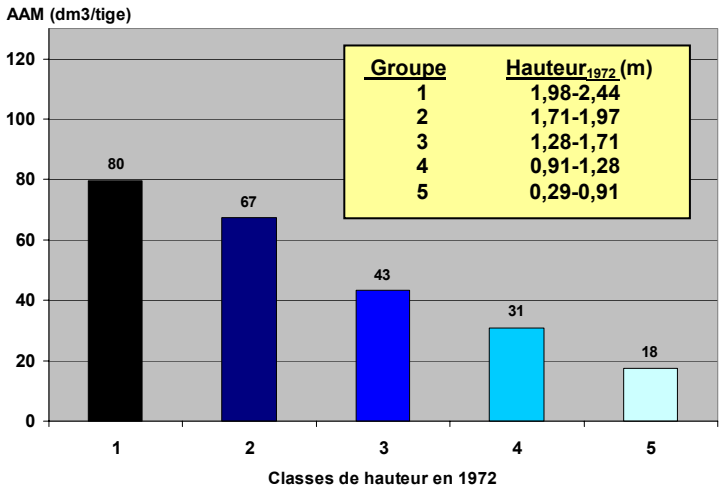
Répartition de la production en volume marchand en 2001 selon les 5 classes de hauteur de 1972



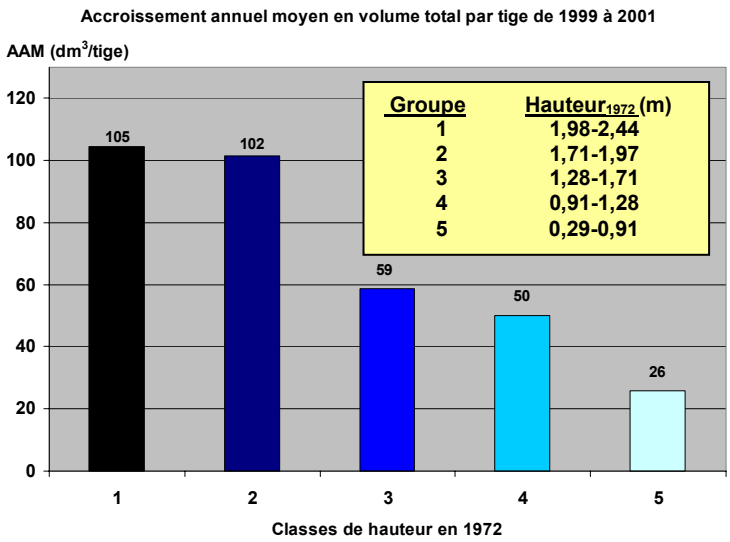
Groupe	Hauteur$_{1972}$ (m)
1	1,98-2,44
2	1,71-1,97
3	1,28-1,71
4	0,91-1,28
5	0,29-0,91

Ainsi, les deux premiers groupes représentaient en 2001, 68 % de la production en volume de la plantation alors que les deux derniers n'en représentaient que 15 %. Ainsi, dès l'âge de sept ans, la position sociale acquise aurait permis de faire une sélection des tiges pour l'éclaircie précommerciale. De plus, les tiges de faible hauteur en 1972 contribuent très peu à la production en volume et cette contribution devrait diminuer avec le temps (voir les deux figures suivantes). Ainsi, à l'âge de maturité, les tiges de faible hauteur en 1972 (soit sept ans après la mise en terre) devraient fournir un apport négligeable au volume marchand du peuplement. Une éclaircie effectuée en bas âge aurait donc permis de redistribuer le potentiel de croissance du site sur les plus grosses tiges sans provoquer de baisse de volume marchand/ha à maturité. Les deux figures suivantes illustrent la croissance en volume total par tige au cours des périodes 1984 à 1999 et 1999 à 2001.

Accroissement annuel moyen en volume total par tige de 1984 à 1999



Groupe	Hauteur$_{1972}$ (m)
1	1,98-2,44
2	1,71-1,97
3	1,28-1,71
4	0,91-1,28
5	0,29-0,91



Les différences de production en volume continuent de s'accroître entre les groupes 1 et 5. Un faible nombre d'arbres ont changé leur position sociale depuis 1972. Le passage d'un verglas a pu provoquer ces changements ce qui peut expliquer les rapprochements entre les groupes 1 et 2 ainsi qu'entre les groupes 3 et 4. Néanmoins, les plus fortes croissances en volume au cours de ces périodes ont généralement été observées sur les arbres de la strate dominante et les plus faibles croissances pour ceux de la strate supprimée.

Question 6

« Y a-t-il une différence significative entre les propriétés mécaniques de tiges éclaircies et non éclaircies? »

Le cas du sapin baumier a été bien documenté par ZHANG *et al*. (1998). Cette étude montre que pour un même diamètre, les arbres éclaircis ont un plus grand défilement, un plus petit volume, une cime vivante plus longue et des branches plus grosses que les arbres non éclaircis. Trente ans après l'application de l'EPC, le défilement variait de 1,02 à 1,44 cm/m et était inversement proportionnel à la densité résiduelle du peuplement qui se répartissait entre 1 500 et 12 000 tiges/ha. Pour leur part, ZARNOVICAN et LABERGE (1996) ont trouvé que le défilement de la première bille de sciage des sapins éclaircis était de 1,75 cm/m alors que celui des arbres non éclaircis était de 1,27 cm/m (résultats de dix ans). Ces caractéristiques font en sorte que pour un même diamètre, les arbres éclaircis produisent un volume de sciage plus faible et de moins bonne qualité que les arbres témoins. Par contre, ZHANG *et al*. (1998) démontrent aussi que la valeur des produits de sciage est beaucoup plus forte pour les

arbres de gros diamètres, ce qui donne un net avantage aux peuplements éclaircis puisque la croissance en diamètre des arbres a été favorisée par l'éclaircie. Lorsque l'ensemble de ces facteurs est pris en compte, les auteurs concluent que l'éclaircie précommerciale appliquée aux peuplements denses de sapin constitue un traitement sylvicole efficace pour augmenter la valeur des produits de sciage à l'hectare. Une densité résiduelle après le traitement se situant entre 1 000 et 3 500 tiges/ha a maximisé la valeur des produits du bois (volume de sciage, qualité des produits, copeaux).

Dans le cas de l'épinette rouge, BARBOUR *et al*. (1992) ont conclu que les pertes découlant du plus fort défilement des arbres éclaircis n'étaient pas suffisantes pour se distinguer de façon marquée de celles associées aux arbres couramment utilisés par les usines de sciage. Pour ce qui est de l'épinette noire, des études ont été entreprises mais les résultats ne sont pas encore disponibles.

Question 7

« La méthode pour l'établissement de l'IQS présentée dans « Les instructions relatives… » est-elle adéquate et existe-t-il d'autres méthodes plus simples d'application sur le terrain? »

La méthode de calcul de l'IQS présentée dans « Les instructions relatives… » est basée sur des relations entre l'IQS et la croissance en hauteur des cinq dernières années d'un arbre. Ces relations ont été calculées à partir des tables de production des plantations. Il convient de souligner que le risque d'erreur d'estimation de l'IQS à partir de gaules est relativement grand parce que le faisceau de courbes d'IQS est alors très étroit et, par conséquent, une petite erreur d'estimation de l'accroissement en hauteur peut générer une grosse erreur de la hauteur à 50 ans (IQS). Le principe de la méthode pourrait être bon, quoiqu'il n'y ait eu aucune validation de la méthode jusqu'à maintenant. Dans les domaines de la pessière noire, la pratique de cette méthode est risquée parce qu'il arrive parfois que les plantations subissent une stagnation de la croissance en hauteur. En outre, il faut généralement abattre les plus belles tiges pour appliquer cette méthode ce qui est plutôt gênant en forêt privée en plus d'empêcher tout mesurage ultérieur de la placette. La pratique de cette méthode dans le cas de peuplements issus de la régénération naturelle peut occasionner des erreurs dans l'estimation de l'IQS, surtout si cette régénération est préétablie. Dans ce dernier cas, la mesure de l'accroissement des cinq dernières années pourrait ne pas exprimer le plein potentiel de croissance de la station parce que la croissance en hauteur de la régénération préétablie pendant les 10-15 premières années après la CPRS est généralement moins forte que celle de la régénération qui aurait toujours été libre de croître (RIOPEL 1999, GROOT et HÖKKÄ 2000). De plus, la mesure de l'accroissement en hauteur des cinq dernières années peut s'avérer ardue dans le cas d'arbres relativement hauts (> 3 m).

À notre connaissance, deux méthodes permettant l'estimation de l'IQS dans les jeunes peuplements naturels sont actuellement en cours de conception au Québec. Une première méthode, appelée « croissance internodale » ou « *growth intercept* », résulte des efforts de chercheurs de la Colombie-Britannique où elle est couramment utilisée (NIGH 1998). Elle consiste à utiliser des relations entre l'âge évalué à une hauteur de 1 m et la hauteur totale de l'arbre. Ces relations sont construites à partir d'analyses de tiges faites sur des arbres issus de la régénération naturelle et âgés entre 30 et 50 ans. Elle peut être utilisée aussitôt que les arbres montrent une année de croissance au-dessus d'une hauteur de 1 m. Les travaux en cours portent sur les relations du pin gris et du sapin baumier et sont réalisés par l'équipe de Daniel Mailly de la Direction de la recherche forestière (MRN). Par rapport à la méthode décrite dans « Les instructions relatives… », la méthode de croissance internodale présente l'avantage d'utiliser toute l'information de l'arbre mesuré et non seulement les derniers verticilles, ce qui fournit une meilleure estimation de l'IQS. Elle est reconnue comme étant plus précise que les autres approches car les modèles de croissance internodale minimisent les erreurs inhérentes à l'estimation de l'IQS plutôt que les erreurs inhérentes à la hauteur comme dans le cas des modèles d'IQS. Enfin, les équations de cette méthode ne contiennent que deux paramètres et sont optimisés pour un seul âge contrairement aux modèles classiques hauteur-âge.

Une deuxième méthode a été proposée par l'équipe de Jean-Pierre Saucier de la Direction des inventaires forestiers (MRN). Elle consiste à faire le lien entre le type écologique évalué selon le système de classification écologique du ministère des Ressources naturelles et l'IQS de peuplements représentatifs de ce type écologique. Dans le cadre de l'échantillonnage de cette méthode, l'IQS est évalué selon des analyses de tiges faites sur des arbres de plus de 50 ans. Si ces relations s'avéraient fiables, cette méthode présenterait l'avantage d'éviter de mesurer les caractéristiques des arbres pour déterminer l'IQS de la station. Cet avantage est manifeste dans le cas de très jeunes peuplements où la hauteur de la régénération est davantage le reflet des conditions de croissance avant la CPRS que du potentiel de croissance de la station.

Question 8

« Quel est l'impact sur le rendement de certains éléments de biodiversité (arbres fruitiers et feuillus)? »

En ce qui concerne les espèces feuillues comme le peuplier et le bouleau, cette question fait déjà l'objet d'une réponse à la question 4. Selon des observations faites en bas âge, il y est mentionné que l'impact de la présence de ces espèces sur la production à maturité devrait être proportionnel à leur croissance et à leur taux d'occupation de l'espace au cours des années subséquentes. Ainsi, le peuplier devrait avoir un impact beaucoup plus grand que le bouleau. Le même principe devrait s'appliquer pour

les autres espèces feuillues et les arbres fruitiers. Dans le cas du cerisier de Pennsylvanie, ses effets compétitifs pour la lumière (indice de surface foliaire élevé) et les éléments nutritifs (principalement l'azote) envers les résineux sont jugés élevés (JOBIDON 1995), mais ne perdurent pas aussi longtemps que ceux d'autres espèces comme le bouleau. Dans le cas d'espèces dont les longévités et les hauteurs sont moindres (ex. : sorbier), l'impact sur la productivité à maturité des peuplements résineux devrait être mineur.

Références

ACKZELL, L., 1993. *A comparison of planting, sowing and natural regeneration for* Pinus sylvestris *(L.) in boreal Sweden*. For. Ecol. Manage. 61 : 229-245.

ALEXANDER, R.R., 1956. *Two methods of thinning young lodgepole pine in the central Rocky Mountains*. J. For. 54 : 99-102.

BARBOUR, R.J., R.E. BAILEY et J.A. COOK, 1992. *Evaluation of relative density, diameter growth, and stem form in a red spruce* (Picea rubens) *stand 15 years after precommercial thinning*. Can. J. For. Res. 22 : 229-238.

BARBOUR, R.J., D.C.F. FAYLE, G. CHAURET, J. COOK, M.B. KARSH et S. RAN, 1994. *Breast-height relative density and radial growth in mature jack pine (*Pinus banksiana*) for 38 years after thinning*. Can. J. For. Res. 24 : 2439-2447.

BECKWITH, A.F., P. ROEBBELEN et S. PESSIONE, 1984. *Variable-density growth and yield of managed Jack pine plantations*. Dans Proceedings of Jack Pine Symposium, C.R. Smith and G. Brown (eds.), Department of the Environment Canadian Forestry Service, Great Lakes Forest Research Centre, Sault Ste. Marie, Ontario, 18-20 October 1983, COJFRC Symposium Proceedings, O-P-12, p. 145-156.

BONDUELLE, P., 1978. *Comportement des arbres dominants d'une plantation d'épicéa ou de Douglas après une première éclaircie*. Annales des recherches sylvicoles, AFOCEL, p. 403-441.

BOWLING, D., 1987. *Twent-year slash pine spacing study: What to optimize*? *In* Proceedings of the Fourth Biennial Silvicultural Research Conference; 1986 November 4-6, Atlanta, GA. U.S.D.A., For. Serv., Southeastern For. Exp. Stn., Gen. Tech. Rep. SE-42 : 300-304.

BRAASTAD, H. et B. TVEITE, 2000. *Precommercial thinning of Norway spruce stands*. *Effects on growth, diameter distribution, crown height and branch thickness*. Rapport fra-Skogforskningen. No. 11. 24 p.

BRISSETTE, J.C., R.M. FRANK Jr., T.L. STONE et T.A. SKRATT, 1999. *Precommercial thinning in a northern conifer stand : 18-year results*. For. Chron. 75 : 967-972.

BUCKMAN, R.E., 1964. *Twenty-two-year results of a precommercial thinning experiment in Jack Pine*. U.S. For. Serv., Lake St. For. Exp. Sta., Res. Note LS-46.

BURNS, J., K.J. PUETTMANN et D. PERALA, 1996. *Strip thinning and spacing increases tree growth of young black spruce*. North. J. Appl. For. 13 : 68-72.

CAIN, M.D., 1993. *Ten-year results from precommercial strip-thinning : paradigm lost or reinforced*. South. J. Appl. For. 17 : 16-21.

CARMEAN, W.H., 1982. *Soil-site evaluation for conifers in the Upper Great Lakes region*. Dans Proceedings artificial regeneration of conifers in the Upper Great Lakes region. G.D. Mroz and J.F. BERNER (eds.), October 26-28 1982, Green Bay, Wisconsin, Michigan Technology University, p. 31-52.

CARSON, S.D., O. GARCIA et J.D. HAYES, 1999. *Realized gain and prediction of yield with genetically improved* Pinus radiata *in New Zealand*. For. Sci. 45 :186-200.

DIRECTION DES PROGRAMMES FORESTIERS, 1999. *Évaluation de l'effet de l'éclaircie précommerciale sur la possibilité forestière*. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction des programmes forestiers. Rapport interne. 22 p.

GROOT, A. et H. HÖKKÄ, 2000. *Persistence of supression effects on peatland black spruce advance regeneration after overstory removal*. Can. J. For. Res. 30 : 753-760.

GRUSCHOW, G.F., 1949. *Results of a precommercial thinning in Slash Pine*. Sth. Lumberm. 179 : 230-232.

HARRINGTON, C.A. et D.L. REUKEMA, 1983. *Initial shock and long-term stand development following thinning in a Douglas-fir plantation*. For. Sci. 29 : 33-46.

HOFFMAN, B.F. Jr., 1987. *Precommercial thinning*. J. For. 85 : 16-18.

JAGHAGEN, K., 1997. *Timber quality and volume increment of advance growth and planted* Pinus sylvestris. Scand. J. For. Res. 12 : 328-335.

JOBIDON, R., 1995. *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec*. Revue de littérature. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 117. 180 p.

JOBIDON, R., 2000a. *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*. For. Ecol. Manage. 130 : 77-97.

JOBIDON, R., 2000b. *Les feuillus de lumière : une menace au succès des plantations d'épinette*. L'Aubelle 133 :13-15.

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*. Can. J. For. Res. 27 : 1979-1991.

JOHANSSON, K., 1992. *Effects of initial spacing on the stem and branch properties and graded quality of* Picea abies *(L.) Karst*. Scand. J. For. Res. 7 : 503-514.

JOHNSTONE, W.D., 1981. *Precommercial thinning speeds growth and development of lodgepole pine : 25-year results*. Canada, Northern Forest Research Centre. Inf. Rep. NOR-X-237. 30 p.

JONES, E.P. Jr., 1977. *Precommercial thinning of naturally seeded slash pine increases volume and monetary returns*. USDA For. Serv., South. For. Exp. Stn., Res. Pap. SE-164. 12 p.

KARSH, M.B., M.B. LAVIGNE et J.G. DONNELLY, 1994. *Growth responses of the balsam fir and black spruce spacing trials*. Can. For. Serv., Newfoundland and Labrador Region. Inf. Rep. N-X-291. 35 p.

KRAMER, H., 1996. *Precommercial thinning of Douglas fir*. Forst und Holz., 51 : 595-602.

LABBÉ, F. et J. BÉGIN, 2002. *Éclaircie précommerciale : Effet de l'espacement et de l'importance des feuillus intolérants sur le rendement des MFi et la compétition feuillus-résineux*. Conférence présentée lors du Congrès 2002 de l'ACFAS à Québec.

LOHREY, R.E., 1977. *Growth reponses of loblolly pine to precommercial thinning*. South. J. Appl. For. 1 : 19-22.

LONGPRÉ, M.-H., Y. BERGERON, D. PARÉ et M. BÉLAND, 1994. *Effect of companion species on the growth of jack pine* (Pinus banksiana). Can. J. For. Res. 24 : 1846-1853.

LUNDGREN, A.L., 1981. *The effect of initial number of trees per acre and thinning densities on timber yields from red pine plantations in the Lake States*. U.S.D.A. Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Research Paper NC-193. 25 p.

LYNCH, T.J. et E.P. FARRELL, 1980. *Thinning and spacing research in Sitka spruce and lodgepole pine*. *In* Growing space in coniferous crops. Irish Forestry. 37 : 45-67.

MCCLAIN, K.M., D.M. MORRIS, S.C. HILLS et L.J. BUSE, 1994. *The effects of initial spacing on growth and crown development for planted northern conifers : 37-year results*. The For. Chron. 70 : 174-182.

MILLER, R.E., R.E. BIGLEY et S. WEBSTER, 1993. *Early development of matched planted and naturally Douglas-fir stands after slash-burning in the Cascade range*. West. J. Appl. For. 8(1) : 5-10.

MILLER, R.E., E.L. OBERMEYER et H.W. ANDERSON, 1999. *Comparative effects of precommercial thinning, urea fertilizer, and red alder in a coast Douglas fir plantation*. USDA For. Serv., Pacific Northwest Res. Stn., Res. Pap. PNW-RP-513. 25 p.

MYERS, C.A., 1958. *Thinning improves development of young stands of Ponderosa Pine in the Black Hills*. J. For. 56 : 656-659.

NEWTON, P.F., 1988. *Initial response of partially defoliated black spruce trees to precommercial thinning information*. Can. For. Serv., Newfoundland Forestry Centre, Report No. N-X-264. 24 p.

NIGH, G.D., 1998. *A system for estimating height and site index of western hemlock in the interior of British Columbia*. For. Chron. 74 : 588-596.

NILSSON, U. et A. ALBREKTSON, 1994. *Growth and self-thinning in two young Scots pine stands planted at different initial densities*. For. Ecol. Manage. 68 : 209-215.

PETTERSON, N., 1993. *The effect of density after precommercial thinning on volume and structure in* Pinus sylvestris *and* Picea abies *stands*. Scand. J. For. Res. 8 : 528-539.

POMINVILLE, P. et R. DOUCET, 1992. *Évaluation du coefficient de distribution de régénération nécessaire pour atteindre les objectifs de production dans les peuplements de pin gris, d'épinette noire et de sapin baumier.* Ministère des Forêts, Direction de la recherche. Rapport interne n° 353. 45 p.

POPOVICH, S., 1975. *La qualité des stations et la productivité des plantations de pin rouge* (Pinus resinosa *Ait.) au Québec*. For. Chron. 51 : 16-20.

POTHIER, D., 2001. *Éclaircie précommerciale dans une sapinière : résultats de 20 ans*. Résumé de conférence présentée lors du Congrès 2001 de l'ACFAS à Sherbrooke.

POTHIER, D., 2002. *Twenty-year results of precommercial thinning in a balsam fir stand*. For. Ecol. Manage. 168 : 179-188.

RIOPEL, R., 1999. *Potentiel de croissance de la haute régénération préétablie de sapin baumier : Une analyse dendrométrique au niveau de la tige et du peuplement*. Mémoire de maîtrise. Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval, Québec.

RIOU-NIVERT, P., 1983. *Sélection en sylviculture : une action à mener dès la pépinière*. Forêt-Entreprise 83 : 22-36.

SCHANTZ-HANSEN, T., 1956. *Twenty-five-year summary of red pine thinning plots : Cloquet experimental forest*. J. For. 54 : 512-514.

SMITH, D.M., B.C. LARSON, M.J. KELTY et P.M.S. ASHTON, 1997. *The Practice of Silviculture, Applied Forest Ecology, 9th edition*. John Wiley & Sons, New York.

STEELE, R.W., 1955. *Growth after precommercial thinning in two stands of Douglas Fir*. USDA For. Serv., Pacif. Nthwest. For. Range Exp. Sta., Res. Note. 117 p.

VANCLAY, J.K., 1997. *Regeneration success and early growth of forest stands.* For. Ecol. Manage. 97 : 155-163.

ZARNOVICAN, R et C. LABERGE, 1996. *Effet de l'éclaircie précommerciale sur la production de jeunes sapinières de la Haute-Côte-Nord*. Res. Nat. Can., Serv. Can. For., Centre de foresterie des Laurentides. Rapport d'information LAU-X-118. 28 p.

ZEIDE, B., 2001. *Thinning and growth*. J. For. 99 : 20-25.

ZHANG, S.Y., Y. CORNEAU et G. CHAURET, 1998. *Impact of precommercial thinning on tree and wood characteristics, and product quality and value in balsam fir*. Forintek Canada Corp., Eastern Division, Sainte-Foy, Québec. Project No. 1108. 74 p.

Annexe 2

Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la résistance des peuplements à la tordeuse des bourgeons de l'épinette et autres insectes et maladies

par

Louis DUCHESNE (MRN – DRF)[1]

[1] Le Comité consultatif scientifique du Manuel d'aménagement forestier tient à remercier M. Éric Bauce (UL – FFG) pour son apport d'informations et ses judicieux commentaires apportés sur une version préliminaire de cette annexe.

Introduction

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) [*Choristoneura fumiferana* (Clem.)] est un insecte ravageur qui, en période épidémique, cause des dommages importants aux peuplements forestiers composés de sapin baumier [*Abies balsamea* (L.) Mill.], d'épinette blanche [*Picea glauca* (Moench) Voss], d'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.) et, occasionnellement, d'épinette noire [*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.] (MACLEAN 1980). Les études sur les relations hôte-tordeuse-milieu proposent que la vulnérabilité des peuplements hôtes est fonction des conditions climatiques, des caractéristiques de peuplement (composition, âge, densité), des caractéristiques de la station (dépôt, drainage) et des caractéristiques biotiques (parasites, prédateurs, maladies) (ARCHAMBAULT *et al*. 1990, DUPONT *et al*. 1991, GAGNON et CHABOT 1991, HUDAK 1991, BAUCE *et al*. 1994).

Il est habituellement admis que l'éclaircie précommerciale (EPC) augmente la résistance des peuplements à la TBE. On retrouve d'ailleurs des stratégies de lutte intégrée qui proposent, entre autres, l'utilisation de traitements sylvicoles pour augmenter la vigueur des arbres et ainsi, minimiser les dommages causés par la TBE dans les sapinières (MRN 1994). La première hypothèse sous-jacente aux scénarios préventifs est que l'EPC forme des peuplements de sapins plus vigoureux qui résisteraient mieux à la TBE. La deuxième hypothèse est que l'EPC perturbe les populations de TBE en supprimant la strate arbustive ce qui engendrerait une augmentation de la mortalité des larves (BECKWITH et BURNELL 1982). Le texte qui suit a comme objectif de mettre en évidence l'état actuel des connaissances quant aux effets de l'EPC sur la résistance des peuplements aux insectes et maladies. Bien que non exhaustive, cette revue de littérature tente de préciser l'origine des hypothèses en matière de lutte intégrée des forêts contre les insectes ravageurs.

1. Impact de l'EPC sur la résistance des arbres

La résistance d'une plante à un insecte s'appuie sur deux composantes qui sont la susceptibilité (antibiose) et la tolérance. L'antibiose fait référence aux effets négatifs que la plante peut exercer sur l'insecte. Par ses caractéristiques mécaniques (épines, dureté du feuillage, etc.), phénologiques et chimiques, la plante peut empêcher l'accomplissement des performances biologiques de l'insecte. La tolérance, pour sa part, se réfère à la capacité de la plante de supporter les dégâts engendrés par l'insecte (BAUCE *et al*. 2001). Plusieurs études ont démontré que la résistance des arbres aux insectes ravageurs était positivement corrélée à leur vigueur, bien que celle-ci ait été évaluée de diverses manières. Dès 1925, CRAIGHEAD a établi un lien entre le taux de croissance des arbres et leur vulnérabilité à la TBE. Des relations similaires ont été obtenues des travaux de WESTVELD (1954). Il a aussi été démontré que les

tiges opprimées et intermédiaires sont généralement plus résistantes à la TBE que les tiges codominantes et dominantes (BLAIS 1958).

Ces résultats, qui lient la résistance des arbres à leur vigueur, ont été bonifiés par les travaux sur le dendroctone du pin (*Dendroctonus ponderosae* Hopk.) en Oregon. En divisant la quantité de bois produit par unité de surface foliaire (g m^{-2} an^{-1}), WARING *et al.* (1980) ont introduit un indice fonctionnel de la vigueur des arbres [taux d'assimilation net (TAN)]. En utilisant ce ratio, WARING et PITMAN (1980) ont trouvé une forte relation entre la vigueur des arbres et le nombre d'insectes requis pour tuer l'individu hôte. Poursuivant dans cette optique, MITCHELL *et al*. (1983), ainsi que LARSSON *et al*. (1983), ont observé pour le pin ponderosa (*Pinus ponderosa* Dougl. ex Laws.) et le pin tordu (*Pinus contorta* Dougl. ex. Loud.) que la mortalité causée par le dendroctone du pin était influencée par la vigueur des arbres, elle-même dépendante de la densité du peuplement. Ainsi, les auteurs observent que le pourcentage d'arbres atteints augmente considérablement lorsque l'indice de vigueur est inférieur à 100 g$m^{-2}$$an^{-1}$ (Figure 1). De plus, WARING et PITMAN (1985) mentionnent que cet indice de vigueur peut refléter la capacité des arbres de produire des composés de défense, ce qui contribuerait à diminuer leur vulnérabilité. Cette dernière hypothèse semble confirmée par WARING *et al*. (1992) qui rapportent, pour un peuplement de sapin grandissime [*Abies grandis* (Dougl. ex D. Don) Lindl.], que le TAN augmente à la suite de travaux d'éclaircie et que cet accroissement est associé à une augmentation de l'azote total et des acides aminés libres du feuillage. Ces changements semblent correspondre à une diminution de la consommation du feuillage par la TBE de l'ouest (*Choristoneura occidentalis* Free.).

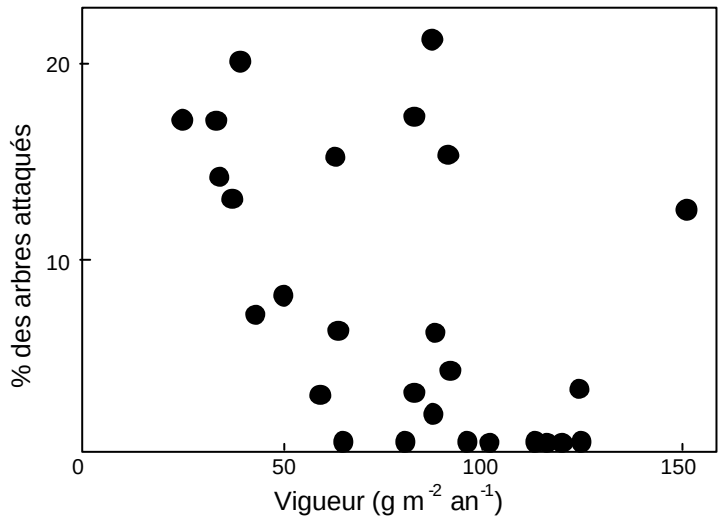


Figure 1. Pourcentage des arbres attaqués par le dendroctone pour chacune des parcelles en relation avec leur vigueur. Adapté de LARSSON *et al*. 1983.

Au Québec, certaines études ont été réalisées afin de préciser les relations entre la vigueur et la résistance du sapin baumier à la TBE. D'abord, POTHIER et MARGOLIS (1991) ont démontré que la vigueur des arbres (exprimée par le taux de croissance et le TAN) augmente au cours des deux premières années subséquentes aux travaux d'EPC sur un site bien drainé de la forêt Montmorency. D'autre part, en reconstituant le TAN de 20 peuplements pour la période de 1960 à 1989, COYEA et MARGOLIS (1994) confirment que le TAN explique une part importante de la variance afférente à la mortalité des individus. Les auteurs proposent trois hypothèses pour expliquer la relation entre le TAN et la mortalité du sapin baumier : 1) une relation existe entre le TAN et la composition biochimique du feuillage, ce qui affecte ainsi la nutrition, l'habitat ou la fécondité de l'insecte; 2) une relation existe entre le TAN et les réserves nutritives de l'individu laquelle lui permet de mieux récupérer après l'infestation; et 3) une relation existe entre le TAN et l'habileté de l'individu à utiliser les ressources environnementales (taille de la cime, développement du système racinaire).

Dans le même ordre d'idées, THIBAULT *et al*. (1995) ont étudié les relations entre des indicateurs de croissance (dhp et accroissement en diamètre) et la résistance du sapin baumier dans des peuplements de sapins baumiers soumis à des EPC d'intensités faible et modérée. Les résultats montrent que la vigueur, exprimée indirectement par de simples variables dendrométriques, peut servir à évaluer la résistance du sapin baumier lorsque les défoliations causées par la TBE sont modérées. En provoquant une augmentation de l'accroissement en diamètre des arbres, l'EPC modifie le seuil de survie des individus. Toutefois, ces relations s'atténuent lorsque les défoliations consécutives sont intenses. Les auteurs reconnaissent que l'EPC ne peut assurer à elle seule la survie du sapin lorsque l'impact de l'épidémie est intense.

Tel que mentionné par COYEA et MARGOLIS (1994), il demeure incertain que la vigueur des individus puisse expliquer le patron de dispersion des insectes. Le type d'étude mentionnée précédemment présente des preuves à propos des relations entre la vigueur et la vulnérabilité apparente des individus (la probabilité de mourir de chaque individu). Toutefois, les relations entre la vigueur et la qualité de l'individu comme hôte pour la TBE restent à explorer.

Une étude sur la résistance du sapin baumier à la TBE réalisée en Nouvelle-Écosse montre que le taux de mortalité évalué à la fin de la période épidémique est supérieur pour les peuplements ayant fait l'objet d'une EPC (43 % de mortalité), comparativement aux peuplements non éclaircies (18 %) (PIENE 1989). Une autre étude réalisée dans la même région conclut qu'il n'y a pas de différence significative entre 25 parcelles éclaircies et 13 parcelles non éclaircies même si, en moyenne, la proportion du

peuplement qui avait succombé était de 10 à 22 % plus élevée dans les parcelles éclaircies (Figure 2). Parmi les arbres les plus gros et ceux de dimension moyenne, de 20 à 30 % plus d'arbres furent tués dans les parcelles éclaircies (MACLEAN et PIENE 1995). Ces deux dernières études ne parviennent pas aux mêmes conclusions que celles mentionnées précédemment.

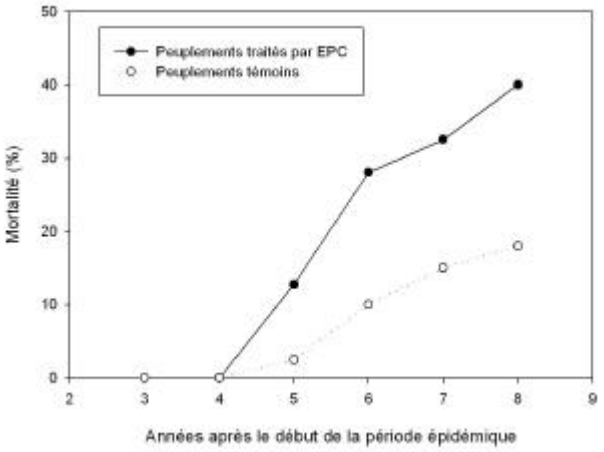


Figure 2. Comparaison du pourcentage d'arbres morts pour les peuplements éclaircis et témoins en fonction du nombre d'années depuis le début de l'épidémie. Adapté de MACLEAN et PIENE 1995.

Au Québec, CROOK *et al.* (1979) ont comparé la défoliation du sapin baumier dans des peuplements résineux et mixtes de la région du Bas-Saint-Laurent ayant fait l'objet de travaux d'EPC. Cette étude a permis de constater que l'éclaircie pratiquée dans les peuplements composés de résineux et de feuillus pourvus d'un sous-couvert de résineux ne modifie pas la vulnérabilité du sapin (voir section 2.2). Finalement, en comparant des sapinières éduquées par l'éclaircie commerciale, BAUCE (1996) observe une résistance moindre des arbres à la TBE la première année après l'éclaircie, car ils produisent moins de feuillage que ceux des peuplements non éclaircies. En outre, leur feuillage offre à l'insecte un niveau faible de monoterpène, ce qui favorise la prise alimentaire et donc la défoliation. Cependant, durant la deuxième année, les arbres deviennent plus résistants car ils produisent une forte quantité de feuillage qui excède les effets bénéfiques du traitement sur l'alimentation des larves. Des résultats similaires ont été obtenus à la suite de d'autres études (MCKINNON *et al*. 1998, LAMONTAGNE *et al*. 2000, LAMONTAGNE *et al*. 2002). Tel que mentionné par BAUCE *et al*. (2001), l'éclaircie est un outil qui permet d'accroître la résistance des sapins à la TBE si elle est pratiquée dans un cadre préventif, soit avant le début de l'épidémie. Toutefois, l'utilisation de cet outil en période épidémique, et surtout en phase montante des populations, peut avoir des effets néfastes et contraires aux objectifs visés de protection si certaines précautions ne sont pas prises.

2. Impact de l'EPC sur la résistance des peuplements

Les études présentées précédemment s'attardent principalement à la résistance des individus en fonction de leur vigueur sans égard aux caractéristiques qui modifient la propagation de l'insecte et à l'impact sur la productivité du peuplement à la suite des épidémies. Tel que mentionné antérieurement, la vulnérabilité des peuplements hôtes est fonction des conditions climatiques, des caractéristiques de peuplement (composition, âge, densité), des caractéristiques de la station (dépôt, drainage) et des caractéristiques biotiques (parasites, prédateurs, maladies). Cette section tentera d'identifier les effets probables de l'EPC sur ces différents éléments et leurs influences sur la dynamique des populations de TBE.

2.1 Conditions microclimatiques

La mortalité de la TBE au stade adulte dépend, entre autres, des conditions climatiques locales. Il semble que les étés chauds et secs favoriseraient la production de fleurs par le sapin ce qui procurerait une source de nourriture favorable au développement des populations (GREENBANK 1963). À l'inverse, des températures froides et humides perturberaient la dispersion et la survie de l'insecte (HAMEL et HARDY 1980). L'EPC engendre généralement une augmentation de la température à la surface du sol les premières années après le traitement (PIENE 1978, PIENE et VANCLEVE 1978, THIBODEAU *et al*. 2000). Cependant, il est peu probable que les conditions créées par l'EPC modifient la survie et la propagation de l'insecte car les effets sur les températures des cimes sont minimes voir sans signification biologique pour l'insecte (Bauce, comm. pers.). Toutefois, cette dernière hypothèse doit être validée.

2.2 Caractéristiques des peuplements

- *Densité*

La densité du peuplement modifie directement la résistance des individus. En effet, les études qui évaluent la vulnérabilité des arbres soumis aux travaux d'éclaircie démontrent en général que le nombre d'arbres qui succombent à l'épidémie est supérieur dans les peuplements non éclaircis par rapport à ceux éclaircis. Cependant, tel que mentionné par MACLEAN et PIENE (1995), en s'attaquant aux arbres d'avenir, la TBE risque d'endommager davantage les peuplements traités que ceux non traités. Pour illustrer cette affirmation, les résultats d'études sur le taux de mortalité ont été comparés afin de déterminer l'impact de l'éclaircie et des insectes ravageurs sur le peuplement résiduel après la période épidémique (Figure 3). Pour le dispositif de MITCHELL *et al*. (1983), la présence d'un grand nombre d'arbres de faible vigueur dans

les peuplements non éclaircis engendre une augmentation du taux de mortalité. Par contre, étant donné le nombre élevé de tiges dans les peuplements non éclaircis, ces derniers conservent une densité supérieure aux peuplements éclaircis après l'épidémie. Ainsi, dans certains cas, les épidémies intenses de TBE pourraient provoquer une diminution de volume plus importante pour les peuplements éclaircis comparativement aux peuplements non éclaircis lors de la récolte finale (BASKERVILLE et MACLEAN 1979). Toutefois, cette dernière hypothèse doit être validée.

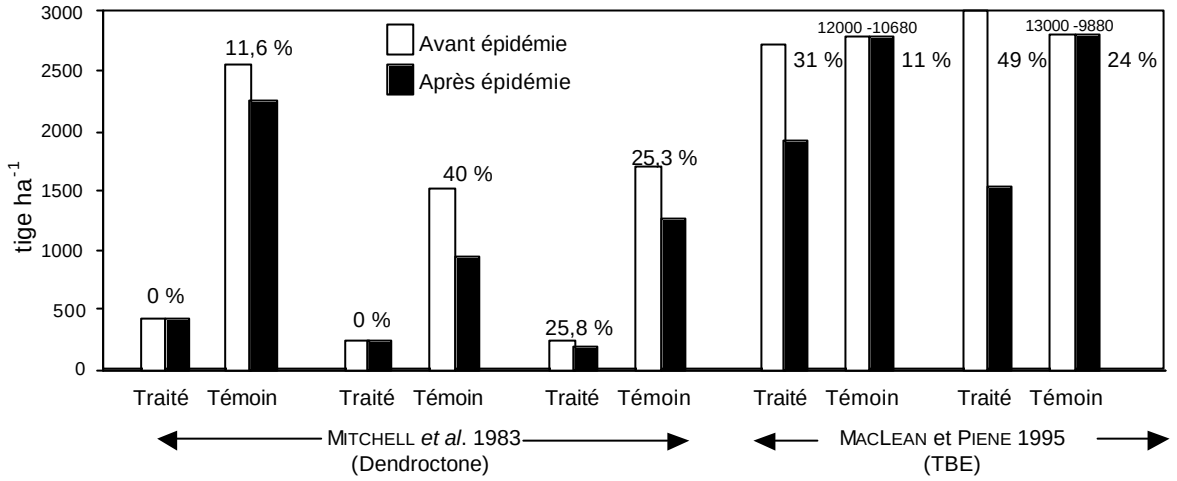


Figure 3. Comparaison de l'impact du taux de mortalité sur le peuplement résiduel, après défoliation, soit par le dendroctone, soit par la TBE. Traité : EPC.

- *Composition*

En favorisant la présence de l'épinette au détriment du sapin, l'EPC contribue à augmenter la résistance des peuplements aux épidémies de tordeuse des bourgeons d'épinette (TBE). D'autre part, des études concernant l'influence de la composition sur la vulnérabilité à la TBE ont proposé que le niveau de défoliation soit positivement corrélé à la représentativité des individus hôtes et que la présence de feuillus de lumière tende à diminuer le taux de défoliation de ces mêmes individus (BLAIS 1958, VAN RAALTE 1972). Au Québec, CROOK *et al*. (1979) se sont attardés à cette question en réalisant une étude dans la région du Bas-Saint-Laurent. L'étude a comparé la défoliation du sapin baumier dans des peuplements résineux et mixtes ayant fait l'objet de travaux d'EPC. Cette étude a permis de constater que l'éclaircie dans des peuplements résineux et de feuillus d'ombre ne modifie pas la résistance du sapin, tandis que les peuplements mixtes étaient soumis à une défoliation plus intense au fur et à mesure qu'une partie du couvert feuillu était prélevée (Figure 4). Globalement, le taux de défoliation était positivement corrélé à la surface terrière des résineux et inversement corrélé à la présence de feuillus.

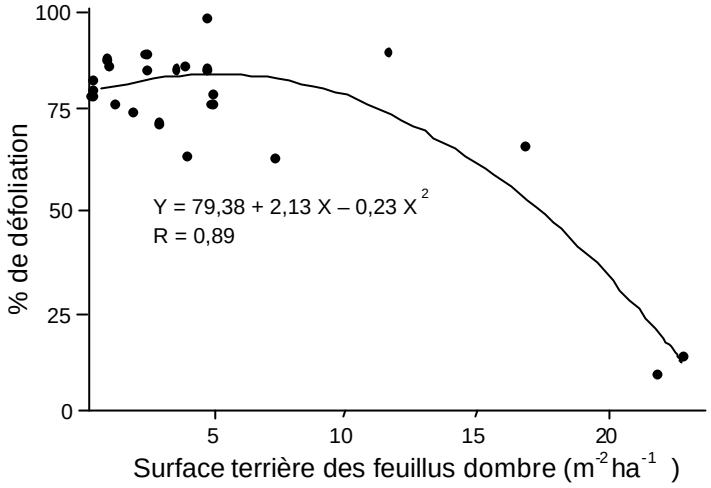


Figure 4. Relation entre l'index de vitalité et la représentativité des feuillus d'ombre au sein du peuplement. Adapté de CROOK *et al*. 1979.

Dans la section principale de l'avis, il est mentionné que l'EPC produit une homogénéisation de la structure et de la composition des peuplements. CAPPUCCINO *et al*. (1998) ont essayé de valider l'hypothèse selon laquelle la diversité de la végétation peut atténuer les impacts de la TBE tout en favorisant la présence d'ennemis naturels. Ces auteurs observent que la mortalité des arbres causée par la TBE était supérieure pour les grandes étendues monospécifiques de sapin par rapport aux territoires de composition plus hétérogène. Bien que l'abondance de l'insecte au stade adulte ne différait pas entre les habitats, il appert que le parasitisme des larves et des pupes était inférieur dans les grandes étendus monospécifiques de sapin baumier.

2.3 Caractéristiques de la station

BRIGGS et LEMING (1994) ont démontré que la réaction des arbres aux travaux d'éclaircie pouvait varier considérablement selon le drainage du sol. Au cours d'une étude réalisée dans des sapinières de trois régions écologiques du Québec, des chercheurs ont observé une relation nette entre le drainage du sol et le pourcentage de mortalité du sapin par la TBE (DUPONT *et al*. 1991) (Figure 5). Les sapinières sur des stations xériques et les sapinières sur des stations hydriques sont les plus vulnérables. Les sapinières sur des stations mésiques affichent un taux de mortalité intermédiaire, tandis que les sapinières sur des stations subhydriques riches avec drainage oblique sont systématiquement moins vulnérables. Ces observations sont en accord avec les relations établies entre le drainage, la vigueur et la vulnérabilité à la TBE.

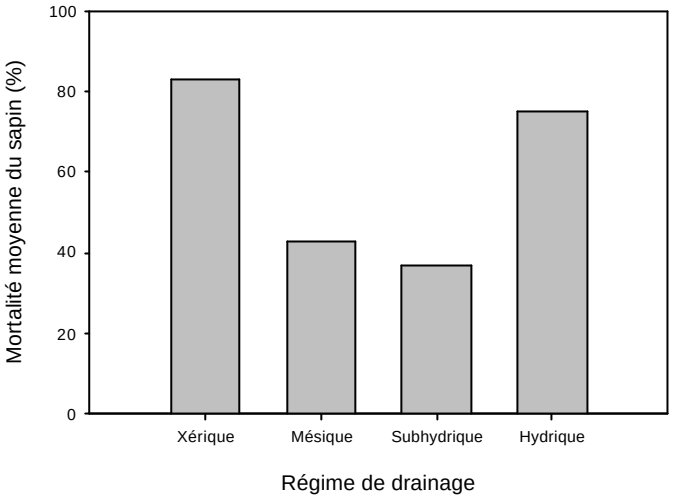


Figure 5. Comparaison de la mortalité du sapin baumier de trois régions écologiques selon différents régimes de drainage. Adapté de DUPONT *et al*. 1991.

La réduction du couvert forestier par l'EPC produit une diminution de l'évapotranspiration et, par conséquent, augmente l'humidité du sol (THIBODEAU *et al*. 2000). Ces effets sur le drainage du sol peuvent modifier le potentiel de la relation existante entre le drainage, la vigueur et la vulnérabilité du peuplement à la TBE pour les premières années subséquentes au traitement. Cependant, cette dernière hypothèse doit être validée.

D'autre part, THIBODEAU *et al*. (2000) ont démontré que l'EPC augmente le taux de décomposition de la cellulose de l'horizon organique, ce qui améliore la nutrition azotée dans les aiguilles des trois dernières années du sapin baumier (voir Annexe 3). Plusieurs auteurs ont aussi suggéré que la concentration de certains composés de défense secondaire comme les terpènes et les composés phénoliques diminuait lorsque le contenu en azote du feuillage augmentait (TUOMI *et al*. 1988, MUZIKA *et al*. 1989). Finalement, des preuves s'accumulent sur le fait que l'apport des ressources supplémentaires engendré par de meilleures conditions de croissance des arbres éclaircis est alloué en priorité à la croissance plutôt qu'à la production de composés de défense. De ce fait, les arbres de peu de vigueur peuvent bénéficier des niveaux supérieurs de composés de défense (WAGNER et BLAKE 1983, MATTSON et HAACK 1987). Cela pourrait expliquer pourquoi les arbres les plus vigoureux d'un peuplement peuvent parfois contenir un plus grand nombre d'insectes (WILLIAMS *et al*. 1971, CARLSON *et al*. 1985). Ainsi, l'EPC pourrait stimuler les populations de TBE en améliorant la qualité du feuillage comme nourriture de l'insecte. Les résultats de MASON *et al*. (1992) concordent en ce sens. En effet, ces auteurs observent que les traitements d'éclaircie et de fertilisation en azote améliorent la présence, la croissance et la reproduction de la TBE jusqu'à quatre ans après le traitement.

2.4 Caractéristiques biotiques

Les contrôles biotiques qui perturbent les populations de TBE sont les prédateurs, les parasitoides et les pathogènes. Les oiseaux sont les plus grands prédateurs vertébrés de la TBE. Des études ont démontré que sur 28 espèces d'oiseau, il y en avait 13 pour qui la TBE constituait plus de 40 % de leur diète durant la dernière épidémie (OTVOS 1981). En général, leur impact est cependant limité lorsque les populations d'insectes ont des niveaux relativement bas de densité (Bauce 2002, note de cours de protection des forêts). Les pathogènes qui attaquent la TBE sont composés de microspores, de virus, de bactéries et de champignons (OTVOS et MOODY 1978). Par exemple, de 2 à 80 % des larves et des chrysalides sont infectées par le microspore *Nosema fumiferanae* (Thom.). La plupart des larves infectées atteignent le stade adulte mais sont plus petites, moins vigoureuses et produisent moins d'œufs (WILSON 1974, 1980). Il existe peu d'information permettant d'évaluer avec précision les effets de l'EPC sur ces divers agents de répression biologique et par conséquent sur la dynamique des populations qui en ressortira lors de prochaines périodes épidémiques.

3. Impact de l'EPC sur d'autres insectes et maladies

- *Les pourridiés causés par l'Armillaria*

Les pourridiés causés par l'Armillaria proviennent d'une infection par le champignon *Armilaria ostoyae* (Romang.). Il s'agit de l'une des maladies les plus importantes pour les épinettes (blanche et noire), le sapin baumier, le mélèze, le bouleau et les peupliers (faux-tremble et baumier). Des auteurs ont suggéré que les arbres dont la vigueur était réduite par une mauvaise mise en terre, une mauvaise qualité de station, une sécheresse, et autres stress étaient les plus susceptibles (WARGO et SHAW 1985, SHAW et KILE 1991). Une étude réalisée en Oregon a comparé les effets de l'EPC sur la mortalité de la pruche et du sapin. Bien que la vigueur des arbres ait augmenté après le traitement, l'EPC ne modifie apparemment pas l'incidence de la mortalité dix ans après traitement, du point de vue des maladies de racines (FILIP et GOHEEN 1995).

- *La tenthrède à tête jaune*

La tenthrède à tête jaune de l´épinette (*Pikonema alaskensis* [Rohwer]) est originaire de l´Amérique du Nord. Ses hôtes appartiennent à toutes les espèces indigènes et exotiques d'épinettes : blanche, noire, d'Engelmann, du Colorado et de Norvège (HOUSEWEART et KULMAN 1976).

Les arbres sont particulièrement vulnérables lorsqu'ils poussent à découvert dans les plantations, dans les pépinières et à l'occasion dans les jeunes forêts régénérées naturellement. Une étude a démontré que le retrait du couvert supérieur dans une forêt bisétagée engendrait six fois plus de défoliation par rapport aux peuplements témoins (MORSE et KULMAN 1984a). Les jeunes peuplements ouverts de 1 à 6 mètres de hauteur et de 5 à 9 ans d'âge sont les moins tolérants (KULMAN 1971). En plantation, la tolérance à l'insecte s'accroît fortement lors de la fermeture du couvert forestier. Plusieurs études rapportent que les impacts de la tenthrède peuvent être atténués en identifiant des sites propices au développement de l'insecte. Les sites d'orientation sud (MORSE et KULMAN 1984b) ainsi que les sites glaiseux, mal drainés (COOK 1976) sont les plus propices au développement de l'insecte. D'après l'écologie des populations de tenthrède, il semble que l'EPC a le potentiel de diminuer la tolérance des arbres à la tenthrède. Les travaux sur le sujet suggèrent de retarder les traitements d'éclaircie et d'attendre que la hauteur des arbres soit supérieure à 3 mètres (KATOVICH *et al*. 1995). Une telle recommandation ne vaut toutefois que lors des épisodes épidémiques; ceux-ci ne durent qu'une courte période de temps, de sorte que l'impact sur la croissance du peuplement devrait être faible.

- *Le charançon du pin blanc*

Le charançon du pin blanc (*Pissodes strobi* Peck) est le plus important ravageur indigène dans les peuplements en régénération d'épinette et de pin au Canada. Dans l'est du Canada, le charançon attaque le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*P. resinosa* Ait.), le pin gris (*P. banksiana* Lamb.), le pin sylvestre (*P. sylvestris* L.), l'épinette blanche, l'épinette rouge, l'épinette noire, l'épinette de Norvège [*Picea abies* (L.) Karst.] et l'épinette du Colorado. Lorsque les conditions de l'habitat sont favorables au charançon, l'élimination de l'étage supérieur à la suite d'un événement naturel (incendie, vent, scolyte) ou une activité humaine (exploitation forestière) occasionne souvent l'apparition d'infestations dans les peuplements en régénération de pin ou d'épinette. L'ombrage de la flèche terminale évite l'attaque de la part de l'insecte, mais défavorise aussi la croissance de l'arbre; le compromis se situe entre une perte acceptable de volume par la compétition et le potentiel de gain du volume, attribuable à de plus faibles attaques (TAYLOR *et al*. 1994). Des études récentes démontrent toutefois que le volume de sciage de l'épinette de Norvège soumis à des attaques répétées n'était que peu ou pas modifié par celles-ci (M.-J. Mottet et G. Daoust, comm. pers.). Un relevé réalisé dans la région de Québec, zone reconnue comme à risque modéré, a révélé que les infestations les plus importantes se produisent dans les plantations âgées de 10 à 20 ans (LAVALLÉE *et al*. 1990).

Les moyens sylvicoles pour réduire les dommages causés par le charançon du pin blanc comportent trois scénarios : 1) en milieu découvert, conserver une forte densité d'arbres; 2) planter les pins et les épinettes sous l'ombrage d'un couvert d'arbres ou en association avec des plantes-abris; 3) procéder à des élagages. En ce qui a trait à l'EPC, dans les zones à risque, il est recommandé de retarder le plus possible le traitement. Comme dans le cas de la tenthrède, les arbres poussant sur des sols mal drainés sont plus gravement attaqués (ARCHAMBAULT *et al*. 1993).

- *Insectes colonisateurs de racine*

Certains insectes colonisateurs de racine [*Hylastes nigrinus* (Mann.), *Pissodes fasciatus* LeC. et *Steremnius caranatus* (Boh.)] sont des vecteurs de la maladie du pourridié verticicladiellléen (*Verticicladiella wageneri* Kendrick) lequel s'attaque à certains peuplements résineux du nord-ouest américain. Quelques études réalisées sur l'impact de l'EPC sur ces insectes et sur la maladie ont observé que les insectes ou la maladie étaient plus abondants dans les peuplements traités par rapport aux peuplements non traités (GOHEEN et HANSEN 1978, HARRINGTON *et al*. 1983, WITCOSKY et SCHOWALTER 1986).

Conclusion

Il y a de nombreuses preuves que la résistance du sapin baumier à la TBE est fonction de sa vigueur et que cette dernière est fonction de la densité et de l'âge du peuplement. En éliminant les arbres de moindre vigueur ou en favorisant des espèces moins vulnérables, l'EPC augmente la résistance des arbres résiduels, ce qui engendre un nombre inférieur d'arbres succombant aux attaques de l'insecte. Cependant, les résultats rapportés par les nombreux travaux effectués par le passé sur le sujet sont très contradictoires. Selon les études, l'éclaircie peut augmenter, réduire ou n'avoir aucun impact sur les pertes ligneuses engendrées par la TBE. Il appert que ces contradictions soient dues au fait que les effets de ce type de traitement, en plus d'évoluer dans le temps, sont aussi en relation avec l'âge des peuplements traités, le type de drainage du site et le moment, dans l'évolution épidémique de l'insecte, où le traitement est effectué (avant l'épidémie, durant la phase montante des populations, durant la phase descendante des populations) (BAUCE *et al*. 2001). Ainsi, les impacts de l'EPC sur la dynamique de l'insecte et sur les divers processus impliqués devraient aussi être envisagés dans l'élaboration d'une stratégie de lutte intégrée contre les insectes ravageurs de manière à réduire les impacts économiques des ravageurs tout en reconnaissant leur fonction dans le milieu. Il est à noter qu'on ne peut généraliser les résultats sur la TBE à tous les insectes. Les impacts peuvent être positifs, négatifs ou neutres selon les insectes considérés.

Références

ARCHAMBAULT, L., R.R. GAGNON, G. PELLETIER, M. CHABOT et L. BÉLANGER, 1990. *Influence du drainage et de la texture du dépôt sur la vulnérabilité du sapin baumier et de l'épinette blanche aux attaques de la tordeuses des bourgeons de l'épinette*. Can. J. For. Res. 20 : 750-756.

ARCHAMBAULT, L., J. MORISSETTE, R. LAVALLÉE et B. COMTOIS, 1993. *Susceptibility of Norway spruce plantations to white pine weevil attacks in southern Quebec*. Can. J. For. Res. 23 : 2362-2369.

BASKERVILLE, G.L. et D.A. MACLEAN, 1979. *Budworm-caused mortality and 20-years recovery in immature balsam fir stands*. Can For. Serv. Marit. For. Res. Cent. Inf. Rep. M-X-102.

BAUCE, É., M. CREPIN et N. CARISEY, 1994. *Spruce budworm growth, development and food utilization on young and old balsam fir trees*. Oecologia 97 : 499-507.

BAUCE, E., 1996. *One and two years impact of commercial thinning on spruce budworm feeding ecology and host tree foliage production and chemistry*. For. Chron. 72 : 393-398.

BAUCE, E., N. CARISEY et A. DUPONT, 2001. *Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Colloque sur la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Shawinigan, Qc. ISBN 0-662-86034-9.

BECKWITH, R.C. et D.G. BURNELL, 1982. *Spring larval dispersal of the western budworm (*Lepidoptera : Tortricidae*) in north-central Washington*. Environ. Entomol. 117 : 23-32.

BLAIS, J.R., 1958. *The vulnerability of balsam fir to spruce budworm attack in northwestern Ontario, with spatial reference to the physiological age of tree*. For. Chron. 34 : 405-422.

BRIGGS, R.D. et R.C. LIMIN Jr., 1994. *Soil drainage effets on early response of balsam fir to precommercial thinning.* Soil Sci. Soc. Am. J. 58 : 1231-1232.

CAPPUCCINO, N., D. LAVERTU, Y. BERGERON et J. REGNIÈRE, 1998. *Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape*. Oecologia 114 : 236-242.

CARLSON, C.E., W.C. SCHMIDT, D.G. FELLIN et N.W. WULF, 1985. *Silvicultural approaches to western spruce budworm management in the Northern U.S. Rocky Mountains*. *In* Recent advances in spruce budworm research. Proc. CANUSA Spruce Budworms Research Symposium, C.J. Sanders, R.W. Stark, E.J. Mullins, et Murphy (Eds.). Ministère des Fournitures et des Services du Canada. p. 281-300.

COOK, J.L., 1976. *Soil and site influences affecting the defoliation patterns of the yellowheaded spruce sawfly*. St. Paul, MN : University of Minnesota. M.S. thesis. 64 p.

COYEA, M.R. et H.A. MARGOLIS, 1994. *The historical reconstruction of growth efficiency and its relationship to tree mortality in balsam fir ecosystems affected by spruce budworm*. Can. J. For. Res. 24 : 2208-2221.

CRAIGHEAD, F.C., 1925. *Relation between mortality of trees attacked by the spruce budworm (*Cacoecia fumiferana *Clem.) and previous growth*. J. Agric. Res. 30 : 541-555.

CROOK, G.W., P.E. VÉZINA et Y. HARDY, 1979. *Suceptibility of balsam fir to spruce budworm defoliation as effected by thinning*. Can. J. For. Res. 9 : 428-435.

DUPONT, A., L. BÉLANGER et J. BOUSQUET, 1991. *Relationships between balsam fir vulnerability to spruce budworm and ecological site conditions of fir stands in central Québec*. Can. J. For. Res. 21 : 1752-1759.

FILIP, G.M. et D.J. GOHEEN, 1995. *Precommercial thinning in* Pseudotsuga, Tsuga, *and* Abies *stands affected by* armilaria *root disease : 10-year results*. Can. J. For. Res. 25 : 817-823.

GAGNON, R.R. et M. CHABOT, 1991. *Prévention des pertes de bois attribuables à la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Ministère des Forêts du Québec. Publication X91-310. 52 p.

GOHEEN, D.J. et E.M. HANSEN, 1978. *Black-stain root disease in Oregon and Washington*. Plant Dis. Rep. 62 : 1098-1102.

GREENBANK, D.O., 1963. *The development of the outbreak. In* : R.F. Morris (Editor), The dynamics of epidemic spruce budworm population. Mem. Ent. Soc. Can. 31 : 19-23.

HAMEL, L. et Y. HARDY, 1980. *Caractérisation des foyers d'infestation de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. II. Les aspects climatologiques*. FRUL, Rapport final 1979-1980. Le fonds de Rech. For., Univ. Laval, Québec. 45 p.

HARRINGTON, T.C., C. REINHART, D.A. THORNBURG et F.W. COBB, 1983. *Association of black-stain root disease with precommercial thinning in douglas fir*. For. Sci. 29 : 12-14.

HOUSEWEART, M.W. et H.M. KULMAN, 1976. *Life tables of the yellowheaded spruce sawfly,* Pikonema alaskensis *(Rohwer) (*Hymenoptera : Tenthredinidae) *in Minnesota*. Environmental Entomology 5 : 859-867.

HUDAK, J., 1991. *Integrated pest management and the eastern spruce budworm*. For. Ecol. Manage. 39 : 313-337.

KATOVICH, S.A., D.G. MCCULLOUGH et R.A. HAACK, 1995. *Yellowheaded spruce sawfly - its ecology and management*. St. Paul, MN : U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, North Cent. For. Exp. Station. Gen. Tech. Rep. NC-179.

KULMAN, H.M., 1971. *Effects of insect defoliation on growth and mortality of trees*. Annual Review of Entomology 16 : 289-324.

LAMONTAGNE, M., H. MARGOLIS et E. BAUCE, 2000. *Testing the ecological basis for the control of monoterpene concentrations along canopy profiles in thinned and unthinned balsam fir stands*. Oecologia 124 : 318-331.

LAMONTAGNE, M., É. BAUCE et H. MARGOLIS, 2002. *Testing the ecophysiological basis for the control of monoterpene concentrations in thinned and unthinned balsam fir stands across different drainage classes*. Oecologia 130 : 15-24.

LARSSON, S., R. OREN, R.H. WARING et J.W. BARRETT, 1983. *Attack of mountain pine beetle as related to tree vigor of ponderosa pine*. For. Sci. 29 : 395-402.

LAVALLÉE, R., C. GUERTIN, J. MORISSETTE et B. COMTOIS, 1990. *Observations sur le développement du charançon du pin blanc sur l'épinette de Norvège*. Revue d'entomologie du Québec 35 : 31-44.

MACLEAN, D.A., 1980. *Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreak : a review and discussion*. For. Chron. 56 : 213-221.

MACLEAN, D.A. et H. PIENE, 1995. *Spatial and temporal patterns of balsam fir mortality in spaced and unspaced stands caused by spruce budworm defoliation*. Can. J. For. Res. 25 : 902-911.

MASON, R.R., B.E. WICKMAN, R.C. BECKWITH et G.G. PAUL, 1992. *Thinning and nitrogen fertilization in grand fir stand infested with western spruce budworm. Part 1 : Insect response*. For. Sci. 38 : 235-251.

MATTSON, W.J. et R.A. HAACK, 1987. *The role of drought stress in provoking outbreaks of phytophagus insects*. *In* Insect outbreaks, P. Barbosa et J.C. Schultz (eds.). Academic Press, San Diego. p. 365-407.

MCKINNON, M., D. QUIRING et É. BAUCE, 1998. *Influence of ressource availability on growth and foliar chemistry within and among young white spruce trees*. Écoscience 5 : 295-305.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC, 1994. *Une stratégie : aménager pour mieux protéger*. Gouvernement du Québec, publication n° FQ94-3051.

MITCHELL, R.G., R.H. WARING et B. PITMAN, 1983. *Thinning lodgepole pine increases tree vigor and resistance to mountain pine beetle*. For. Sci. 29 : 204-211.

MORSE, B.W. et H.M. KULMAN, 1984a. *Effects of white spruce release on subsequent defoliation by the yellowheaded spruce sawfly,* Pikonema alaskensis (Hymenoptera : Tenthridinidae). Great Lakes Entomologist. 17 : 235-237.

MORSE, B.W. et H.M. KULMAN, 1984b. *Plantation white spruce mortality : estimates based on aerial photography and analysis using a life-table format*. Can. J. For. Res. 14 : 195-200.

MUZIKA, R.M., K.S. PREGITZER et J.W. HANOVER, 1989. *Changes in terpene production following nitrogen fertilization of grand fir (*Abies grandis *[Dougl.] Lindl.) seedling*. Oecologia 80 : 485-489.

OTVOS, I.S., 1981. *Predators (natural factors affecting spruce budworm populations). In* : J. Hudak and A.G. Raske (Editors), Review of the spruce budworm outbreak in Newfoundland - Its control and forest management implications. Environ. Can.; Can. For. Serv., Newfoundland For. Res. Centre, Inf. Rep. N-X-205. P.103-104.

OTVOS, I.S. et B.H. MOODY, 1978. *The spruce budworm in newfoundland : History, status and control*. Environ. Can., For. Serv., Newfoundland For. Res. Center. Inf. Rep. N-X-150. 76 p.

PIENE, H., 1978. *Effects of increased spacing on carbon mineralization rates and temperature in a stand of young balsam fir*. Can. J. For. Res. 8 : 398-406.

PIENE, H., 1989. *Spruce budworm defoliation and growth loss in young balsam fir stand : defoliation in spaced and unspaced stands and individual tree survival*. Can. J. For. Res. 19 : 1211-1217.

PIENE, H. et K. VAN CLEVE, 1978. *Weight loss litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska*. Can. J. For. Res. 8 : 42-46.

POTHIER, D. et H.A. MARGOLIS, 1991. *Analysis of growth and light interception of balsam fir and white birch saplings following precommercial thinning*. Ann. Sci. For. 48 : 123-132.

SHAW, C.G., III. et G.A. KILE, 1991. *Armilaria root disease*. U.S. Dep. Agric. Handb. 691.

TAYLOR, S.P., R. ALFARO, C. DELONG et L. RANKIN, 1994. *The effects of overstory shading on white pine weevil damage to interior white spruce. In* : R.I. Alfaro, G. Kiss et G. Fraser (eds). The white pine weevil : biology, damage and management. Proceedings of a symposyum held January 19-21, 1994, Richmond, British Columbia. FRDA Report No. 226. P. 254-261.

THIBAULT, D., J. BÉGIN, et L. BÉLANGER, 1995. *Relations entre des indicateurs de croissance du sapin baumier en début d'épidémie et sa vulnérabilité à la tordeuse des bourgeons de l'épinette*. Can. J. For. Res. 25 : 1292-1302.

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*. Can. J. For. Res. 30 : 229-238.

TUOMI, J., P. NIEMALA, M. ROUSI, S. SIREN et T. VOURISALO, 1988. *Induced accumulation of foliage phenols in mountain birch : branch response to defoliation*. Amer. Natur. 132 : 602-608.

VAN RAALTE, G.D., 1972. *Do I have a budworm susceptible forest?* For. Chron. 48 : 190-192.

WAGNER, M.R. et E.A. BLAKE, 1983. *Western spruce bedworm consumption – Effect of host species and foliage chemistry. In* : Proc. Forest defoliator host interactions : A comparison between gypsy moth and spruce budworms. USDA For. Serv. Gen. Rep. NE-85. P. 49-54.

WARGO, P.M. et C.G. SHAW, III. 1985. *Armilaria root rot : the puzzle is being solved*. Plant Dis. 96 : 826-832.

WARING, R.H. et G.P. PITMAN, 1980. *A simple model of host resistance to bark beetles*. Oregon State Univ., Forest Res. Lab., Res. Note 65. 2 p.

WARING, R.H. et G.B. PITMAN, 1985. *Modifying lodgepole pine stands to change susceptibility to mountain pine beetle attack*. Ecology 66 : 889-897.

WARING, R.H., W.G. THIES et D. MUSCATO, 1980. *Stem growth per unit of leaf area : a mesure of tree vigor*. For. Sci. 26 : 112-117.

WARING, R.H., T. SAVAGE, K. CROMACK Jr. et C. ROSE, 1992. *Thinning and nitrogen fertilization in a grand fir stand infested by western spruce budworm. Part IV. An ecosystem management perspective*. For. Sci. 38 : 275-286.

WESTVELD, M., 1954. *A budworm vigor-resistance classification for spruce and balsam fir*. Can. J. For. Res. 52 : 11-24.

WILLIAMS, C.B., P.J. SHEA et G.S. WALTON, 1971. *Population density of western spruce budworm as related to stand characteristics in the Bitterroot National Forest*. USDA For. Serv. Pap. PSW-72. 8 p.

WILSON, G.G., 1974. Nosema fumiferanae*, a natural pathogen of a forest pest : potential for pest management. In* : H.D. Burges (Editor), Microbial Control of pest and Plant deseases 1970-1980. Academic Press, London.

WILSON, G.G., 1980. *Persistence of microsporidia in populations of the spruce budworm and forest tent caterpillar*. Can. For. Serv., For. Pest Management Inst. Inf. Rep. FPM-X-39. 10 p.

WITCOSKY, J.J. et T.D. SCHOWALTER, 1986. *The influence of time of precommercial thinning on the colonization of Douglas-fir by three species of root-colonizing insects*. Can. J. For. Res. 16 : 745-749.

Annexe 3

Effets de l'éclaircie précommerciale sur la fertilité des sols

par

Louis DUCHESNE (MRN – DRF)

Introduction

Par son influence sur la structure et la composition des peuplements forestiers, le traitement d'éclaircie précommerciale (EPC) risque de modifier le cycle biogéochimique des éléments en forêt. Ce texte tente de mettre en évidence les effets probables de l'EPC sur le cycle des éléments nutritifs et, par conséquent, sur la fertilité des sols forestiers.

1. Influence de la modification de la structure du peuplement

L'EPC provoque une diminution de la densité du couvert forestier. Cette modification de la structure peut temporairement améliorer la fertilité du site. Premièrement, l'apport de matière organique issue des débris ligneux de la biomasse aérienne et racinaire a une influence sur la disponibilité des éléments nutritifs (ZAK *et al*. 1990). D'autre part, l'augmentation du taux de décomposition provoqué par l'augmentation de la température du sol contribue aussi à l'augmentation de la fertilité du sol (COVINGTON 1981). Finalement, la quantité importante de résidus de coupe au sol peut avoir un effet positif sur le taux d'humidité du sol, elle augmente ainsi la disponibilité des éléments nutritifs (CAREY *et al*. 1981). Une étude réalisée dans onze jeunes sapinières au Québec a démontré que l'EPC augmentait le taux de décomposition de la cellulose de l'horizon organique, ce qui améliorait la nutrition (N, P et K) dans les aiguilles des trois dernières années du sapin baumier (THIBODEAU *et al.* 2000). Cependant, les effets sur la fertilité diffèrent selon les caractéristiques pédologiques. Par exemple, pour les sites mal drainés, le traitement peut se traduire par une remontée de la nappe phréatique causée par une diminution de l'évapotranspiration, ce qui peut diminuer la fertilité du site (BRIGGS et LEMIN 1994).

Les effets mentionnés précédemment sont des effets ponctuels observés trois ans après l'exécution du traitement. L'état actuel des connaissances ne nous permet pas de quantifier les effets de la modification de la structure sur la fertilité à long terme des écosystèmes forestiers.

2. Influence de la modification de la composition de peuplement

La composition du couvert forestier peut avoir une grande influence sur la disponibilité des éléments nutritifs de la forêt (HOBBIE 1992). L'EPC modifie la composition du couvert, d'une part en permettant un certain recrutement de feuillus de lumière lorsque le traitement se fait dans des peuplements à forte dominance de résineux et, d'autre part, en diminuant la représentativité des feuillus de lumière dans les peuplements de moins forte dominance de résineux. Malheureusement, aucune étude ne permet de conclure à propos des effets sur la fertilité des sols à long terme d'une modification de la composition par l'EPC. Cependant, plusieurs études portant sur l'influence de la composition et des stades de succession sur

la fertilité des sols en forêt boréale ont été réalisées. Selon les résultats obtenus, cette section précisera les effets probables de la modification de la composition forestière sur la fertilité à long terme des écosystèmes forestiers.

En s'appuyant sur une brève revue du sujet, BRAIS *et al*. (1995) mentionnent que les modifications des propriétés du sol engendrées par le passage d'un couvert forestier feuillu vers un couvert forestier résineux se traduisent par : 1) une diminution de la concentration des éléments nutritifs de la litière (GOSZ 1981), 2) une diminution de l'activité des micro-organismes (FLANAGAN et VAN CLEVE 1983), 3) une réduction de la disponibilité des éléments nutritifs (BORMANN et SIDLE 1990), 4) une augmentation du rapport C/N (BORMANN et SIDLE 1990), 5) une augmentation de la biomasse de l'humus, 6) une diminution de la température du sol (VAN CLEVE et YARIE 1986) et finalement 7) une augmentation de l'interception des aérosols et une diminution du prélèvement des éléments nutritifs (GOSZ 1981, CARLYLE 1986).

Lors d'une étude des effets de la composition forestière sur la disponibilité des éléments nutritifs de la forêt boréale, BRAIS *et al.* (1995) mentionnent que la disponibilité des éléments nutritifs est reliée à la représentativité des essences pionnières dans le peuplement. Entre autres, les auteurs observent une relation positive entre la disponibilité du calcium dans l'humus forestier et la représentativité du peuplier faux-tremble dans le peuplement (*Populus tremuloides* Michx.). Cela indique que la présence de cette essence contribue grandement à la mise en disponibilité du calcium. Il est entendu que les essences feuillues se distinguent entre elles par la qualité de la litière qu'elles produisent (COTÉ et FYLES 1994).

Une autre étude réalisée sur la plaine argileuse de l'Abitibi, a démontré que, peu importe l'âge des peuplements, le pH de l'humus était supérieur de 0,5 unité sous les cimes de peuplier en comparaison des autres essences (PARÉ et BERGERON 1996). Ces résultats s'expliquent par le fort prélèvement de Ca par cette essence (ALBAN 1982, ALBAN *et al*. 1978, PARÉ *et al.* 1993). D'autre part, dans les plus jeunes sites (49 ans), les taux de minéralisation nette et de nitrification nette étaient supérieurs pour les humus localisés sous les arbres feuillus. Cependant, pour les peuplements plus âgés, il n'existait plus de différence significative entre les sols.

Dans la forêt boréale, à la suite d'une perturbation majeure tel le feu ou la coupe forestière, la forêt se régénère en général en peuplements d'essences feuillues, lesquels se transformeront graduellement en peuplements transitoires mixtes pour finalement se transformer en peuplements à dominance de conifères (BERGERON et DUBUC 1989). La progression des superficies perturbées par la coupe forestière semble favoriser la présence d'un stade de début de succession au détriment des peuplements à dominance résineux (problème de l'enfeuillement, voir Annexe 8 sur les types écologiques). Tel que mentionné par BRAIS *et al.* (1995), les impacts à long terme sur la fertilité du sol de pratiques sylvicoles intensives lesquelles

préconisent à la fois des rotations successives de peuplements résineux et l'élimination de la compétition des essences feuillues, sur un territoire donné, devraient faire l'objet d'une attention particulière.

3. Conclusion

Les effets positifs à court terme de l'EPC sur la disponibilité des éléments nutritifs sont relativement bien documentés. Cependant, les résultats des études sur la contribution des essences pionnières au cycle des éléments de la forêt conjugués à la méconnaissance de seuils critiques destinés au maintien des processus écosystémiques (à la fois qualitatifs et quantitatifs) soulèvent des interrogations quant aux effets de l'EPC sur le maintien de la fertilité à long terme des écosystèmes forestiers. Des recherches mériteraient d'être entreprises pour élucider ces questions.

Références

ALBAN, D.H., 1982. *Effect of nutrient accumulation by aspen, spruce, and pine on soil properties*. Soil Sci. Soc. Am. J. 46 : 853-861.

ALBAN, D.H., D.A. PERALA et B.E. SCHLAGEL, 1978. *Biomass and nutrient distribution in aspen, pine, and spruce stands on the same soil type in Minnesota*. Can. J. For. Res. 8 : 290-299.

BERGERON, Y. et M. DUBUC, 1989. *Succession in the southern part of the canadian boreal forest*. Vegetatio 79 : 51-63.

BORMANN, B.T. et R.C. SIDLE, 1990. *Change in productivity and distribution of nutrients in a chronosequence at Glacier Bay National Park, Alaska* J. Ecol. 78 : 561-578.

BRAIS, S., C. CAMIRÉ, Y. BERGERON et D. PARÉ, 1995. *Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Québec*. For. Ecol. Manage. 76 : 181-189.

BRIGGS, R.D. et R.C. LIMIN Jr., 1994. *Soil drainage effects on early response of balsam fir to precommercial thinning*. Soil Sci. Soc. Am. J. 58 : 1231-1232.

CAREY, M.L., E.P. FARELL et D.M. MCALEESE, 1981. *Mobilisation of nutrients in Sitka spruce [Picea sitchensis (Bong.) Carr.] forest floor. Influence of lime and fertilizers*. For. Ecol. Manage. 3 : 209-227.

CARLYLE, J.C., 1986. *Nitrogen cycling in forested ecosystems*. For. Abstr. 47 : 308-336.

COTÉ, B. et J.W. FYLES, 1994. *Nutrient concentration and acid-base status of leaf litter of tree species characteristic of the hardwood forest of southern Quebec*. Can. J. For. Res. 24 : 192-196.

COVINGTON, W.W., 1981. *Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods*. Ecology 62 : 41-48.

FLANAGAN, P.W. et K. VAN CLEVE, 1983. *Nutrient cycling in relation to decomposition and organic-matter quality in taïga ecosystems*. Can. J. For. Res. 13 : 795-817.

GOSZ, J.R., 1981. *Nitrogen cycling in coniferous ecosystems*. Ecol. Bull. (Stockholm) 33 : 405-426.

HOBBIE, S.E., 1992. *Effect of plant species on nutrient cycling*. Trends Ecol. Evol. 7 : 336-339.

PARÉ, D. et Y. BERGERON, 1996. *Effect of colonizing tree species on soil nutrient availability in a clay soil of the boreal mixedwood*. Can. J. For. Res. 26 : 1022-1031.

PARÉ, D., Y. BERGERON et C. CAMIRÉ, 1993. *Change in the forest floor of boreal forest after disturbance*. J. Veg. Sci. 811-818.

THIBODEAU, L., P. RAYMOND, C. CAMIRÉ et A.D. MUNSON, 2000. *Impact of precommercial thinning in balsam fir stands on nitrogen dynamics, microbial biomass, decomposition, and foliar nutrition*. Can. J. For. Res. 30 : 229-238.

VAN CLEVE, K. et J. YARIE, 1986. *Interaction of temperature, moisture and soil chemistry in controling nutrient cycling and ecosystem developpement in the taïga of Alaska. In* : K. Van Cleve, F.S. Chapin III, P.W. Flanigan, L.A. Viereck and C.T. Byrness (Ed), Forest Ecosystems in the Alaskan Taïga. A synthesis of structure and function. Ecological Studies 57. Springer, New York, p.160-189.

ZAK, D.R., D.F. GRIGAL, S. GLEESON et D. TILMAN, 1990. *Carbon and nitrogen cycling during old-field succession : constraints on plant and microbial biomass*. Biogeochemistry 11 : 111-129.

Annexe 4

Relations entre le nombre de tiges et le dhp des tiges coupées à la première éclaircie commerciale des plantations résineuses[1]

par

Guy PRÉGENT (MRN – DRF)

[1] Extrait d'un mémoire de recherche forestière en préparation intitulé : « Caractéristiques du bois coupé et du peuplement résiduel à la première éclaircie commerciale de plantations résineuses ».

La gestion du nombre de tiges défini lors du choix de la densité de reboisement ou du moment de l'éclaircie précommerciale influence les caractéristiques de toutes les coupes subséquentes que ce soit celles des éclaircies commerciales ou de la coupe finale. La relation entre le nombre de tiges et le dhp moyen des tiges coupées lors de la première éclaircie commerciale des plantations est présentée afin d'illustrer l'importance du nombre de tiges résiduelles laissées lors de l'éclaircie précommerciale.

Selon les données des 617 inventaires de plantations en provenance des 522 parcelles réparties dans la plupart des régions du Québec, nous avons simulé la première éclaircie commerciale pour diverses intensités, différents moments d'intervention et pour deux types d'éclaircie (systématique et sélective par le bas). Les espèces étudiées sont les épinettes blanche [*Picea glauca* (Moench) Voss] et de Norvège [*Picea abies* (L.) Karst] , le mélèze laricin [*Larix laricina* (du Roi) K. Koch] ainsi que les pins gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et rouge (*Pinus resinosa* Ait.).

Le dhp de l'arbre de surface terrière moyenne d'un peuplement est obtenu à l'aide de la relation mathématique suivante :

$$Dhp = 200\sqrt{Gt/(p\ Nt)}$$

où dhp = Diamètre moyen à hauteur de poitrine (cm)
Gt = Surface terrière totale avant l'éclaircie (m^2/ha)
Nt = Nombre de tiges avant l'éclaircie (/ha)

Lors d'une éclaircie systématique, le dhp moyen des arbres coupés ainsi que celui du peuplement avant ou après l'éclaircie sont théoriquement identiques. En conséquence, la relation précédente peut être utilisée pour prédire le dhp moyen des arbres coupés lors d'une éclaircie systématique et ce, quelles que soient l'essence et l'intensité d'éclaircie.

Pour une éclaircie sélective par le bas, le modèle de régression suivant a permis de bien modéliser (R^2 variant de 95,6 à 97,9 % selon les essences) la relation entre le dhp des arbres coupés, le nombre de tiges et la surface terrière avant l'éclaircie ainsi que l'intensité de l'éclaircie :

$$Dhp = \beta_0\ Nt^{\beta_1}\ Gt^{\beta_2}\ Int^{\beta_3}$$

où dhp = Diamètre moyen à hauteur de poitrine (cm)
Gt = Surface terrière totale avant l'éclaircie (m^2/ha)
Nt = Nombre de tiges avant l'éclaircie (/ha)
Int = Intensité d'éclaircie (% de surface terrière prélevée).

La figure 1 résume ces relations.

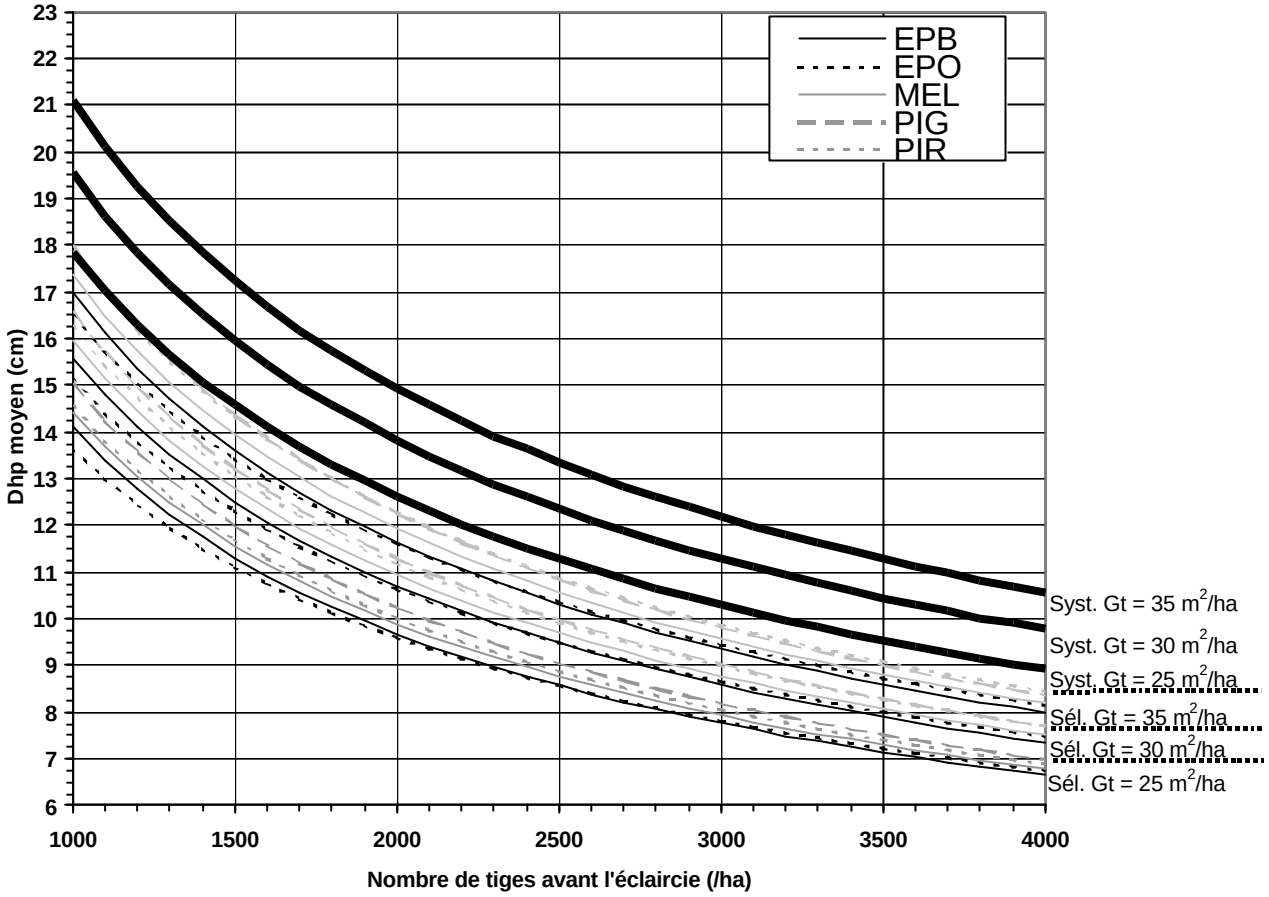


Figure 1. Dhp moyen des arbres coupés à la première éclaircie en fonction de l'essence, du type d'éclaircie, de la surface terrière et du nombre de tiges avant l'éclaircie.

Note : Les résultats pour les éclaircies systématiques (en traits plus épais) sont valables pour toutes les essences et les intensités d'éclaircies; ceux des éclaircies sélectives (en traits plus minces) varient selon les essences et sont valables seulement pour un taux de prélèvement de 33,3 % de surface terrière.

Pour une même valeur de surface terrière, le dhp des arbres coupés diminue lorsque le nombre de tiges augmente. Ce phénomène est attribuable à deux facteurs. Premièrement, la valeur de surface terrière est atteinte plus hâtivement dans le cas des plantations plus denses; deuxièmement, pour un même âge, la croissance en diamètre est plus faible pour des plantations plus denses.

Comme pour l'éclaircie systématique, le dhp moyen des arbres coupés en éclaircie sélective par le bas dépend du nombre de tiges et de la surface terrière avant l'éclaircie. Toutefois, contrairement à l'éclaircie systématique, le dhp varie également selon l'intensité d'éclaircie; plus son intensité est forte,

plus le dhp moyen augmente (la figure 1 ne présente les résultats que pour un taux de prélèvement de 33,3 % de la surface terrière totale).

Le dhp moyen est généralement inférieur pour les épinettes alors qu'il est supérieur pour les deux espèces de pin. La plus grande variabilité de croissance des épinettes par rapport aux pins pourrait expliquer ce phénomène. Le mélèze laricin donne des résultats intermédiaires à ces deux groupes. Néanmoins, les écarts de dhp entre les essences sont généralement inférieurs à 1 cm.

Tout comme pour l'éclaircie systématique, l'effet du nombre de tiges sur le dhp moyen des arbres coupés est prépondérant quelles que soient l'essence, la surface terrière ou l'intensité d'éclaircie. Ainsi, pour une surface terrière de 25 m^2/ha et un taux de prélèvement de 33,3 %, le dhp de l'épinette blanche est de 14,1 cm pour une densité de 1000 tiges/ha alors qu'il n'est que de 6,6 cm pour une densité de 4 000 tiges/ha, soit une diminution de 53 %.

Le dhp des tiges coupées à la première éclaircie commerciale varie peu selon l'essence ou l'intensité d'éclaircie; il est d'ailleurs indépendant de l'intensité dans le cas de l'éclaircie systématique. Il dépend surtout du type d'éclaircie, de la surface terrière et du nombre de tiges avant l'éclaircie. Plusieurs ont privilégié dans le passé les deux premiers facteurs afin de favoriser la grosseur et le volume des tiges récoltées. Ainsi, on a souvent eu recours aux éclaircies systématiques tout en retardant la réalisation de celles-ci. Cette approche est le plus souvent à déconseiller. Si l'éclaircie systématique procure quelques avantages, elle ne permet pas d'améliorer la qualité du peuplement ni d'attribuer la croissance ultérieure aux plus belles tiges de la plantation (PRÉGENT 1998). De plus, le retard d'éclaircie aura des répercussions négatives sur la grosseur des tiges récoltées pour toutes les coupes subséquentes (PRÉGENT 1998). La solution la plus logique pour améliorer le dhp des arbres récoltés à la première éclaircie commerciale est de réduire le nombre de tiges soit par une diminution de la densité de reboisement ou soit par une éclaircie précommerciale.

Par conséquent, le nombre de tiges résiduelles laissées à l'éclaircie précommerciale déterminera en grande partie les caractéristiques et la rentabilité de l'éclaircie suivante.

Annexe 5

Relations entre l'éclaircie précommerciale en plantations d'épinette et la diversité floristique

par

Robert JOBIDON (MRN – DRF)
et
Guillaume CYR (MRN – DRF)

1. Introduction

Cette annexe présente d'une manière succincte les résultats d'une étude qui porte sur la caractérisation de la diversité floristique rencontrée en plantations d'épinette noire, à la suite de l'exécution des traitements d'entretien et d'éclaircie précommerciale. Le domaine de la sapinière à bouleau jaune, dans la région du Témiscouata, a servi de lieu à la réalisation de cette étude. Les résultats présentés ne peuvent se généraliser qu'avec précautions à d'autres écosystèmes.

Le maintien de la biodiversité est un enjeu environnemental et économique d'importance, qui peut dans certains cas entrer en conflit avec la productivité des plantations. Les plantations forestières permettent l'obtention d'une productivité forestière intéressante, notamment pour les communautés qui dépendent de la ressource forestière. Il y a donc lieu d'éviter de compromettre les objectifs de croissance économique par un manque d'information écologique. Le but de cette étude était de mieux comprendre les effets des traitements sylvicoles, tels les dégagements et l'éclaircie précommerciale, sur la diversité floristique et la productivité forestière, ce qui est essentiel pour adapter la gestion des peuplements artificiels, à la fois pour satisfaire des objectifs de production ligneuse et de diversité (HANSEN *et al*. 1991, BURTON *et al*. 1992). À titre d'exemple, la diversité faunique est en lien étroit avec la structure d'un peuplement et sa diversité floristique; les traitements de la végétation susceptibles d'altérer l'habitat peuvent donc avoir des effets significatifs sur la faune (LAUTENSCHLAGER 1993, SULLIVAN 1994).

Parvenu au stade de l'éclaircie précommerciale, la plantation est souvent caractérisée par une densité relativement élevée de tiges, en raison d'une présence d'individus feuillus. Il est reconnu qu'au sein des communautés forestières tempérées d'Amérique du Nord, la grande majorité des espèces végétales ne sont pas des arbres, mais des espèces relativement basses (Halpern et Spies 1995) et qu'en milieu boréal on ne retrouve que peu d'espèces d'arbres (Thorpe 1992). Ceci signifie que l'apport du couvert arboré à la diversité floristique de la station est faible et que la plus grande contribution provient du sous-étage; elle sera donc dépendante de la disponibilité des ressources.

Les effets écologiques anticipés d'un traitement d'éclaircie précommerciale qui retranche les individus feuillus du couvert arboré sont, d'abord, une baisse de la diversité floristique de l'étage supérieur et ensuite une augmentation de la disponibilité en ressources, ce qui peut modifier les interactions compétitives parmi les espèces du sous-couvert. L'augmentation de la disponibilité en lumière occasionnée par le traitement peut permettre à un plus grand nombre d'espèces du sous-couvert de persister, de favoriser le recrutement d'autres espèces, ou encore de favoriser une dominance par quelques espèces, réduisant ainsi la diversité floristique. Le traitement d'éclaircie précommerciale est une perturbation qui peut se définir par une intensité et une fréquence et qui est susceptible de modifier le

patron de l'évolution de la diversité floristique. La question est donc de savoir dans quelle direction et de quelle grandeur. La théorie écologique prédit que le plus haut niveau de diversité d'une communauté sujette à des perturbations se maintient sous des niveaux intermédiaires de perturbations (GRIME 1979, HUSTON 1979).

2. Approche expérimentale

L'étude examine l'effet de la composition du couvert arboré de plantations d'épinette noire sur la richesse, la diversité et la composition floristique, de manière à vérifier l'influence des traitements passés de la végétation. Pour ce faire, nous disposions d'un gradient de composition particulier en plantations expérimentales, soit un étage arboré composé presque exclusivement de feuillus de lumière, à un étage arboré composé uniquement de l'épinette noire plantée.

Trois ans après le traitement d'éclaircie précommerciale, 100 parcelles d'échantillonnage de la végétation ont été établies. Chaque parcelle était constituée de trois sous-parcelles circulaires concentriques : une première de 100 m^2 a servi à l'échantillonnage de la strate supérieure; une seconde de 25 m^2 a servi à l'échantillonnage de la strate intermédiaire; et une troisième de 4 m^2 a servi à l'échantillonnage de la strate inférieure (plantes vasculaires).

La diversité floristique a été évaluée selon deux indices : la richesse floristique et la diversité floristique calculée selon l'indice d'hétérogénéité de Shannon. L'échantillonnage de la strate supérieure a en plus servi au calcul de la surface terrière totale et de celle de l'épinette noire. La composition floristique a été évaluée par le calcul de l'indice de similarité de Sorenson.

3. Principaux résultats

La richesse floristique des trois strates n'a été que modérément perturbée par le traitement. La baisse de la richesse floristique observée dans les parcelles dominées par l'épinette est attribuable à la valeur de la richesse de la strate supérieure et non à celles des strates intermédiaires et inférieures. À l'opposé, une dominance de feuillus dans la strate supérieure a aussi provoqué une baisse de la richesse floristique, mais dans ce cas attribuable à la valeur de la richesse de la strate inférieure. La relation entre la richesse floristique et la proportion de feuillus – épinette est de type curvilinéaire, ce qui signifie qu'une faible augmentation de la richesse floristique pour les parcelles dominées par l'épinette se fait au détriment d'une forte baisse de la surface terrière de l'épinette.

Seulement 27 % de la variation de la diversité floristique totale s'explique par la proportion de feuillus – épinette dans le couvert. Pour chacune des strates, 66 % de la variation de la diversité de la

strate supérieure s'explique par la proportion de feuillus – épinette; aucune variation de la diversité de la strate intermédiaire ne s'explique par la proportion de feuillus – épinette; et 20 % de la variation de la diversité de la strate inférieure s'explique par la proportion de feuillus – épinette. La cause principale de la baisse de diversité observée dans les parcelles dominées par l'épinette est attribuable à la diversité de la strate supérieure seulement. À l'opposé, la principale cause de la baisse de diversité observée dans les parcelles dominées par les feuillus est attribuable à la diversité de la strate inférieure.

La productivité des plantations d'épinette noire, exprimée selon la surface terrière, décroît linéairement pour une augmentation de la surface terrière des feuillus dans la strate supérieure.

La composition du couvert arboré n'a que peu d'influence sur la composition floristique, la similarité variant de 82 à 89 % entre trois classes de proportions de feuillus – épinette établies. Sous les conditions étudiées, le traitement d'éclaircie précommerciale n'a pas entraîné l'exclusion d'espèces.

Conclusion

Les résultats de cette étude indiquent que le traitement d'éclaircie précommerciale dont le but est de maintenir l'épinette plantée pratiquement seule en position dominante ou codominante ne provoque pas une baisse de la diversité ou de la richesse floristique des strates intermédiaires ou inférieures, mais abaisse la valeur de ces indices pour la strate supérieure. Ainsi, le maintien d'individus feuillus au sein du couvert arboré de la plantation doit être envisagé selon deux facteurs : le premier en lien avec la productivité, c'est-à-dire l'effet compétitif des individus à conserver; le second en lien avec la diversité, c'est-à-dire le rôle attendu par les individus à conserver. Il y a donc lieu de définir des standards de diversité floristique (voir SPELLERBERG et SAWYER 1996) pour le couvert arboré de plantations d'épinette, afin de satisfaire des critères précis.

Bien qu'une baisse des indices ait été notée à la suite du traitement d'éclaircie précommerciale pour la strate supérieure, il y a lieu de se questionner sur les conséquences écologiques de cette baisse. La reproduction végétative des feuillus nordiques, par rejets de souche ou drageonnement (JOBIDON 1995; JOBIDON 1997a, b) est commune après une coupe, telle que pratiquée par le traitement d'éclaircie précommerciale. Dans un écosystème forestier naturel, la diversité du peuplement augmente avec une augmentation du nombre d'espèces, chacune d'elles en plusieurs classes d'âge et de dimensions, ce qui correspond à la diversité structurale du peuplement (BUONGIORNO *et al*. 1994, LÄHDE *et al*. 1999). Pour les plantations d'épinette, l'âge de l'espèce dominante ne varie pas et les variations de dimensions sont normalement faibles, en autant que les traitements de dégagement aient été effectués en bas âge (JOBIDON 1997c, JOBIDON 2000). Un traitement d'éclaircie précommerciale peut augmenter les classes

d'âge et de dimensions des espèces compagnes, par les modes de reproduction végétative. Le traitement peut donc accroître la diversité structurale, ce qui est de première importance pour la protection de la biodiversité (HANSEN *et al*. 1991). Par exemple, la baisse observée des indices de diversité de la strate supérieure sera probablement compensée dans le temps par une croissance d'individus qui occupaient la strate intermédiaire au moment de l'étude. D'ailleurs, l'importance du traitement en regard de son apport à la diversité structurale des plantations de *Pinus sylvestris*, par les modes de reproduction végétative, a été soulignée par LUST *et al*. (1998).

Enfin, à titre de référence, il convient de souligner la discussion de Hartley (2002) qui a effectué une revue exhaustive des enjeux reliés à la conservation de la biodiversité des plantations et qui suggère diverses recommandations d'aménagement. Il prône notamment le maintien d'un niveau élevé de diversité génétique des plantations en ayant recours à du matériel diversifié, ce qui est d'ailleurs à la base des programmes d'amélioration génétique au Québec (voir Annexe 6). Il prône ensuite le maintien d'autres espèces à l'intérieur de la plantation, même si l'espèce plantée constitue 90 % de l'espace occupé. Il prône aussi l'exécution de travaux de dégagement et d'éclaircie (éclaircie précommerciale) en bas âge et d'intensité forte pour maintenir une communauté végétale diversifiée en sous-étage, ce qui concourt aux stratégies actuelles recommandées au Québec. La présente étude confirme d'ailleurs que l'éclaircie précommerciale permet un tel maintien.

Références

BUONGIORNO, J., S. DAHIR, H.C. LU et C.R. LIN, 1994. *Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands*. For. Sci. 40 : 83-103.

BURTON, P.J., A.C. BALISKY, L.P. COWARD, S.G. CUMMING et D.D. KNEESHAW, 1992. *The value of managing for biodiversity*. For. Chron. 68 : 225-237.

GRIME, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, New York.

HALPERN, C.B. et T.A. SPIES, 1995. *Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest*. Ecol. Appl. 5 : 913-934.

HANSEN, A.J., T.A. SPIES, F.J. SWANSON et J.L. OHMANN, 1991. *Conserving biodiversity in managed forests*. Bioscience 41 : 382-392.

HARTLEY, M.J., 2002. *Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests*. For. Ecol. Manage. 155 : 81-95.

HUSTON, M., 1979. *A general hypothesis of species diversity.* Amer. Natur. 113 : 81-101.

JOBIDON, R., 1995. *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec*. Revue de littérature. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 117. 180 p.

JOBIDON, R., 1997a. *Pin cherry sucker regeneration after cutting.* North J. Appl. For. 14 : 117-119.

JOBIDON, R., 1997b. *Stump height effects on sprouting of mountain maple, paper birch and pin cherry – 10 year results*. For. Chron. 73 : 590-595.

JOBIDON, R., 1997c. *Effets, après 10 ans, du dégagement manuel simple ou répété et de la période de coupe de la végétation de compétition sur la croissancxe de l'épinette noire en plantation*. Can. J. For. Res. 27 : 1979-1991.

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.* For. Ecol. Manage. 130 : 77-97.

LÄHDE, E., O. LAIHO, Y. NOROKORPI et T. SAKSA, 1999. *Stand structure as the basis for diversity index*. For. Ecol. Manage. 115 : 213-220.

LAUTENSCHLAGER, R.A., 1993. *Responses of wildlife to forest herbicide applications in northern coniferous ecosystems*. Can. J. For. Res. 23 : 2286-2299.

LUST, N., B. MUYS et L. NACHTERGALE, 1998. *Increase of biodiversity in homogeneous Scosts pine stands by an ecological diversified management*. Biodiversity and Conservation 7 : 249-260.

SPELLERBERG, I.F. et J.W.D. SAWYER, 1996. *Standards for biodiversity : a proposal based on biodiversity standards for forest plantations*. Biodiversity and Conservation 5 : 447-459.

SULLIVAN, T.P., 1994. *Influence of herbicide-induced habitat alteration on vegetation and snowshoe hare populations in sub-boreal spruce forest.* J. Appl. Ecol. 31 : 717-730.

THORPE, J.P., 1992. *Patterns of diversity in the boreal forest*. *In* The ecology and silviculture of mixed-species forests. Ed. M.J. Kelty. Kluwer Academic Publishers. p. 65-79.

Annexe 6

Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la diversité génétique

par

André RAINVILLE (MRN – DRF)
et
Guillaume CYR (MRN – DRF)

Tout d'abord, il convient de mentionner que la diversité génétique des peuplements issus de la régénération naturelle et de la régénération artificielle est comparable à celle des forêts naturelles. En effet, le souci accordé dans les programmes d'amélioration génétique et la production de semences pour les fins de reboisement fait en sorte que le niveau de diversité génétique des plantations issues de semences récoltées dans des vergers à graines est comparable à celui des forêts naturelles (Beaulieu *et al*. 2001).

L'éclaircie précommerciale, dans la mesure où elle est appliquée de façon systématique, ne devrait pas produire un régime de sélection négative (écrémage) qui aurait pour conséquence une perte de diversité génétique. En effet, la diminution du nombre d'arbres à l'hectare peut avoir un effet visuel important mais d'un point de vue génétique, ces arbres continueront d'échanger des gènes sur de très grandes distances par l'entremise de leur pollen. Donc, même si la taille apparente de la population résiduelle des peuplements traités peut sembler faible, c'est la taille effective qui doit être retenue dans l'analyse des problématiques génétiques, cette dernière tenant compte de la maturité sexuelle des arbres situés dans le rayon de dissémination du pollen et des semences (BEAULIEU *et al*. 2001). Une étude récente de l'épinette blanche en Alberta a d'ailleurs confirmé l'absence d'effets de tels traitements au plan génétique (RAJORA 1999).

Il en découle que, pour nos essences forestières boréales en général, les activités locales de sylviculture n'ont pas une influence significative sur la diversité génétique naturelle, à moins qu'elles ne soient d'une ampleur telle que la présence même des espèces à l'échelle du paysage s'en trouve compromise (en deçà de 500 individus) (FRANKLIN 1980, MOSSELER *et al*. 1992).

Références

BEAULIEU, J., A. RAINVILLE, G. DAOUST et J. BOUSQUET, 2001. *La diversité génétique des espèces arborescentes de la forêt boréale*. Le Naturaliste Canadien 125(3) : 193-202.

FRANKLIN, I.R., 1980. *Evolutionary change in small populations*. Dans M.E. Soule et B.A. Wilcox (eds). An Evolutionary-Ecological Perspective. Sinauer Associates, Sunderland, MA. Conservation Biology. p. 135-149.

MOSSELER, A., K.N. EGGER et G.A. HUGHES, 1992. *Low levels of genetic diversity in red pine confirmed by random amplified polymorphic DNA markers*. Can. J. For. Res. 22 : 1332-1337.

RAJORA, O.P., 1999. *Genetic biodiversity impacts of silviculture practices and phenotypic selection in white spruce*. Theor. Appl. Genet. 99 : 954-961.

Annexe 7

Maintien des objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage, du type écologique et du peuplement : une analyse orientée vers l'éclaircie précommerciale

par

Pierre GRONDIN (MRN – DRF)

avec la collaboration de :

Steve BÉDARD (MRN – DRF)

Jacques BLOUIN (MRN – DIF)

Denis HOTTE (MRN – DRF)

Robert JOBIDON (MRN – DRF)

Jean LEGRIS (MRN – DEF)

Jean NOËL (MRN – DRF)

David POTHIER (MRN – DRF)

ainsi que :

Gilles BEAUPRÉ (MRN, Québec)

Sylvain BÉLIVEAU (MRN, Chibougamau)

Michel CHALIFOUX (MRN, Mont-Laurier)

Benoit COTÉ (MRN, Rivière-du-Loup)

Lévis COTÉ (MRN, Rimouski)

Jacques DUVAL (MRN, Baie Comeau)

Jean-François DESBIENS (Kruger, Trois-Rivières)

Bertrand DUFOUR (MRN, Rouyn)

Pierre FAUCHER (MRN, Québec)

Mathieu FORTIN (Université Laval)

Luc GABORIAULT (MRN, Sherbrooke)

Laurent MASSICOTTE (MRN, Hull)

Denis MORAULT (MRN, Mont-Laurier)

Daniel TREMBLAY (MRN, Québec)

Introduction

Cette annexe accompagne un avis scientifique qui traite de l'éclaircie précommerciale (EPC). Son principal objectif est d'établir des liens entre 1) la dynamique forestière naturelle, 2) les objectifs d'aménagement que l'on devrait se fixer afin de maintenir les attributs de composition et de structure de nos écosystèmes forestiers naturels et 3) l'utilisation de l'EPC dans le respect de ces objectifs. La dynamique forestière s'effectue selon trois échelles de perception de la classification écologique : le paysage, le type écologique et le peuplement. Cette dynamique varie dans l'espace, au gré des changements qui surviennent dans le climat, les régimes des perturbations naturelles et les variables du milieu physique. À l'intérieur d'une unité homogène et en regard de ces variables, les attributs des peuplements relatifs à leur composition et à leur structure se modifient à l'échelle du temps. L'ensemble des activités forestières que l'on fait dans nos écosystèmes forestiers s'intègre dans cette dynamique. Certaines activités modifieront peu ou pas la trajectoire naturelle de la dynamique, alors que d'autres la transformeront au point d'initier une nouvelle dynamique. L'EPC peut être perçue comme un traitement étroitement lié à la coupe lequel permet de moduler la composition et la structure des peuplements, afin de les rapprocher le plus possible de la trajectoire suivie par les peuplements naturels et, dans certains cas, d'en accélérer la dynamique. Par exemple, l'EPC limite l'envahissement des espèces favorisées par la coupe (sapin, peuplier faux-tremble) au profit d'espèces recherchées (épinettes, pin blanc, thuya…). En Abitibi, dans les pessières noires ponctuées de peuplier faux-tremble, les EPC permettent de ramener les jeunes strates mélangées à tendance feuillue qui résultent de la coupe, à des peuplements majoritairement résineux. Cette action vise à limiter l'expansion du peuplier faux-tremble favorisé par les activités humaines.

Il est difficile de porter un jugement uniquement sur l'EPC sans avoir une bonne idée du contexte général dans lequel ce traitement sera réalisé. Plus spécifiquement, l'EPC aurait intérêt à reposer sur :

1) des connaissances à l'échelle du paysage (composition, structure);

2) des informations sur la dynamique forestière, la productivité forestière et les contraintes à l'aménagement des divers types écologiques présents dans un territoire et;

3) des données sur la structure, la composition et le rendement des peuplements.

Étant donné le peu de connaissances relativement à ces orientations, cette annexe est truffée d'hypothèses. Par contre, et c'est pour cette raison qu'elle a été élaborée, elle fournit des pistes de

réflexions pour un aménagement qui respecte les principes de la biodiversité et de la classification écologique.

Lors de la prochaine génération de Plan général d'aménagement forestier (PGAF), les bénéficiaires seront incités à se poser le même genre de questions que sous-tend cette annexe et à définir des « séries d'aménagement » à l'intérieur de la structure du type écologique. D'une réflexion axée sur la production ligneuse, on devrait ainsi favoriser la mise au point de scénarios sylvicoles qui reposent davantage sur les processus écologiques naturels et sur les attributs de structure et de composition des divers peuplements qu'on y retrouve. Ce document illustre le type de réflexion qui peut être fait lorsque l'information sur la dynamique forestière, s'effectuant aux divers niveaux de classification écologique, est considérée dans une réflexion d'aménagement forestier. Le type écologique ne doit cependant pas être reconnu comme une panacée, mais beaucoup plus comme un outil qui figure parmi tant d'autres dans la pratique de l'aménagement de nos forêts.

1- L'échelle du paysage

La reconnaissance de l'échelle du paysage est importante car elle permet de définir des stratégies qui découlent d'une analyse des caractéristiques forestières d'une unité homogène en regard du climat, des caractéristiques physiographiques, des régimes des perturbations naturelles et de la dynamique forestière. Par exemple, l'un des d'objectifs d'aménagement à l'échelle du paysage en Abitibi (régions écologiques 5a et 6a) sera de fixer un seuil d'enfeuillement, lequel ne devrait pas être excédé par les travaux d'aménagement forestier. Afin d'orienter la réflexion à l'échelle du paysage (Figure 1), divers éléments peuvent être élaborés, par exemple un portrait de la végétation observé sur les principaux types écologiques d'un territoire donné (région écologique ou groupe de paysages régionaux) (Figure 2). Lors de cette analyse, une attention particulière devra être apportée aux secteurs encore sous le contrôle de la dynamique naturelle. Par exemple, en Abitibi, les objectifs d'aménagement découlent davantage de l'analyse des territoires localisés au nord de La Sarre, peu perturbés par les coupes, que du secteur compris entre Rouyn et La Sarre soumis aux activités anthropiques depuis plusieurs décennies.

Les paysages devraient également être analysés selon leur structure d'âge. Cette analyse repose sur l'âge des peuplements sondés au cours des trois derniers programmes d'inventaire décennal du MRNQ. Par exemple, trois grandes entités se succèdent de l'ouest vers l'est dans le domaine de la pessière à mousses de l'ouest (Figure 3). Dans la première, bien pourvue de tourbières, plusieurs peuplements sont relativement âgés (région 6a). Dans la seconde, correspondant au territoire à l'ouest de Chibougamau (région 6c), les feux sont relativement fréquents et les peuplements de la période 1921 abondent (GAUTHIER *et al*. 2001). Enfin, une structure relativement hétérogène, dans laquelle les peuplements de la

période 1891 dominent, caractérise le secteur de Chibougamau (région 6e). Ces données sous-entendent que les peuplements de structure irrégulière (répartition du nombre de tiges parmi plusieurs classes de diamètre) seraient plus abondants dans la zone des tourbières de la région 6a. Lors d'une seconde étape, cette hypothèse pourra être validée selon l'analyse de la structure interne des peuplements du territoire sous aménagement. Par exemple, dans le domaine de la pessière, les peuplements de structure irrégulière correspondent généralement à des sapinières à bouleau blanc affectées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), à des pessières mal drainées ou à de vieilles pessières noires sur argile (feux de 1760). Si l'on respecte ces attributs de la forêt naturelle, ces peuplements devraient être traités en suivant un scénario sylvicole qui permet de conserver la structure irrégulière et duquel est exclu l'EPC. Sur certains sites ayant déjà fait l'objet de coupes, l'EPC pourra être considérée comme un traitement permettant de favoriser le retour d'une structure irrégulière. Ainsi, lors du traitement de jeunes peuplements où une stratification des tiges est en train de s'effectuer, des arbres de diverses hauteurs pourraient être laissés sur les superficies traitées.

1- Le paysage
(des stratégies d'aménagement basées sur une végétation forestière cible, une structure et l'hétérogénéité de la mosaïque forestière)

2- Type écologique
(des scénarios sylvicoles définis selon des cellules homogènes relatives au dépôt de surface, au drainage, à la dynamique forestière, à la croissance et aux contraintes d'aménagement et à la dynamique forestière)

3- Peuplement
(des traitements sylvicoles conçus selon les caractéristiques dendrométriques des espèces forestières)

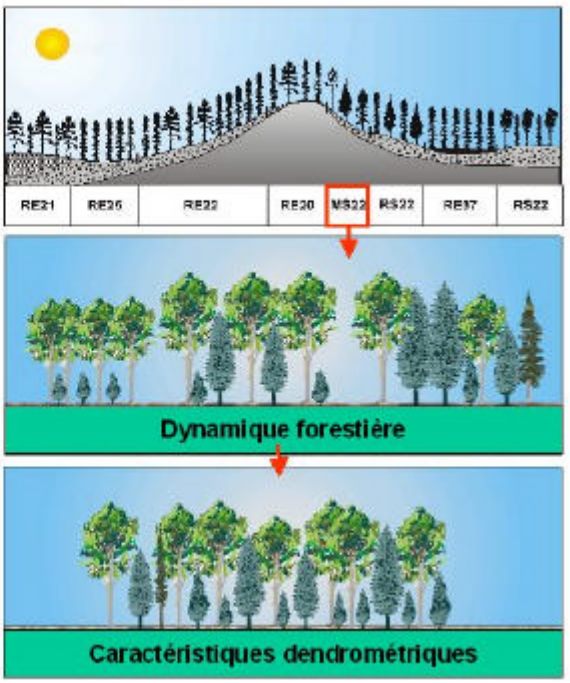


Figure 1. Le cadre d'analyse : un aménagement basé sur des connaissances à trois échelles de perception.

				FEUILLUS			MÉLANGÉS								RÉSINEUX								
		TYPE	TOT	BB	FI	PE	BBR	FIR	PER	EBB	EPE	RFI	SBB	SPE	EE	EPG	ES	MEE	PGE	PGPE	PGPG	SE	SS
ROC (8%)	Sab-bop	MS20	62	8	7	6	9	2	2	5	1	4	4	1	7	1	1		3	1			
	Sab-epn	RS20	119	9	8	12	14	3	1	11	2	1			35	4	1		2	8	8		
	Sab-tho	RS10	3				1								1					1			
	Epn	RE20	70												34	9			12		11		
SABLE (14%)	Sab-bop	MS21	88	14	5	11	15	4	7	1		3	13	1	3	1	2		1		5	1	1
	Sab-epn	RS21	148	19	2	27	10	2	7	6	2	2			30	8	2		7	10	11	1	1
	Epn (xé-mé)	RE21	140												34	23		1	28		52		
	Epn (sub.)	RE24	38												23	3			5		6		
	Epn/lichens	RE11	16												2	1			3		10		
TILL (26%)	Sab-bop (mes.)	MS22	170	33	7	17	48	5	4	6	1	6	18	1	10	1	2				2	2	7
	Sab-bop (sub.)	MS25	226	5	3	56	24	2	17	1	8	5	11	10	27	3	8	3	3	2		10	26
	Sab-epn (mé.)	RS22	222	26	17	39	13	1	8	17	9	11		4	44	5		1	7	4	9		6
	Sab-epn (sub.)	RS25	58	3	2	2	4		3	6	1	3			31		1					1	1
	Epn (mes.)	RE22	93												37	7			11		12		
	Epn (sub.)	RE25	45												40	4							
ARGILE (31%)	Sab-bop	MS26	96	2	6	26	5	4	19		2	5	12	4			1		2			2	5
	Epn-pet	ME16 (RS26)	700	23	14	377	17	5	83	6	24	10		8	74	6	18	3	4	11	7	3	3
	Sab-tho	RS16	2	1								1											
	Epn	RE26	184												137	13		2	10		10		
ORGANIQUE (23%)	Tho	RC38	5												2			1					1
	Sab-epn-eri.	RS37	88		1	3	4		1	6	3	4			51	1	5	2				2	3
	Sab-epn-aur.	RS38	164												72	6	20	12	3		4	14	15
	Sab-epn-eri.	RS39	50			5	2		2	4		3			28		1	2					1
	Epn-eri	RE37	158												134	6			2		1		
	Epn-aur	RE38	84												46	1		8	6		5		
	Epn-eri	RE39	180												150	1		8	3				

Types écologiques susceptibles à l'enfeuillement par le peuplier faux-tremble (ME16-RS26) ou par l'aulne (RS38-RE38)

Figure 2. Placettes du troisième programme d'inventaire décennal présentées selon leurs dépôts de surface et leurs types écologiques, régions écologiques 5a et 6a (Abitibi) (Pour une meilleure compréhension des types écologiques, on peut consulter la figure 7 du présent document ainsi que GRONDIN *et al*. (1999).

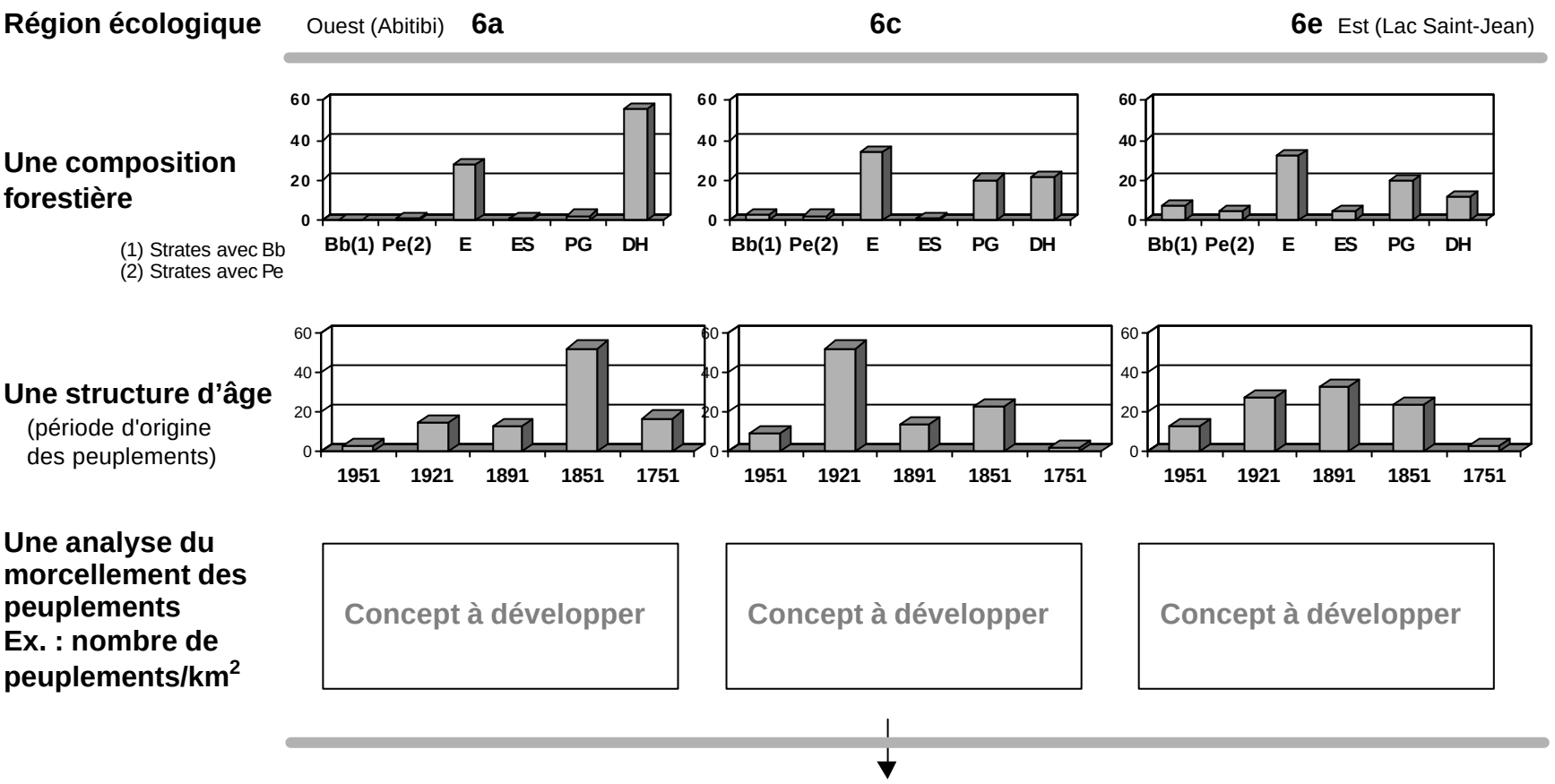
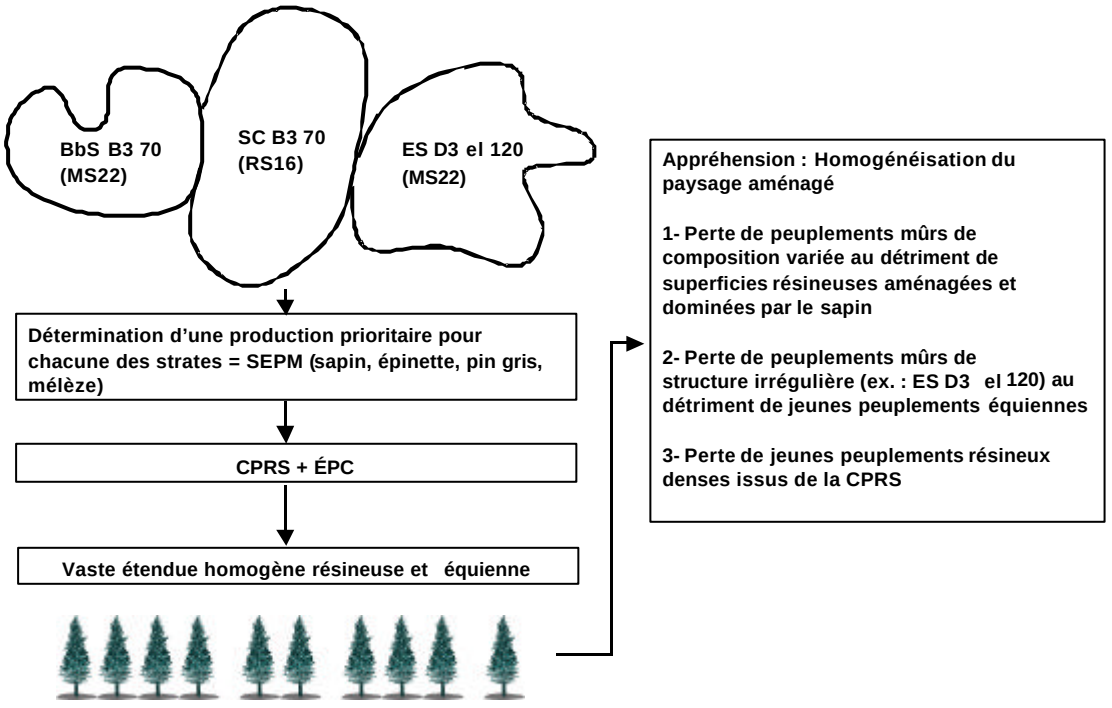


Figure 3. Les diverses étapes de la réflexion à l'échelle du paysage.

Les analyses à l'échelle du paysage devraient être complétées par la comparaison entre le morcellement naturel de la forêt (forêt précoupe d'origine naturelle) et le morcellement inféré aux interventions d'aménagement forestier (surtout la coupe, et EPC). Si l'on observe fréquemment des situations où des strates à maturité de structure et de composition diverses, ont fait l'objet d'une EPC-résineuse continue sur de grandes superficies, il y a lieu de se questionner à propos de la trop forte homogénéisation du territoire (Figure 4). Dans cette optique, on pourrait développer des indices de morcellement ou de dispersion des peuplements afin de mieux comparer les superficies naturelles (ex. : quinze peuplements au km^2) et les superficies sous aménagement (ex. : trois peuplements au km^2). En conclusion, des relations devraient être établies entre la strate d'origine naturelle et la strate qui doit faire l'objet d'une EPC. Ces relations devraient refléter le type d'EPC qui sera exécuté (EPC de composition résineuse, EPC de composition mixte…). Dans le système actuel, le lien n'est pas évident. La végétation naturelle à maturité est peu reconnue. L'orientation vers une forêt aménagée semble surtout défini en vertu d'une production prioritaire. Le danger est d'obtenir de grandes superficies forestières homogènes dans lesquelles le morcellement induit par les perturbations naturelles a disparu. De mosaïques fines ou complexes (nombreux petits polygones), nous sommes passés à des mosaïques très homogènes ou peu complexes (quelques grands polygones).



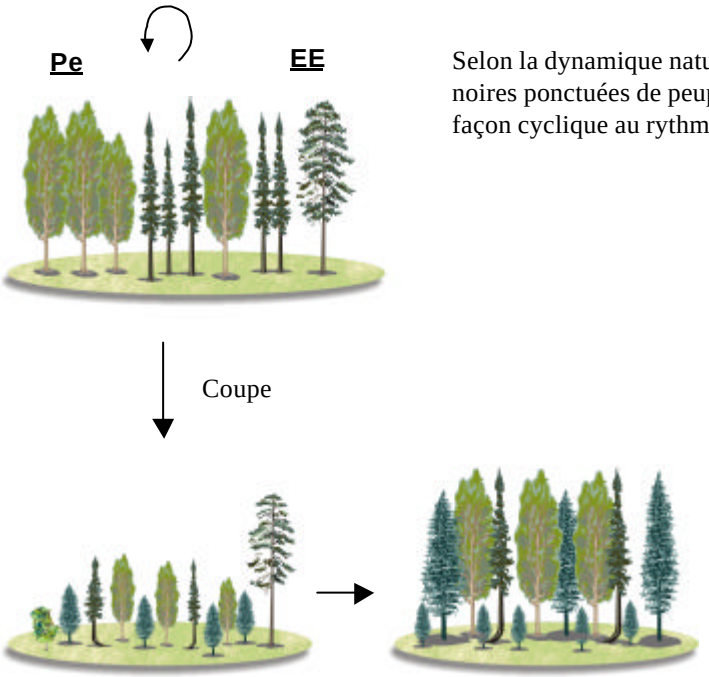
MS22 : Type écologique de la sapinière à bouleau blanc - mésique
RS16 : Sapinière à thuya - drainage subhydrique

Figure 4. Illustration de l'appréhension liée à l'homogénéisation du paysage.

Les objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage seraient donc de respecter les balises relatives à la composition, à la structure et au morcellement, fixées par l'examen des mosaïques forestières les plus naturelles de l'unité d'aménagement. L'EPC devrait jouer un rôle clé dans l'atteinte de ces objectifs, d'autant plus qu'elle influence directement les attributs des forêts à venir.

2- L'échelle du type écologique

L'intérêt de l'échelle du type écologique est d'orienter la réflexion d'aménagement vers un ensemble de peuplements présentant une certaine homogénéité relativement aux variables du milieu physique, notamment le dépôt de surface (texture, pierrosité…), le drainage, la position topographique et l'exposition. Une dynamique forestière particulière est associée à chacune de ces cellules, ou types écologiques. Par exemple, la dynamique sur les tills mésiques des collines de l'Abitibi est complètement différente de celle des platières argileuses adjacentes, dotées d'un drainage mésique ou subhydrique. Dans le premier cas, on observe divers peuplements feuillus (bop, pet), mélangés et résineux (fortement affectés lors des épidémies de TBE). Dans le second, on note une abondance de pessières ponctuées de peuplier faux-tremble et, plus occasionnellement, de pinèdes grises. Le régime des feux maintient une composition à dominance résineuse sur les platières argileuses alors que les coupes mènent à un enfeuillement important (Figure 5).



Selon la dynamique naturelle, les tremblaies (Pe) et les pessières noires ponctuées de peuplier faux-tremble se renouvellent de façon cyclique au rythme des feux.

La dynamique de coupe favorise le drageonnement du peuplier faux-tremble et l'évolution vers une tremblaie à sapin. L'EPC est un traitement qui limite, jusqu'à un certain point, l'enfeuillement et l'ensapinage

Figure 5. Comparaison entre la dynamique naturelle et la dynamique après coupe des pessières noires ponctuées de peuplier faux-tremble en Abitibi.

Par ailleurs, on reconnaît que des caractéristiques particulières de croissance et de contraintes à l'aménagement sont associées à chacun des types écologiques présents sur un territoire donné. Par exemple, en Abitibi, l'épinette noire pousse plus rapidement sur les sols argileux, que sur le sable et les sols organiques (Figures 6 et 7). Cela signifie que la remise en production des sols argileux demeure prioritaire. Ces derniers sont cependant beaucoup plus susceptibles à l'envahissement par les espèces de compétition après coupe (HARVEY et BERGERON 1989). De plus, on pose l'hypothèse que, dans un paysage donné, un régime de perturbation particulier caractérise les divers types écologiques. Par exemple, dans plusieurs paysages de la forêt boréale, les feux sont plus fréquents sur les platières de sable et les sommets de montagne que sur les sols organiques.

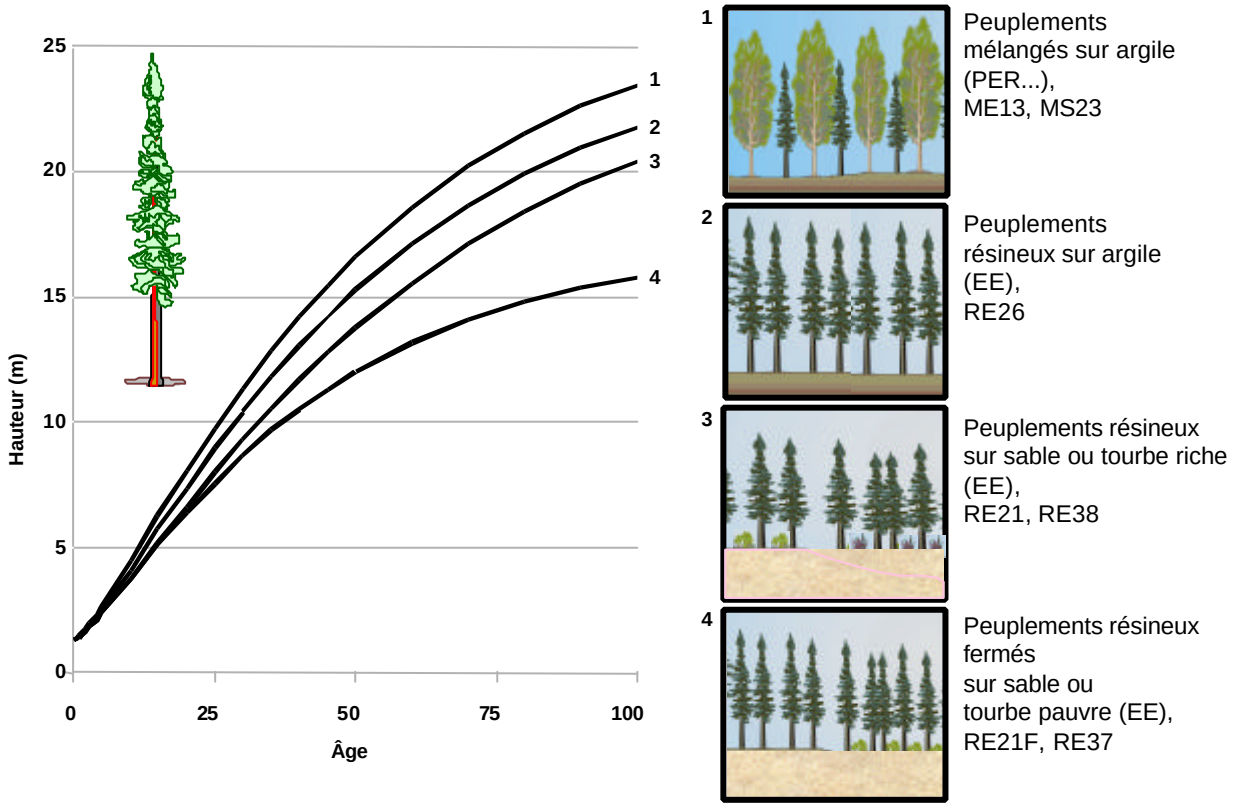
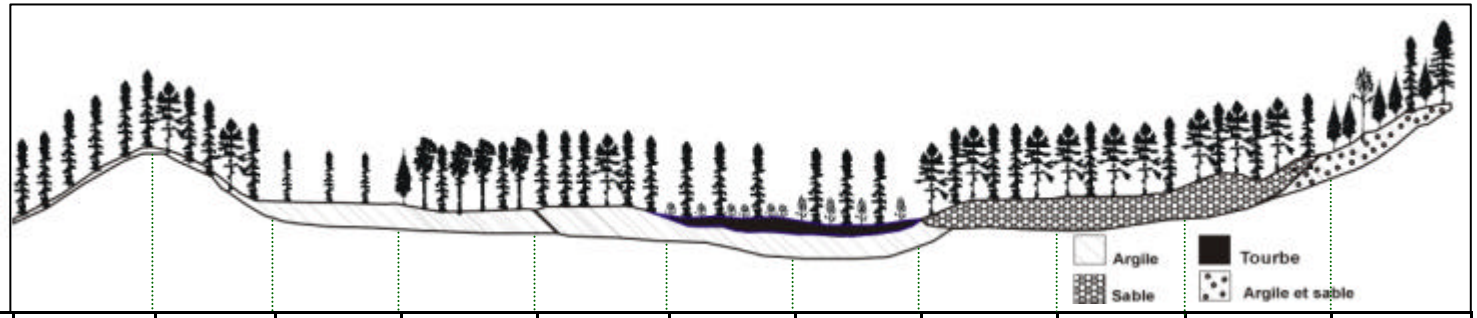


Figure 6. Croissance de l'épinette noire jeune (issue de feux après 1880) selon les types écologiques des régions écologiques 5a et 6a en Abitibi (GRONDIN *et al.* 2000).



TYPE ÉCO.	RE10 (R-10)	RE20 (M4GA-30)	RE13 4GA-30	ME13 4GA-30	RE26 4GA-40	RE37 (7T-60)	RE38 (7T-61)	RE11 4GS-20	RE21 (4GS-20)	RE21 (2A-30)	MS23 (4GS-30)
EPNv	8	11	8	11	11	8	10	8	8	-	14
EPNj	9	15	9	17	15	-	14	9	14	15	17
PIG	11	15	11	-	16	-	-	11	15	17	-
PET	-	-	-	19	12	-	-	-	-	-	15
SAB	-	17	-	19	17	-	-	-	-	-	17
INDICE	4	2	4	1	2	4	3	4	3	2	1

EPNv : Épinette noire issue de feux avant 1880
EPNj : Feux après 1880,
PIG : Pin gris
PET : Peuplier faux-tremble
SAB : Sapin baumier
INDICE : Indice de croissance synthèse déduit des données par essence.

RE1 : Pessière noire à lichens
RE2 : Pessière noire à mousses
RE3 : Pessière noire à sphaignes
ME1 : Tremblaie à épinette noire
MS2 : Sapinière à bouleau blanc

0 : Roc
1 : Sable, drainage xérique-mésique
3 : Texture fine, drainage mésique
6 : Texture fine, drainage subhydrique
7 : Sol hydrique pauvre
8 : Sol hydrique riche

Figure 7. Croissance en hauteur (IQS à 50 ans) des espèces forestières selon les types écologiques (GRONDIN *et al*. 2000).

Il est donc important de reconnaître que chacun des types écologiques présent sur un territoire représente un écosystème particulier en regard des variables du milieu physique, de la dynamique forestière, de la croissance, des contraintes à l'aménagement et des régimes de perturbation. La réflexion sylvicole devrait donc se faire à ce niveau de perception et celle-ci devrait se traduire par l'élaboration d'un scénario sylvicole, c'est-à-dire d'une programmation de l'ensemble des traitements sylvicoles qui seront exécutés dans la vie d'un peuplement, depuis son établissement jusqu'à sa récolte. L'EPC fait partie de ceux-ci. Selon cette analyse, il sera possible de nuancer l'application de la norme actuelle pour l'ajuster aux unités de surface plus petites et correspondant à divers types écologiques. Par exemple, dans certaines régions du Québec, il n'existe qu'une prescription pour les milliers d'hectares d'EPC réalisés annuellement (EPC résineux). Pourtant, il serait souhaitable et techniquement possible de nuancer les prescriptions en fonction des types écologiques rencontrés à l'intérieur d'une vaste unité de traitement.

3- L'échelle du peuplement

L'échelle du peuplement constitue la cellule traditionnelle d'analyse en foresterie. La réflexion porte généralement sur des données dendrométriques (âge, volume, nombre de tiges) relatives à chacune des essences présentes dans une strate forestière (ex. : EE B3 70) et aux valeurs globales (toutes espèces regroupées). Dans le cadre d'un aménagement forestier écosystémique, ces analyses doivent se poursuivre, tout en se souciant des balises établies aux niveaux supérieurs de la classification. Par exemple, lors de la planification des interventions dans les pessières de l'Abitibi ponctuées de peuplier faux-tremble, il faut retenir que ce type écologique est l'un des plus susceptibles à l'enfeuillement et que les limites fixées à l'échelle du paysage doivent être respectées. Si ces aspects ne sont pas considérés, des problèmes relativement à la biodiversité peuvent survenir. C'est la cas de la section sud de l'Abitibi où la proportion de peuplier faux-tremble excède celle des mosaïques forestières naturelles. Cette essence a été favorisée par les coupes, l'abandon d'agriculture et les feux anthropiques. La mosaïque forestière qu'on y retrouve est donc qualifiée «d'anthropique » (GRONDIN *et al*. 2002). Des situations similaires sont observées en Gaspésie (FORTIN et GAGNON 2000, 2001, 2002).

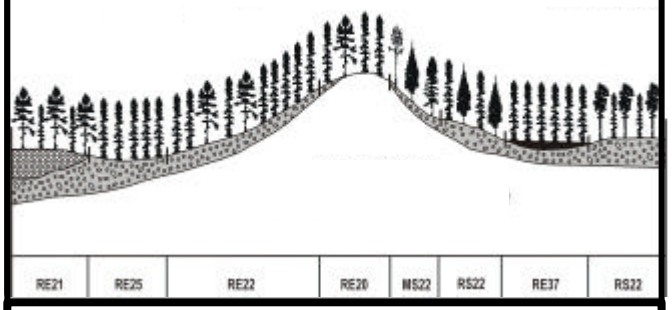
4- Présentation de quelques types écologiques

4.1 Les types écologiques de la pessière noire

Sur la base de la classification écologique, les types écologiques de la pessière regroupent des peuplements résineux dominés par l'épinette noire (EE) ou par le pin gris (PgPg), ou par une combinaison de ces deux essences (EPg, PgE). Ces peuplements s'observent autant sur les tills (type

écologique RE22), le sable (RE21), le roc (RE20), l'argile (RE26) que les sols organiques (RE37). Bien que ces types soient dominants dans le domaine de la pessière noire à mousses, on en retrouve certains dans l'ensemble du Québec, à l'exemple de pessières noires hydriques (RE37) de la région de Montréal. Les types écologiques de la pessière constituent des écosystèmes dont la dynamique est principalement régie par les feux. Selon les caractéristiques de ces feux et des peuplements dans lesquels il surviennent, résultent de jeunes peuplements qui formeront éventuellement des pessières à mousses (densité B), des pessières à éricacées (densité C) et des pessières à lichens à maturité. Chacune de ses entités peut couvrir des superficies homogènes ou présenter de complexes imbrications. Le pin gris est un fidèle compagnon de l'épinette noire. Son abondance augmente sur les sites les plus secs (sable, roc), plus fréquemment soumis au feu, et décroît de manière très significative sur les sols hydriques épargnés des feux de faible sévérité. Le pin gris et l'épinette noire forment souvent des communautés mixtes. Le pin gris est une essence de lumière à croissance rapide (de l'ordre de 40 cm l'an) qui subit une rupture importante de sa croissance en hauteur et en diamètre vers l'âge de 45 ans. L'épinette noire présente par contre une croissance plus faible (de l'ordre de 30 cm l'an) mais très régulière et pouvant s'étendre au delà de 70 ans. Théoriquement, les épinettes noires qui croissent sous les pins gris pourraient rejoindre ces derniers après leur bris de croissance (GRONDIN *et al*. 2000). En fonction du temps écoulé depuis le dernier feu, les pessières équiennes acquièrent une structure inéquienne dont le développement est associé aux chablis d'arbres matures. Par exemple, dans le domaine de la pessière, les pessières inéquiennes sont principalement bien représentées dans le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est ainsi que dans les zones bien pourvues de lacs ou de tourbières dans la pessière à mousses de l'ouest.

Paysage typique de la forêt boréale (pessière), segmenté en types écologiques



1. Types écologiques de la pessière noire (RE2, RE3)
2. Types écologiques de la sapinière à épinette noire (RS2)
3. Types écologiques de la sapinière à bouleau blanc (MS2)

En fonction des connaissances sur la dynamique forestière naturelle, dont quelques éléments ont été livrés dans le paragraphe précédent, il est important de définir des objectifs de biodiversité et de développement durable. À priori, ceux-ci devraient essentiellement viser la résilience des forêts héritées de la dynamique naturelle. En d'autres termes, il est important de recréer, par nos aménagements forestiers, des paysages forestiers, des types écologiques et des peuplements apparentés à ceux récoltés, autant en ce qui a trait à leur composition, leur structure, que de leur production.

4.1.1 Les pessières à mousses et les pessières à éricacées

La majorité des pessières à mousses et des pessières à éricacées sont scarifiées et plantées après coupe. Il s'agit de peuplements présentant une bonne croissance et que l'on a intérêt a remettre rapidement en production. La croissance serait cependant meilleure dans les pessières à mousses que dans les pessières à éricacées (BLAIS 2000). Ce phénomène pourrait être lié à l'effet néfaste des éricacées, et tout particulièrement du *Kalmia*, à l'endroit de l'épinette noire (JOBIDON 1995). Les territoires laissés au hasard de l'ensemencement naturel ont tendance à évoluer selon divers scénarios. À de nombreux endroits, il semble se produire un envahissement par les éricacées ainsi que par les feuillus de lumière. À d'autres endroits, les sites jadis colonisés par les pessières à mousses sont occupés par les feuillus de lumière et, en quantité moindre, par le sapin. Les objectifs de l'EPC devraient donc : 1) augmenter la proportion relative des tiges résineuses, et tout particulièrement l'épinette noire et le pin gris, 2) favoriser la fermeture rapide du couvert afin de recréer une pessière à mousses (bonne productivité) plutôt qu'une pessière à éricacées (productivité déficiente) et 3) acquérir une diversité de peuplements comparable à celle caractérisant la dynamique naturelle. En regard de ce dernier élément, une réflexion pourrait être faite à propos des espèces résineuses que l'on désire. Par exemple, sur le type écologique RE21 (pessière sur sable), on devrait recréer une combinaison de pessières noires, de pessières noires à pin gris et de pinèdes grises dans des proportions similaires à ce que l'on retrouvait dans la forêt naturelle, sans que ces dernières soient nécessairement au même endroit. De plus, on devrait mieux définir les caractéristiques propres aux EPC réalisées sur des sites occupés par les pessières noires à mousses ainsi que par les pessières noires à éricacées, cela en regard des diverses combinaisons de sol où elles sont observées (roc, sable…). Par exemple, certains de nos interlocuteurs nous ont signifié que le mode de croissance en bouquet (marcottes) de l'épinette noire sur les parterres de coupe pourrait mener à des spécifications particulières au moment de l'EPC. Ainsi, dans de tels bouquets, seulement les tiges d'épinettes dont la croissance est limitée en raison de la concurrence des tiges adjacentes pourraient être enlevées. De plus, en raison de l'étroitesse de la couronne de l'épinette noire, un plus grand nombre de tiges pourraient être laissées que dans les EPC réalisées dans les types écologiques de la pessière que dans ceux de la sapinière. Cette mesure pourrait être perçue comme une façon de contrer l'envahissement par les éricacées.

4.1.2 Les pessières sur dépôts de texture fine

Les pessières, ponctuées de peuplier faux-tremble sur dépôts de texture fine, abondantes en Abitibi (argile) et localisées ici et là en Gaspésie (loam limono-argileux), demeurent un cas particulier (FORTIN et GAGNON 2000). Il est généralement admis que ces pessières, de structure équienne, font l'objet d'un fort envahissement des feuillus de lumière après coupe. Sans intervention, ces superficies se développent

vers des peuplements mélangés à dominance résineuse. Lors de la prochaine coupe, on s'attend à ce qu'un pas de plus soit franchi vers une plus grande abondance de feuillus (peuplements mélangés à tendance feuillue). L'EPC permet ici de limiter l'enfeuillement en dégageant les marcottes d'épinette noire dont le nombre serait suffisant pour assurer un retour des résineux. Sans cette intervention, les résineux seront rapidement opprimés sous le couvert des feuillus. Des essais pour limiter l'enfeuillement après coupe sont actuellement en cours dans les peuplements à maturité de l'Abitibi et de la Gaspésie (traitement préventif plutôt que curatif). Il est important de retenir que le peuplement recherché dans de telles situations est une pessière noire ponctuée de peuplier faux-tremble. Les peuplements feuillus, si abondants dans la section sud de l'Abitibi, ne doivent pas être reconnus comme des peuplements de transition qui s'intègrent à l'intérieur de la dynamique naturelle mais comme un phénomène d'expansion lié aux activités humaines (coupes, feux d'origine anthropique).

4.1.3 Les pessières mal drainées à aulne

Les pessières noires riches (à aulne), relativement abondantes en Abitibi (RE38), apparaissent également comme un type écologique pour lequel l'absence de connaissances nous empêche de formuler des recommandations adéquates d'aménagement forestier. Deux opinions s'opposent. La première soutient que l'aulne ne nuirait pas à la croissance de l'épinette noire et du sapin. La seconde prétend le contraire et s'appuie sur la littérature (BRUMELIS et CARLETON 1988). Les vastes aulnaies de l'Abitibi, qui cachent les souches de la forêt précoupe et une régénération éparse d'épinette noire et de sapin, appuient davantage la seconde hypothèse. Dans ce dernier cas, l'EPC pourrait s'avérer un moyen efficace pour lutter contre l'aulne. Après un traitement, les résineux devraient croître suffisamment pour éviter une seconde oppression. Enfin, les EPC ne devraient pas être pratiquées sur les sites hydriques ombrotrophes en raison du faible potentiel de croissance des arbres et de la possibilité d'une remontée de nappe phréatique.

4.2 Les types écologiques de la sapinière à épinette noire

Cette dénomination regroupe un ensemble de peuplements bien pourvus de sapin, d'épinette noire, de pin gris et de feuillus de lumière, à l'exemple des strates ES, SE, PePg et PeE. Les strates ES et SE sont les plus importantes en superficie et notre propos se limite à ces dernières. Ces peuplements sont plus abondants dans la pessière de l'est (près de 15 % des placettes de l'inventaire écologique) que dans la pessière de l'ouest (moins de 5 %). Un cycle de feu plus long dans les sous-domaines bioclimatiques de l'est (sapinière et pessière) expliquerait ce phénomène. Les sapins s'installent graduellement sous le couvert des épinettes (origine de feux) à partir de semenciers localisés ici et là dans le paysage. Dans certains cas, les sapins se répartissent dans plusieurs classes de hauteur et confèrent une structure

irrégulière au peuplement. Dans d'autres situations, le couvert d'épinettes est si fermé que les sapins forment une strate relativement dense et basse (moins de 1 m). Dans un contexte de respect des objectifs de biodiversité, les peuplements de structure irrégulière devraient être aménagés afin de conserver ces attributs (sylviculture irrégulière). Les peuplements équiennes pourraient faire l'objet de CPRS. Des risques d'ensapinage (augmentation de la proportion de sapins) et d'enfeuillement sont présents (augmentation de la proportion de feuillus). L'EPC est reconnue comme un moyen permettant de conserver une dominance d'épinette noire. On devrait donc rechercher à bien distribuer cette essence dans les secteurs traités afin d'assurer une dominance de l'épinette dans les futurs peuplements.

4.3 Les types écologiques de la sapinière à bouleau blanc

Les peuplements regroupés sous ce vocable possèdent une grande diversité de composition forestière et de structure. Il s'agit de peuplements feuillus (Bb…), mélangés (BbS, SBb…) ou résineux (SS…) dont la dynamique est associée aux feux et aux épidémies de TBE. Bon nombre de peuplements s'observent sur des sols de drainage mésique et dans un environnement de coteaux et de collines (type écologique MS22). On reconnaît que les peuplements feuillus proviennent de feux ou d'épidémies de TBE et que la proportion de sapin dans les strates de hauteur supérieure est fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation. Lorsque le sapin devient relativement abondant dans la strate arborescente (peuplements mélangés ou résineux), la dynamique est prise en charge par la TBE ainsi que par les chablis. Lors d'une épidémie de TBE, la majorité des sapins à maturité meurent. Grâce à une banque de semis abondante, de jeunes peuplements denses se succèdent. Cette dynamique naturelle a pour effet de créer des peuplements de fin de succession et de structure irrégulière, c'est-à-dire composés essentiellement 1) de cohortes de sapins dont la taille (hauteur et diamètre) est fonction du temps écoulé depuis les dernières épidémies et des derniers chablis et 2) d'épinettes de dimensions diverses. Plusieurs épinettes ont survécu à quelques perturbations et atteignent un diamètre remarquable (plus de 40 cm). Ces vieilles « sapinières primitives » de structure irrégulière recèlent une flore particulière (lichens, champignons…) liée à la présence de gros arbres. Bon nombre d'entre elles ont fait l'objet de coupes forestières au cours du XX^{e} siècle. Ces coupes ont eu pour effet de régulariser leur structure et de diminuer la proportion d'épinettes (noire et blanche) qui se régénèrent surtout sur le sol minéral exposé à la suite de chablis ou sur du bois en décomposition. Ainsi, beaucoup de sapinières ayant fait l'objet de coupes (Parc des Laurentides…) présentent aujourd'hui une structure équienne et une composition relativement homogène, définie par une nette dominance de sapins et une faible proportion d'épinettes blanches et d'épinettes noires.

En raison de l'abondance du sapin, ce type écologique est probablement celui dans lequel il se réalise les plus grandes superficies d'EPC résineux. Afin de respecter la dynamique forestière naturelle et

ainsi atteindre les objectifs de biodiversité, nous proposons de réviser les scénarios sylvicoles et de valider les éléments suivants :

a) Conserver une proportion et une répartition des divers stades d'évolutions (feuillus, mélangés et résineux) comparables à celles des systèmes naturels. On estime que, dans certaines régions, les EPC de composition mixte devraient être favorisées. Cette proposition consiste à trouver le juste milieu entre, d'une part, un enfeuillement qui généralement succède aux coupes et, d'autre part, un trop fort enrésinement qui découle d'une application à grande échelle des EPC de composition résineuse.

b) Conserver une certaine proportion de jeunes strates résineuses denses, puisque ces dernières constituent un élément de la dynamique forestière naturelle et de la biodiversité (diversifier l'intérieur d'une même zone de traitement).

c) Accorder une attention particulière aux épinettes (noire et blanche) dont le nombre semble diminuer à la suite d'une coupe.

d) Prêter une attention particulière aux peuplements à maturité qui présentent une structure irrégulière. Normalement, ces peuplements ne devraient pas faire partie des scénarios sylvicoles de l'EPC.

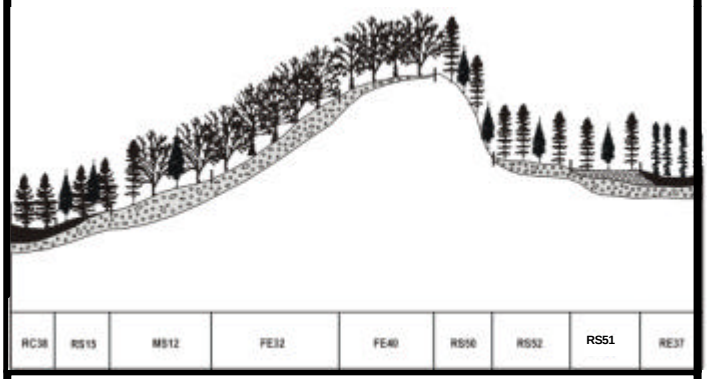
La prise en considération de ces divers éléments devrait conduire à une plus grande diversité spatiale des superficies traitées. Dans une même unité de traitement, il pourrait y avoir alternance des zones résineuses, des zones mélangées et des zones non traitées.

4.4 Les types écologiques de la sapinière à bouleau jaune

Les types écologiques de la sapinière à bouleau jaune (MS1) sont bien représentés dans le domaine bioclimatique portant ce nom ainsi que dans les domaines des érablières. Le type écologique MS12, caractéristique des stations mésiques, est le plus important en superficie. La proportion des résineux dans les peuplements de fin de succession est variable. Règle générale, les peuplements de l'est sont mieux pourvus en résineux (RBj) que ceux de l'ouest (BjR). Feux, chablis et TBE sont les générateurs de leur dynamique forestière. Les peuplements perturbés par les feux, à l'exemple des feux du début des années 1920, sont dominés par les feuillus de lumière, notamment des bétulaies blanches, des tremblaies et des érablières rouges. Les superficies occupées par les peuplements de fin de succession (BjR, RBj…) sont importantes et caractéristiques du Bas-Saint-Laurent, de la Mauricie et du

Témiscamingue. Ces peuplements présentent une belle diversité d'espèces forestières; on y observe notamment le bouleau jaune, l'érable rouge, l'érable à sucre, le sapin, l'épinette rouge, l'épinette blanche, la pruche, le thuya et le pin blanc. Sous l'influence des épidémies de TBE, des chablis et de la sénescence naturelle des diverses espèces, les forêts de fin de succession adoptent une structure irrégulière. Le développement du sapin (hauteur, diamètre) semble fonction du temps écoulé depuis la dernière perturbation.

Paysage typique de la zone tempérée nordique
(segmenté en types écologiques)



4. Types écologiques de la sapinière à bouleau jaune (MS1)
5. Types écologiques de la sapinière à épinette rouge (RS5)
Types écologiques de l'érablière (FE3, FE4)
Types écologiques de la pessière noire (RE3)
Types écologiques de la sapinière à thuya (RS1)
Types écologiques de la cédrière (RC3)

Suivant les principes de la biodiversité, on devrait s'efforcer 1) de développer une sylviculture adéquate afin de perpétuer les peuplements de fin de succession et de structure irrégulière (BJR et des RBJ), 2) de conserver un certain équilibre dans la proportion des divers stades d'évolution (Pe, BjR, RBj).

Dans le passé, les peuplements de fin de succession (BjR, RBj) ont fait l'objet de coupes à diamètre limite. Après la dernière épidémie de TBE, bon nombre d'entre eux ont fait l'objet de CPRS. Très productifs, ces sites ont été envahis par l'érable à épis, le framboisier, le cerisier de Pennsylvanie et le peuplier faux-tremble. Afin de les remettre en production, d'importantes superficies ont été reboisées. Actuellement, l'objectif est que les épinettes plantées parviennent à maturité. Sur d'autres sites relativement bien régénérés naturellement, des EPC résineux ou des EPC mixtes à feuillus de lumière ont été pratiquées. Les EPC mixtes à feuillus d'ombre, orientées vers la production de bouleau jaune sont rares (seulement 2 % des EPC dans la région de Rivière-du-Loup).

À notre avis, les EPC pourraient être davantage planifiées en fonction de la dynamique naturelle tout en accordant une attention particulière au bouleau jaune. L'EPC devrait occuper une place prépondérante dans l'atteinte des objectifs de biodiversité. On peut même se demander si des EPC résineux ne sont pas actuellement réalisés à des endroits qui seraient davantage propices à des EPC mixtes à feuillus d'ombre. Plusieurs intervenants nous ont signalé des difficultés pour réaliser de telles EPC qui, sur la base de la biodiversité, devraient être encouragées. De plus, on peut se demander si, à la suite de la récolte des plantations d'épinette, certains sites ne devraient pas être restaurés vers des

sapinières à bouleau jaune alors que d'autres pouvaient faire à nouveau l'objet de plantations. Le concept de la triade pourrait alors s'appliquer.

4.5 Les types écologiques de la sapinière à épinette rouge

Les types écologiques de la sapinière à épinette rouge regroupent surtout un ensemble de strates résineuses dominées par deux essences : l'épinette rouge et le sapin. Ils s'observent ici et là dans la zone tempérée du Québec. Leur territoire de prédilection demeure cependant les domaines de l'érablière à bouleau jaune de l'est et de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Les peuplements appartenant aux types écologiques de la sapinière à épinette rouge se rencontrent sur une grande diversité de milieux physiques. On les observe autant sur les étendues planes de till (type écologique RS52), les platières sableuses (RS51), les dépôts marins de drainage déficient (RS56) que les sommets et les escarpements sur sols minces (RS50). Dans bien des cas, la dynamique de ces peuplements est similaire à celle de la sapinière à épinette noire de la zone boréale. Après feu, l'épinette rouge s'installe en abondance. Graduellement, le sapin s'établit en sous-étage et profite des chablis de l'épinette rouge pour atteindre la canopée. Dès lors, la dynamique des peuplements est fortement affectée par les épidémies de TBE. L'épinette rouge se régénère sur les sols minéraux exposés après la chute des sapins ainsi que sur les débris ligneux. Avec le temps, le sapin augmente son recouvrement et la structure équienne du peuplement d'après feu se transforme graduellement en une structure irrégulière.

Les objectifs de biodiversité sont 1) de conserver, sous aménagement forestier, des peuplements de structure irrégulière accompagnés d'épinettes rouges réparties dans toutes les strates de hauteur, 2) de porter une attention particulière aux espèces compagnes de l'épinette rouge, notamment le pin blanc et 3) de limiter l'expansion du sapin. Les scénarios sylvicoles, incluant l'EPC, mériteraient d'être définis en tenant compte de ces éléments.

Conclusion

1. La dynamique forestière (composition, structure) perçue à trois niveaux de perception (paysage, type écologique, peuplement) devrait servir de base à la réflexion d'aménagement et à la formulation des scénarios sylvicoles. C'est donc à l'intérieur de ce canevas de base que devraient se planifier les traitements sylvicoles, notamment l'EPC. La prochaine génération de PGAF constitue une occasion privilégiée de faire un pas dans cette direction. Des liens pourraient être établis entre les productions prioritaires et la dynamique forestière naturelle. Par exemple, tout en associant les strates BjR et RBj aux productions prioritaires BOU et SEPM, on devrait également s'assurer que l'ensemble des traitements

planifiés atteignent ces objectifs et s'intègrent bien dans la dynamique forestière selon les trois échelles définies. Il faudra porter une attention particulière aux variables composition et structure.

2. À l'échelle du paysage et du type écologique, il est important de maintenir un certain équilibre entre les divers stades évolutifs. Par exemple, ce serait une erreur de transformer une forte proportion de sites propices à la sapinière à bouleau jaune en strates feuillues (Pe, stade de début de succession). Un certain pourcentage de peuplements de milieu (PeS..) et de fin de succession (BjR, RBj) doivent être conservés. La difficulté est de définir les proportions de peuplements feuillus, mélangés et résineux associés à nos paysages et à nos types écologiques, compte tenu des importantes activités forestières des 75 dernières années. À la limite, des balises « logiques » pourraient orienter nos aménagements. Cette recommandation sur les stades évolutifs englobe également l'idée d'exclure de l'EPC une certaine proportion de peuplements au stade de gaulis; notamment ceux de haute densité, ou encore de répartir le traitement dans le temps.

3. À l'échelle du type écologique, il apparaît important de définir des modalités de traitement spécifiques aux caractéristiques particulières du milieu physique, de la composition forestière et de la dynamique propre à chacun. Une EPC résineuse sur un site de la pessière noire à aulne, de la pessière noire à éricacées sur sable, de la pessière noire à mousse sur roc ou de la sapinière à bouleau blanc ne devrait normalement pas être assujettie aux mêmes réglementations. Le nombre de tiges à laisser après le traitement, la gestion des espèces compagnes (feuillus de lumière, éricacées, aulne), la probabilité de s'éloigner de la dynamique naturelle, les contraintes d'aménagement et les priorités d'intervention (selon le potentiel de croissance) sont autant d'éléments qui devraient varier entre eux. À la seule recette qu'il existe actuellement pourrait se greffer quelques variances.

4. À l'échelle du peuplement, et dans un objectif de maintien de la structure des peuplements, les scénarios sylvicoles qui proposent des EPC (et des CPRS) dans des peuplements de structure inéquienne ou irrégulière, notamment les sapinières à bouleau jaune (structure irrégulière), les sapinières à épinette rouge (structure irrégulière) ainsi que plusieurs sapinières à bouleau blanc (structure irrégulière) devraient être réévalués. Sur la base de la biodiversité, certains de ces territoires devraient faire l'objet de restauration. Les EPC (et les travaux sylvicoles subséquents) devraient être planifiées afin de ramener ces peuplements vers une structure équivalente à celle de leur structure originelle. Par exemple, les strates RBJ de structure irrégulière qui ont été l'objet de CPRS et d'EPC résineux, dans un contexte de production prioritaire SEPM, devraient être éduquées afin de recréer la structure originelle (inéquienne ou irrégulière). Ces sites sont maintenant cartographiés par l'intermédiaire de la carte écoforestière de sorte qu'il est facile de les localiser et d'évaluer leur superficie.

5. À l'échelle du peuplement, des objectifs de maintien de la composition des peuplements devraient être définis afin de respecter le cheminement de la dynamique naturelle. Par exemple, les strates RBJ, plus ou moins bien pourvues de bouleau jaune, soumises à des CPRS et EPC résineux, dans un contexte de production prioritaire SEPM, devraient être éduquées afin de recréer la composition originelle (bonne proportion de bouleau jaune). Sur la base de la biodiversité, il semble inacceptable de transformer des strates RBJ en strates résineuses à feuillus de lumière (avec bouleaux jaunes très dispersés). L'accent est ici mis sur le bouleau jaune, mais plusieurs espèces forestières devraient faire l'objet de préoccupations, notamment l'épinette blanche. Les EPC (et les traitements subséquents, notamment l'éclaircie commerciale), par leur rôle important dans la détermination de la composition des peuplements à venir, devraient être planifiées en tenant compte du maintien de la composition actuelle (la structure au moment de l'EPC) et des caractéristiques des peuplements avant coupe. Si l'on se base sur la forêt avant coupe, il faudrait s'assurer que cette dernière reflète les conditions naturelles et non pas une évolution fortement influencée par les activités anthropiques.

Bibliographie

BLAIS, M.-J., 2000. *Qualité de station pour l'épinette noire en relation avec les caractéristiques stationnelles et végétales*. Faculté de foresterie et de géomatique (thèse de maîtrise), Univ. Laval. 51 p.

BRUMELIS, G. et T.J. CARLETON, 1988. *The vegetation of postlogged black spruce lowlands in Central Canada. 1. Trees and tall shrubs*. Can. J. For. Res. 18 : 1470-1478.

FORTIN, S. et R. GAGNON, 2000. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble en Gaspésie*. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1, du ministère des Ressources naturelles du Québec. 67p.

FORTIN, S. et R. GAGNON, 2001. *Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble, en Gaspésie : II Expansion du tremble après perturbation*. Rapport de recherche dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1 (expérimentation), ministère des Ressources naturelles. 87 p.

FORTIN, S. et R. GAGNON, 2002. *Risque d'envahissement de certaines strates par le tremble, après coupe, en Gaspésie*. Rapport de recherche dans le cadre du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1 (expérimentation), ministère des Ressources naturelles. 51 p.

GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Naturaliste canadien 125(3) : 10-17.

GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest*. Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 220 p.

GRONDIN, P., J. NOËL, D. HOTTE, P. TARDIF et C. LAPOINTE, 2000. *Croissance potentielle en hauteur et dynamique des espèces forestières sur les principaux types écologiques des régions écologiques 5a et 6a (Abitibi).* Gouvernement du Québec, Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. 95 p.

GRONDIN, P., J. NOËL, Y. BERGERON et S. GAUTHIER, 2002. *Les mosaïques forestières du sud-ouest de la forêt boréale québécoise*. Gouvernement du Québec, Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. 19 p. (rapport interne)

HARVEY, B. et Y. BERGERON, 1989. *Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Québec.* Can. J. For. Res. 19 : 1458-1469.

JOBIDON, R., 1995. *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec*. Revue de littérature. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n^{o} 117. 180 p.

LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1999. *L'éclaircie précommerciale au Québec dans un cadre d'aménagement durable des forêts*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 65 p.

Annexe 8

Impacts de l'éclaircie précommerciale sur la faune

par

Frédéric BUJOLD (UL – FFG)

avec la collaboration de *:*

Louis BÉLANGER (UL – FFG)

Guillaume CYR (MRN – DRF)

Louis DE GRANDPRÉ (SCF – CFL)

Louis DUCHESNE (MRN – DRF)

Pierre GRONDIN (MRN – DRF)

Hugo JACQMAIN (UL – FFG)

Jean-Pierre JETTÉ (MRN – DEF)

Jean LEGRIS (MRN – DEF)

Hugues SANSREGRET (Groupe Conseils A.G.I.R. inc.)

Introduction

À la suite d'une coupe forestière, l'habitat de plusieurs espèces fauniques est altéré et ces espèces quittent le milieu (DEBELLEFEUILLE *et al.* 2001). Le stade de la régénération est caractérisé par une faible abondance d'espèces fauniques et une diversité faunique très limitée (DEBELLEFEUILLE *et al.* 2001). Ensuite, vient le stade gaulis, caractérisé par une forte densité de tiges. POTVIN *et al.* (1998), dans une étude menée dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, ont émis l'hypothèse que le stade gaulis est fortement lié aux processus de rétablissement des communautés fauniques, à la suite d'une coupe avec protection de la régénération (CPR). Le peuplement susciterait l'intérêt de plusieurs espèces environ 12 à 30 ans après la coupe, selon les caractéristiques de composition végétale et de structure (hauteur, densité) (BROCKE 1975). Par exemple, cet auteur note que l'habitat idéal où le lièvre séjournerait tout en échappant le mieux aux prédateurs, serait un jeune couvert dense de résineux d'environ 3,5 mètres de hauteur.

Le traitement d'éclaircie précommerciale s'applique dans les peuplements au stade gaulis. Il s'agit d'un traitement d'éducation du peuplement dont le but est de réduire la densité en sélectionnant un nombre optimal d'arbres d'avenir pour répartir la croissance en diamètre sur ces derniers et ainsi réduire l'âge d'exploitabilité technique (MAC FARLANE 1987) (voir Annexe 1).

Des interrogations se sont posées à propos de l'utilisation accrue de ce traitement, observée au cours des dernières années, notamment pour ses impacts sur la faune. En effet, l'éclaircie précommerciale transforme considérablement les caractéristiques d'un habitat qui est fortement fréquenté par la faune. SANSREGRET *et al.* (2000) ont effectué une enquête auprès de chasseurs, trappeurs et scientifiques afin de connaître leurs inquiétudes relativement à cette question. Ceux-ci s'inquiétaient de l'impact négatif de l'éclaircie précommerciale sur les herbivores, notamment le lièvre d'Amérique. Selon eux, l'élimination du couvert de protection et la diminution de la nourriture disponible provoqueraient la fuite des milieux traités par la prédation, pour une période qui varierait selon la superficie traitée.

Une des espèces pour laquelle l'impact de l'éclaircie précommerciale est bien documenté, est le lièvre d'Amérique (BRETON 2000, SANSREGRET 2000, SANSREGRET *et al.* 2000, LAVOIE 2001, BUJOLD 2002, BLANCHETTE *et al.* 2002). Le lièvre d'Amérique est reconnu comme une espèce clé de la forêt boréale (FOX 1978, KOEHLER 1990, KEITH et CARY 1991, GUAY 1994, BOUTIN *et al*. 1995, KREBS *et al*. 1995, O'DONOGHUE *et al*. 1997, JACQMAIN 2002). En effet, le lièvre est une proie de premier choix pour plusieurs prédateurs. Parmi les prédateurs du lièvre, le lynx du Canada dépend directement de l'abondance du lièvre pour régulariser sa densité (KOONZ 1976, FOX 1978, KOEHLER 1990, O'DONOGHUE *et al*. 1997). Les

autres prédateurs qui dépendent de la densité du lièvre sont le lynx roux, la martre d'Amérique, le pékan, le vison d'Amérique, l'hermine, la belette à longue queue, le coyote, le renard roux, le grand duc, les buses et l'autour des palombres (FOX 1978, KOEHLER 1990, KEITH et CARY 1991, GUAY 1994, BOUTIN *et al*. 1995, KREBS *et al*. 1995, O'DONOGHUE *et al*. 1997, JACQMAIN 2002). Par ailleurs, un indice de qualité d'habitat (IQH) pour le lièvre a été mis au point grâce à un projet de gestion intégrée des ressources, sachant que cette espèce est jugée représentative des divers habitats forestiers (LAFLEUR et LARUE 1992). Toutefois, celui-ci est absent ou peu commun au cours des années qui suivent la coupe, jusqu'à l'arrivé du stade gaulis (TELFER 1974, MONTHEY 1986, THOMPSON 1988, KOEHLER et BRITTEL 1990, FERRON *et al*. 1998, DE BELLEFEUILLE *et al.* 2001, BUJOLD 2002).

Cette annexe présente sommairement les principaux résultats obtenus d'études qui avaient pour objectif, soit d'évaluer les impacts du traitement d'éclaircie précommerciale sur les habitats fauniques, soit d'examiner des mesures d'atténuation de ces impacts sur la faune.

1. Études sur l'impact de l'éclaircie précommerciale sur la faune

Cette section résume les principales études réalisées au Québec, qui traitent de l'impact de l'éclaircie précommerciale sur la faune et les habitats fauniques.

1.1 Études sur l'habitat du lièvre d'Amérique

Des études ont démontré que les populations de lièvre sont plus stables lorsqu'il y a un mélange de couverts résineux d'âges variés et de milieux au stade gaulis, ce qui procure des couverts et des réserves de nourriture en constante évolution (WOLFF 1980, FULLER et HEINSEY 1986, KEITH 1990). D'ailleurs, l'indice de qualité d'habitat des écotones (IQHÉ) a été retenu pour calculer l'indice de qualité de l'habitat pour le lièvre (IQH) (GUAY 1994). En hiver, le lièvre préfère un couvert résineux dense où il y a une bonne obstruction visuelle latérale au-dessus de la neige et une bonne disponibilité de brout (WOLFF 1980, ORR et DODDS 1982, LITVAITIS *et al.* 1985). L'été, il fréquente des milieux plus ouverts où il peut s'alimenter de plantes herbacées, à la condition que le couvert y soit adéquat (WOLFF 1980, LITVAITIS *et al.* 1985, FERRON et OUELLET 1992).

1.2 Régénération de la sapinière à bouleau à papier : efficacité des techniques usuelles et effets sur la faune et les habitats fauniques (le cas de l'éclaircie précommerciale) (BUJOLD 2002)

Cette étude comporte un dispositif situé dans la Réserve faunique des Laurentides, à environ 80 km au nord de Québec, sur un territoire sous contrat d'aménagement et d'approvisionnement forestier

(CAAF) et sur le territoire de la Forêt Montmorency, la forêt expérimentale de l'Université Laval, le tout dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc de l'est (SAUCIER *et al.* 1998) et l'unité de paysage régional lac Batiscan et lac des Martres (ROBITAILLE et SAUCIER 1998). Le principal objectif de l'étude est d'évaluer les effets sur la faune et les habitats fauniques de l'éclaircie précommerciale en se servant d'espèces indicatrices du milieu. Le lièvre d'Amérique et les oiseaux nicheurs ont été retenus pour les fins de l'étude. Dans dix blocs expérimentaux (cinq éclaircies précommerciales classiques et cinq témoins), des données de végétation, des données d'habitats (brout, fèces, obstruction visuelle latérale) et des indices de présences ont été recueillis. De plus, des inventaires ornithologiques ont été effectués. La cueillette des données s'est faite l'été précédent le traitement et les deux années suivantes, pour l'ensemble des variables. De plus, les déplacements de dix lièvres ont été suivis à chaque année à l'aide de colliers émetteurs. Le suivi télémétrique a été effectué l'été précédent le traitement puis à l'automne, immédiatement après le traitement. Par la suite, le suivi télémétrique s'est poursuivi en juillet-août et en février-mars de chaque année. Il est important de noter que les parcelles étaient installées dans un paysage perturbé par l'éclaircie précommerciale, ce qui représente la situation la plus courante.

Résultats

Obstruction visuelle latérale : les peuplements témoins, dont l'obstruction visuelle moyenne entre 0 et 2,5 m de hauteur était de 86,2 % en 1999, de 93,5 % en 2000 et de 94,2 % en 2001, constituaient des habitats optimaux en plein développement pour le lièvre d'Amérique, au moment où se pratiquait le traitement d'éclaircie précommerciale. La valeur optimale d'obstruction visuelle est fondée sur les travaux de FERRON et OUELLET (1992), qui ont évalué, dans le Bas-Saint-Laurent, que le pourcentage d'obstruction visuelle latérale devait être supérieur à 85 % entre 0 et 2,5 m de hauteur, pour supporter une population optimale de lièvre. Les peuplements éclaircis avaient, avant le traitement, une moyenne d'obstruction visuelle de 84,6 %. Un an après le traitement, l'obstruction visuelle dans les peuplements entre 0 et 2,5 m était de 51,2 % et atteignait 62,7 % à la seconde année. Dans l'État du Maine, LITVAITIS *et al.* (1985) ont démontré qu'il fallait un taux d'obstruction d'au moins 60 % au-dessus de la couche de neige (0,5 à 2,5 m de hauteur) pour qu'un peuplement soit occupé par les lièvres. Les résultats de la seconde année apparaissent à première vue, au-dessus de la limite de 60 % (LITVAITIS *et al.* 1985) mais les données recueillies dans le cadre de l'étude comprennent aussi la classe de hauteur de 0 à 0,5 m, là où l'obstruction visuelle est la plus élevée. Nous pouvons donc conclure que l'éclaircie précommerciale diminue la qualité de l'obstruction visuelle pour l'habitat du lièvre, au moins à court terme.

Ramilles disponibles et broutées : le nombre de ramilles disponibles augmente de façon significative dans les témoins à chaque année. Le nombre de ramilles disponibles chute de 90 % l'année suivant le traitement d'éclaircie précommerciale. Ce nombre augmente la seconde année. Toutefois, ces ramilles

appartiennent principalement à la classe de hauteur de 25 à 75 cm et ne sont disponibles qu'en début d'hiver. D'ailleurs, le nombre de ramilles broutées (nourriture hivernale du lièvre) démontre que les éclaircies précommerciales étaient peu utilisées quant à la nourriture. Deux ans après le traitement, les témoins montraient 14 fois plus de ramilles broutées à l'hectare que les parcelles d'éclaircies précommerciales. L'éclaircie précommerciale entraîne donc une baisse à court terme de nourriture pour les espèces se nourrissant de ramilles.

Nombre de fèces de lièvre : en regard des traitements, on observe, pour la saison hivernale, une différence hautement significative entre le témoin et les parcelles d'éclaircie précommerciale immédiatement après l'intervention, ainsi que l'année suivante. Pour l'hiver 1999-2000, le nombre de fèces dans les témoins était 18 fois plus élevé que dans les éclaircies précommerciales. L'année suivante, l'hiver 2000-2001, ces nombres étaient près de 38 fois plus élevés. Pour la saison estivale, le même phénomène s'observe. À l'été 2000, le nombre de fèces était 13 fois plus élevé dans les témoins, que dans les éclaircies précommerciales. L'année suivante, l'été 2001, ce nombre était cinq fois plus élevé. L'augmentation très importante remarquée dans les témoins semble démontrer que les territoires suscitent de plus en plus d'intérêt pour le lièvre au moment où se pratique le traitement et que ces peuplements constituent un refuge dans un paysage éclairci. En revanche, la baisse dans les éclaircies précommerciales indique que le traitement a pour effet de réduire la présence du lièvre sur ces territoires. On remarque également que l'impact du traitement est plus important l'hiver.

Suivi de pistes : le suivi de pistes a permis de démontrer, par des observations quantifiables, que la présence du lièvre était très négligeable l'hiver dans les territoires éclaircis. En effet, nous avons remarqué une différence significative en regard du nombre de pistes aux 100 m de transect parcourus. Nous avons observé en moyenne 9,6 pistes de lièvre aux 100 m de transect parcourus dans les témoins et seulement 0,3 piste de lièvre aux 100 m de transect parcourus dans les éclaircies précommerciales. Ces données démontrent, une fois de plus, que l'impact de l'éclaircie précommerciale est important au cours de la saison hivernale.

Suivi télémétrique du lièvre : le paysage a été divisé en trois types d'habitats. Ceux-ci sont : les éclaircies pratiquées à la fin de l'été et au début de l'automne 1999 et à l'été 2000 (ce qui équivaut à près de 90 % du territoire), les peuplements de 10 à 15 ans dotés des caractéristiques pour être éclaircis mais qui ont été préservés et, finalement, les îlots parvenus à maturité. On remarque que, même après que la majorité du territoire ait subi l'éclaircie précommerciale, la plupart des repérages se sont faits dans les peuplements de 10 à 15 ans (60 %) et dans les îlots mûrs résiduels (26 %) en dépit du fait que l'éclaircie précommerciale représente seulement 14 % des repérages, mais la majorité de la superficie du paysage.

De plus, les repérages dans l'éclaircie précommerciale sont principalement situés près des bordures avec les deux autres types d'habitats.

Inventaire ornithologique : le nombre d'espèces recensées dans les éclaircies précommerciales a été de 10 et de 16 dans les parcelles témoins. À l'échelle des densités, le nombre moyen de mâles nicheurs par microplacette varie de 1,0 à 1,8 selon la répétition pour les parcelles éclaircies, alors qu'il varie de 2,1 à 4,4 dans les témoins. À l'échelle des guildes, nous remarquons une différence significative dans tous les cas. Que ce soit la comparaison du témoin et des éclaircies précommerciales ou la comparaison avant et après traitement, les densités sont plus grandes dans les témoins ou avant traitement.

1.3 Effets de l'éclaircie précommerciale sur le lièvre d'Amérique, les oiseaux forestiers et les petits mammifères dans la sapinière à bouleau blanc (SANSREGRET 2000, SANSREGRET *et al.* 2000)

Le projet a été mené dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean dans l'unité de gestion Shipshaw sur l'aire commune 23-02. Le territoire est situé dans la région écologique des Basses-Laurentides de la rivière Métabetchouane (8e) dans le sous-domaine écologique de la sapinière à bouleau blanc de l'est. L'objectif principal de l'étude était de démontrer les effets à court terme de l'éclaircie précommerciale traditionnelle et de deux mesures d'atténuation sur certaines espèces indicatrices, soit le lièvre d'Amérique, les oiseaux forestiers et les petits mammifères. Le dispositif était constitué de trois blocs complets comprenant un témoin et les trois unités de traitement suivantes :

1) Éclaircie précommerciale traditionnelle : selon les normes établies par le MRN.

2) Éclaircie précommerciale avec bandes de refuges : traitement d'éclaircie traditionnelle entrecoupé de bandes non traitées. Les bandes traitées ont 95 m de largeur et les bandes non traitées ont 15 à 20 m de largeur, ce qui équivaut à 10 % du secteur d'intervention.

3) Éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques : dégagement de 2 500 tiges/ha d'essences résineuses avec conservation de tous les arbres fruitiers et d'une tige de feuillu à 1 m d'une tige de résineux, lorsque la distribution le permettait.

Il est important de noter que les traitements couvraient la superficie des parcelles. Le paysage n'était donc pas perturbé dans son ensemble, contrairement à l'étude de BUJOLD (2002).

Résultats

Obstruction visuelle : l'obstruction visuelle latérale dans les parcelles témoins est d'environ 88 % et celle de l'éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques est d'environ 75 %, trois ans après le traitement. Par ailleurs, l'éclaircie précommerciale traditionnelle produit une obstruction visuelle d'environ 65 %. Seul le témoin atteint le niveau de 85 %, jugé optimal par FERRON et OUELLET (1992). Pour ce qui est de l'obstruction visuelle aérienne, elle est de deux à trois fois moindre pour l'éclaircie précommerciale traditionnelle (13 à 15 %) comparativement au témoin (28 à 50 %). Il s'agit d'une composante qui assure la protection contre les prédateurs ailés.

Dénombrement de fèces de lièvre : le nombre de fèces, en été, démontre que les sites éclaircis (0,2 à 0,3 fèces/4 m^2/mois) sont moins fréquentés que les sites témoins (0,6 à 1,1 fèces/4 m^2/mois). En hiver, la fréquentation des sites éclaircis est presque nulle (0,05 à 0,07 fèces/4 m^2/mois), comparativement à des valeurs variant de 0,9 à 1,2 fèces/4 m^2/mois pour les témoins. Il est à noter que l'éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques procure des résultats similaires au témoin pour la saison hivernale, en d'autres termes qu'il y a eu une utilisation comparable entre des parcelles témoins et celles de l'éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques.

Inventaire du brout : le pourcentage de ramilles broutées dans l'éclaircie précommerciale traditionnelle était très bas (moins de 2 %) et aucune ramille ne fut dénombrée au-dessus de 1,5 m. Les éclaircies précommerciales avec protection des valeurs fauniques avaient le plus haut pourcentage de ramilles broutées, la majorité sous 1,5 m. Les peuplements traités par éclaircie précommerciale avec protection des valeurs fauniques seraient utilisés les premières années, surtout au début de l'hiver.

Suivi télémétrique du lièvre : la première année, 11 % des repérages se sont faits dans l'éclaircie précommerciale avec protection de valeurs fauniques, 12 % en bordure et 76 % dans les peuplements gaulis adjacents. Lors de la deuxième année, seulement 2 % des localisations ont été faites pour l'ensemble des superficies éclaircies, 20 % en bordure et 72 % dans les peuplements gaulis adjacents, ce qui démontre une préférence marquée pour les peuplements non perturbés.

Inventaire ornithologique : les espèces de milieux ouverts sont devenues dominantes à la suite du traitement traditionnel, alors que les espèces de milieux fermés étaient plus présentes dans les sites témoins et dans les éclaircies précommerciales avec protection des valeurs fauniques. Par exemple, le bruant à gorge blanche était plus présent dans les éclaircies précommerciales traditionnelles et avec bandes refuges alors que le pic flamboyant l'était plus dans les témoins et les éclaircies précommerciales avec protection des valeurs fauniques.

Petits mammifères : la composition des communautés d'espèces n'a pas changé après l'application des traitements. Seul le campagnol à dos roux a été perturbé par l'éclaircie précommerciale traditionnelle et par l'éclaircie précommerciale avec bandes refuges.

1.4 Phénologie de l'utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans la sous-région écologique des collines du Lac Etchemin (3d-T) et dans la pessière noire à mousse de l'Abitibi (BLANCHETTE *et al.* 2002)

Le projet est divisé en deux secteurs, un dans la sous-région écologique des collines du Lac Etchemin (3d-t) dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune et l'autre dans la pessière à mousse de l'Abitibi dans la sous-région écologique de la plaine du Lac Matagami (6a-t). Le but du projet était de comparer l'utilisation par le lièvre d'Amérique des peuplements traités en éclaircie précommerciale depuis l'année même du traitement, jusqu'à huit ans après l'intervention. Plus particulièrement, ce projet voulait examiner si le lièvre fréquente les peuplements traités, préciser la fenêtre d'utilisation de peuplements qui peuvent éventuellement faire l'objet d'éclaircies précommerciales et enfin suggérer une modalité de traitement qui puisse favoriser l'espèce. L'impact du traitement a été évalué sur des sites éclaircis depuis huit ans, alors que les témoins ont été sélectionnés sur des sites qui auraient dû être éclaircis.

Résultats

Dénombrement de fèces de lièvre : dans la sous-région écologique du Lac Etchemin, la densité de fèces d'hiver était significativement inférieure dans les peuplements éclaircis l'année du traitement et dans ceux éclaircis depuis deux et quatre ans. Par contre, la densité était comparable aux témoins dans les peuplements éclaircis depuis six et huit ans. Lors de la deuxième année de prise de données, la densité était inférieure dans les peuplements éclaircis depuis un et trois ans. La densité de fèces cesse d'être inférieure à partir de la cinquième année suivant le traitement dans le domaine de l'érablière à bouleau jaune. Pour ce qui est du secteur en Abitibi, aucune différence n'a été détectée, probablement en raison de la grande variabilité observée dans les témoins.

Analyse de l'habitat : au Lac Etchemin, les variables qui expliquent le mieux la variabilité de la densité de fèces entre les sites, sont les densités à l'hectare de couvert de résineux et de feuillus. De plus, la densité de tiges résineuses est fortement corrélée au couvert d'obstruction latérale tandis que la densité de tiges feuillues est fortement corrélée à la présence de ramilles disponibles pour le brout. Au

site expérimental d'Abitibi, la densité de fèces s'explique par la hauteur des arbres, la densité de couvert des feuillus et le nombre total de tiges feuillues pourvus de ramilles disponibles.

Utilisation du brout : le taux de broutement du résineux et du feuillu pour le secteur du Lac Etchemin suit le même patron que le dénombrement de fèces. En effet, le taux de broutement et le dénombrement de fèces sont corrélés positivement et significativement, tant pour des espèces feuillues que résineuses.

1.5 L'éclaircie précommerciale avec bosquets : un nouvel outil au maintien du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) dans les peuplements traités (FORTIN 2002)

Cette étude a été réalisée près de Chibougamau dans la région du Nord-du-Québec, elle avait pour but de tester l'éclaircie précommerciale par bosquets de forêts résiduelles laissés intacts dans les sites traités. Le lièvre a été utilisé comme espèce indicatrice de la qualité de l'habitat. L'éclaircie précommerciale par bosquets a eu un impact plus faible que l'éclaircie précommerciale traditionnelle. La réduction du couvert latéral a été plus prononcée dans les éclaircies précommerciales traditionnelles. Les lièvres occupaient principalement les couverts latéraux qui présentaient de 80 à 100 % d'obstruction visuelle et évitaient ceux de moins de 40 %. Le dénombrement de fèces a été plus élevé dans l'éclaircie précommerciale par bosquets que dans le traitement traditionnel. Le suivi de pistes donne des résultats similaires. Les données indiquent également que les lièvres occupaient principalement les bosquets, dans les éclaircies précommerciales par bosquets. Par contre, lorsqu'ils étaient dans la zone éclaircie, ils occupaient davantage les vingt premiers mètres en périphérie des bosquets.

1.6 Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*) (BÉLANGER 2000 b)

L'étude s'est déroulée dans cinq MRC de la péninsule gaspésienne (Avignon, Bonaventure, Rocher-Percé, La Côte-de-Gaspé et Haute-Gaspésie) soit dans les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc de l'est et de la sapinière à bouleau jaune de l'est. L'objectif de l'étude était de mieux comprendre l'effet des l'éclaircies précommerciales effectuées dans des habitats propices à l'élevage des jeunes (FERRON *et al.* 1996) de la gélinotte huppée et du tétras du Canada.

À la suite d'éclaircies précommerciales, les densités à l'hectare de couvées de la gélinotte huppée étaient en moyenne de 0,21/ha dans les parcelles témoins et ont chuté à des niveaux presque nuls dans les parcelles ayant été traitées en éclaircie précommerciale et qui comportaient des individus feuillus avant le traitement. Cette baisse de densité pourrait être attribuée aux déchets de coupe laissés sur place qui encombrent le parterre, à la diminution de l'obstruction visuelle latérale et à la transformation des

peuplements à tendance mélangée en peuplements résineux. On note un retour partiel des densités de couvées, cinq ans après le traitement.

L'étude démontre donc qu'en diminuant le nombre de tiges à l'hectare et surtout en éliminant la majorité des tiges feuillues, l'éclaircie précommerciale abaisse les densités de couvées normalement présentes dans ce type d'habitat. L'éclaircie précommerciale réduit l'obstruction visuelle, augmente l'encombrement du sol et modifie la composition végétale.

Pour ce qui est du tétras du Canada, la tendance est exactement la même que celle observée pour la gélinotte, sauf que les densités sont en général plus basses et que l'impact se fait sentir principalement dans les peuplements résineux, généralement préférés par l'espèce.

1.7 Les effets à court terme de l'éclaircie précommerciale d'hiver et d'été sur la faune (LAVOIE 2001)

L'étude s'est déroulée dans deux secteurs. La Forêt Montmorency, décrite précédemment et le secteur Tourilli, faisant également parti de la Réserve faunique des Laurentides. Les deux secteurs se retrouvent dans la sapinière à bouleau blanc. Le but de l'étude était de connaître les impacts sur la faune de l'éclaircie précommerciale pratiquée l'hiver tout en la comparant à l'éclaircie précommerciale traditionnelle. Pour ce faire, le lièvre, les petits rongeurs et les oiseaux ont servi de sujets d'études.

Les aires d'éclaircies précommerciales récentes (un à deux ans) n'ont pas été fréquentées par le lièvre durant l'hiver et l'été, en raison d'une obstruction visuelle latérale trop faible. Les sites les plus broutés et visités par le lièvre sont les éclaircies précommerciales de 1992 et celles de l'hiver de 2001. Ce qui semble indiquer pour les conditions de l'étude, qu'il faille à l'éclaircie précommerciale traditionnelle près de dix ans avant de fournir un habitat comparable à celui de l'éclaircie précommerciale d'hiver. Lors des premiers hivers, seuls l'éclaircie précommerciale d'hiver et les témoins sont fréquentés par le lièvre. Cette utilisation de l'habitat est liée à la dynamique de rejets de souches. Par contre, l'éclaircie précommerciale d'hiver de 1992 a été moins fréquentée que l'éclaircie précommerciale traditionnelle de 1992, la quantité de brout y étant moins importante. En ce qui concerne les petits rongeurs, on a remarqué 2,4 fois plus de captures et une plus grande diversité dans les éclaircies précommerciales d'hiver que dans les éclaircies précommerciales traditionnelles. Pour les oiseaux, on observe deux fois plus d'individus dans les témoins que dans l'éclaircie précommerciale traditionnelle et 1,4 fois plus que dans l'éclaircie précommerciale d'hiver. L'éclaircie précommerciale d'hiver et les témoins ont le même nombre d'espèces alors que l'éclaircie précommerciale traditionnelle en comporte deux fois moins. De plus, on observe une grande fréquentation de la gélinotte huppée et de ses petits durant la période

d'élevage dans les peuplements ayant fait l'objet d'éclaircie précommerciale d'hiver alors qu'aucune observation n'a eu lieu pour l'éclaircie précommerciale traditionnelle.

1.8 Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie (MEF 1998).

Dans le Programme d'aide à l'aménagement des ravages de cerfs de Virginie (PAAR), la Fondation de la faune du Québec, la Société de la faune et des parcs du Québec et le ministère des Ressources naturelles du Québec interviennent auprès des propriétaires privés pour les sensibiliser à l'importance d'aménager les ravages du cerf de Virginie. Un des traitements privilégiés est l'éclaircie précommerciale.

En effet, le principal facteur limitant pour l'habitat du cerf de Virginie est la couverture de neige durant la saison hivernale. Pour cette raison, le cerf de Virginie utilise principalement des peuplements résineux. L'éclaircie précommerciale est alors pratiquée pour structurer les peuplements vers une dominance de couverture résineuse. De plus, les repousses végétatives de feuillus qui surviennent après le traitement, tels que l'érable, le cornouiller et le bouleau, procurent à moyen et à long terme une nourriture importante. Cette utilisation de l'éclaircie précommerciale pour des fins d'aménagement faunique est ponctuelle et est appliquée en majorité pour des cas de ravages reconnus.

2. Synthèse des résultats

La réduction de la densité entraîne une diminution de la qualité du couvert de protection pour les espèces fauniques associées au stade gaulis, notamment au moment où les espèces recolonisent les peuplements désertés après la coupe forestière (BUJOLD 2002). De plus, l'éclaircie précommerciale cause une diminution de la disponibilité en nourriture pour plusieurs espèces fauniques (SANSREGRET 2000, LAVOIE 2001, BUJOLD 2002, BLANCHETTE *et al.* 2002). L'éclaircie précommerciale abaisse l'obstruction visuelle latérale à 50 - 60 %, ce qui est insuffisant pour le maintien d'une population de lièvres (BUJOLD 2002). De plus, l'éclaircie précommerciale provoque des changements à l'échelle des communautés d'oiseaux (SANSREGRET 2000, LAVOIE 2001, BUJOLD 2002). On observe également une baisse de la diversité et de la densité d'oiseaux nicheurs au sein de toutes les guildes, soit les espèces de milieux ouverts et de lisières, les espèces de milieux arborés et les espèces généralistes (BUJOLD 2002). Le temps de reconstitution de l'habitat varie beaucoup en fonction des attributs du peuplement avant l'éclaircie précommerciale, des conditions du milieu et de l'espèce faunique ciblée (BRETON 2000, LAVOIE 2001, BLANCHETTE *et al.* 2002). À l'échelle des attributs du peuplement, la vitesse de reconstitution de l'habitat est liée à la dynamique des rejets de souches (LAVOIE 2001, BUJOLD 2002). Les peuplements où la densité de feuillus est grande se reconstituent plus rapidement que les peuplements avec une présence importante de résineux. Il existe plusieurs espèces telles que des mammifères et des

oiseaux forestiers qui profitent de la présence d'arbres fruitiers dans des peuplements au stade gaulis (BRETON 2000, SANSREGRET 2000). L'élimination de ces arbres s'ajoute aux effets bruts du traitement pour expliquer la désertion des superficies traitées (SANSREGRET 2000), alors que ces essences ne sont pas jugées comme étant très nuisibles à la croissance des arbres éclaircis.

Au Québec, l'éclaircie précommerciale est utilisée à grande échelle (LEGRIS et COUTURE 1999). Aucune norme ne restreint la grandeur de la superficie traitée d'un seul tenant, ni la répartition de celle-ci dans le temps et dans l'espace (QUÉBEC 1998). De plus, il n'y a aucune norme qui restreint la superficie maximale qui peut être traitée pour une Unité territoriale de référence (UTR) (QUÉBEC 1998). L'impact de l'éclaircie précommerciale ne se trouve donc pas que limité au peuplement mais affecte aussi les écosystèmes à l'échelle du paysage. En effet, on note des différences importantes entre les résultats des études où l'éclaircie précommerciale se limitait à l'unité expérimentale, et ceux où la parcelle se retrouvait à l'intérieur d'un paysage dominé par l'éclaircie précommerciale, ce qui représente la situation la plus courante (SANSREGRET 2000, SANSREGRET *et al.* 2000, BUJOLD 2002). La façon actuelle de pratiquer l'éclaircie précommerciale ne permet pas d'atteindre les objectifs d'atténuation puisqu'elle est pratiquée à grande échelle, ce qui a pour conséquence d'uniformiser la structure du paysage (BUJOLD 2002). De plus, l'écotone, qui est une transition entre deux peuplements sur une courte distance, se transforme en un changement abrupt de conditions, passant de conditions de peuplements éclaircis à des conditions de peuplements mûrs, ce qui réduit sérieusement cet habitat critique.

3. Hypothèses soulevées

Comme nous l'avons vu plus haut, la vitesse de reconstitution des conditions d'un habitat est liée à la dynamique des rejets de souches (LAVOIE 2001, BUJOLD 2002). Plus la composante résineuse est importante, plus le temps de restauration sera long. Il se pourrait que certains des peuplements pourvus d'une très forte densité de résineux ne se reconstituent jamais. La diminution de la quantité des habitats denses au stade gaulis soulève une grande préoccupation étant donné l'échelle à laquelle le traitement est pratiqué dans certaines régions, notamment dans la sapinière à bouleau jaune et la sapinière à bouleau blanc. De plus, la transformation des peuplements mélangés, particulièrement ceux associés à la gélinotte huppée, une autre espèce clé, en peuplements résineux, constitue un problème à court et moyen terme (BÉLANGER 2000 a,b).

Les peuplements au stade de gaulis sont appelés à s'autoéclaircir et à fournir une quantité importante de débris ligneux de diverses grosseurs. L'éclaircie précommerciale retarde et atténue l'ampleur de cette autoéclaircie ce qui provoquerait, à long terme, une absence de gros débris ligneux et une perte de biodiversité inhérente au bois mort. Le traitement d'éclaircie précommerciale ne produit des

débris ligneux que sur une courte période, et de faibles dimensions. De plus, la sélection de 2 500 tiges/ha pourrait causer à long terme une diminution des gros chicots inhérents à une biodiversité importante. L'impact se fait sentir notamment à l'échelle des insectes et de la faune aviaire. Par exemple, IMBEAU (1996) et IMBEAU *et al*. (1999) ont identifié des espèces d'oiseaux occupant et nidifiant dans les cavités de bois mort de forêts mûres, comme étant menacées par la disparition des débris ligneux et des chicots. De plus des essences telles que le pin blanc, le thuya et la pruche produisent des arbres de gros diamètre mais qui sont souvent coupées au profit des sapins, épinettes, pins et mélèzes (SEPM). Ces gros arbres sont utilisés par les pics, les rapaces, le lièvre, le cerf, etc.

Nous pouvons soulever l'hypothèse que la conséquence de la pratique généralisée de l'éclaircie précommerciale serait la prédominance, à l'échelle du paysage, d'habitats fauniques de faible qualité, lesquels se répercuteraient à tous les niveaux de la chaîne trophique. Par exemple, le lynx du Canada, à l'instar d'autres prédateurs, pourrait devenir une espèce affectée à long terme par ce phénomène.

4. Recommandations

Le traitement devrait plutôt être abordé de la façon suivante : ce qui ne nuit pas directement à la croissance des tiges d'avenir devrait être laissé sur pied. Le but de cette démarche est de conserver une certaine diversité floristique, particulièrement la strate arbustive, très importante pour la faune.

Des mesures de mitigation devraient être envisagées sur l'ensemble du territoire. D'une part, le traitement pourrait être bonifié pour protéger certains attributs d'habitats comme la strate arbustive et les arbres fruitiers. D'autre part, des solutions pourraient être élaborées afin de diversifier les manières de protéger la valeur des habitats. On pense ici au traitement hivernal, à l'éclaircie précommerciale par puits de lumière, à l'éclaircie précommerciale par bosquets ou par bandes refuges.

La plupart des impacts sont plus importants lorsqu'on les examine à l'échelle du paysage. Il faudrait donc limiter les superficies traitées sur un même territoire. À l'échelle du paysage, la recommandation est de faire une répartition des superficies éclaircies dans l'espace et dans le temps afin de fournir des sélections d'habitats aux populations fauniques. Des îlots ou bosquets devraient être laissés sur pied lorsque la superficie traitée est importante (40 ha et plus). De plus, il devrait y avoir des superficies exemptes de traitement pour un certain pourcentage du territoire.

À ce jour, il n'existe pas de données pour définir les seuils à adopter en matière d'atténuation des impacts de l'éclaircie précommerciale sur les habitats fauniques. Toutefois, selon les travaux de LEBLANC et BÉLANGER (2000), pour lesquels une stratégie d'atténuation des impacts à grande échelle a été

conçue, nous recommandons l'utilisation de la règle du «tiers » selon trois niveaux d'altération. Un niveau avec une altération forte, un autre avec une altération significative et finalement un autre de faible altération.

Lorsque les conditions le permettent, les superficies traitées devraient l'être à la fois par des éclaircies précommerciales axées sur une production résineuse et des éclaircies précommerciales axées sur des productions mixtes. La proportion de ces deux objectifs de traitement devrait s'inspirer notamment de l'importance relative des strates mûres avant coupe et du type écologique.

Références bibliographiques

BÉLANGER, G., 2000 a. *Étude sur l'impact des EPC sur les populations de gélinottes et de tétras dans deux grandes zones écologiques*. Atelier sur la petite faune. Société de la faune et des parcs.

BÉLANGER, G., 2000 b. *Impacts des éclaircies précommerciales sur l'habitat d'élevage de la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) et du tétras du Canada (*Dendragapus canadensis*)*. Fédération des groupements forestiers de la Gaspésie, Sainte-Anne-des-Monts. 43 p.

BLANCHETTE, P., S. DESJARDINS, P. LARUE, J. LEGRIS et M. POIRIER, 2002. *Phénologie de l'utilisation par le lièvre d'Amérique de peuplements traités par éclaircie précommerciale dans la sous-région écologique des collines du Lac Etchemin (3d-T) et dans la pessière noire à mousse de l'Abitibi*. Société de la faune et des parcs du Québec. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec. Rapport en rédaction.

BOUTIN, S., C.J. KREBS, R. BOONSTRA, M.R.T. DALE, S.J. HANNON, K. MARTIN, A.R.E. SINCLAIR, J.N.M. SMITH, R. TURKINGTON, M. BLOWER, A. BYROM, F.I. DOYLE, C. DOYLE, D. HIK, L. HOFER, A. HUBBS, T. KARELS, D.L. MURRAY, V. NAMS, M. O'DONOGHUE, C. ROHNER et S. SCHWEIGER, 1995. *Population changes of the vertebrate community during hare cycle in Canada's boreal forest*. Oikos 74 : 69-80.

BRETON, E., 1999. *Caractéristiques et utilisation des habitats fauniques dans les éclaircies précommerciales réalisées sur la réserve Duchénier de 1995 à 1997*. Rimouski, Territoire Populaire Chénier. Société de la faune et des parcs du Québec. Produits Forestiers Alliance. Ministère des Ressources naturelles du Québec. 51 p.

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.

BROCKE, R.H., 1975. *Preliminary guidelines for managing snowshoe hare habitat in the Adirondacks*. Trans. Northeast. Fish Wildl. Conf.

BUJOLD, F., 2002. *Régénération de la sapinière à bouleau à papier : efficacité des techniques usuelles et effets sur la faune et les habitats fauniques (le cas de l'éclaircie précommerciale) - Rapport annuel 2001-2002*. Sainte-Foy, Université Laval pour la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles du Québec. 39 p.

DEBELLEFEUILLE, S., L. BÉLANGER, J. HUOT et A. CIMON, 2001. *Clear-cutting and regeneration practices in Quebec boreal balsam fir forest : effects on snowshoe hare*. Canadian Journal of Forest Research 31 : 41-51.

DUSSAULT, C., 1998. *L'éclaircie précommerciale en hiver : résultats de recherches effectuées à la Forêt Montmorency*. Université Laval. 13 p.

FERRON, J. et J.-P. OUELLET, 1992. *Daily partitioning of summer habitat and use of space by the snowshoe hare in Southern boreal forest*. Canadian Journal of Zoology 70 : 2178-2183.

FERRON, J., R. COUTURE et Y. LEMAY, 1996. *Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune*. Fondation de la faune du Québec, Sainte-Foy. 206 p.

FERRON, J., F. POTVIN et C. DUSSAULT, 1998. *Short-term effects of logging on snowshoe hares in the boreal forest*. Canadian Journal of Forest Research 28 : 1335-1343.

FORTIN, J., 2002. *L'éclaircie précommerciale avec bosquets : un nouvel outil pour maintenir le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) dans les peuplements traités*. Rimouski, Université du Québec à Rimouski : Thèse en rédaction.

FOX, J.F., 1978. *Forest fires and the snowshoe hare Canada lynx cycle*. Oecologia-Berlin 31(3) : 349-374.

FULLER, T.K. et D.M. HEISEY, 1986. *Density-related changes in winter distribution of snowshoe hares* lepus-americanus *in Northcentral Minnesota USA*. Journal of Wildlife Management 50(2) : 261-264.

GUAY, S., 1994. *Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec*. Québec, ministère des Ressources naturelles. 59 p.

IMBEAU, L., 1996. *Comparaison et suivi des communautés d'oiseaux nicheurs dans des pessières noires boréales issues de coupes et de feux*. Chicoutimi, Université du Québec à Chicoutimi. 116 p.

IMBEAU, L., J.-P.L. SAVARD et R. GAGNON, 1999. *Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging*. Canadian Journal of Zoology 77 : 1850-1860.

JACQMAIN, H., 2002. *Rabbit habitat project : Analyse biologique et sociale de la restauration de l'habitat du lièvre d'Amérique après coupe sur la terre des Cris de Waswanipi*. Département des sciences du bois et de la forêt. Québec, Université Laval : Thèse en rédaction.

KEITH, L.B., 1990. *Dynamics of snowshoe hare populations*. Current Mammalogy. H.H. Genoways. New York, Plenum Press.

KEITH, L.B. et J.R. CARY, 1991. *Mustelid, squirrel, and porcupine population trends during a snowshoe hare cycle*. Journal of Mammalogy 72(2) : 373-378.

KOEHLER, G.M., 1990. *Population and habitat characteristics of lynx and snowshoe hares in north central Washington (USA)*. Canadian Journal of Zoology 68(5) : 845-851.

KOONZ, W.H., 1976. *A biological investigation of Lynx in Manitoba*. Manitoba Dept. Renewable Ressources Rep. 76-82.

KREBS, C.J., S. BOUTIN, R. BOONSTRA, A.R.E. SINCLAIR, J.N.M. SMITH, M.R.T. DALE, K. MARTIN, et R. TURKINGTON, 1995. *Impact of food and predation on the snowshoe hare cycle*. Science 269 : 1112-1115.

LAVOIE, É., 2001. *Les effets à court terme de l'éclaircie précommerciale d'hiver et d'été sur la faune*. Québec, Département de biologie, Université Laval (Mémoire de 1er cycle). 67 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.

LEGRIS, J. et G. COUTURE, 1999. *L'éclaircie précommerciale au Québec dans le cadre d'aménagement durable des forêts*. Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier. 79 p.

LITVAITIS, J.A., J.A. SHERBURNE et J.A. BISSONETTE, 1985. *Influence of understory characteristics on snowshoe hare habitat use and density*. Journal of Wildlife Management 49 : 866-873.

MACFARLANE, D., 1987. *Precommerciale thinning in New Brunswick*. Precommercial thinning workshop, Hugh John Flemming Forestry Center, Fredericton, N.B.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE, 1998. *Guide d'aménagement des ravages de cerfs de Virginie*. Québec, Gouvernement du Québec.

MONTHEY, R.W., 1986. *Responses of Snowshoe hares,* Lepus americanus*, to timber harvesting in Northern Maine*. The Canadian Field-Naturalist 100(4) : 568-570.

O'DONOGHUE, M., S. BOUTIN, C.J. KREBS et E.J. HOFER, 1997. *Numerical responses of coyotes and lynx to the snowshoe hare cycle*. Oikos 80 : 150-162.

ORR, G.D. et D.G. DODDS, 1982. *Snowshoe hare habitat preferences in Nova Scotia spruce-fir forests*. Wildlife Society Bulletin 10(2) : 147-150.

POTVIN, F., R. COURTOIS et L. BÉLANGER, 1998. *Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications*. Canadian Journal of Forest Research 29 : 1120-1127.

QUÉBEC, 1994. *Stratégie de protection des forêts*. Québec, Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles.

QUÉBEC, 1998. *Manuel d'aménagement forestier*. Ministère des Ressources naturelles.

QUÉBEC, 2000. *Guide pour appliquer des mesures de mitigation aux éclaircies précommerciales*. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec. Forêt Québec. 5 p.

ROBITAILLE, A. et J.-P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Québec. Les Publications du Québec. 213 p.

SANSREGRET, H., 2000. *Effets de l'éclaircie précommerciale sur les petits mammifères et les oiseaux forestiers dans la sapinière à bouleau blanc de l'est*. Département des sciences du bois et de la forêt. Sainte-Foy, Université Laval, Thèse de maîtrise. 56 p.

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, Sainte-Foy. 29 p. + annexes.

SAUCIER, J.P., J.F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec*. L'Aubelle, février-mars.

TELFER, E.S., 1974. *Logging as a factor in wildlife ecology in the boreal forest*. Forestry Chronicle 50 : 186-190.

THOMPSON, I.D., 1988. *Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario*. Forestry Chronicle 64 : 251-261.

WOLFF, J.O., 1980. *The role of habitat patchiness in the population dynamics of snowshoe hares*. Ecological Monographs 50(1) : 111-130.