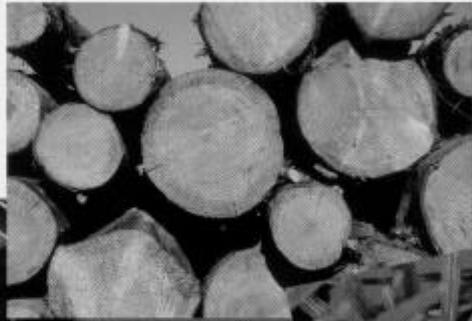
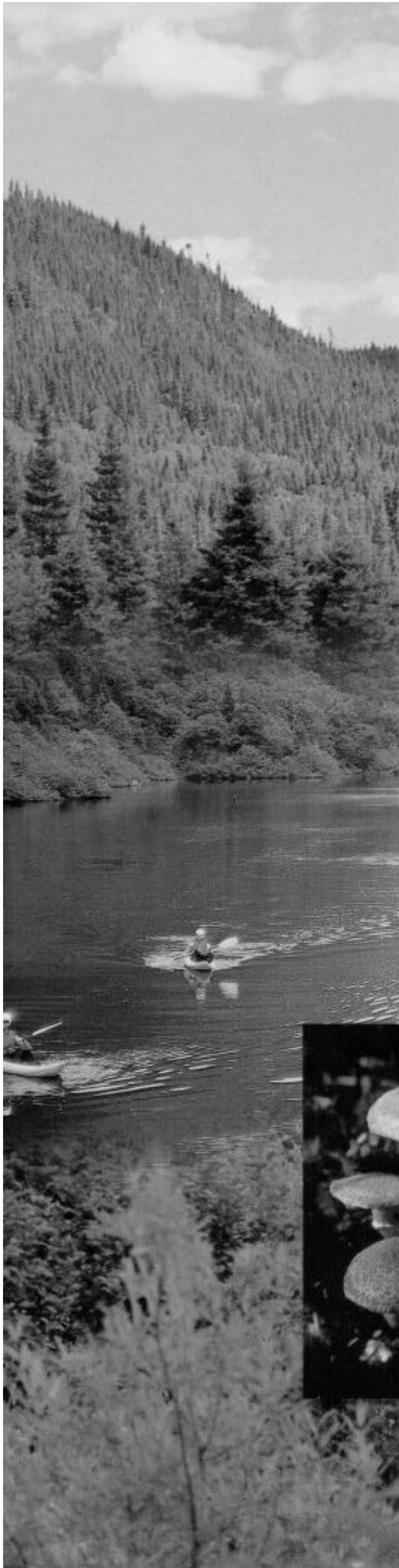


Comité consultatif scientifique du manuel d'aménagement forestier

Coupe avec protection
des petites tiges marchandes
(CPPTM)

Avis scientifique



Québec 

**Coupe avec protection
des petites tiges marchandes
(CPPTM)**

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
Juillet 2002

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 un 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.

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 de coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM). Le libellé en est le suivant :

- fournir une description, avant et après traitement, des caractéristiques minimales des peuplements admissibles;

- évaluer l'impact de ces traitements sur la biodiversité (faune, paysage, eau) et sur la production (diminution de l'âge de révolution, ou autre avantage) des peuplements traités;
- dans le cas d'un aménagement extensif (coupe de régénération à maturité sans coupe d'éclaircie), quelle sera la structure à long terme du peuplement à venir (équienne, inéquienne, irrégulier ou étagé) ?
- si nous ne pouvons reproduire les attributs du peuplement d'origine à l'aide d'un scénario d'aménagement extensif, quel serait le scénario sylvicole qui nous permettrait de les reproduire ?

Pour formuler le présent avis scientifique, le comité a débuté ses travaux par une journée de conférences regroupant les spécialistes de la question, certains du comité, d'autres provenant de l'externe. Les sujets abordés ont été les suivants :

Nom	Titre
Art Groot (SCF-Ontario)	Partial harvest treatments for black spruce in Ontario
Thuy Nguyen (UQAT)	La coupe partielle, un élément clé du développement d'une stratégie d'aménagement écosystémique pour la région Nord de l'Abitibi
Jean-Pierre Jetté (MRN-DEF)	La place de la CPPTM dans nos stratégies de maintien de la biodiversité
Gilles Gauthier (MRN-DPF)	Démarche pour réaliser un calcul de possibilité dans les peuplements résineux de structure inéquienne de la forêt boréale de l'aire commune 95-01
David Pothier (MRN-DRF)	Impact de la haute régénération sur la production future de peuplements d'épinette noire
Jean-Claude Ruel (UL - FFG)	Comparaison de la croissance après coupe et après feu au nord du Lac-Saint-Jean
Louis De Grandpré (SCF-CFL)	Dynamique forestière naturelle et structure des peuplements forestiers : développement d'une typologie de la structure
Jean Bégin (UL - FFG)	CPHR et CPPTM : plus récents résultats de recherche
Pierre Beaupré (MRN-DPF)	1 ^{er} Cadre de gestion de la réalisation des CPPTM 2 ^e Méthode de calcul utilisée pour évaluer l'impact de la CPPTM sur la possibilité dans l'aire commune 092-01 et résultats obtenus

Les travaux se sont poursuivis en cellules de travail et en comité. Plusieurs personnes ont apporté une contribution importante et fort appréciée. Il convient de souligner les collaborations de MM. Claude Allain (MRN-09), Pierre Beaupré (MRN-DPF), René Doucet (MRN-DRF, retraité), Jacques Duval (MRN-09), Gilles Gauthier (MRN-DPF), Thuy Nguyen (UQAT), Rock Ouimet (MRN-DRF), Martin Riopel (UL - FFG) et de Mme Sylvie Tremblay (MRN-DRF), ainsi que celles d'autres personnes citées dans le texte sous la forme d'une communication personnelle.

Le comité est redevable à ces personnes et les remercie sincèrement pour l'enthousiasme qu'ils 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 justifications et les impacts environnementaux du traitement de coupe avec protection des petites tiges marchandes. Le lecteur trouvera en plus quatre annexes qui abordent plus en détail les questions relatives aux résultats des études en cours, à la production forestière, à la biodiversité et à la fertilité des sols. Les collaborations d'auteur pour ces annexes sont indiquées pour chacune.

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

Robert Jobidon
Président du Comité

Sommaire

1. Généralités

On entend par ***coupe avec protection des petites tiges marchandes*** (CPPTM) un traitement sylvicole (encore expérimental) dont l'objectif est la récolte d'une partie importante (70-90 % du volume marchand) du couvert forestier et au cours de laquelle la régénération existante, c'est-à-dire les gaules des classes de dhp 2 à 8 cm et les tiges marchandes des classes de dhp 10 à 14 cm (petites tiges marchandes) est soigneusement protégée. Cette coupe est propice aux peuplements inéquiennes ou étagés, elle exclut les plantations. Ces peuplements doivent comporter un sous-étage de sapin baumier ou d'épinette noire ayant la capacité de profiter de l'apport de lumière consécutif à l'élimination de l'étage dominant. Dans l'état actuel des connaissances, la CPPTM n'est pas reconnue comme une intervention nécessairement récurrente sur plusieurs révolutions, par exemple les peuplements étagés où une telle intervention pourrait n'être que ponctuelle.

Du point de vue géographique, ce traitement semble mieux adapté aux forêts de la zone boréale où les ouvertures du couvert favorisent le développement des structures inéquiennes ou étagées. Il est cependant raisonnable de penser qu'il puisse être applicable, plus au sud, dans des forêts de sapin baumier ou d'épinette noire qui présenteraient des caractéristiques structurales et diamétrales similaires à celles suggérées (ci-dessus).

2. Critères

Les critères suggérés pour la période avant coupe visent à écarter les peuplements qui ne pourraient produire de bons résultats, peu importe le soin apporté lors de la coupe. L'inventaire subséquent à la coupe vise à vérifier l'effet combiné du choix du peuplement et de la qualité de l'intervention. Il préciserait si les tiges laissées sur pied sont en quantité suffisante et de qualité acceptable pour améliorer de façon significative la valeur du peuplement. Dans le cas contraire, leur maintien devrait être reconnu comme une sous-utilisation de matière ligneuse. Devant la difficulté de prédire les pertes à venir selon les

données récoltées immédiatement après la coupe, il est préférable d'utiliser l'inventaire de huit ans pour attribuer une productivité.

3. Production forestière

L'implantation des premiers dispositifs d'étude sur la CPPTM ne remonte qu'à 1997. Conséquemment, seules les études rétrospectives des vieilles coupes partielles fournissent une évaluation à long terme du gain afférent à la protection des gaules et des petites tiges marchandes. Les études des peuplements issus de vieilles coupes doivent cependant être analysées avec circonspection : on connaît peu l'état des peuplements avant et après l'intervention. Par ailleurs, les coupes manuelles réalisées en hiver, avec transport du bois à l'aide de chevaux, pourraient différer des procédés de récolte actuels, tant à l'échelle de la protection de la régénération, que de l'importance des sentiers de récolte et éventuellement de la compaction du sol.

3.1 Facteurs déterminant la production associée à la CPPTM

Dans un peuplement où une CPPTM convient, deux facteurs s'opposent à l'estimation de la production. D'une part, les tiges laissées sur pied réduisent la période de temps nécessaire à la reconstitution d'un même volume (gain sur la révolution) et, d'autre part, il y a une apparente sous-utilisation de la matière ligneuse découlant du volume marchand laissé sur pied.

Le gain sur la révolution varie en fonction de la taille et de la densité des tiges protégées dans la bande boisée, de l'importance des sentiers et de la croissance à venir dans les sentiers. Les études rétrospectives indiquent que la dimension moyenne et la densité des tiges dominantes protégées sont en lien étroit avec la diminution de la révolution. Les résultats des études rétrospectives sont transposables dans la mesure où la proportion de sentiers est faible mais aussi que la régénération s'implante et se développe normalement dans les sentiers, tant en densité qu'en croissance.

Le volume laissé sur pied ne devrait pas être envisagé comme une sous-utilisation si le traitement a été réalisé adéquatement et au bon endroit. Il faut plutôt l'envisager comme le capital qui permet de récolter plus rapidement la production à venir. Cependant, il faut retenir que pour chaque révolution raccourcie, la récolte ne prélèvera que de 85 à 95 % du volume marchand sur pied, ce pourcentage variant selon le diamètre de récolte et la structure diamétrale du peuplement.

3.2 Méthode proposée pour l'estimation du volume

La méthode proposée pour l'estimation du volume s'appuie essentiellement sur les modèles de l'étude de BÉGIN *et al.* 2000. Ces modèles, ajustés selon les placettes-échantillons permanentes, dressent l'évolution de la production sur une période d'environ 50 ans depuis la coupe et permettent une analyse de sensibilité en fonction de l'IQS et de la dimension de la régénération protégée. La méthode utilise l'accroissement annuel moyen (AAM) à un âge donné (volume récolté ÷ période de temps entre deux récoltes) comme critère pour vérifier lequel des scénarios entre la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) ou la CPPTM est le plus intéressant eu égard au volume : le meilleur scénario retient la valeur d'AAM la plus élevée. Les études de POTHIER *et al.* 1995, RIOPEL 1999 et MORIN 2001 ont également été prises en compte.

3.3 Gain de production suggéré

Dans l'état actuel des connaissances il est recommandé de ne pas attribuer un gain de production qui s'éloignerait des balises suivantes :

1. Diminution de dix ans de la révolution, au même titre qu'une coupe avec protection de la haute régénération. Si l'on développait ou utilisait un modèle par taux, cette valeur de dix ans ne serait plus appropriée;
2. Ne pas pénaliser en sous-utilisation le volume des petites tiges marchandes laissées sur pied.

À ces deux avantages proposés s'ajoute celui, non négligeable, d'une augmentation substantielle du dm^3 de la tige moyenne récoltée. Ce gain ne devrait être attribué qu'aux peuplements qui satisfont les critères mentionnés ci-dessus et où le traitement a été appliqué adéquatement. La proportion de sentier devrait s'approcher de 25 % sans excéder 30 %; la bande « boisée » résiduelle devrait donc occuper une proportion de 70 % de l'aire de coupe.

La nécessité de regarnir dans les sentiers devra être approfondie, de même que l'impact de la compaction du sol sur la productivité forestière. À cause de la variabilité encore non expliquée dans les études rétrospectives, les peuplements d'épinette noire devraient tout particulièrement faire l'objet d'un suivi.

4. Justifications et impacts environnementaux

Pour bien juger la portée environnementale et les justifications de l'utilisation d'un traitement comme la CPPTM, il importe de comprendre comment il peut s'intégrer aux stratégies d'aménagement qui visent le maintien de la biodiversité. Notre compréhension de la dynamique naturelle de la forêt boréale nous permet de conclure que cette forêt renferme une diversité de peuplements beaucoup plus grande qu'on ne l'aurait généralement cru jusqu'ici. Cette diversité s'exprime par la présence de peuplements de structure et de composition variées dont les agencements spécifiques créent des paysages tout aussi variables d'une région à l'autre de la forêt boréale. Cette diversité est le résultat de l'action souvent irrégulière des régimes de perturbations naturelles sur des forêts qui croissent sur une variété de types écologiques et de conditions topographiques.

Le défi de la biodiversité en aménagement forestier oblige le sylviculteur de se doter d'outils qui le rendent apte à reproduire toute cette diversité naturelle à l'intérieur des paysages aménagés. C'est dans cette perspective qu'il faut envisager la venue de la CPPTM. Il s'agit d'un traitement qui peut fort probablement perpétuer un certain type de structure interne de peuplement. Évidemment, il faudra vérifier cette hypothèse en y adaptant un cadre approprié de gestion. Il faut être conscient que cette coupe ne permet de reproduire qu'un certain type de structure interne mais l'enjeu des peuplements irréguliers de la forêt boréale est suffisamment important pour justifier que des efforts significatifs y soient consacrés rapidement à même les prochaines stratégies d'aménagement.

Du point de vue de la biodiversité, la CPPTM présente d'autres avantages importants. Elle permet surtout la rétention de « legs biologiques » dans les peuplements récoltés. Ces « legs » sont des éléments résiduels qui jouent un rôle de refuges pour des organismes qui autrement tarderaient à recoloniser le site. De plus, le traitement maintient une certaine connexité dans les paysages. Il permet aussi une fermeture rapide du couvert et offre un outil supplémentaire au forestier pour contrôler certains problèmes de composition végétale comme l'enfeuillage.

Si le traitement comporte des avantages évidents, il faut se garder cependant d'en faire une panacée. Jusqu'ici la CPPTM n'a pas été abordée en regard de la biodiversité. Au cours des prochaines années, nous devons préciser les prescriptions de manière à bonifier le traitement pour qu'il puisse encore mieux satisfaire les enjeux de la biodiversité. Malgré la rétention d'une quantité importante d'éléments résiduels, le prélèvement de 70 à 90 % du volume marchand demeure une perturbation majeure de l'écosystème dont les impacts doivent être pris en compte. La grande ouverture du couvert et le prélèvement des gros arbres sont les deux principaux éléments à retenir.

Nous avons aussi examiné la CPPTM en fonction des autres critères de l'aménagement forestier durable. Du point de vue du maintien de la productivité des sols forestiers, la CPPTM ne semble pas présenter d'avantages significatifs alors que son effet sur les cycles hydrologiques nous permettra probablement de mitiger l'impact de la récolte dans des bassins versants où les débits des cours d'eau sont l'objet de préoccupations. En matière de protection de la qualité visuelle des paysages, la CPPTM est susceptible d'avoir un impact important sur l'acceptabilité sociale des pratiques, si l'on apporte une attention particulière à la façon de disposer les sentiers de débardage et à la forme des contours visibles.

Table des matières

	page
Préface	iii
Sommaire.....	vii
1. Généralités.....	vii
2. Critères	vii
3. Production forestière	viii
3.1 Facteurs déterminant la production associée à la CPPTM	viii
3.2 Méthode proposée pour l'estimation du volume.....	ix
3.3 Gain de production suggéré.....	ix
Chapitre premier - Critères et production forestière	1
1.1 Généralité.....	1
1.2 Approche suggérée.....	2
1.3 Critères	3
1.3.1 Avant coupe.....	3
1.3.2 Après coupe.....	4
1.4 Production.....	5
1.4.1 Mises en garde.....	5
1.4.2 Facteurs déterminant la production associée à la CPPTM	5
1.4.3 Méthode proposée pour l'estimation de la production.....	6
1.5 Gain de production suggéré.....	8
Chapitre deux - Justifications et impacts environnementaux	11
2.1 Dynamique naturelle	12
2.1.1 L'intensité des perturbations.....	12
2.1.2 La dimension des perturbations	13
2.1.3 La récurrence des perturbations	13
2.1.4 Le type écologique : un ajout à la variabilité des écosystèmes à l'échelle du paysage.....	14
2.2 Impacts environnementaux de la CPPTM	16
2.2.1 Biodiversité.....	16
2.2.2 Effets probables sur la fertilité des sols	21

2.2.3 Effets sur le cycle du carbone.....	24
2.2.4 Effets sur les cycles hydrologiques	25
2.2.5 Effets sur la qualité visuelle des paysages	25
Conclusion	27
Références.....	29
Annexe 1 – Études en cours	35
Annexe 2 – Études rétrospectives	67
Annexe 3 – Biodiversité.....	89
Annexe 4 – Fertilité des sols forestiers	121

Chapitre premier

Critères et production forestière

1.1 Généralité

Dans cet avis, on entend par coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) un traitement sylvicole (encore expérimental) dont l'objectif est la récolte d'une partie importante (70-90 % du volume marchand) du couvert forestier et au cours de laquelle la régénération existante, c'est-à-dire les gaules des classes de dhp 2 à 8 cm et les tiges marchandes des classes de dhp 10 à 14 cm (petites tiges marchandes) est soigneusement protégée. Cette coupe est propice aux peuplements inéquiennes ou étagés, elle exclut les plantations. Ces peuplements doivent comporter un sous-étage de sapin baumier ou d'épinette noire ayant la capacité de profiter de l'apport de lumière consécutif à l'élimination de l'étage dominant.

Du point de vue géographique, ce traitement semble mieux adapté aux forêts de la zone boréale où les ouvertures du couvert favorisent le développement des structures inéquiennes ou étagés. Il est cependant raisonnable de penser qu'il puisse être applicable, plus au sud, dans des forêts de sapin baumier ou d'épinette noire qui présenteraient des caractéristiques structurales et diamétrales similaires à celles suggérées ci-dessus.

Dans l'état actuel des connaissances, la CPPTM n'est pas reconnue comme une intervention nécessairement récurrente sur plusieurs révolutions. Dans certaines situations, par exemple les peuplements étagés, une telle intervention pourrait n'être que ponctuelle.

1.2 Approche suggérée

Le succès d'une intervention sylvicole passe par la réalisation d'une prescription appropriée et le soin apporté lors du traitement. Compte tenu de l'effet combiné de ces deux facteurs, il est souhaitable de concentrer l'évaluation du traitement selon les résultats obtenus. Ceci n'enlève rien à l'intérêt d'un inventaire et d'une prescription avant la coupe. La réalisation d'une prescription, dans un processus d'aménagement adapté, constitue le préalable essentiel à une rétroaction sur l'intervention.

Les critères suggérés pour la période avant coupe visent à écarter les peuplements qui ne pourraient produire de bons résultats, peu importe le soin apporté lors de la coupe. On devrait, à ce stade, accorder une attention particulière au risque de chablis. La fiabilité des estimations de risque de chablis n'est présentement pas suffisante pour en faire un critère rigide. Des outils sont toutefois en développement (RUEL *et al.* 2000b). Des indices topographiques simples permettent une cartographie de l'exposition au vent (RUEL *et al.* 1997) et on sait que les sommets sont particulièrement exposés et que les sols minces sont davantage vulnérables (RUEL *et al.* 1998).

L'inventaire subséquent à la coupe vise à vérifier l'effet conjugué du choix du peuplement et de la qualité de l'intervention. Il préciserait si les tiges laissées sur pied sont en quantité suffisante et de qualité acceptable pour améliorer de façon significative la valeur du peuplement. Dans le cas contraire, leur maintien devrait être reconnu comme une sous-utilisation de matière ligneuse.

Un inventaire réalisé huit ans après la coupe permettrait d'attribuer une productivité au peuplement. Il devrait comprendre un inventaire des gaules et des tiges marchandes, de même que des données sur la régénération des sentiers. La productivité des peuplements est fonction de l'abondance et de la taille de la régénération protégée (LUSSIER *et al.* 1992, 2002; PAQUIN 1992b; POTHIER *et al.* 1995; RIOPEL 1999). Même si un nombre de tiges suffisant est présent après la coupe, une mortalité importante mais difficile à prédire peut survenir. Le choc physiologique causé par l'ouverture du couvert peut provoquer une mortalité notable au cours des premières années. Il peut aussi arriver que des chablis importants surviennent dans les quelques années subséquentes à la coupe (voir annexe 1). Devant la difficulté de prédire ces pertes selon les données récoltées immédiatement après la coupe, il est préférable d'utiliser l'inventaire de huit ans pour attribuer une production. En effet, on reconnaît en général que la majorité du chablis survient dans les premières années après la coupe (RUEL 1995), de sorte que la mortalité consécutive à la coupe devrait s'être stabilisée à ce moment.

Des travaux en cours (Horvath, mémoire M.Sc.) sous-entendent que la régénération des sentiers pourrait ne pas se matérialiser, réduisant la productivité. Ceci justifie un effort d'échantillonnage des sentiers. Toutefois, les études disponibles proviennent de méthodes différentes d'exploitation et ne permettent pas présentement de faire le lien entre la productivité et l'importance des sentiers.

1.3 Critères

1.3.1 Avant coupe

- *Structure*

L'inventaire forestier reconnaît trois grands types de structure de peuplement : régulière, étagée et irrégulière. La coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) n'est pas conçue pour les peuplements réguliers. En effet, les gaules et les petites tiges marchandes de ces peuplements sont des individus opprimés dont la petite cime ne permet pas d'espérer une bonne réaction à la coupe. Bien que le traitement s'applique aux peuplements de structures inéquiennes équilibrées dont la distribution des tiges selon la classe de diamètre est en « J inversé », le jardinage permettrait probablement de mieux perpétuer cette structure. Toutefois, compte tenu que le jardinage n'a pas été évalué dans ces peuplements jusqu'à maintenant, la CPPTM est jugée applicable.

- *Composition*

Jusqu'à présent, le traitement a été expérimenté principalement dans des peuplements de sapin et d'épinette noire (voir Annexe 1), deux espèces reconnues comme ayant un bon potentiel de réaction à l'élimination du couvert (LUSSIER *et al.* 1992, 2002; PAQUIN 1992a, b; ARCHIBALD et ARNUP 1993; POTHIER *et al.* 1995; RIOPEL 1999). Bien que les expérimentations ne se soient limitées qu'à ces deux essences, il se pourrait que le traitement soit applicable à d'autres essences comme le thuya occidental. Avant d'allonger la liste des essences d'intérêt, il serait approprié de réaliser des expériences avec celles-ci au préalable. Dans l'état actuel des connaissances, la CPPTM ne semble cependant pas adaptée aux peuplements mixtes boréaux, à l'exception peut-être des peuplements à feuillus de lumière pourvus d'un sous-étage en sapin ou épinette. En effet, la maturité des espèces présentes dans ces peuplements survient habituellement à un âge différent, de sorte que l'utilisation d'un seul diamètre-limite ne permettrait pas d'optimiser leur croissance.

1.3.2 Après coupe

- *Qualité des tiges*

Pour que les gaules et les petites tiges marchandes réagissent à l'enlèvement du couvert, elles doivent être de qualité acceptable. Les principaux facteurs permettant de définir cette qualité sont l'importance de la cime vivante et les blessures (DOUCET *et al.* 1995, RUEL *et al.* 1995, RUEL *et al.* 2000a). RIOPEL (1999) a établi que les tiges de sapin qui avaient survécu près de 50 ans après la coupe avaient généralement de 40 à 85 % de cime efficace (donc un peu plus en cime vivante). RUEL *et al.* (1998) ont constaté que la mortalité après la septième année était supérieure à 50 % lorsque la cime des semis et des gaules constituait moins du tiers de la hauteur pour le sapin et l'épinette noire. De même, la mortalité était supérieure à 50 % lorsqu'une blessure affectait plus de 50 % de la circonférence du tronc pour le sapin ou 25 % de la circonférence pour l'épinette noire.

Nous suggérons de retenir comme critère qu'au minimum 50 % des tiges marchandes protégées de sapin et d'épinette noire aient au moins 40 % de cime vivante (voir Annexe 1).

- *Nombre de tiges marchandes résiduelles*

Pour justifier de laisser un volume marchand sur pied, il importe que le nombre de tiges résiduelles soit suffisant pour donner une plus-value au futur peuplement (production, biodiversité ou aspect visuel). Même si le choix d'un nombre de tiges résiduelles minimal demeure arbitraire, nous suggérons de conserver un minimum de 125 tiges à l'hectare conformément à ce qui a été maintenu dans les expérimentations réalisées jusqu'à maintenant (voir Annexe 1). La réalisation d'une prescription sylvicole avant coupe devrait donc prévoir un minimum de 250 tiges/ha étant donné une perte de 40 à 50 % lors de la coupe. Le niveau de pertes est, entre autres, fonction du système de récolte utilisé, le système par bois tronçonnés donnant généralement de meilleurs résultats (voir Annexe 1). En s'appuyant sur les études en cours, le taux de protection ne devrait pas varier substantiellement entre les classes de diamètre.

- *Nombre total de tiges résiduelles*

Afin de compléter le couvert partiel formé par les petites tiges marchandes, il importe qu'une certaine quantité de gaules soit présente. Ici encore, le choix d'un nombre minimum reste arbitraire en l'absence de données scientifiques. À la lumière des travaux en cours, un nombre total de gaules et de petites marchandes de 900 tiges à l'hectare est recommandé. Pour que les tiges protégées soient réparties sur

l'aire de coupe, il importe que le taux d'occupation des sentiers ne dépasse pas 25 à 30 %. Conséquemment, la bande « boisée » résiduelle devrait occuper au moins 70 % du parterre de coupe.

1.4 Production

1.4.1 Mises en garde

L'implantation des premiers dispositifs d'étude sur la CPPTM remonte à 1997 (voir Annexe 2). Par conséquent, seules les études rétrospectives des vieilles coupes partielles fournissent une évaluation à long terme du gain afférent à la protection des gaules et des petites tiges marchandes. Les études des peuplements issus de vieilles coupes doivent cependant être analysées avec circonspection : on connaît peu l'état des peuplements avant et après l'intervention. Par ailleurs, les coupes manuelles réalisées en hiver, avec transport du bois à l'aide de chevaux, pourraient différer des procédés de récolte actuels, tant à l'échelle de la protection de la régénération, que de l'importance des sentiers de récolte et éventuellement de la compaction du sol.

1.4.2 Facteurs déterminant la production associée à la CPPTM

Dans un peuplement où une CPPTM convient, deux facteurs s'opposent à l'estimation de la productivité. D'une part, les tiges laissées sur pied réduisent la période de temps nécessaire à la reconstitution d'un même volume (gain sur la révolution) et, d'autre part, il y a une apparente sous-utilisation de la matière ligneuse découlant du volume marchand laissé sur pied lors de la récolte (RIOPEL 1999).

- *Facteurs liés au gain sur la révolution*

Le gain sur la révolution varie en fonction de la taille et de la densité des tiges protégées dans la bande boisée (POTHIER *et al.* 1995, RIOPEL 1999, BÉGIN *et al.* 2000, MORIN 2001), de l'importance des sentiers et de la croissance à venir dans les sentiers.

Les études rétrospectives indiquent que la dimension moyenne et la densité des tiges dominantes protégées sont en lien étroit avec la diminution de la révolution. Dans les meilleures situations, on peut poser l'hypothèse que les tiges dominantes protégées diminuent la révolution d'une période correspondant sensiblement au temps que prend la régénération issue d'une CPRS pour atteindre la même dimension. Ce gain sur la révolution devrait être transposé sur la révolution suivante dans la mesure où le traitement reproduit la structure initiale. Cette dernière hypothèse n'a pas encore été

vérifiée mais elle est cependant plausible à la lumière des observations des études rétrospectives (Annexe 2).

Les études rétrospectives ne permettent pas de documenter individuellement la production de la bande boisée protégée et des sentiers. On peut a priori formuler l'hypothèse que le gain sur la révolution est nul dans les sentiers. La proportion de sentier devrait donc abaisser tout gain de production attribuable à la protection des gaules et des petites tiges marchandes dans la bande boisée résiduelle. Comme les vieilles coupes étaient aussi soumises à une proportion de sentier (vraisemblablement faible), le gain calculé dans les études rétrospectives prend en compte l'effet de cette variable. Si la proportion de sentier dans les coupes contemporaines demeure faible (certainement inférieure à 30 %) et qu'elle se compare sensiblement à celle des vieilles coupes, les résultats devraient être transposables sur la base de ce facteur. Les résultats des études rétrospectives sont transposables dans la mesure où la régénération s'implante normalement dans les sentiers, tant en densité qu'en croissance. Toute différence notable des procédés de récolte actuels au sujet de la protection de la régénération et de la compaction du sol devrait être envisagée soigneusement.

- *Sous-utilisation apparente*

Le volume laissé sur pied ne devrait pas être reconnu comme une sous-utilisation si le traitement a été réalisé adéquatement et au bon endroit. Il faut plutôt l'envisager comme le capital qui permet de récolter plus rapidement la production à venir. Cependant, il faut retenir que pour chaque révolution raccourcie, la récolte ne prélèvera que de 85 à 95 % du volume marchand sur pied, ce pourcentage variant selon le diamètre de récolte et la structure diamétrale du peuplement.

1.4.3 Méthode proposée pour l'estimation de la production

La méthode proposée (Annexe 1) pour l'estimation de la production s'appuie essentiellement sur les modèles de l'étude de BÉGIN *et al.* 2000. Ces modèles, ajustés selon les placettes-échantillons permanentes, dressent l'évolution de la production sur une période d'environ 50 ans après la coupe et permettent une analyse de sensibilité¹ en fonction de l'IQS et de la dimension de la régénération protégée. La méthode utilise l'accroissement annuel moyen (AAM) à un âge donné (volume récolté ? période de temps entre deux récoltes) comme critère pour vérifier lequel des scénarios CPRS ou CPPTM est le plus intéressant en regard de la production : le meilleur scénario retient la valeur d'AAM la plus élevée. Les calculs d'AAM utilisent 50 ou 70 ans comme âge de référence de façon à demeurer dans la

¹ Analyse qui examine comment un modèle réagit de façon quantitative ou qualitative aux différentes variables explicatives

zone d'interpolation des modèles. Les tendances demeurent cependant les mêmes, avec de légères variations, lorsque les calculs d'AAM s'obtiennent à l'âge d'exploitabilité absolu.

L'analyse de sensibilité fait varier l'IQS (12 ou 14 m à 50 ans), l'indice de diamètre (ID1000) à 10 ans (diamètre moyen des 1 000 plus grosses tiges à 10 ans), prend en compte des volumes protégés de 5, 10 et 15 % et accorde une diminution de la révolution (gain de 10 ou de 15 ans).

Exemple de calcul (sapinière de rivière Matane):

AAM CPRS à 50 ans :

(IQS = 14 m, ID₁₀₀₀ = 5 cm, volume = 170,8 m³/ha à 50 ans)

$$170,8 \text{ m}^3/50 \text{ ans} = \mathbf{3,42 \text{ m}^3/\text{ha/an}}$$

AAM CPPTM à 50 ans :

(IQS = 14 m, ID₁₀₀₀ = 12 cm, 10 ans de gain sur la révolution, volume = 196,1 m³/ha à 40 ans, 15 % du volume protégé)

$$(196,1 \text{ m}^3/\text{ha} - 15 \% \bullet 196,1 \text{ m}^3/\text{ha})/(50 \text{ ans} - 10 \text{ ans}) = \mathbf{4,17 \text{ m}^3/\text{ha/an}}$$

Le scénario de CPPTM l'emporte sur celui d'une CPRS (4,17 m³/ha/an > 3,42 m³/ha/an).

Pour les sapinières de rivière Matane (Annexe 2), sur des stations d'IQS de 12 ou 14 m à 50 ans, pour un ID1000 de 12 cm à 10 ans, une CPPTM qui laisse 5, 10 ou 15 % du volume sur pied donne un AAM supérieur à celui d'une CPRS même si la révolution est raccourcie de 10 ou 15 ans.

Pour les pessières de rivière Bell, près de Lebel-sur-Quévillon, (Annexe 2), la haute régénération protégée ne fournirait qu'un léger gain par rapport à un peuplement issu d'une CPRS. Pour une raison non identifiée, la haute régénération protégée du dispositif de rivière Bell ne se serait pas reconstituée aussi rapidement que celle issue d'une CPRS. Aucun des scénarios évalués ne permet de laisser 5, 10 ou 15 % de volume avant coupe et de réduire la révolution de 10 ou 15 ans par rapport à une CPRS.

Pour les pessières de rivière aux Rats, près de Dolbeau, (Annexe 2), la haute régénération protégée fournirait une avance notable par rapport à un peuplement issu d'une CPRS. Selon les scénarios évalués, une CPPTM (ID1000 à 10 ans = 8 cm) qui laisse 5, 10 ou 15 % du volume sur pied donne un AAM supérieur à celui d'une CPRS même si la révolution est raccourcie de 10 ans. Dans certaines circonstances, la révolution pourrait être raccourcie de 15 ans.

Les autres études (RIOPEL 1999, POTHIER *et al.* 1995, RIOPEL 1999, MORIN 2001) rapportent également un gain afférent à la protection de la régénération préétablie. Ce gain varie d'une étude à

l'autre très certainement en fonction de la structure initiale du peuplement, du traitement réalisé et de la réaction ultérieure des arbres. L'étude de RIOPEL (1999) tire des conclusions similaires à celles énoncées plus haut car elle provient d'un sous-échantillon de l'étude de BÉGIN *et al.* (2000). Les résultats de MORIN (2001) vont sensiblement dans le même sens, à tout le moins pour les peuplement d'épinette-sapin qui étaient les mieux documentés dans la base de données. Les résultats de POTHIER *et al.* (1995) affichent cependant des diminutions de la révolution moins importantes que celles rapportées pour les pessières de rivière aux Rats (Annexe 2).

Dans quelques années, l'information des dispositifs sur la CPPTM sera disponible. Il sera alors possible d'estimer les gains de production associés à une CPPTM en faisant appel à des critères objectifs tels la hauteur moyenne ou le diamètre moyen des 1 000 plus grosses tiges à l'hectare, conjugués à la proportion de sentier.

1.5 Gain de production suggéré

Les connaissances évoluant rapidement, le gain proposé devra être revu à la baisse ou à la hausse dans les prochaines années, au fur et à mesure que les dispositifs sur la CPPTM livreront leurs informations. Dans l'état actuel des connaissances il est recommandé de ne pas attribuer un gain de production qui s'éloignerait des balises suivantes :

1. Diminution de dix ans de la révolution, au même titre qu'une CPHR. Si l'on développait ou utilisait un modèle par taux, cette valeur de dix ans ne serait plus appropriée.
2. Ne pas pénaliser en sous-utilisation le volume des petites tiges marchandes laissées sur pied.

À ces deux avantages proposés s'ajoute celui, non négligeable, d'une augmentation substantielle du dm^3 de la tige moyenne récoltée.

Ce gain ne devrait être attribué qu'aux peuplements qui satisfont les critères mentionnés ci-dessus et où le traitement a été appliqué adéquatement. La proportion de sentier devrait s'approcher de 25 % sans excéder 30 %; la bande « boisée » résiduelle devrait donc occuper au minimum 70 % de l'aire de coupe. La nécessité de regarnir dans les sentiers devra être approfondie, de même que l'impact de la compaction du sol sur la production forestière.

À cause de la variabilité encore non expliquée des études rétrospectives, les peuplements d'épinette noire devraient tout particulièrement faire l'objet d'un suivi. Les études en cours sur la CPPTM

documenteront la réaction pendant cinq ans (chablis, mortalité, reprise de la croissance) d'ici l'été 2005, bien avant l'inventaire suggéré de huit ans après le traitement, ce qui permettra de mieux discriminer les situations où la CPPTM est justifiée. L'amélioration des connaissances permettra de préciser les variables qu'il faudra mesurer, lors de l'inventaire de huit ans, pour mieux quantifier le gain de production.

Chapitre deux

Justifications et impacts environnementaux

La question de la biodiversité en aménagement forestier revêt maintenant un caractère incontournable. Le gouvernement du Québec a pris l'engagement de protéger la biodiversité et les marchés internationaux sont de plus en plus sensibles à la performance environnementale des fournisseurs de produits forestiers. Dans ce contexte, les forestiers doivent dorénavant intégrer le maintien de la biodiversité dans les objectifs d'aménagement qu'ils désirent atteindre.

Essentiellement, le maintien de la biodiversité du milieu forestier consiste à assurer la conservation de toute la variété des écosystèmes présents à l'état naturel sur un territoire. C'est seulement ainsi que l'on peut garantir la survie de l'ensemble des espèces qui sont toutes susceptibles de jouer un rôle dans le maintien de la viabilité et de la productivité des écosystèmes, dont nos diverses ressources forestières (bois, faune, villégiature, etc.) dépendent.

Parmi les attributs de biodiversité qu'il importe de préserver, la structure interne des peuplements en est une qui prend de plus en plus d'importance au fur et à mesure que progresse notre compréhension de la dynamique naturelle des écosystèmes boréaux. Le forestier devra dorénavant disposer d'outils sylvicoles nouveaux qui lui permettront de maintenir toute la gamme des écosystèmes présents et, plus spécifiquement, toute la variété des structures de peuplements présentes dans la forêt boréale. C'est dans cette perspective et en regard des objectifs de maintien de la biodiversité que nous aborderons la question de la CPPTM. Nous commencerons par examiner comment la dynamique naturelle engendre une diversité de structure et de composition de peuplements dans les paysages. En même temps, nous verrons comment chacun des types écologiques peut réagir différemment à ces processus dynamiques

pour générer à leur tour une plus grande diversité de peuplements. Finalement, nous étudierons les effets de la CPPTM sur la biodiversité et sur d'autres critères de l'aménagement forestier durable soit la productivité des sols forestiers, le maintien des cycles hydrologiques et la protection de la qualité visuelle des paysages.

2.1 Dynamique naturelle

La forêt boréale est un écosystème fortement dominé par les perturbations. Le feu, les épidémies d'insectes, les chablis et la sénescence sont des types de perturbations, dont la récurrence, la taille et l'intensité varient d'une région à une autre, sous l'influence du climat, de la topographie et de la composition forestière. Ces caractéristiques du régime des perturbations influent sur la dynamique de reconstitution des peuplements et des paysages forestiers. Dans cette section, nous décrivons comment l'intensité, la taille et la récurrence des perturbations contribuent à complexifier la structure et la composition des peuplements forestiers.

2.1.1 L'intensité des perturbations

L'intensité d'une perturbation se mesure par l'impact qu'elle aura sur les communautés et les organismes en général (PICKETT et WHITE 1985). La mortalité des individus des strates supérieures au sein d'un peuplement forestier est une mesure directe de l'intensité d'une perturbation. Peu importe la perturbation, la mortalité qui en résulte est extrêmement variable. Même les feux n'entraînent pas une mortalité uniforme au sein des peuplements forestiers. Une étude de BERGERON *et al.* (2001), montre que dans le cas de très grands feux, il existe une forte variabilité spatiale de l'intensité. Ainsi, la superficie incendiée est constituée d'îlots préservés, de zones où la mortalité est partielle ainsi que d'endroits avec 100 % de mortalité. Cette variabilité dans l'intensité des feux est plus importante au cours de saisons où le climat n'est pas extrême. Au cours de ces périodes, le type de dépôt et la composition du peuplement entraînent une forte variabilité de la gravité (BERGERON *et al.* 2001). Comme dans le cas des feux, la mortalité lors d'une infestation d'insectes est aussi variable selon l'espèce hôte, le dépôt, la productivité, et l'âge et la composition du peuplement (DUPONT *et al.* 1991, BERGERON *et al.* 1995, MACLEAN et MACKINNON 1997, CAPPUCINO *et al.* 1998 et 1999). Ces facteurs sont aussi associés à une variabilité de la mortalité lors de chablis (RUEL 1995, RUEL et BENOIT 1999, RUEL *et al.* 2000b). L'empreinte laissée par ces perturbations, en plus de marquer le paysage forestier, contribue localement à augmenter l'hétérogénéité et la complexité de la structure et de la composition des peuplements résiduels. Ainsi, la présence d'îlots forestiers ou d'arbres individuels ayant survécu à la perturbation peut servir à la fois de refuges pour des espèces inféodées à des forêts mûres en plus de constituer une réserve de propagules pour assurer, le temps venu, la colonisation des zones plus gravement atteintes par la perturbation.

2.1.2 La dimension des perturbations

Comme pour l'intensité, il existe une forte variabilité de la dimension des perturbations et cette dimension contribue aussi à l'hétérogénéité et la complexité observée dans la structure et la composition des peuplements. En forêt boréale, la dimension des perturbations varie de l'ordre de quelques m², dans le cas de chablis d'arbres individuels, à des milliers de km², lors de très grands feux. Au sein d'un même type de perturbation, la dimension peut aussi varier sensiblement. On reconnaît deux types de dynamique forestière selon la dimension des perturbations soit : la dynamique de trouées et la dynamique de grandes superficies.

Des études récentes montrent que la dynamique de trouées en forêt boréale est un phénomène important qui régit la reconstitution des peuplements forestiers (KNEESHAW et BERGERON 1998, DROBYSHEV 1999, LASSIG et MOCALOV 2000, MCCARTHY 2001). Ces trouées dont la superficie est en deçà de 200 m², sont générées à la suite de la mortalité de quelques tiges (généralement moins de dix tiges). Une étude en cours dans des forêts résineuses de la Côte-Nord montre que dans les vieux peuplements, 90 % des trouées ont une superficie inférieure à 100 m². Des résultats similaires sont observés dans la sapinière de la Gaspésie (Geneviève Brunet, comm. pers.). Les causes associées à la mortalité sont multiples (chablis d'arbres individuels, insectes, champignons, sénescence). Ces petites trouées favorisent essentiellement le développement de la régénération préétablie d'espèces tolérantes à l'ombre comme le sapin baumier. Cette dynamique de développement contribue aussi à l'établissement de structures inéquiennes et de structures de tailles en « J inversé ».

Les perturbations qui entraînent de la mortalité sur de plus grandes superficies (*patch dynamic*) en plus de libérer la régénération préétablie, permettront aux espèces de lumière d'envahir les sites perturbés. Elles occasionnent des changements majeurs dans la disponibilité des ressources, ce qui provoque un bouleversement dans la composition des communautés végétales. Ces perturbations résultent de l'action des feux, des épidémies d'insectes ou de grands chablis et elles touchent des superficies qui peuvent varier de quelques hectares à des milliers de kilomètres carrés. Les trouées de grandes dimensions génèrent plusieurs types de structures. Ainsi on pourra observer des peuplements à structure de dimension régulière et toute une gamme de peuplements multicohortes.

2.1.3 La récurrence des perturbations

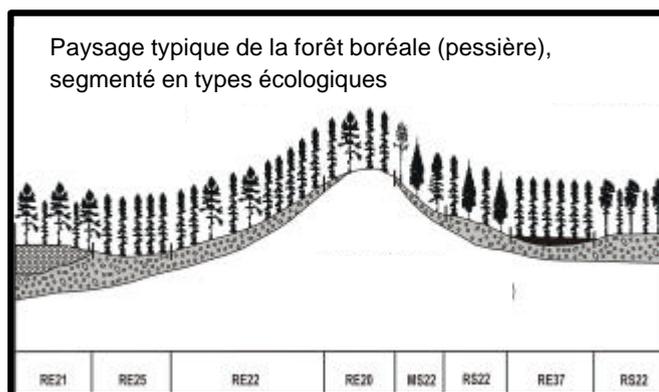
Plus le délai entre deux perturbations majeures est long, et plus il produit des changements dans la composition et la structure des peuplements. La mortalité, l'établissement et la croissance sont les processus qui modifient toute la diversité de composition et de structure observée en forêt. Contrairement à ce que l'on a longtemps pensé, la forêt boréale n'est pas caractérisée par des paysages uniformes de

forêt régulière. La variabilité régionale dans la récurrence des perturbations, sous l'influence du climat, se répercute directement sur la composition et la structure des paysages forestiers. Une étude de BOUCHER *et al.* (soumis) montre que les feux observés plus fréquemment dans la pessière de l'ouest du Québec en comparaison de la pessière de l'est (Côte-Nord), font en sorte que l'on y observe beaucoup plus de peuplements à structure régulière. Les structures en « J inversé » et irrégulières sont beaucoup plus dominantes dans la pessière de l'est. On reconnaît maintenant que la forêt boréale est très hétérogène localement et régionalement et l'on se doit de concevoir des outils qui nous permettront de caractériser cette diversité de structure. Une meilleure connaissance de la gamme de structure et de leur dynamique de développement nous fournira les bases nécessaires pour la conception de scénarios sylvicoles propices à l'objectif d'aménagement forestier durable.

2.1.4 Le type écologique : un ajout à la variabilité des écosystèmes à l'échelle du paysage

Nous avons présenté dans les paragraphes précédents les principaux éléments des régimes de perturbations (intervalle entre les perturbations, dimension, intensité) qui régissent le développement de la structure et de la composition des forêts à l'échelle du paysage. Tel que mentionné dans la première section, les variables du milieu doivent également être prises en compte afin de couvrir l'ensemble de la variabilité de nos écosystèmes. L'hypothèse est que les caractéristiques liées au régime de perturbations, à la dynamique forestière, à la structure des peuplements et à la composition forestière diffèrent selon les conditions du milieu physique (type écologique). En d'autres mots, deux niveaux de variabilité doivent être pris en compte : celui des paysages et celui des caractéristiques du milieu physique (type écologique).

Ainsi, à l'intérieur d'une zone relativement homogène et d'un régime de perturbations défini à l'échelle du paysage (ex. : pessière à mousses de l'ouest), des différences dans la composition forestière et dans la structure sont observées selon les conditions changeantes du milieu physique. Certaines de ces relations



sont connues alors que beaucoup d'autres doivent faire l'objet d'études. Par exemple, les sites bien drainés et dominés par les dépôts grossiers (RE21) ou par le roc (RE20) possèdent une quantité de pin gris supérieure aux autres combinaisons dépôt-drainage. À l'appui de cette relation, nous croyons que le régime de perturbations caractérisant ces deux catégories de dépôts de surface (sable et roc) diffère des

autres dépôts. Le fait que ces deux habitats soient les premiers à s'ouvrir et à se transformer en pessière à lichens lors d'un transect qui nous conduit du sud vers les sections plus nordiques de la forêt boréale soutient cette hypothèse. On s'attend donc à ce que les dépôts de sable et de roc de la forêt boréale soient principalement colonisés par des pinèdes grises et pessières noires de structure régulière.

Les milieux humides (RE37) réagissent de façon opposée au sable et au roc. Le pin gris y est relativement rare, ce qui laisse croire que les feux y sont moins fréquents et d'intensité moindre. Cela devrait normalement avoir pour effet de favoriser une bonne représentativité de structures irrégulières. Les spécialistes des perturbations croient que les feux de forte intensité (feux catastrophiques) couvrent l'ensemble d'un territoire donné alors que les autres feux n'atteignent pas les zones humides ou bien pourvues de végétation forestière de feuillus ou encore de lacs. Cette hypothèse se confirme fréquemment en forêt boréale québécoise où les peuplements sur sols organiques sont plus âgés que ceux sur sols minéraux avoisinants. L'âge moyen des peuplements (ou le cycle de feu) d'un paysage dominé par les tourbières (ex. : région de La Sarre) est également supérieur à celui d'un secteur bien pourvu de sable (ex. : région de Waswanipi). Enfin, les zones de till bien drainées (RE22) occupent une position intermédiaire entre les zones de sable ou de roc et les zones humides.

Le type de relief ainsi que la situation topographique sont deux autres variables qui influencent considérablement la composition de la végétation, la structure de la végétation ainsi que le régime des perturbations. Ainsi, les reliefs de collines et de hautes collines, typiques du domaine de la sapinière, ainsi que les zones abritées des coteaux de la pessière (refuges topographiques) sont généralement bien pourvues de feuillus de lumière, de sapins et d'épinettes (blanche et noire) (MS22). Les feux sont généralement de faible superficie à l'intérieur de tels environnements. Les forêts ne sont plus soumises à une dynamique de feu, mais plutôt à une dynamique associée à la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). La majorité des peuplements actuellement liés à la dynamique de la TBE ont jadis été détruits par le feu, mais le dernier événement peut remonter à plusieurs centaines d'années.

On note donc que les différences entre les caractéristiques du milieu physique (dépôt, drainage, situation topographique, type de relief) influencent considérablement la composition forestière, la structure et le régime des perturbations. Ces divers éléments doivent être pris en compte lors de la planification des aménagements forestiers. Afin d'atteindre cet objectif, le MRN a conçu un système de classification hiérarchique du territoire. La pierre angulaire de ce système demeure le « type écologique », c'est-à-dire une portion de territoire relativement homogène en regard du dépôt, du drainage et de la dynamique forestière. Une annexe jointe à cet avis présente les principaux types écologiques de la forêt boréale québécoise relativement à leur dynamique, à leur composition forestière et à leur structure ainsi que leur potentiel en regard de la CPPTM (voir Annexe 3).

La compréhension de la dynamique naturelle de la forêt boréale nous permet de conclure que cette forêt renferme une diversité de peuplements beaucoup plus grande que l'on a généralement cru jusqu'ici. Cette diversité s'exprime par la présence de peuplements de structure et de composition variées. En conséquence, le sylviculteur doit se doter d'outils les plus aptes à reproduire toute cette diversité à l'intérieur des paysages aménagés.

2.2 Impacts environnementaux de la CPPTM

2.2.1 Biodiversité

Nous tenterons de cerner les avantages probables, les appréhensions ainsi que les besoins de connaissances à propos de l'usage de la CPPTM dans une perspective de maintien de la biodiversité.

- *Perpétuation de certains types de structure de peuplement*

Compte tenu de ce qui a été dit précédemment à propos de l'importance de maintenir, dans le paysage, des peuplements de diverses structures, un des avantages importants de la CPPTM vis-à-vis de la CPRS réside dans le fait que ce traitement permet probablement de perpétuer, pour au moins la prochaine révolution, certains types particuliers de structures irrégulières.

Quel est le rôle exact de cette diversité structurale dans le maintien de la biodiversité en forêt boréale? Que risquons-nous de perdre par la raréfaction des peuplements à structure irrégulière ou inéquienne? Nous l'ignorons encore de manière précise mais nos connaissances générales en écologie nous enseignent que la structure interne des peuplements joue un rôle important dans le maintien de la biodiversité (HUNTER 1990, HUOT 1996, FRANKLIN *et al.* 1997 et BROKAW et LENT 1999). La structure interne d'un peuplement correspond à la configuration spatiale de la végétation qui résulte de la différence de hauteur et de forme des arbres et des autres plantes qui composent le peuplement. Essentiellement, la structure interne influence directement les organismes en fournissant des sites de nidification, des perchoirs et des lieux d'alimentation pour des espèces animales. Elle permet aussi le développement de certaines plantes épiphytes. La structure interne touche aussi indirectement les organismes en contrôlant le microclimat interne auquel les plantes et les animaux sont adaptés et en modifiant la distribution des proies pour les espèces carnivores ou insectivores. Il est clair que la diversité de structure génère une diversité de niches écologiques dans les peuplements. Nous croyons tout de même que des études devront être entreprises afin de mieux comprendre les rôles écologiques des attributs structuraux dans le contexte de la forêt boréale québécoise. C'est à partir d'une telle

compréhension qu'il nous sera possible de bonifier les prescriptions sylvicoles et de les rendre plus aptes à maintenir les attributs clés de la biodiversité.

Certaines appréhensions sont cependant soulevées quant à savoir si la CPPTM permet de maintenir, tout au long de la vie du prochain peuplement, le type de structure laissée en place après la coupe. À ce stade-ci, il est encore difficile d'apporter une réponse précise à cette question. Nous estimons cependant qu'il est probable que la CPPTM puisse jouer un tel rôle à condition que les prescriptions visent la rétention d'arbres viables, aptes à assurer la pérennité de la structure souhaitée. Cet aspect devra faire l'objet de suivis et d'expérimentations au cours des prochaines années car nous manquons de connaissances actuellement pour répondre avec certitude à cette question. Les critères de prescription énoncés à la section concernant la production forestière constitueront l'hypothèse de départ qu'il nous faudra vérifier en y adaptant une approche appropriée de gestion. Le maintien des peuplements à structure irrégulière dans les paysages boréaux est un enjeu suffisamment important pour justifier que des efforts significatifs y soient consacrés rapidement et que les traitements proposés soient bonifiés jusqu'à ce que les objectifs soient atteints.

D'autre part, il faut bien comprendre que la CPPTM constitue, en quelque sorte, une coupe à diamètre limite qui permet probablement de maintenir un (ou des) type(s) spécifique(s) de structure (s) de peuplement. On ne peut certainement pas prétendre maintenir toute la diversité des types de structures présents dans nos forêts par la pratique de la CPPTM et de la CPRS uniquement. Pour ce faire, il nous faudra concevoir et mettre en œuvre d'autres traitements de la famille des coupes partielles.

Pour satisfaire ce dernier objectif, il faudra mettre au point une typologie simple des structures de peuplements qui complètera l'information écologique déjà disponible. Cette typologie permettra de mieux intégrer les attributs de biodiversité dans la conception même de la CPPTM ou des autres coupes partielles.

- *Rétention de legs biologiques après la coupe*

La rétention d'une grande quantité de végétation au moment de la coupe constitue bien sûr la différence la plus évidente entre la CPPTM et la CPRS. Les arbres, les arbustes et les plantes de sous-bois laissés sur place ainsi qu'une certaine quantité de bois mort constituent en quelque sorte des « legs biologiques » c'est-à-dire des éléments résiduels qui sont susceptibles d'offrir un refuge à plusieurs espèces qui autrement disparaîtraient du parterre de coupe. Ces éléments résiduels agissent comme autant de bouées de sauvetage en permettant à ces espèces de réenvahir le site rapidement

(ce qui est particulièrement important pour les espèces peu mobiles, ex. : certains insectes, lichens, champignons, etc.). Ce processus (refuge et inoculation) se fait de trois façons (FRANKLIN *et al.* 1997) :

- 1) Satisfaire les besoins d'habitats de différentes espèces en conservant les éléments structuraux;

La CPPTM permet de maintenir, de manière à peu près intacte, la présence de la litière, de plantes herbacées, d'arbustes et de gaules sur une partie significative du parterre de coupe (environ 50 %).

- 2) Améliorer les conditions microclimatiques par rapport à celles ayant cours dans un parterre de CPRS;

La rétention de végétation permet de réduire les extrêmes microclimatiques susceptibles de causer un stress trop grand pour certains organismes. Le degré de rétention qui détermine le pourcentage de recouvrement est le facteur clé de l'évaluation de cet impact.

- 3) Fournir des substances énergétiques pour le maintien d'organismes non-autotrophiques.

Les arbres vivants maintenus en place sont une source d'énergie pour bon nombre d'organismes. Ceci est particulièrement important pour les organismes présents dans le sol comme les champignons mycorhiziens (voir section 2.2.2).

Encore une fois, des études devront être entreprises afin d'identifier les attributs clés utiles à la bonification de la prescription du traitement.

Certaines mises en garde doivent cependant être énoncées ici. Premièrement, il faut éviter de se servir de la CPPTM pour chercher à maintenir les mêmes éléments résiduels partout à la fois. S'il est souhaitable de maintenir plus d'éléments résiduels dans les paysages aménagés, il est parfois tout aussi souhaitable de ramener un peuplement à un stade initial de la chronoséquence par la pratique d'une coupe plus intense. Deuxièmement, si la rétention d'éléments résiduels permet de satisfaire les besoins de certaines espèces, il faut éviter de reconnaître le peuplement issu d'une CPPTM comme s'il s'agissait d'un peuplement équivalent à celui d'une forêt intacte. Le fait de prélever de 70 à 90 % du volume marchand en extrayant de préférence tous les gros arbres constitue quand même une perturbation majeure qui crée des conditions défavorables pour de nombreuses espèces aussi. Toutes les espèces associées à la présence de gros arbres comme certains mammifères et certaines espèces d'oiseaux (Marcel Darveau, comm. pers.) sont donc susceptibles d'être perturbées négativement par le traitement.

La question de la rétention d'une certaine quantité de bois mort mérite une attention particulière car il s'agit là d'un attribut clé dont l'importance a déjà été largement documentée. Parce que le prélèvement de la matière ligneuse constitue la différence majeure entre la sylviculture et la dynamique naturelle des forêts, il est facile de concevoir que cette grande différence puisse susciter des inquiétudes pour toutes les espèces associées à cet attribut (champignons polypores, insectes et certains oiseaux). L'exemple scandinave est éloquent à ce chapitre; la grande majorité des 2 500 espèces qui sont menacées par les activités forestières sont justement celles qui dépendent du bois mort pour survivre (ANGELSTAM et PETERSSON 1997). Bien entendu, l'état de nos peuplements forestiers aménagés est encore loin de celui des peuplements que l'on retrouve souvent en Scandinavie, mais les appréhensions sont suffisamment graves pour que nous adoptions une attitude préventive afin d'éviter que cette situation s'installe progressivement ici aussi. Notre sylviculture doit donc prévoir des prescriptions pour le maintien d'une certaine quantité de bois mort (chicots et débris au sol) dans nos paysages aménagés. Selon nous, la CPPTM offre une occasion intéressante pour satisfaire en partie cet enjeu de biodiversité parce que ce traitement provoque toujours une certaine mortalité (de 10 à 30 % des arbres résiduels) et parce qu'il est souvent réalisé au moyen de systèmes de récolte en bois court où les branches sont laissées sur le parterre de coupe. Cependant, le traitement ne peut satisfaire entièrement cet enjeu car le bois mort généré sera de petite ou de moyenne taille. Le bois mort de forte dimension demeurera absent. De plus, nous savons qu'il est important de disposer dans le paysage de chicots parvenus à différents stades de décomposition (MCCOMB et LINDENMAYER 1999). Comme la CPPTM nous fournit une quantité importante de chicots seulement au moment de la récolte, elle ne peut satisfaire complètement cet enjeu.

Finalement, à cause de la présence de la végétation résiduelle et parce qu'une jeune repousse s'installera rapidement dans les sentiers de débardage, la CPPTM offrira probablement des conditions d'obstruction visuelle et de disponibilité de brout favorable à plusieurs espèces de vertébrés (POTVIN et COURTOIS 1998). On sait que la coupe de forte intensité crée des conditions défavorables pour plusieurs espèces pendant les quelques années subséquentes à l'intervention. Après un certain temps, la reprise de la végétation fournit de meilleures conditions dont le délai est fonction de la croissance de la régénération. On peut donc considérer la CPPTM comme un outil qui permet de mitiger l'impact immédiat de la coupe sur certaines espèces.

À partir de ce qui vient d'être énoncé dans cette section, nous pouvons conclure que la CPPTM offre des avantages importants du point de vue du maintien de certains « legs biologiques » mais que, telle que pratiquée actuellement, elle ne peut satisfaire entièrement à ses enjeux. Pour remédier à cette situation, nous devons bonifier le traitement en ajoutant certaines considérations supplémentaires à propos des gros arbres ou du bois mort. Nous pourrions aussi aborder la question à l'échelle du paysage

car il n'est pas toujours nécessaire de maintenir ces attributs partout, dans tous les peuplements traités en CPPTM. La rétention d'îlots ou la rétention d'attributs dans une certaine proportion des peuplements peut aussi satisfaire adéquatement les enjeux liés au maintien de « legs biologiques ».

- *Maintien de la connexité dans le paysage*

La question du maintien de la connexité dans les paysages aménagés revêt une importance de plus en plus grande en foresterie depuis que l'on comprend mieux le rôle de la dispersion et de la migration comme un des facteurs clés de la survie des espèces (FAHRIG 2001). Traditionnellement, en Amérique du Nord, cette question a été surtout abordée par une approche qui préconise le maintien de corridors répondant à des besoins d'habitat bien spécifiques. Notre biais pour les mammifères nous a amenés à négliger d'autres espèces, particulièrement celles à faible mobilité (ce qui n'est pas le cas des mammifères). En fait, la majorité des organismes dépendent beaucoup plus de l'état de la matrice forestière (FRANKLIN 1993) plutôt que de la présence de corridors. On peut comparer les paysages aménagés à des océans que certaines espèces ont de la difficulté à franchir. Nos stratégies d'aménagement à l'échelle du paysage doivent rendre la mer moins profonde et fournir des points d'appui pour faciliter les déplacements. La CPPTM doit être perçue comme un outil sylvicole permettant de satisfaire un peu mieux à cet enjeu, du moins pour certains organismes.

- *Fermeture rapide du couvert*

Un des enjeux majeurs en matière de biodiversité concerne la répartition spatiale des interventions forestières (particulièrement les CPRS) et le maintien de forêts résiduelles dans le paysage. Dans les territoires de la forêt boréale soumis à l'aménagement forestier, la rareté croissante des peuplements de forêt fermée devient préoccupante. Nos stratégies de répartition spatiale devront promouvoir cet enjeu et la CPPTM apparaît un outil intéressant dans ce contexte. En effet, si l'on ne peut reconnaître un peuplement traité par la CPPTM comme une forêt fermée, il est permis de croire que celui-ci recouvrera ces conditions dans un délai plus court que celui de la CPRS. En ce sens, la CPPTM peut être utilisée pour générer des forêts fermées à moyen terme. Il faudra approfondir cette question pour mieux définir le concept de forêt fermée afin d'éventuellement moduler le traitement pour qu'il puisse satisfaire plus rapidement à ces critères.

- *Modification de la composition végétale*

Selon la dynamique végétale propre à chacun des types écologiques où est pratiquée la CPPTM, les effets sur la composition seront variables. Dans certains cas, le traitement pourrait occasionner un

ensapinage, en favorisant uniquement la cohorte de sapins en sous-étage au détriment des épinettes. Cette situation pourrait devenir préoccupante si elle se généralisait dans certains paysages puisque les peuplements deviendraient ainsi plus vulnérables à une épidémie de tordeuse et moins résilients à un incendie forestier. D'autre part, dans certains cas la CPPTM pourrait, au contraire, s'avérer un outil efficace pour contrer le phénomène de l'enfeuillement en préservant une cohorte d'arbres aptes à dominer la compétition des feuillus subséquente à la coupe. Pour plus de détails sur cette question de la composition, le lecteur consultera l'Annexe 3 à propos des types écologiques.

- *Altération de la diversité génétique*

À première vue, le fait de pratiquer une coupe à diamètre limite pourrait susciter la crainte de voir le peuplement perdre ses meilleurs arbres géniteurs et ainsi provoquer un appauvrissement progressif du pool génétique des peuplements traités par la CPPTM. Si cette appréhension est justifiée dans plusieurs types de forêts, il semble qu'en forêt boréale, les risques soient négligeables. En effet, les espèces arborescentes qu'on y trouve sont de type anémophile c'est-à-dire que le pollen se déplace sur de grandes distances et permet des échanges géniques très importants. La diversité génétique intrapopulation est très élevée en forêt boréale (plus de 90 %, selon les caractères étudiés). De plus, comme la majorité des arbres résiduels proviennent de marcottes, il y a de fortes chances que les arbres coupés soient issus du même arbre-mère que les tiges conservées. Il n'y aurait donc pas d'appauvrissement génétique (Gaëtan Daoust, comm. pers.).

2.2.2 Effets probables sur la fertilité des sols

Nous tenterons de cerner les avantages probables et les appréhensions de la CPPTM dans une perspective de maintien de la productivité à long terme des écosystèmes forestiers. Afin d'en savoir plus sur les mécanismes impliqués et les ouvrages de références, le lecteur est invité à lire la section sur les sols forestiers (Annexe 4).

- *Modification des propriétés physiques du sol*

La construction de chemins forestiers, le passage de la machinerie et les aires d'empilement engendrent des changements abrupts des propriétés physiques du sol notamment sur la structure, la porosité, la densité, la rétention d'eau, l'infiltrabilité et la conductivité hydraulique.

La CPPTM semble présenter quelques avantages dans la conservation des propriétés physiques des sols. Le maintien d'un couvert partiel tel que prescrit par ce traitement permettrait d'atténuer l'érodabilité

du site en protégeant partiellement son sol contre les effets conjugués des vents violents et des événements pluvieux de forte intensité. De plus, le type de machinerie généralement utilisée (porteur plutôt que débardeur) permettrait de minimiser les effets de la récolte sur l'érodabilité du sol. Bien que l'érosion ne soit pas un facteur de grande importance pour la perte de productivité des sols, ce phénomène a des conséquences néfastes sur la qualité des habitats de la faune aquatique.

Malgré ces avantages, des inquiétudes subsistent quant aux effets de la CPPTM sur les propriétés physiques des sols. L'érosion de surface se produit principalement là où le sol est mis à nu par les opérations de construction de chemin. La CPPTM nécessite l'installation accélérée d'un réseau routier afin de couvrir le territoire sur une plus courte période que les systèmes traditionnels. À court terme, ceci peut accentuer la quantité de matériaux érodés à l'échelle du bassin versant.

D'autre part, la compaction du sol dans les sentiers utilisés par la machinerie altère directement la productivité d'un site. Lors d'une CPPTM, une proportion importante de la superficie (15 à 37 %, voir Annexe 1) est perturbée par le passage de la machinerie. L'augmentation de la fréquence de coupe risque d'engendrer des effets supérieurs pour la CPPTM comparativement aux systèmes traditionnels.

- *Modification des propriétés chimiques du sol*

La récolte forestière altère le cycle des éléments des écosystèmes forestiers d'une part en prélevant une quantité importante d'éléments nutritifs et de matière organique et d'autre part, en modifiant le microclimat du site.

Dans ce contexte, la CPPTM présente un avantage comparativement aux systèmes traditionnels. En effet, la rétention d'un couvert partiel tel que prescrit par la CPPTM permet de modérer les impacts sur le microclimat en minimisant ainsi son influence sur le taux de décomposition de la matière organique et la mise en disponibilité de l'azote.

Malgré cet avantage, la CPPTM ne présente pas de bénéfices comparativement à la CPRS en ce qui a trait au prélèvement des éléments nutritifs. Bien que le prélèvement des éléments nutritifs soit moins important lors de coupes partielles que lors d'une coupe totale, l'augmentation de la fréquence de récolte risque d'engendrer un prélèvement supérieur au terme d'une révolution. Cependant, la récolte avec ébranchage sur le parterre de coupe permettrait de réduire considérablement ce prélèvement.

- *Modification des propriétés biologiques du sol*

La diversité des communautés biologiques (bactéries, virus, champignons, faune du sol) accélère le cycle des éléments nutritifs en contribuant ainsi au maintien de la santé de la forêt. Une communauté biologique complexe accélère la décomposition de la matière organique et augmente la croissance des végétaux. La récolte forestière engendre des conditions qui nuisent à ces communautés notamment, une modification de la végétation, une variation de la quantité et de la qualité de la litière, l'altération des exsudats foliaires et un changement du microclimat.

Dans ce contexte, la CPPTM présente certains avantages. Tel que mentionné précédemment, la rétention d'un couvert partiel permet de modérer les impacts sur le microclimat en minimisant ainsi son influence sur les communautés biologiques du sol. D'autre part, il a été mentionné dans la section sur la rétention des « legs biologiques » que la rétention d'arbres constituait des refuges pour certaines espèces. De la même façon, la présence d'arbres vivants laissés sur le parterre de coupe augmente l'hétérogénéité spatiale des processus biologiques dans le sol. Ainsi, la mosaïque des communautés microbiennes supportées par les arbres résiduels réagit différemment aux changements microclimatiques par rapport aux coupes totales. Finalement, le maintien d'un couvert partiel favorisera la colonisation des sentiers de débardage.

- *Le problème du Kalmia*

Kalmia angustifolia L. est une éricacée semi-tolérante à l'ombre qui compose les pessières de la forêt boréale de l'est du Canada. Cette éricacée occupe rapidement le terrain à la suite de l'élimination du couvert forestier et retarde ainsi l'établissement de la régénération. À moyen terme, l'établissement du *Kalmia* peut être responsable de changements irréversibles de la chimie du sol. De plus, son contenu en matière allélopathiques influence les communautés de champignons mycorhiziens et conséquemment, la croissance des arbres. L'influence du *Kalmia* sur la chimie et la biologie du sol en fait un problème particulier (JOBIDON 1995).

En limitant la quantité de lumière qui atteint le sol, la CPPTM permettrait de réduire la propagation du *Kalmia* subséquente aux opérations de récolte. D'autre part, le système racinaire de la régénération étant préétablie, l'impact du *Kalmia* sur cette dernière devrait être minimisé. Cependant, étant donné le manque de connaissance à ce sujet, ces dernières hypothèses mériteraient d'être vérifiées.

- *Le processus de paludification*

La paludification est le processus de formation et d'expansion d'une tourbière ombrotrophe acide et pauvre en éléments nutritifs, dominée par les sphaignes et les éricacées. Ce processus survient lorsque l'apport d'eau surpasse les pertes par évapotranspiration et drainage. Une augmentation du processus de paludification peut survenir localement lorsqu'il y a modification des conditions de drainage. Sur certains types de sol, la récolte forestière contribue à diminuer l'évapotranspiration et à modifier les conditions microclimatiques du site, causant ainsi une remontée de la nappe phréatique. Il s'ensuit une suffocation des végétaux préétablis, une acidification du sol, une diminution de l'activité microbienne et conséquemment, une accumulation de la matière organique (JOHNSTON 1990). L'accumulation de matière organique contribue à retenir une plus grande quantité d'eau ce qui accélère le processus d'expansion. Ce processus a une influence sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol. La paludification est un problème particulièrement important pour la région de la plaine argileuse abitibienne.

Le processus de paludification peut être considérablement ralenti par le passage du feu qui diminue la quantité de matière organique au sol. À l'échelle opérationnelle, notamment au stade initial de développement du processus, il est aussi possible de contrer le phénomène par la scarification. En protégeant le sol entre les sentiers ainsi qu'en préservant une partie du couvert forestier, la CPPTM ne permet pas d'intervenir à l'échelle opérationnelle pour contrer le processus de paludification. Toutefois, comparativement à la CPRS, le maintien d'un couvert partiel tel que prescrit par la CPPTM permettrait d'atténuer l'impact de la récolte forestière sur le régime hydrique. Cependant, étant donné le manque de connaissance à ce sujet, ces dernières hypothèses mériteraient d'être vérifiées.

2.2.3 Effets sur le cycle du carbone

La quantité de carbone (C), sous forme de matière organique, dans un sol forestier est le résultat de l'équilibre entre l'apport de matière organique au sol, par la litière et le système racinaire, et la décomposition de la matière organique (LISKI et WESTMAN 1997a). À la suite d'une coupe forestière, l'apport annuel de matière organique diminue drastiquement, tandis que le taux de décomposition augmente avec l'accroissement de la température du sol (LISKI 1999). Il en résulte, à moyen et à long terme, une perte de C organique du sol (PENNOCK et VAN KESSEL 1997), principalement dans la couverture morte (52 %, St-LAURENT *et al.* 2000). Cette perte de C organique, sous forme de CO₂, peut non seulement diminuer la fertilité du sol, mais aussi contribuer au réchauffement climatique en augmentant la concentration de CO₂ de l'atmosphère (POST *et al.* 1982).

Le maintien d'un couvert partiel lors de la coupe peut diminuer les pertes de C organique dans la couverture morte, en réduisant le taux de décomposition, par une moins grande augmentation de la température du sol, et en maintenant un apport annuel de matière organique, par la litière et les racines de la végétation résiduelle. Par conséquent, le maintien d'un couvert partiel peut raccourcir la période de recouvrement du réservoir de C organique du sol.

2.2.4 Effets sur les cycles hydrologiques

Les arbres contribuent considérablement à l'évapotranspiration de l'eau tombée sous forme de précipitations, réduisant ainsi la quantité de cette dernière dans le sol. De plus, ils réduisent l'accumulation de la neige au sol et le taux de fonte de cette dernière en interceptant les rayons du soleil. En conséquence, lorsque l'élimination du couvert arborescent par la CPRS dépasse 50 % de la superficie d'un bassin versant, la probabilité d'une augmentation des débits de pointe et de l'altération significative de la morphologie et de l'habitat aquatique du cours d'eau drainant ce bassin devient importante. Il est donc recommandé de ne pas récolter plus de 50 % de la superficie d'un bassin avec ce type de coupe. L'effet de la CPRS sur les débits de pointe s'atténue cependant avec la croissance de la régénération.

Pour sa part, la CPPTM laisse après la récolte une régénération dont la hauteur et la densité sont plus élevées que celles que l'on retrouve après la CPRS, ce qui réduit l'effet de la récolte sur le régime hydrique par rapport à ce dernier type de coupe. En supposant, par exemple, que le couvert des petites tiges marchandes laissées sur place est de 25 %, l'effet de la récolte pourrait être réduit de moitié. Des recherches sont en cours à ce sujet. L'atténuation de l'effet par rapport à la CPRS pourrait, ainsi, permettre une récolte sur plus de 50 % de la superficie du bassin ou une récolte subséquente sur une plus grande proportion de la superficie du bassin, sans impact important sur le cours d'eau.

2.2.5 Effets sur la qualité visuelle des paysages

Parce que la CPPTM laisse sur pied une bonne quantité de petits arbres, il est évident que ce traitement offre un bon potentiel pour diminuer les impacts de la coupe sur la qualité visuelle des paysages. À une certaine distance ou pour un œil moins averti, la CPPTM peut même donner l'impression d'un peuplement non coupé. De toute façon, le fait que les contrastes soient atténués à cause de la végétation résiduelle, favorise une meilleure intégration de ces coupes dans le paysage et raccourcit la durée de l'impact (particulièrement, l'impact hivernal ou l'effet de la neige accentue davantage les contrastes).

Pour pouvoir profiter des avantages de la CPPTM en matière de paysages, cela exige une attention particulière. En fait, tout dépend de la disposition des sentiers et de la forme des contours de ces coupes. Les sentiers doivent être le plus étroits possible. Leurs parcours doivent être planifiés de manière à éviter d'offrir une perspective de corridors depuis le chemin. Si les sentiers arrivent en droite ligne à la jetée, on aura l'impression d'être devant une coupe par bandes. Il faut donc prévoir une arrivée à la jetée qui soit en diagonale ou en forme de « S » pour améliorer l'intégration des coupes au paysage. Parce que la CPPTM crée quand même un contraste par rapport aux peuplements adjacents, il faut que ses contours épousent des formes naturelles pour qu'elles s'harmonisent mieux. Finalement, dans le cas des opérations en pente moyenne ou forte, il faudra certainement prendre en compte l'angle de vue avant de prescrire une CPPTM pour des motifs paysagers.

Conclusion

- 1) La CPPTM est un outil essentiel pour intégrer les objectifs de biodiversité dans les prochaines stratégies d'aménagement. Parce que l'objectif du maintien de la biodiversité nous commande de diversifier la sylviculture, la CPPTM apparaît comme l'un des traitements qui nous permet de conserver certains types de peuplements à structure irrégulière.
- 2) La CPPTM ne peut pas et ne doit pas être appliquée aveuglément, dans n'importe quel peuplement ou à grande échelle indûment. Il faut faire appel à notre compréhension de la dynamique naturelle des écosystèmes pour cibler les peuplements qui s'y prêtent et pour fixer les objectifs quantitatifs à atteindre à l'échelle du paysage.
- 3) Dans l'élaboration des prescriptions de CPPTM, il faut aussi tenir compte de l'information relative aux types écologiques car ces paramètres sont importants pour comprendre la dynamique propre à chaque peuplement.
- 4) La CPPTM telle que prescrite jusqu'ici ne doit pas être le seul traitement de coupe partielle visant le maintien de peuplement à structure irrégulière ou inéquienne en forêt boréale. Certains types de structure commandent des prescriptions différentes de la CPPTM pour être conservés.
- 5) La CPPTM présente des avantages indéniables du point de vue du maintien de la biodiversité. Elle permet probablement la perpétuation de certains types de structure interne de peuplement. Elle assure la rétention de « legs biologiques » susceptibles de jouer des rôles importants dans le maintien de plusieurs espèces. Elle maintient une certaine connexité dans les paysages, permet une fermeture plus rapide du couvert et offre un outil supplémentaire au forestier pour gérer certains problèmes de composition végétale comme l'enfeuilletement. Si le traitement comporte des avantages évidents, il faut se garder de le présenter comme une panacée. Jusqu'ici la CPPTM n'a pas beaucoup été pensée en regard de la biodiversité, il faudra préciser les

prescriptions de manière à ce que ce traitement puisse encore mieux satisfaire les enjeux de la biodiversité.

- 6) Bien que le traitement présente certains avantages du point de vue du maintien de la productivité, en général, il n'y a pas beaucoup de différences entre celui-ci et la CPRS. Il est cependant possible que dans le cas du problème de l'envahissement par le *Kalmia*, la CPPTM soit un outil sylvicole intéressant. Cette hypothèse mériterait d'être étudiée attentivement dans les prochaines années. En ce qui a trait aux cycles hydrologiques, le traitement offre certainement un outil valable pour minimiser l'impact des coupes à l'échelle des bassins versants. Finalement, à condition de porter une attention particulière aux sentiers de débardage, le traitement s'avère un outil valable pour mitiger l'impact des coupes sur la qualité visuelle des paysages.
- 7) Bien qu'il faille promouvoir le traitement à grande échelle lors de la réalisation des prochains PGAF, nous avons soulevé plusieurs appréhensions ou questionnements qui mériteront de faire l'objet de recherche additionnelle au cours des prochaines années.
- 8) Finalement, il sera nécessaire de concevoir de nouveaux outils de gestion pour assurer la mise en œuvre du traitement. Nous pensons surtout à des typologies simples des peuplements forestiers qui tiennent compte de la variété des structures internes et qui s'arriment avec celle des types forestiers actuellement en élaboration. Nous devons aussi disposer d'outils permettant de localiser les peuplements qui se prêtent au traitement.

Références

- ANGELSTAM, P. et B. PETTERSSON, 1997. *Boreal ecosystems and landscapes – structure, functions and conservation of biodiversity : principles of present wedish forest biodiversity management*. Ecological Bulletins 46 : 191-203.
- ARCHIBALD, D.J. et R.W. ARNUP, 1993. *The management of black spruce advance growth in Northeastern Ontario*. Northeast Sci. and Technol., Ont. Min. Nat. Res. Tech. Rep. 008.
- BÉGIN, J., L. BÉLANGER, V. LAFLÈCHE et M. RIOPEL, 2000. *Contrat 0901 1280 : Analyse de la croissance des forêts mélangées boréales à l'aide des aires d'observation permanentes du CFL*. Rapport année 2000 présenté au Ministère des Ressources naturelles.
- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT ET D. LESSIEUR, 2001. *Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry*. Can. J. For. Res. 31 : 384-391.
- BERGERON, Y., A. LEDUC, H. MORIN et C. JOYAL, 1995. *Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Québec*. Can. J. For. Res. 25(8) : 1375-1384.
- BOUCHER, D., L. DE GRANDPRÉ ET S. GAUTHIER, 2002. *Développement d'un outil de classification de la structure des peuplements et comparaison de deux territoires de la pessière à mousses du Québec*. Forestry. Chronicle (sous presse).
- BROKAW N. et R. LENT, 1999. *Vertical structure*. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Malcolm L. Hunter. Cambridge University Press. p. 373-399.

- CAPPUCCINO, N., M.J. HOULE et J. STEIN, 1999. *The influence of understory nectar resources on parasitism of the spruce budworm Choristoneura fumiferana in the field*. Agric. for Entomol. 1(1) : 33-36.
- CAPPUCCINO, N., D. LAVERTU, Y. BERGERON et J. REGNIÈRE, 1998. *Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy landscape*. Oecologia 114(2) : 236-242.
- DOUCET, R., J. BOILY et J.-C. RUEL, 1995. *Caractéristiques de la régénération d'épinette noire apte à survivre aux opérations de récolte*. Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière n° 67.
- DROBYSHEV, I.V., 1999. *Regeneration of Norway spruce in canopy gaps in Sphagnum-Myrtillus old-growth forests*. For. Ecol. Manage. 115(1) :71-83.
- 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 Quebec*. Can. J. For. Res. 21(12) :1752-1759.
- FAHRIG, L., 2001. *How much habitat is enough?* Biological Conservation 100 : 65-74.
- FRANKLIN, J.F., 1993. *Preserving biodiversity : species, ecosystems or landscapes?* Ecological applications. p. 202-205
- FRANKLIN, J.F., D.R. BERG, D.A. THORNBURGH et J.C. TAPPEINER, 1997. *Alternative silvicultural approaches to timber harvesting : variable retention harvesting system*. In *Creating a forestry for the 21 St Century*. Kohm, K.A. et J.F. Franklin. Island Press, Washington, D.C. p. 111-139.
- HUNTER, M.L., 1990. *Wildlife, forests and forestry : Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. 370 p.
- HUOT, J., 1996. *Conservation de la biodiversité à l'échelle du peuplement et sylviculture dans le contexte québécois*. Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental. 56 p.

- JOBIDON, R., 1995. *Autécologie de quelques espèces forestières 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.
- JOHNSTON, W.F., 1990. *Thuja occidentalis L. northern white-cedar.* In : Burns, Russell M.; Honkala, Barbara H., technical coordinators. *Silvics of North America. Volume 1. Conifers. Agric. Handb. 654.* Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service : 580-589.
- KNEESHAW, D.D. et Y. BERGERON, 1998. *Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest.* Ecology 79(3) : 783-794.
- LASSIG, R. et S.A. MOCALOV, 2000. *Frequency and characteristics of severe storms in the Urals and their influence on the development, structure and management of the boreal forests.* For. Ecol. Manage. 135 : 179-194.
- LISKI, J., 1999. *CO₂ emissions from soil in response to climatic warming are overestimated – The decomposition of old soil organic matter is tolerant of temperature.* Ambio 28(2) : 171-174.
- LISKI, J. et C.J. WESTMAN, 1997. *Carbon storage in forest soil of Finland. 1. Effect of thermoclimate.* Biogeochemistry 36 : 239-260.
- LUSSIER, J.M., H. MORIN et R. GAGNON, 1992. *Étude de la croissance de l'épinette noire dans la zone boréale : comparaison de marcottes d'épinettes noires après coupe et de semis établis après feu.* Can. J. For. Res. 22 : 1524-1535.
- LUSSIER, J.M., H. MORIN et R. GAGNON, 2002. *Évolution de la structure diamétrale de pessières noires issues de coupe et de feu.* Can. J. For. Res. 32 : 539-547.
- MACLEAN, D.A. et W.E. MACKINNON, 1997. *Effects of stand and site characteristics on susceptibility and vulnerability of balsam fir and spruce to spruce budworm in New Brunswick.* Can. J. For. Res. 27(11) : 1859-1871.
- MCCARTHY, J., 2001. *Gap dynamics of forest trees : A review with particular attention to boreal forests.* Environ. rev. (9) : 1-59.

- MCCOMB, W. et D. LINDENMAYER, 1999. *Dying, dead, and down trees*. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Malcolm L. Hunter. Cambridge University Press. p. 335-372.
- MORIN, D., 2001. *Évolution de la production des peuplements forestiers en relation avec le stocking de régénération*. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.
- PAQUIN, R. et R. DOUCET, 1992a. *Croissance en hauteur à long terme de la régénération préétablie dans des pessières noires boréales régénérées par marcottage, au Québec*. Can. J. For. Res. 22 : 613-621.
- PAQUIN, R. et R. DOUCET, 1992b. *Productivité de pessières noires boréales régénérées par marcottage à la suite de vieilles coupes totales au Québec*. Can. J. For. Res. 22 : 601-612.
- PENNOCK, D.J. et C. VAN KESSEL, 1997. *Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada*. Geoderma 75 : 13-32.
- PICKETT, S.T.A. et P.S. WHITE, 1985. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Orlando, Fla. Academic Press. 472 p.
- POST, W.M., W.R. EMANUEL, P.J. ZINKE et G. STANGENBERGER, 1982. *Soil carbon pools and world life zones*. Nature 298 : 156-159.
- POTHIER, D., R. DOUCET et J. BOILY, 1995. *The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands*. Can. J. For. Res. 25 : 536-544.
- POTVIN, F. et R. COURTOIS, 1998. *Effets à court terme de l'exploitation forestière sur la faune terrestre : Synthèse d'une étude de cinq ans en Abitibi-Témiscamingue et implications pour l'aménagement forestier*. Ministère de l'environnement et de la faune, Direction de la faune et des habitats. Québec. 91 p.
- RIOPEL, M., 1999. *Potentiel de croissance de la haute régénération préétablie de sapin baumier : une analyse dendrométrique au niveau de la tige et du peuplement*. M.Sc., Univ. Laval, Sainte-Foy.
- RUEL, J.-C., 1995. *Understanding windthrow : silvicultural implications*. For. Chron. 71 : 443-445.

- RUEL, J.-C. et R. BENOIT, 1999. *Analyse du chablis du 7 novembre 1994 dans les régions de Charlevoix et de la Gaspésie, Québec, Canada*. For. Chron. 75(2) : 293-301.
- RUEL, J.-C. et R. DOUCET, 1998. *Élaboration de classes de qualité pour les inventaires de régénération*. Min. Ress. nat. du Qué. Note rech. for. n° 91. 8 p.
- RUEL, J.-C., R. DOUCET et J. BOILY, 1995. *Mortality of balsam fir and black spruce advance growth, three years after clearcutting*. Can. J. For. Res. 25 : 1528-1537.
- RUEL, J.-C., D. PIN, L. SPACEK, K. COOPER et R. BENOIT, 1997. *The estimation of wind exposure for windthrow hazard rating : comparison between Strongblow, MC2, Topex and a wind tunnel study*. Forestry 70 : 253-265.
- RUEL, J.-C., D. PIN et K. COOPER, 1998. *Effect of topography on wind behaviour in a complex terrain*. Forestry 71 : 261-265.
- RUEL, J.-C., C. MESSIER, R. DOUCET, Y. CLAVEAU et P. COMEAU, 2000a. *Morphological indicators of growth response of coniferous advance regeneration to overstory removal in the boreal forest*. For. Chron. 76 : 633-642.
- RUEL, J.-C., C.P. QUINE, S. MEUNIER et J. SUAREZ, 2000b. *Estimating windthrow risk in balsam fir stands with the ForestGales model*. For. Chron. 76 : 329-337.
- St-LAURENT, S., R. OUMET, S. TREMBLAY, et L. ARCHAMBAULT, 2000. *Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec*. Can. J. Soil Sci. 80 : 507-514.

Annexe 1 :
Description des études en cours sur la CPPTM
et des principaux résultats

par

Jean BÉGIN (UL-FFG)
Martin RIOPEL (UL-FFG)

avec la collaboration de

Jean-Martin LUSSIER (SCF-CFL)
David POTHIER (MRN-DRF)
Jean-Claude RUEL (UL-FFG)

Table des matières

	page
Liste des tableaux.....	39
Liste des figures	41
1. Introduction	43
2. Procédés de récolte	43
3. Caractéristiques des strates étudiées.....	44
4. Caractéristiques des peuplements aptes à la CPPTM et évaluation du potentiel.....	44
4.1 Critères de sélection	45
4.1.1 Critère du volume	45
4.1.2 Critère du nombre de tiges	47
4.1.3 Critère du pourcentage de cime	47
4.2 Classification de l'aptitude à la CPPTM.....	48
5. Comparaison CPRS et CPPTM.....	50
6. Statistiques sur la protection des gaules et des petites tiges marchandes	51
7. Taux de blessure sur les tiges résiduelles dans les CPPTM.....	53
8. Statistiques sur les tiges marchandes protégées	54
9. Croissance des tiges d'avenir ayant survécu	54
10. Mortalité après deux ans.....	55
10.1 Portrait global des blocs après deux ans.....	55
10.2 Analyse de la mortalité en fonction des essences.....	57
10.3 Analyse de la mortalité selon les classes de dhp	57
10.4 Analyse de la mortalité en fonction des caractéristiques des blocs	59
Littérature consultée	64
Rapports d'établissement CPPTM.....	64
Rapports de remesurage CPPTM	65
Autres rapports	66

Liste des tableaux

	page
Tableau 1. Caractéristiques des blocs de parcelles circulaires établis de 1997 à 1999	45
Tableau 2. Caractéristiques des 23 blocs implantés de 1997 à 2001 pour les traitements à l'échelle opérationnelle	46

Liste des figures

	page
Figure 1. Organigramme de décision pour établir l'aptitude à la CPPTM.	49
Figure 2. Potentiel de la CPPTM pour le Québec méridional.....	49
Figure 3. Portrait des assiettes de coupe CPRS et CPPTM (blocs traités à l'échelle opérationnelle).....	50
Figure 4. Nombre de gaules et de tiges marchandes protégées dans les CPPTM.	51
Figure 5. Taux de protection des petites tiges marchandes dans les CPPTM.	52
Figure 6. Taux de blessure des tiges de 6 cm et plus de dhp dans les CPPTM.....	53
Figure 7. Caractéristiques des tiges marchandes résineuses protégées.	54
Figure 8. Accroissement du dhp des tiges résineuses d'avenir en fonction de leur pourcentage de cime.....	55
Figure 9a. Taux de mortalité des tiges marchandes résineuses après deux ans.....	56
Figure 9b. Taux de mortalité des tiges marchandes résineuses après deux ans.....	56
Figure 10. Comparaison des taux de mortalité des sapins et des épinettes, 2 ans après la coupe (blocs où l'on retrouve un mélange de sapins et d'épinettes après la CPPTM).....	58
Figure 11. Taux de mortalité, 2 ans après la coupe, des tiges résineuses en fonction du diamètre à hauteur de poitrine.	59
Figure 12. Comparaison des taux de mortalité des tiges marchandes sur la base du diamètre à hauteur de poitrine.	60
Figure 13. Lien entre la mortalité et la surface terrière avant coupe.....	61
Figure 14. Lien entre la mortalité et le % des tiges de belle cime.....	61
Figure 15. Comparaison des taux de mortalité des gaules de 6 et 8 cm de dhp, deux ans après la coupe dans les CPRS et les CPPTM.	63

1. Introduction

Cette synthèse des connaissances sur la CPPTM repose essentiellement sur les dispositifs d'étude de la CPPTM établis depuis 1997 par l'équipe du laboratoire de dendrométrie de l'Université Laval, sous la direction du Dr Jean Bégin.

Les stations ont été choisies en fonction de leur homogénéité et, sauf de rares exceptions, présentaient des conditions optimales pour la réalisation de ce traitement. La transposition des résultats moyens à de grandes superficies plus hétérogènes, où les peuplements se qualifieraient moins bien, pourrait conduire à des résultats substantiellement différents. Signalons que les tiges étaient protégées jusqu'à la classe de 14 cm. Si le diamètre de récolte était abaissé, l'ensemble des résultats devrait être revu, y compris les taux de protection des gaules.

Les résultats présentés portent sur les procédés de récolte, les caractéristiques des strates étudiées, la caractérisation des peuplements aptes à la CPPTM et l'évaluation de leur potentiel, la comparaison de la CPRS par rapport à la CPPTM, les statistiques de la protection des gaules et des petites tiges marchandes, le taux de blessure des tiges résiduelles dans les CPPTM, les statistiques des tiges marchandes protégées et l'importance de la mortalité.

2. Procédés de récolte

Les expérimentations réalisées jusqu'à présent ont toutes été exécutées de manière entièrement mécanisée. Deux procédés de récolte ont été testés, soit par arbre entier et par bois court. Le procédé par arbre entier est essentiellement la récolte des tiges à l'aide d'une abatteuse-groupeuse à scie circulaire. Le bois est empilé le long des sentiers et transporté au chemin forestier à l'aide d'un débardeur à pince ou d'une débusqueuse à câbles. Une ébrancheuse s'occupe d'ébrancher chacune des tiges coupées et d'ébouter les troncs en bordure de chemin. Quant au procédé par bois court, aussi appelé par bois tronçonné, les arbres sont coupés, ébranchés et tronçonnés à la souche par une abatteuse-façonneuse munie d'une tête multifonctionnelle. Par la suite les billes sont transportées vers le chemin grâce à un porteur de bois courts.

Plusieurs modèles d'abatteuses ont été utilisés. Certaines étaient sur chenilles alors que d'autres étaient sur roues. Dans tous les cas, la machinerie était celle utilisée dans le cadre normal (CPRS) des opérations forestières sur les chantiers. La majorité des arbres était coupée par des abatteuses munies d'un surplomb arrière lequel causait le bris de tiges en bordure du sentier au moment du pivotement de la plate-forme. Notons que les abatteuses-groupeuses étaient généralement munies d'une tête d'abattage avec pleine inclinaison latérale.

L'exploitation s'est généralement réalisée selon les modalités en vigueur sur les chantiers de coupe; c'est-à-dire la maximisation de l'espacement entre les sentiers en utilisant la pleine portée du mât (7-12 m) de l'abatteuse. Dans les huit blocs réalisés par arbre entier, des méthodes ont été expérimentées afin d'éloigner les sentiers de débardage par rapport à la méthode traditionnelle. Dans le bloc 7, la méthode de deux-dans-un avec sentiers fantômes a été utilisée. Pour ce faire, l'abatteuse-groupeuse devait déposer ses empilements de manière à ce que le débardeur à grappin n'ait à circuler que sur un sentier sur deux pour débarder les tiges coupées. Quant aux blocs 3b, 12, 13, 22 et 23, les CPPTM ont été réalisées selon une méthode de deux-dans-un avec entrées d'abatteuse. Cette méthode consiste à écarter les sentiers de débardage de 25-30 m (centre à centre), soit un écart presque deux fois plus large que la situation normale pour permettre de courtes incursions de l'abatteuse dans la bande résiduelle. À part le bloc 3b, un marquage des sentiers principaux a été effectué avant la coupe afin de mieux orienter les opérateurs d'abatteuse.

3. Caractéristiques des strates étudiées

Deux types de dispositifs de recherche ont été établis. Le premier type de dispositifs de recherche comprend dix blocs d'étude répartis à parts égales dans la sapinière et la pessière noire. Dans chaque bloc, trois traitements (la CPPTM, la CPRS et la coupe totale) ont été exécutés dans neuf placettes circulaires de 400 m² réparties également entre les traitements. Le traitement « CPPTM » consiste à récolter les tiges marchandes tout en protégeant le plus grand nombre possible de tiges de 10, 12 et 14 cm de diamètre à hauteur de poitrine. Dans le but d'évaluer la productivité forestière en l'absence de sentiers de débardage, les placettes ont été traitées de manière à ce qu'aucune machinerie ne franchisse leurs limites. Le deuxième type de dispositifs de recherche comprend 28 blocs traités à une échelle opérationnelle selon les procédés de bois tronçonnés ou d'arbre entier. Des placettes de forme polygonale sont établies après le traitement dans le but d'échantillonner l'ensemble des assiettes de coupe où les expérimentations ont été faites. La tableau 1 fournit les caractéristiques des blocs de parcelles circulaires alors que le tableau 2 décrit les caractéristiques des blocs établis pour les traitements à l'échelle opérationnelle. Ces deux tableaux définissent, *a priori*, la fenêtre des conditions propices à une CPPTM.

4. Caractéristiques des peuplements aptes à la CPPTM et évaluation du potentiel

Selon des données recueillies de 1997 à 2000, des critères de sélection ont été retenus afin de cibler les peuplements susceptibles de bénéficier d'une CPPTM. Ces critères sont basés sur les caractéristiques dendrométriques avant coupe des blocs qui semblent les plus aptes parmi ceux traités dans le cadre du projet de recherche portant sur la CPPTM.

Tableau 1. Caractéristiques des blocs de parcelles circulaires établis de 1997 à 1999

Bloc	Appellation cartographique avant coupe	Type écologique	Période d'établissement
1	EE d3 Vin	Pessière noire à mousses (RE22)	Été 1997
2	SS c2 Vin	Sapinière à bouleau blanc (MS22)	Été 1997
3	SS c3 el Vin	Sapinière à bouleau blanc (MS22)	Été 1997
4	EE c3 Vin	Pessière noire à sphaignes (RE38)	Été 1998
5	EE b3 120	Pessière noire à mousses (RE22)	Été 1998
6	EE d3 Vin	Pessière noire à mousses (RE20)	Été 1998
7	EE b3 90	Pessière noire à mousses (RE22)	Été 1998
8	SS c3 90	Sapinière à bouleau blanc (MS22)	Été 1999
9	SS c3 Vin	Sapinière à bouleau blanc (MS22)	Été 1999
10	SS b3 120	Sapinière à bouleau blanc (MS22)	Été 1999

4.1 Critères de sélection

Les critères de sélection retenus ont été définis en fonction de deux objectifs : la rentabilité de l'intervention et le gain de production à la suite de la récolte (BÉGIN *et al.* 2001). Le premier critère dépend du volume qui doit être récolté. Le gain de production, pour sa part, est étroitement lié à la dimension des tiges protégées : le nombre de gaules et de petites tiges marchandes constitue donc le deuxième critère. Le pourcentage de cime vivante des petites tiges marchandes, évalué selon les données dendrométriques, constitue le troisième critère (équations 1 et 2). Ce dernier permet de vérifier la capacité de réaction des tiges au traitement. Les peuplements sont jugés aptes à la CPPTM lorsqu'ils satisfont ces trois critères. Ces critères agissent comme un filtre brut en écartant, de façon assez grossière, les peuplements sans potentiel.

4.1.1 Critère du volume

Le peuplement doit être exploitable, c'est-à-dire, qu'il doit avoir :

- un volume marchand résineux ≥ 70 m³/ha;
- un volume marchand résineux ≥ 30 m³/ha dans les classes de dhp de 16 cm et plus, ce qui assure une récolte minimale de 50 m³/ha ($30 \text{ m}^3/\text{ha} + \frac{1}{2} \cdot 40 \text{ m}^3/\text{ha}$).

Tableau 2. Caractéristiques des 23 blocs implantés de 1997 à 2001 pour les traitements à l'échelle opérationnelle

Bloc	Unité de gestion	Appellation cartographique avant coupe	Procédé de récolte	Année	Diamètre-limite
1	Hauterive	EE d3 120	Arbre entier	1997	15
2	Hauterive	SE c2 120	Arbre entier	1997	15
3a	Escoumins	EE-ES b3 90	Arbre entier	1997	13
3b	Escoumins	EE b3 90	Arbre entier *	1997	13
4	Hauterive	EE-ES-SE c2 120	Bois court	1997	17
5a	Hauterive	EE-ES c-d3 120	Arbre entier	1998	14
5b	Hauterive	EE-ES c-d3 120	Bois court	1998	14
6	Mistassini	EE d3 120	Bois court	1998	15
7	Mistassini	EE b3 80	Arbre entier **	1998	14
8	Mistassini	SS c3 90	Bois court	1999	15
9	Sept-îles	SE d3 120	Bois court	1999	15
10	Escoumins	SE-ES b3 120	Bois court	1999	15
11	Mistassini	EPg c2 120	Bois court	1999	17
12	Windigo-Gouin	EE d3 120	Arbre entier *	1999	14
13	Bas-St-Maurice	EPg b3 70	Arbre entier *	2000	15
14	Hauterive	EE c3 120	Bois court	1999	15
15	Windigo-Gouin	EPg-PgE c2 120	Bois court	2000	17
16	Windigo-Gouin	EE c3 120	Bois court	2000	14
17	Hauterive	SE c3 120	Bois court	1999	15
18	Quévillon	EE b2 120	Bois court	2000	14
19	Quévillon	EE b3 120	Bois court	2000	14
20	Escoumins	SE b3 120	Bois court	2000	14
21	Mistassini	EE c2 120	Bois court	2000	15
22	Windigo-Gouin	ES c3 120	Arbre entier *	2000	14
23	Windigo-Gouin	EPg b3 70	Arbre entier *	2000	14
24	Mégiscane	ES c2 120	Bois court	2001	16
25	Mégiscane	SE b3 70	Bois court	2001	15
26	Hauterive	SE c2 120	Bois court	2001	15
27	Hauterive	SE b2 120	Bois court	2001	15
28	Gaspésie	SS d3 120	Bois court	2001	16

Note : les classes d'âge « 120 » correspondent à des peuplements de plus de 110 ans (comprend les « VIN »)

() récolte réalisée selon une méthode de deux-dans-un avec entrées d'abatteuse*

*(**) récolte réalisée avec sentiers fantômes.*

4.1.2 Critère du nombre de tiges

Pour obtenir un nombre suffisant de tiges après un traitement, la parcelle doit avoir :

- un nombre de petites tiges marchandes (dhp 10, 12, 14 cm) ≥ 250 tiges/ha;
- un nombre de tiges dans les classes de dhp de 6 à 14 cm ≥ 600 tiges/ha;
- un nombre de tiges dans les classes de dhp de 2 à 14 cm $\geq 1\ 800$ tiges/ha.

Dans le calcul de ces nombres, seules les espèces résineuses dont le potentiel de réaction, *a priori*, semblait bon (seuls l'épinette noire et le sapin baumier ont été évalués) ont été retenues, soit les :

- épinettes (blanche, rouge, noire);
- sapin baumier;
- pruche du Canada;
- thuya occidental.

Dans l'hypothèse que les opérateurs puissent protéger environ la moitié des tiges à conserver (2 à 14 cm de dhp), les peuplements aptes devraient compter plus de 900 tiges/ha après une CPPTM, dont un minimum de 125 tiges marchandes.

4.1.3 Critère du pourcentage de cime

Le critère de cime constitue un critère additionnel pour s'assurer que les petites tiges marchandes (classes de diamètre 10, 12 et 14 cm) réagiront au traitement. Les valeurs de ce critère ont été fixées, selon celles observées dans les blocs d'expérimentation de CPPTM, à 35 % pour le sapin baumier et à 40 % pour l'épinette noire. Pour le sapin baumier, RIOPEL 1999 a établi que les tiges protégées qui avaient survécu près de 50 ans après la coupe avaient généralement de 40 à 85 % de cime efficace (donc un peu plus en cime vivante). Le pourcentage de cime de l'épinette a été fixé à un seuil plus élevé que celui du sapin étant donné la tendance naturelle de cette essence au marcottage et du fait que sa réaction à un surcroît soudain de lumière soit moins bien documentée.

Comme le pourcentage de cime n'est généralement pas une donnée connue dans les inventaires, il a été estimé à l'aide de régressions qui font appel à des variables dendrométriques. Les pourcentages moyens de cime de l'épinette noire et du sapin baumier ont donc été modélisés ($R^2 = 0,461$) pour donner les équations (1 et 2) suivantes:

$$[1] \%cime = e^{0,44734+0,32876H} G^{-0,53987} \quad \text{pour l'épinette noire}$$

$$[2] \%cime = e^{-0,27877+0,32876H} G^{-0,34129} \quad \text{pour le sapin baumier}$$

où G représente la surface terrière marchande du peuplement et H (équation 3), l'indice de Shannon (SHANNON et WEAVER 1949) appliqué aux tiges marchandes. Cet indice se calcule comme suit :

$$[3] H = - p \sum \ln p$$

où p représente la proportion du nombre de tiges dans une certaine classe de diamètre. Ainsi, plus les tiges se répartissent sur plusieurs classes de diamètre, plus l'indice de Shannon est élevé.

4.2 Classification de l'aptitude à la CPPTM

Selon ces critères, les parcelles temporaires du deuxième inventaire décennal du MRNQ ont été soumises à une analyse sommaire afin de déterminer quelle proportion d'entre elles était propice à une CPPTM. Pour ce faire, seules les parcelles dont la strate cartographique était résineuse, des classes de hauteur de « 1 » à « 4 » et des classes d'âge supérieures ou égales à celle de « 50 » ont retenues pour l'analyse (total de 23 449 parcelles). Un peuplement est jugé apte à la CPPTM lorsqu'il satisfait à la fois aux trois critères suivants : volume, nombre de tiges et pourcentage de cime. Le diagramme suivant (Figure 1) résume les étapes qu'on doit suivre pour définir l'aptitude à la CPPTM. Les parcelles ont ensuite été regroupées par feuillet 1 : 50 000 afin de déterminer les endroits où le potentiel à la CPPTM était le plus élevé. Dans cette démarche, seuls les feuillets comprenant au moins dix observations ont été retenus. Le potentiel se définit selon le pourcentage du rapport entre le nombre de placettes jugées aptes à la CPPTM et le nombre de placettes évaluées. Les résultats sont présentés à la figure 2.

Les résultats préliminaires indiquent que la région de la Côte-Nord comporte la proportion la plus importante de peuplements résineux pourvus d'un potentiel élevé pour la CPPTM. Les autres grandes régions dotées d'un tel potentiel sont le nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean, la péninsule gaspésienne, la réserve faunique des Laurentides, le nord-ouest de l'Abitibi et le nord du réservoir Gouin.

Pour l'ensemble du Québec, les appellations dotées des caractéristiques suivantes sont celles qui présentent un potentiel pour la CPPTM généralement supérieur ou égal à 50 % :

- la strate comprend une composante de sapin (SE, SS et ES);
- la strate appartient aux classes d'âge « 120 ans » ou « vieux inéquienne »;
- la densité de la strate varie entre 41 et 80 % (classes B et C);
- la hauteur dominante de la strate varie entre 12 et 22 mètres (classes 2 et 3).

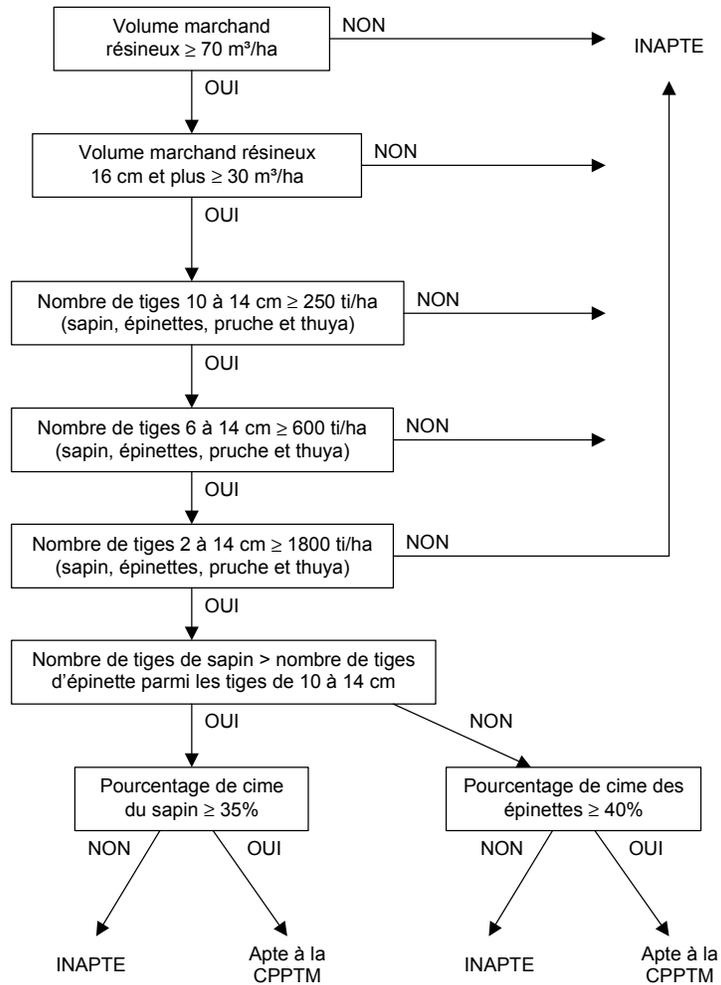


Figure 1. Organigramme de décision pour établir l'aptitude à la CPPTM.

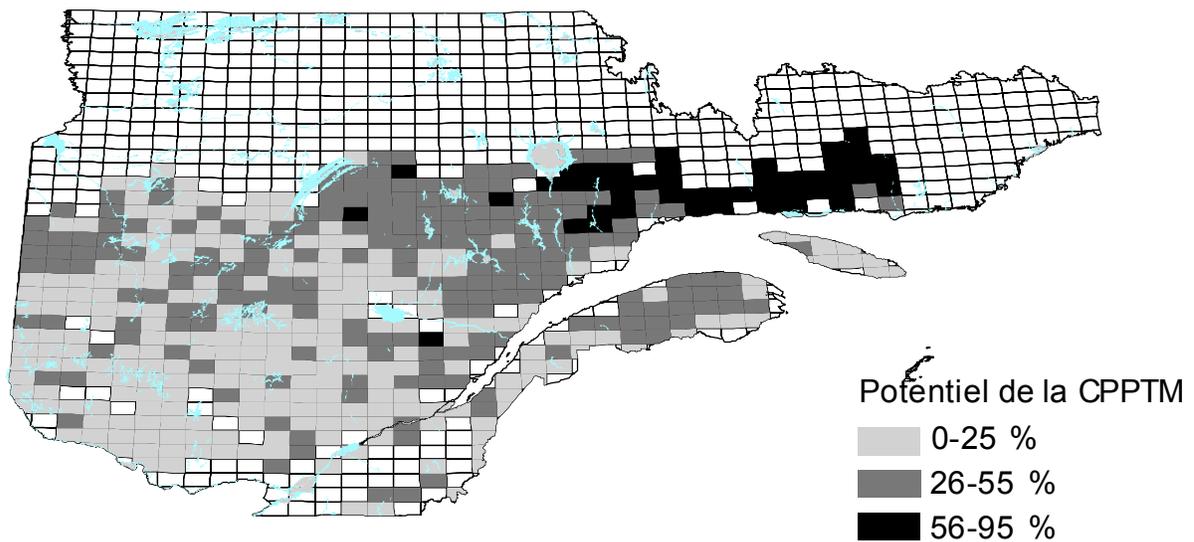


Figure 2. Potentiel de la CPPTM pour le Québec méridional.

Les critères énumérés précédemment visent à éliminer les strates sans potentiel (sélection négative). Afin de sélectionner adéquatement les peuplements destinés au traitement, l'ajout d'un filtre fin s'impose. Il s'agit d'un inventaire d'intervention, réalisé à l'échelle du peuplement, lequel permet de vérifier l'applicabilité de la CPPTM dans chacune des aires d'intervention propices.

5. Comparaison CPRS et CPPTM

Des surfaces terrières totales entre 4 et 17 m²/ha ont été mesurées après la CPPTM (Figure 3). La hauteur moyenne des 1 000 plus grandes tiges à l'hectare montre que ces dernières ont entre 4,5 et 11,5 m de hauteur immédiatement après la coupe. À part quelques blocs où des tiges marchandes ont été protégées lors des CPRS, les tiges des parterres soumis à ce mode de coupe avaient entre 3 et 5 m de hauteur après coupe. Le couvert après coupe dans les CPPTM est donc beaucoup plus haut que celui des CPRS.

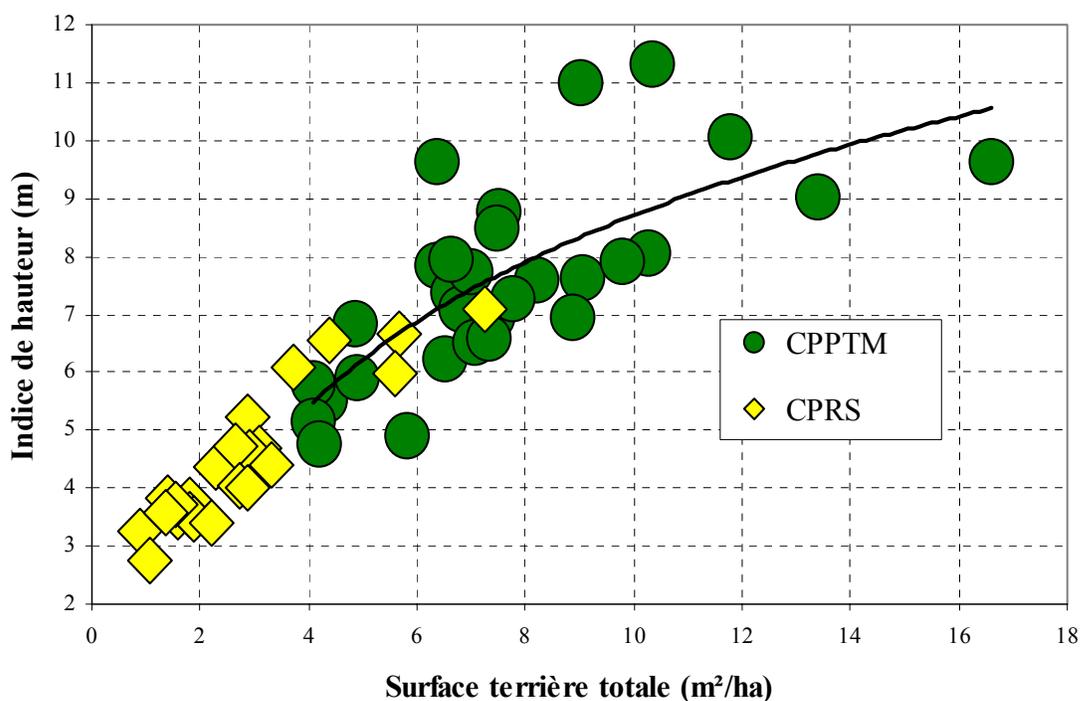


Figure 3. Portrait des assiettes de coupe CPRS et CPPTM (blocs traités à l'échelle opérationnelle).

6. Statistiques sur la protection des gaules et des petites tiges marchandes

À la suite de l'abattage et du débardage, 250 à 1 000 tiges marchandes à l'hectare ont été classées tiges d'avenir (tiges penchées et tiges vivantes) dans les CPPTM (Figure 4). En général, ces tiges étaient appuyées par 500 à 3 000 gaules à l'hectare.

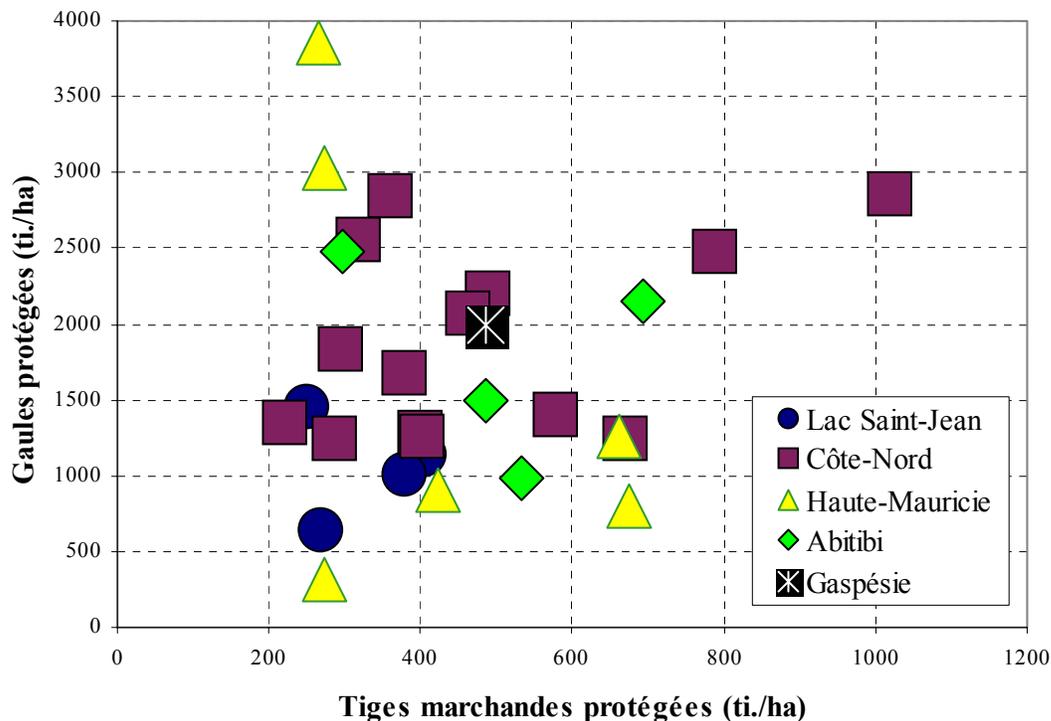


Figure 4. Nombre de gaules et de tiges marchandes protégées dans les CPPTM.

Selon les résultats obtenus après le traitement, il ressort que la CPPTM est réalisable à l'échelle opérationnelle mais qu'elle nécessite parfois un ajustement des techniques de travail et une excellente collaboration des opérateurs. Le système de récolte par bois tronçonné est plus avantageux que le procédé par arbre entier eu égard à la protection des sols, de la haute régénération préétablie et des petites tiges marchandes. En général, dans les CPPTM, les taux de protection des tiges présentes dans les classes de dhp qu'on doit conserver se situent autour de 60 % avec le procédé par bois tronçonné comparativement à 50 % avec le procédé par arbre entier (Figure 5). Le taux de protection des tiges à conserver est aussi fonction de la proportion du terrain touchée par la circulation de la machinerie. Plus les sentiers sont étroits et écartés, plus la protection des petites tiges marchandes est efficace. Cela explique en partie pourquoi le procédé par arbre entier donne des résultats inférieurs à celui par bois court. Les blocs expérimentés avec le procédé par bois court présentaient de 15 à 25 % du terrain perturbé par la circulation contre 23 à 37 % avec le procédé par arbre entier.

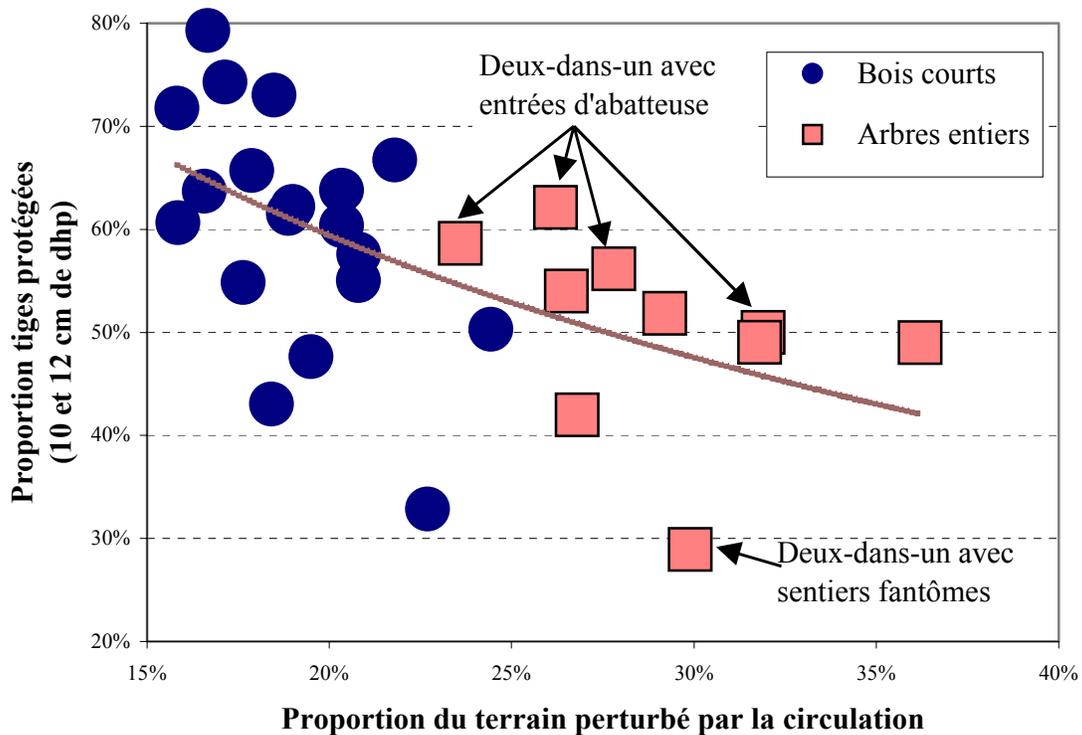


Figure 5. Taux de protection des petites tiges marchandes dans les CPPTM.

Dans le procédé par arbre entier, la méthode de deux-dans-un avec sentiers fantômes n'a pas donné les résultats espérés. Il s'est avéré très difficile de protéger les grandes tiges dans les bandes où sont déposés les empilements de l'abatteuse-groupeuse alors que les tiges de la bande résiduelle le sont beaucoup mieux. Ce contraste contribue à donner, au parterre de coupe CPPTM, une apparence de coupe par bandes.

La méthode de deux-dans-un avec entrées d'abatteuse a, pour sa part, donné des résultats supérieurs. Cette méthode permet de diminuer, d'une manière importante, la proportion de sentiers de débardage. Les taux de protection sont donc plus élevés. Le fait de réaliser les entrées d'abatteuse dans des zones où la haute régénération préétablie est moins dense, produit de meilleurs résultats que la méthode traditionnelle. Les tiges protégées sont aussi mieux distribuées. Cette méthode convient particulièrement bien aux situations où les tiges destinées à la récolte sont en faible densité et mal distribuées. Toutefois, il faut signaler que la réalisation des entrées d'abatteuse pourrait être difficile sur des terrains où la rugosité est élevée.

Dans le procédé par bois court, l'attitude et l'expérience des opérateurs influencent substantiellement les résultats. Ainsi, nous avons observé une variation importante du taux de protection des tiges de 10 et 12 cm de dhp. Dans le pire des blocs, où un peu plus de 30 % des tiges avaient été protégées, les

opérateurs avaient déployé peu d'effort pour protéger les tiges facilement accessibles par la flèche d'abattage. À l'opposé, les deux meilleurs résultats ont été obtenus par un opérateur d'expérience dans la réalisation de la CPPTM. Sa technique de travail et sa façon d'orienter les sentiers ont donné naissance à des assiettes de coupe d'une très belle apparence. D'autres facteurs tels l'absence de surplomb arrière et la portée de la flèche d'abattage pourraient aussi expliquer en partie les résultats obtenus.

7. Taux de blessure sur les tiges résiduelles dans les CPPTM

La figure 6 montre qu'une proportion plus importante des tiges protégées est sujette à des blessures dans le procédé par bois court (25 %) comparativement au procédé par arbre entier (15 %). Avec les abatteuses multifonctionnelles, les taux de blessures peuvent être réduits si les opérateurs orientent la chute des arbres de manière à protéger les tiges résiduelles. Cette technique n'est pas toujours appliquée par les opérateurs expérimentés des CPRS. Les blessures les plus fréquentes sont les écorchures. Lors de l'abattage et même du tronçonnage, des tiges qui doivent être protégées sont parfois fortement inclinées ou ont la tête cassée. Dans le procédé par arbre entier les blessures sont généralement peu nombreuses. Les tiges près des sentiers de débardage ou près des empilements créés par les abatteuses-groupeuses sont généralement celles qui sont les plus touchées. Dans les deux procédés, plus le volume à récolter est élevé, plus la proportion des tiges blessées est élevée.

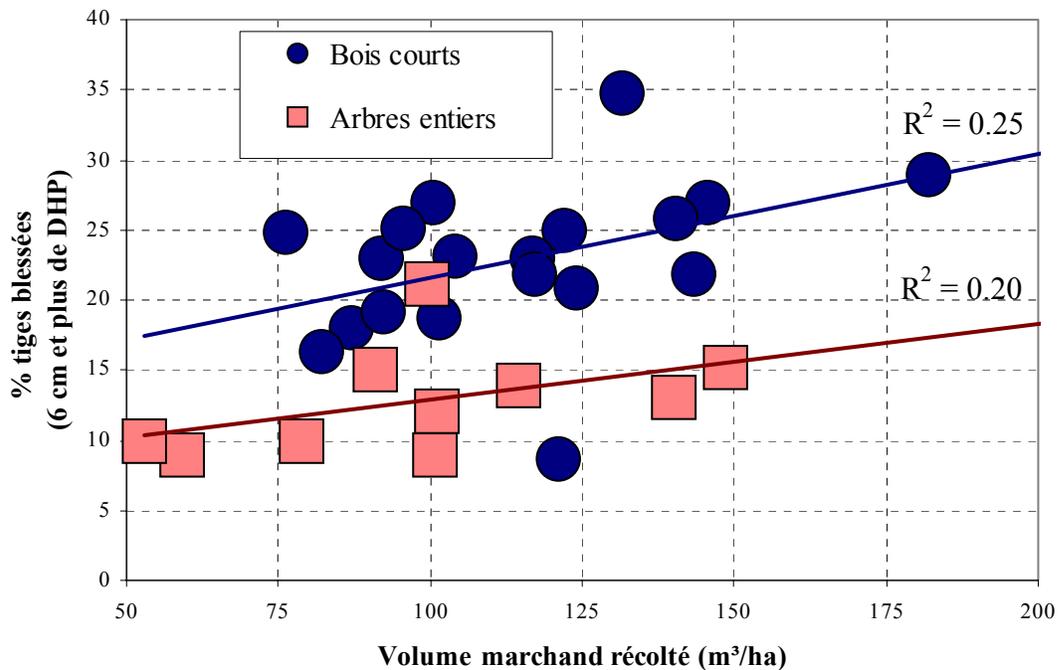


Figure 6. Taux de blessure des tiges de 6 cm et plus de dhp dans les CPPTM.

8. Statistiques sur les tiges marchandes protégées

L'étude des petites tiges marchandes protégées révèle qu'elles ont généralement des proportions de cime verte supérieure à 40 %. Certains blocs présentent plus de 75 % des tiges avec des pourcentages de cime avoisinant ces dimensions. Dans les conditions étudiées, les coefficients d'élanement (hauteur totale/dhp) des petites tiges marchandes protégées varient entre 0,6 et 1,1 m/cm. En général, les coefficients varient entre 0,80 et 0,95 m/cm. Certains blocs, avec des coefficients supérieurs à 1, présenteraient donc des risques plus élevés au chablis. La figure 7 montre qu'il existe un lien entre le pourcentage de petites tiges marchandes à houppier long (> 40 %) et leur coefficient d'élanement. Plus les tiges sont trapues, plus elles sont nombreuses à posséder des cimes vivantes intéressantes. À cime vivante équivalente, les sapins sont moins élancés que les épinettes.

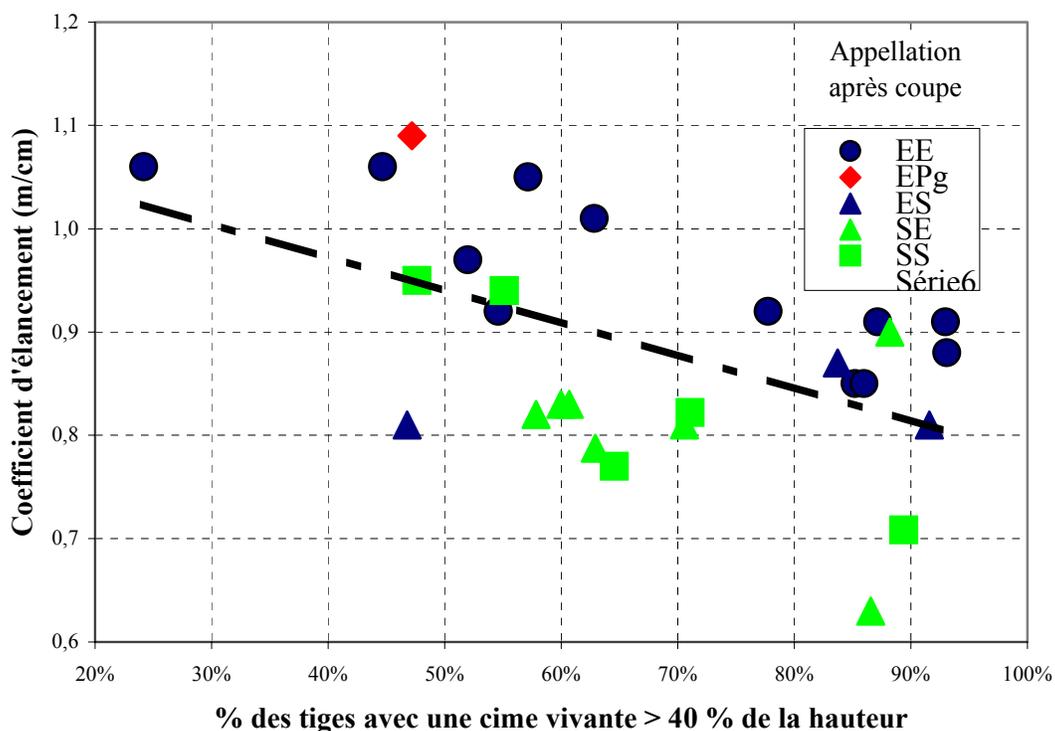


Figure 7. Caractéristiques des tiges marchandes résineuses protégées.

9. Croissance des tiges d'avenir ayant survécu

Une analyse sommaire des accroissements de diamètre, deux saisons de croissance après la coupe, montre que les tiges résineuses protégées ayant survécu se sont accrues entre 1 et 5 mm (Figure 8). Les deux blocs implantés dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune se démarquent avec des

accroissements relativement élevés pour les tiges de plus de 60 % de cime verte. En général, les tiges pourvues d'une bonne proportion de cime verte (40 % et plus) ont eu de meilleurs accroissements. Cette tendance est toutefois peu évidente dans le bloc 8.

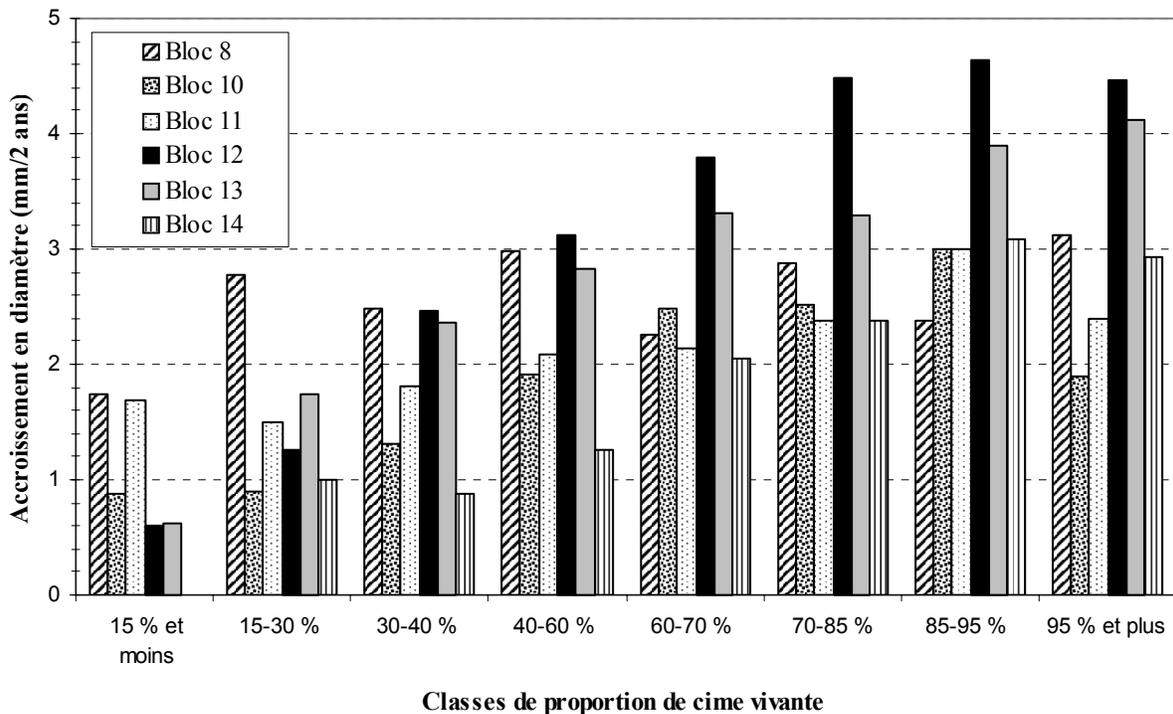


Figure 8. Accroissement du dhp des tiges résineuses d'avenir en fonction de leur pourcentage de cime.

10. Mortalité après deux ans

10.1 Portrait global des blocs après deux ans

L'analyse de l'ensemble des blocs remesurés jusqu'à maintenant, permet de constater que les blocs 3b, 7, 8 et 11 sont les plus touchés par le chablis avec plus de 25 % de pertes (Figures 9a et 9b). Les autres blocs ont obtenu en moyenne 16 % de pertes des tiges marchandes d'avenir protégées lors de la CPPTM. Sur la base de l'indice de hauteur, les diminutions ne représentent pas plus de 10 % dans ces blocs puisqu'il reste bien au-delà de 1 000 tiges/ha après deux ans.

Trois blocs (2, 5b et 12) se distinguent par des taux de mortalité des tiges marchandes inférieurs à 10 %, ce qui équivaut à des pertes de volume de 2 m³/ha et moins. Ces blocs avaient tous une structure diamétrale inéquienne en « J inversé ». Les figures 9a et 9b ne permettent pas d'établir une relation claire entre la dénomination après coupe et le taux de chablis. Il appert toutefois que les blocs remesurés sur la Côte-Nord ont généralement mieux résisté aux vents que ceux du Lac-Saint-Jean.

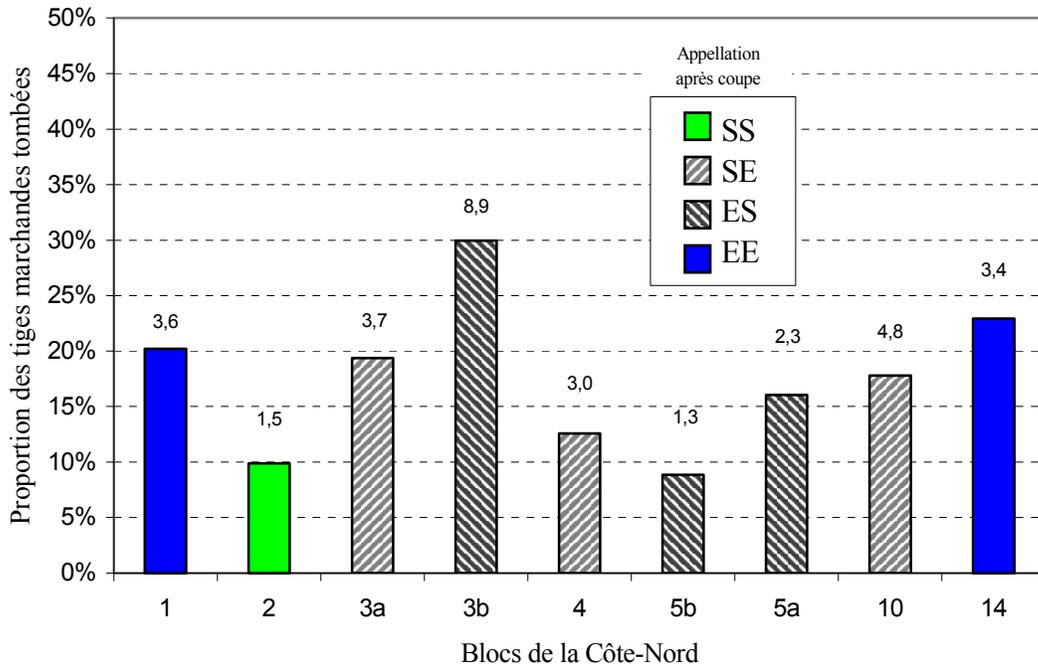


Figure 9a. Taux de mortalité des tiges marchandes résineuses après deux ans.
Note : les chiffres en étiquette correspondent aux volumes marchands perdus (m³/ha).

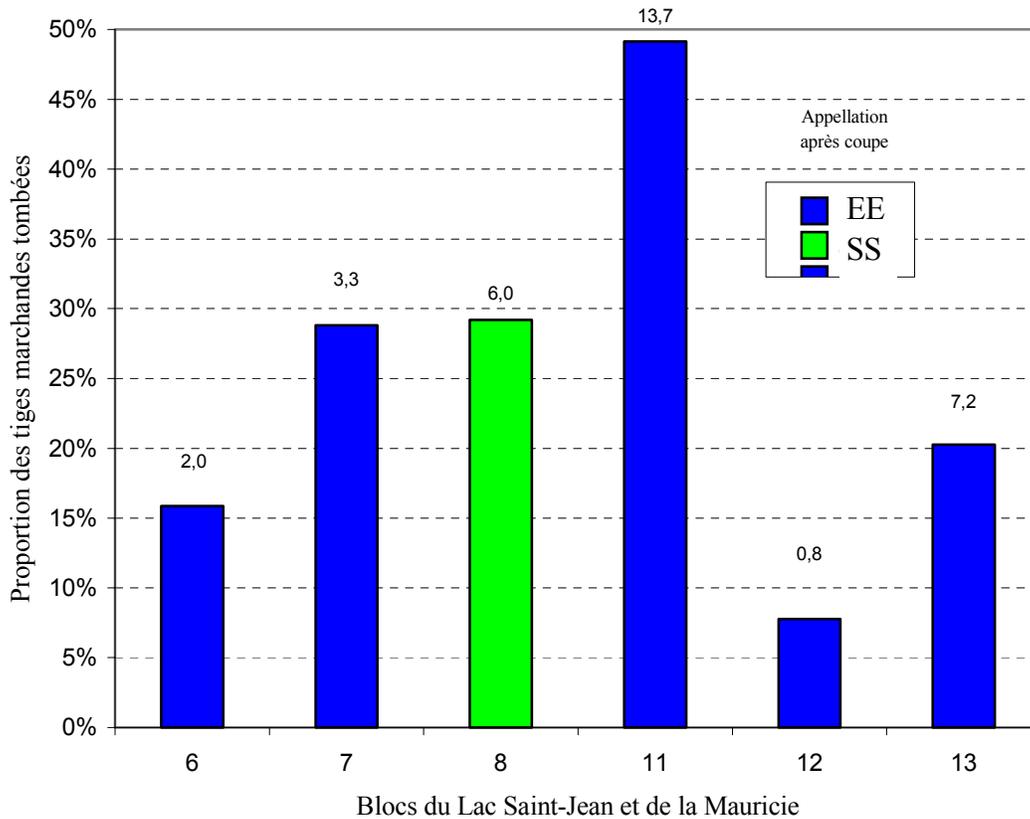


Figure 9b. Taux de mortalité des tiges marchandes résineuses après deux ans.
Note : les chiffres en étiquette correspondent aux volumes marchands perdus (m³/ha).

Quant aux volumes perdus par le chablis, ils varient généralement entre 2 et 5 m³/ha (Figures 9a et 9b). Les blocs 3b et 11 se démarquent avec plus de 170 tiges marchandes perdues à l'hectare pour des volumes respectifs de 9 et 14 m³/ha. Malgré tout, il reste suffisamment de tiges dans le bloc 3b pour que l'indice de hauteur se maintienne au-dessus de 7 m. Toutefois dans le bloc 11, le nombre de tiges tombées est suffisant pour faire passer l'indice de hauteur de 7,7 m depuis la coupe, à 5,5 m deux ans plus tard. Il est possible que ce bloc ait été perturbé par un couloir de vent afférent à la proximité du chemin principal dont l'emprise est importante.

Pour l'instant, l'exposition aux vents semble une variable qui explique, en partie, les résultats. Toutefois, à certains endroits, le chablis semble s'être produit de façon aléatoire. Par exemple, dans les blocs 1 et 12, l'intensité du chablis a varié à l'intérieur de l'assiette de coupe. Certaines zones étaient très peu touchées. Il semble aussi que la méthode de coupe ait une influence quelconque. En effet, la CPPTM réalisée selon la méthode du bois tronçonné a été moins atteinte par le chablis que celle réalisée selon l'arbre entier dans le même peuplement (cas du bloc 5).

10.2 Analyse de la mortalité en fonction des essences

La figure 10 présente les taux de chablis dans les blocs où l'on retrouve un mélange de sapin et d'épinette après la CPPTM. Les résultats indiquent que les sapins de 14 cm et plus de dhp sont les plus vulnérables à la chute. Ainsi, pour ces dimensions, on observe des écarts de 10 à 20 % entre les sapins et les épinettes. Le taux de chablis est particulièrement élevé dans le bloc 3 où 40-45 % des sapins de 14 cm et plus sont tombés. Quant aux tiges de 10 et 12 cm de dhp, il n'y a pas de différence notable entre les taux de chablis des sapins et des épinettes qui poussent sur les mêmes sites. Notons que dans les blocs 11 et 13, quelques pins gris ont été protégés lors de la coupe. Les résultats sur la mortalité des tiges marchandes ont montré que les pins sont deux fois moins atteints que les épinettes.

10.3 Analyse de la mortalité selon les classes de dhp

Une analyse des taux de mortalité selon la classe de dhp montre que, en général, plus les tiges sont grosses, plus elles sont vulnérables à la chute (Figure 11). Ainsi, les gaules de 6 et 8 cm de dhp sont généralement un peu moins sujettes au chablis que les tiges marchandes. Cette tendance n'a toutefois pas été observée dans le bloc 10, où le taux de chablis est demeuré entre 15 et 20 %, peu importe la classe de dhp. Le bloc 11 se démarque dans toutes les classes de diamètre avec des taux de mortalité importants. Ainsi plus de la moitié des tiges de 14 cm et plus de ce bloc sont tombées ou mortes sur pied.

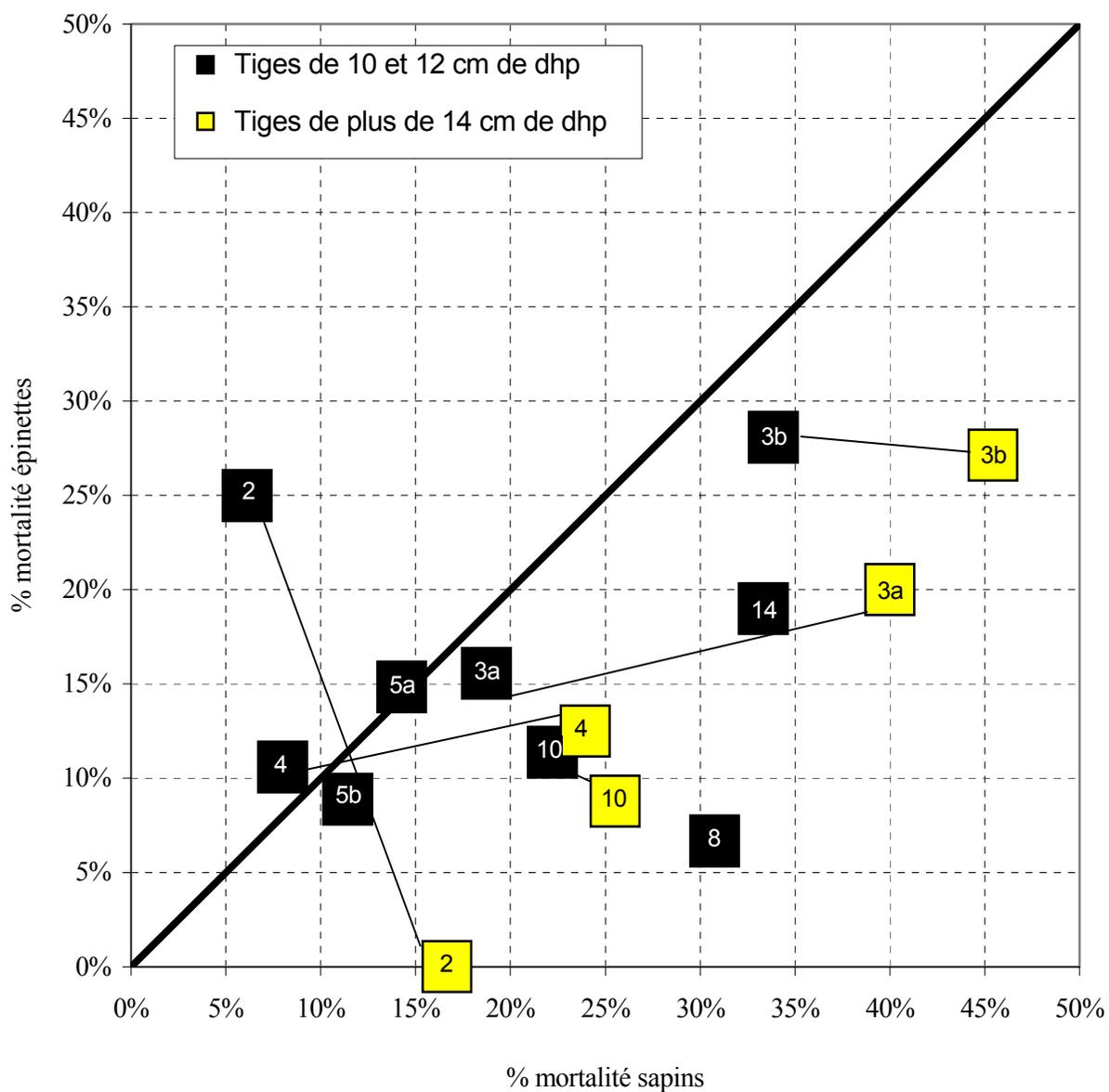


Figure 10. Comparaison des taux de mortalité des sapins et des épinettes, 2 ans après la coupe (blocs où l'on retrouve un mélange de sapins et d'épinettes après la CPPTM).

Note : chaque point représente au moins dix tiges par essence.

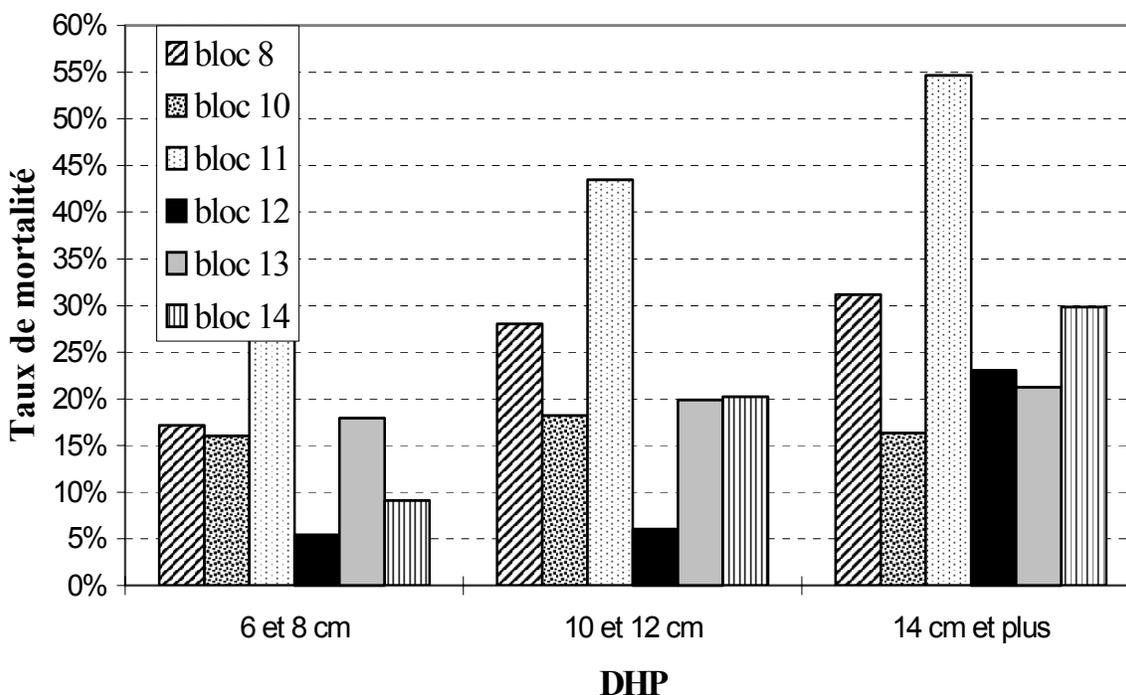


Figure 11. Taux de mortalité, 2 ans après la coupe, des tiges résineuses en fonction du diamètre à hauteur de poitrine.

La figure 12 compare les taux de mortalité des tiges de 14 cm et plus de dhp et ceux des tiges de 10 et 12 cm situées dans les mêmes blocs. Les résultats indiquent que les taux de mortalité sont généralement plus élevés pour les tiges les plus grosses. Pour les épinettes, on observe en moyenne, une différence de 4 % entre les tiges de 14 cm et plus de dhp et les tiges de 10-12 cm. Pour les sapins, cet écart s'élève à environ 10 %. Toutefois, en général, les taux de survie des tiges de 14 cm et plus sont suffisamment élevés pour que leur protection lors de la CPPTM soit encore justifiée.

10.4 Analyse de la mortalité en fonction des caractéristiques des blocs

Une analyse des taux de mortalité des tiges marchandes résineuses a été réalisée en fonction des caractéristiques des blocs remesurés jusqu'à maintenant. Un lien assez étroit a été observé avec la surface terrière marchande avant la coupe. Ainsi plus la surface terrière est élevée avant traitement, plus les taux de mortalité (principalement par chablis) risquent d'être élevés (Figure 13). Ceci indique que la réalisation de la CPPTM dans des peuplements de forte densité devrait être proscrite car les petites tiges marchandes n'ont pas été assez soumises aux vents pour bien contrer les nouvelles conditions. En général, dans les blocs étudiés, les taux de mortalité sont inférieurs à 25 % lorsque la surface terrière marchande avant coupe est plus petite que 25 m²/ha. La figure 13 montre aussi que, à surfaces terrières égales, les blocs où le sapin représentait au moins 25 % de la surface terrière après traitement ont été moins touchés par la mortalité des tiges marchandes.

Il y a aussi une corrélation entre le taux de mortalité et la proportion des tiges marchandes dont la cime verte est supérieure à 40 % (longueur de cime/hauteur totale). Ainsi aucun bloc n'a présenté plus de 25 % de mortalité lorsque plus de 80 % des tiges avait des cimes bien formées (Figure 14).

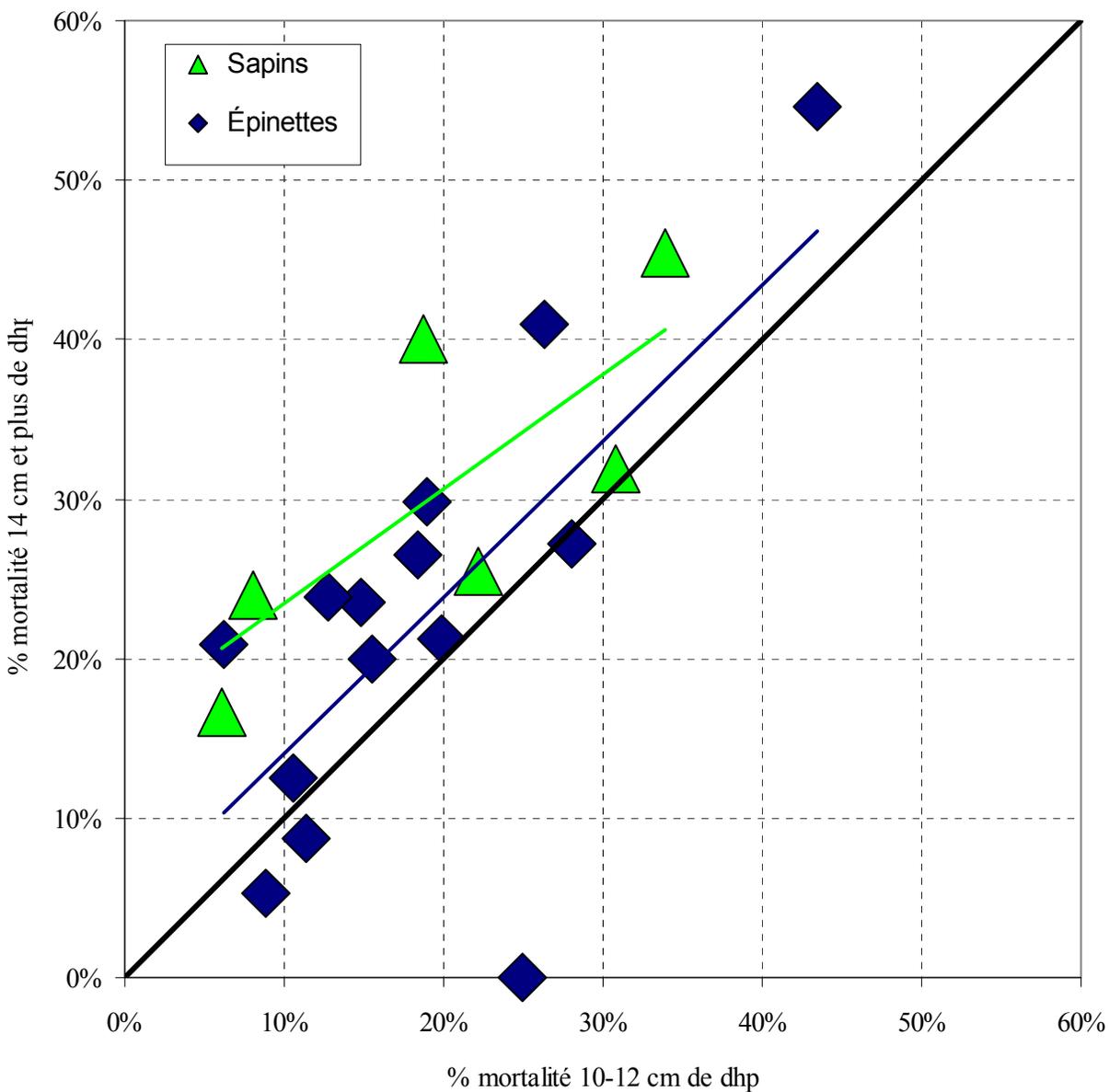


Figure 12. Comparaison des taux de mortalité des tiges marchandes sur la base du diamètre à hauteur de poitrine.

Note : les points représentent au moins dix tiges de 10-12 cm de dhp et dix tiges de 14 cm et plus.

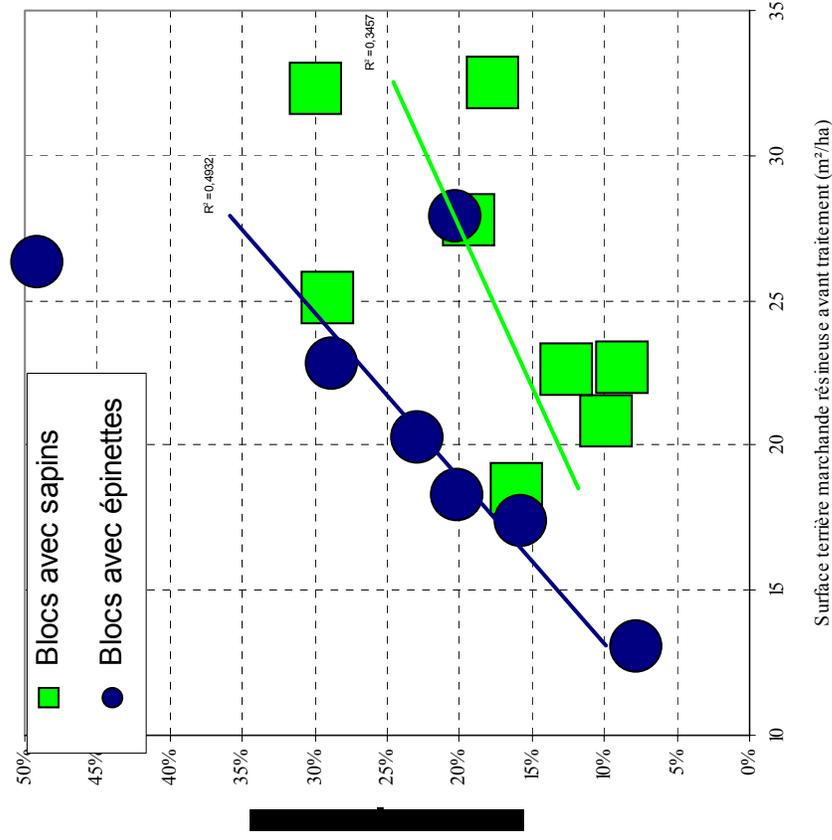


Figure 13. Lien entre la mortalité et la surface terrière avant coupe.

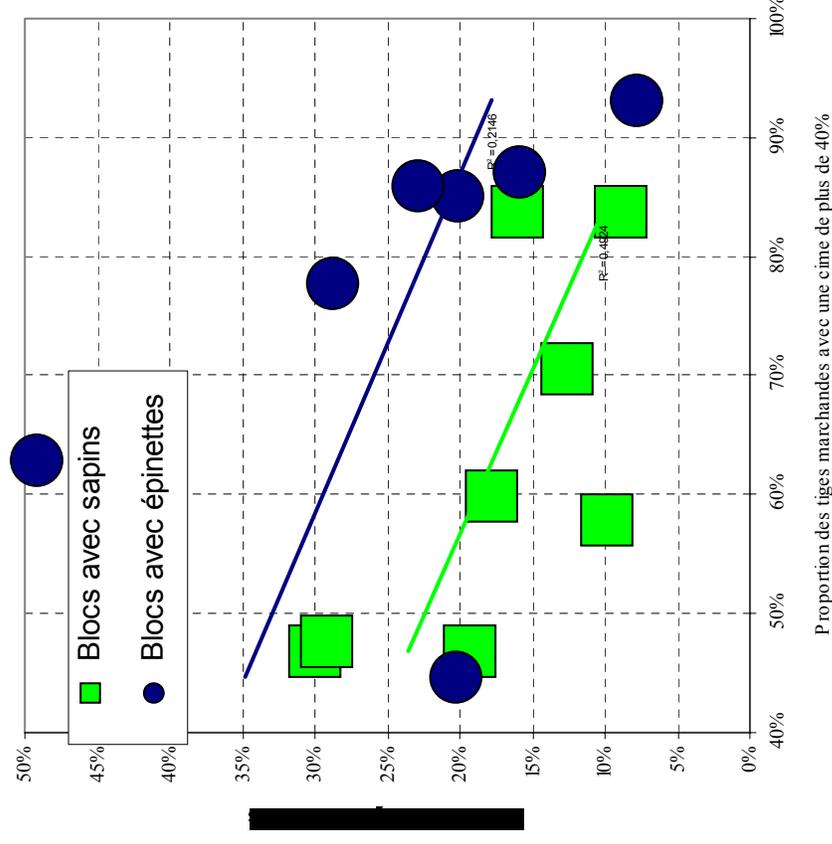


Figure 14. Lien entre la mortalité et le % des tiges de belle cime.

Note : Chaque point représente un bloc de parcelles permanentes polygonales. Les données correspondent aux moyennes d'un bloc. Les blocs ont été divisés en deux groupes selon leur dénomination après la CPPTM : blocs avec sapins (SS, SE, ES) et blocs avec épinettes (EE).

Les analyses préliminaires indiquent que les coefficients d'élancement moyens des tiges marchandes protégées expliquent une partie des résultats mais avec beaucoup de variation. Ainsi la tendance semble indiquer que plus les tiges sont hautes, par rapport au dhp, plus les taux de chablis sont élevés. D'autres variables, comme la surface terrière subséquente au traitement et le taux de prélèvement, ont été utilisées pour expliquer la mortalité. Ces variables ne présentaient toutefois pas de tendance claire.

10.5 Comparaison des taux de mortalité dans les CPRS et les CPPTM

La comparaison des taux de mortalité des grandes gaules (tiges de 6 et 8 cm de dhp) dans les CPRS et de ceux obtenus dans les CPPTM indique que ce dernier traitement est avantageux (Figure 15). Ainsi, à part le bloc 6, les taux de survie des tiges protégées sont toujours plus élevés dans les CPPTM. De plus, la différence entre les traitements tend à augmenter lorsque les CPRS sont plus atteintes par la mortalité. Il semble donc que la présence des petites tiges marchandes protégées lors des CPPTM améliore les chances de survie des gaules. Selon la courbe de tendance, il semble que les taux de mortalité soient deux fois plus faibles dans la CPPTM par rapport à la CPRS.

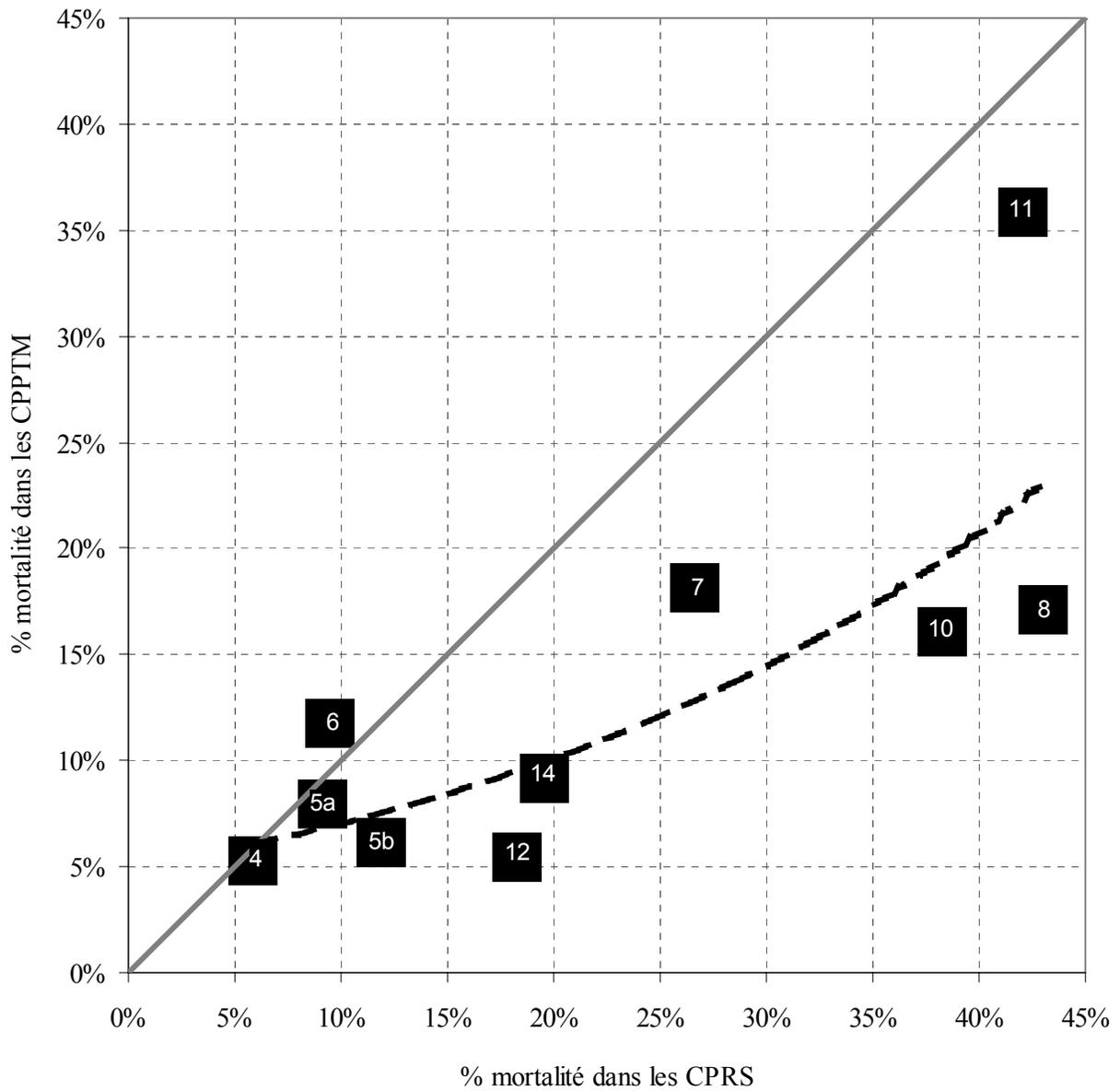


Figure 15. Comparaison des taux de mortalité des gaules de 6 et 8 cm de dhp, deux ans après la coupe dans les CPRS et les CPPTM.

Note : le bloc 13 n'est pas présenté ici car la CPRS a été scarifiée quelques mois après la coupe.

Littérature consultée

Rapports d'établissement CPPTM

RIOPEL, M., 1997. Portrait de deux assiettes de coupe CPPTM. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOCS 1 et 2.

RIOPEL, M., 1997. Rapport d'établissement de parcelles semi-permanentes. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOCS 1 et 2.

RIOPEL, M., 1997. Rapport d'établissement de parcelles semi-permanentes. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOC 3.

RIOPEL, M., 1997. Rapport d'établissement de parcelles permanentes. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOCS 1, 2 et 3.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Rapport d'établissement de parcelles permanentes circulaires. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOCS 4, 5, 6 et 7.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Rapport d'établissement de parcelles permanentes et d'inventaire après coupe. BLOC 4.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Rapport d'établissement de parcelles permanentes et d'inventaire après coupe. BLOC 5.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Rapport d'établissement de parcelles permanentes et d'inventaire après coupe. BLOCS 6 et 7.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Rapport d'établissement de parcelles permanentes circulaires. Coupe avec protection des petites tiges marchandes. BLOCS 8, 9 ET 10.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOCS 8 et 11.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 9.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 10.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOCS 12 et 13.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 14.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000.. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOCS 15 et 16.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 17.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOCS 18 et 19.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 20.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOC 21.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport d'établissement de parcelles permanentes. BLOCS 22 et 23.

Rapports de remesurage CPPTM

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2000. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes.
Rapport de remesurage, 2 ans après coupe, des parcelles permanentes. Blocs de parcelles circulaires 1, 2 et 3, blocs opérationnels 1, 2, 3 et 4.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Rapport de remesurage, 2 ans après coupe, des parcelles permanentes :
blocs de parcelles circulaires 4, 5, 6 et 7, blocs opérationnels 5, 6 et 7.

Autres rapports

BÉGIN, J et M. RIOPEL, 2000. La coupe avec protection des petites tiges marchandes: 4 ans plus tard, où en sommes nous?

BÉGIN, J., M. RIOPEL, M. FORTIN et D. MORIN, 2001. Évaluation du potentiel des strates forestières à la CPPTM et caractérisation de leur structure.

BOIVIN, M-A, D. MORIN, M. RIOPEL, J. BÉGIN et M. FORTIN, 2001. Propositions de protocoles pour le suivi des effets réels de la CPPTM.

MORIN, D., 2000. Évolution de la production des peuplements forestiers en relation avec le stocking de régénération. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.

RIOPEL, M., 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.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Essais de coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) : Volet opérationnel. Synthèse des résultats obtenus dans le cadre de tests opérationnels.

RIOPEL, M., J. BÉGIN et J.-F. GINGRAS, 2000. Une option pour la récolte en forêt boréale : la coupe avec protection des petites tiges marchandes. Inst. can. rech. génie for. (FERIC), Pointe-Claire, Québec. Avantage vol. 1, n° 17, juin 2000. 8 p.

RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Protocole d'établissement et d'analyse des parcelles permanentes (blocs opérationnels).

SHANNON C.E. et W. WEAVER, 1949. The mathematical theory of communication. The Univ. of Ill. Press. Urbana. 117 p.

Annexe 2 :
Principaux résultats des études rétrospectives
sur la production à l'échelle du peuplement

par

Jean BÉGIN (UL-FFG)
Martin RIOPEL (UL-FFG)

avec la collaboration de

Jean-Martin LUSSIER (SCF-CFL)
David POTHIER (MRN-DRF)
Jean-Claude RUEL (UL-FFG)

Table des matières

	page
Liste des tableaux	71
Liste des figures.....	73
1. Introduction	75
2. Travaux de Pothier <i>et al.</i> (1995).....	76
3. Aires du CFL	76
3.1 Sapinière (Rivière Matane).....	77
3.2 Pessière.....	79
3.2.1 Rivière Bell	81
3.2.2 Rivière aux Rats.....	82
4. Autres études	84
5. Littérature consultée.....	86

Liste des tableaux

	page
Tableau 1. Gain en temps par rapport à un indice de hauteur	76
Tableau 2. Caractéristiques statistiques de l'équation de la production des sapinières	78
Tableau 3. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID ₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS d'après le modèle d'une sapinière de l'aire d'observation de rivière Matane	80
Tableau 4. Caractéristiques statistiques de l'équation de la production des pessières noires.....	81
Tableau 5. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID ₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS à partir du modèle d'une pessière de l'aire d'observation de rivière Bell.....	83
Tableau 6. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID ₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS d'après le modèle d'une pessière de l'aire d'observation de rivière aux Rats	85

Liste des figures

	page
Figure 1. Évolution de la production des sapinières de rivière Matane en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).....	78
Figure 2. Évolution de la production des pessières noires de rivière Bell en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).....	81
Figure 3. Évolution de la production des pessières noires de rivière aux Rats en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).	82

1. Introduction

L'implantation des premiers dispositifs d'étude sur la CPPTM remonte à l'année 1997. Par conséquent, seules les études rétrospectives des vieilles coupes partielles fournissent une évaluation à long terme du gain afférent à la protection des gaules et des petites tiges marchandes. Les études effectuées dans les peuplements issus de vieilles coupes doivent cependant être analysées avec circonspection : les coupes manuelles exécutées en hiver avec transport du bois à l'aide de chevaux pourraient différer des procédés de récolte actuels, notamment sur le plan de la protection de la régénération, de l'importance des sentiers de récolte et éventuellement de la compaction du sol.

Dans un peuplement où une CPPTM est appropriée, deux facteurs s'opposent à l'estimation de la productivité. D'une part, les tiges laissées sur pied réduisent la période de temps nécessaire pour récupérer le même volume (gain sur la durée de la révolution) et, d'autre part, il y a une apparente sous-utilisation découlant du volume marchand laissé sur pied (RIOPEL 1999).

Le gain sur la durée de la révolution varie en fonction de la taille et de la densité des tiges protégées dans la bande boisée (POTHIER *et al.* 1995, RIOPEL 1999, BÉGIN *et al.* 2000, MORIN 2001), de l'importance des sentiers et de la croissance à venir dans les sentiers. Les études rétrospectives indiquent que la dimension moyenne et la densité des tiges dominantes protégées sont en lien étroit avec la réduction de la révolution. Dans les meilleures situations, on peut poser l'hypothèse que la protection des tiges dominantes diminue la révolution d'une période sensiblement équivalente au temps pris par la régénération issue d'une CPRS pour atteindre la même dimension. Ce gain sur la durée de la révolution devrait être transposable à la révolution suivante, dans la mesure où le traitement reproduit la structure d'origine.

Les études rétrospectives ne permettent pas de documenter séparément la production de la bande boisée protégée et celle des sentiers. On peut *a priori* formuler l'hypothèse que le gain sur la durée de la révolution est nul dans les sentiers. La proportion de sentier devrait donc abaisser directement tout gain de production attribuable à la protection des gaules et des petites tiges marchandes dans la bande boisée résiduelle. Comme les vieilles coupes étaient aussi perturbées par une proportion de sentiers, le gain calculé dans les études rétrospectives prend en compte l'effet de cette variable. Si la proportion de sentiers dans les coupes contemporaines demeure faible et qu'elle se compare sensiblement à celle des vieilles coupes, les résultats devraient être transposables quant à ce facteur.

L'évaluation de la production qui découle d'une CPPTM porte principalement sur les travaux de POTHIER *et al.* 1995, BÉGIN *et al.* 2000 et MORIN 2001.

2. Travaux de Pothier *et al.* (1995)

Ce réseau d'aires d'étude a été installé dans 33 peuplements d'épinette noire issus de coupes pratiquées 45 à 65 ans auparavant dans six unités de gestion du Québec. Des analyses de tiges ont permis de connaître la hauteur des arbres au moment de la coupe et, par extension, de déduire l'indice de hauteur de l'ensemble de la régénération de chaque peuplement. Les résultats indiquent, sur une base individuelle, que les individus de haute taille lors de la coupe ont conservé leur position dominante tout au long des 45 à 65 années suivantes. En utilisant l'âge, l'indice de qualité de station et l'indice de hauteur de la régénération pour modéliser l'évolution du volume des peuplements, il est apparu que les peuplements issus d'une strate de régénération composée d'individus de haute taille permettraient de réduire le temps nécessaire pour constituer le volume à maturité escompté des peuplements issus d'une régénération de petites dimensions (hauteur moyenne de 1 m). Le tableau 1 présente ces gains pour des peuplements d'épinette noire établis sur des stations possédant un IQS de 12 m à 50 ans.

Tableau 1. Gain en temps par rapport à un indice de hauteur

Indice de hauteur (m)	Gain en temps par rapport à un indice de hauteur de référence de 1 m (année)
2	2
3	3
4	4
5	5
6	6
7	7
8	8
9	9
10	10

3. Aires du CFL

Ce dispositif d'étude établi par le gouvernement fédéral dans les années 1950 est constitué de placettes-échantillons de 400 m² disposées selon un réseau de 200 m x 200 m. Dans celles-ci, l'ensemble des tiges a été dénombré à 1,3 m selon la classe d'un pouce. L'aire d'étude de la rivière Matane comporte deux blocs dont l'origine remonte à des coupes effectuées en 1944 et 1954. On y

retrouve principalement du sapin et de l'épinette blanche ou de l'épinette noire. L'inventaire complet des placettes s'est fait en 1954, 1964, 1978 et en partie en 1990-1991. L'aire d'étude de la rivière aux Rats est située à quelques 100 km au nord de Dolbeau. L'origine du bloc I remonte à une coupe des années 1937-1948 et celle du bloc II à une coupe de 1949-1950. Le dispositif a été établi en 1952 et a fait l'objet de remesurages en 1963, en 1972 et en 1992-1993. On y retrouve en grande partie des peuplements d'épinette noire avec présence du sapin et du pin gris. L'aire d'étude de la rivière Bell se situe au nord de Senneterre. Les peuplements, composés d'épinette noire pure ou en mélange avec le pin gris ou le bouleau à papier, sont d'origine de coupes effectuées de 1948 à 1952. Le dispositif a été établi en 1952, trois ans après la coupe et a fait l'objet de remesurages en 1953, en 1965, en 1977-1978 et en 1995-1996.

3.1 Sapinière (Rivière Matane)

Dans son étude d'une sapinière de la région de Matane, RIOPEL (1999) utilise l'indice de hauteur (hauteur moyenne des 1 000 plus grandes tiges à l'hectare) après la coupe (âge 0) pour qualifier la haute régénération préétablie protégée. Il calcule que la protection de la régénération préétablie permettrait de sauver 3,4 années pour chaque mètre d'indice de hauteur (plage observée : 0 à 6 m). L'effet sur la durée de la possibilité serait respectivement de 7 et 23 % pour des indices de hauteur de 1 et de 3 m par rapport à un régime de coupe totale. Le gain de productivité forestière, pour un indice de hauteur égal à 6 m lors de la coupe, pourrait être d'un peu plus de 45 %. Un gain de 10 et de 20 ans (3 et 6 m) correspond sensiblement à l'âge de la souche (10 et 17 ans) des peuplements d'indice de fertilité I de VÉZINA et LINTEAU (1968). Il semble que le gain obtenu corresponde sensiblement au temps nécessaire à un parterre de coupe issu d'une coupe totale pour atteindre la dimension de la haute régénération préétablie protégée. Il importe de souligner que ces gains sont calculés sur la base des tiges qui ont survécu. Par conséquent, les gains obtenus correspondent au maximum auquel on peut s'attendre si les tiges survivent et se développent bien après la coupe.

En utilisant l'ensemble des observations de l'aire d'observation permanente de la rivière Matane, BÉGIN *et al.* 2000 ont ajusté un modèle (1) utilisant l' ID_{1000} à 10 ans (diamètre moyen des 1000 plus grosses tiges à 10 ans) et l'indice de qualité de station (IQS) à 50 ans à hauteur de poitrine (Tableau 2).

$$(1) \quad VR10 = b_1 \left(\exp \left(b_2 \left(T + \left(b_4 ID_{10} \right) \right) \right) \right) \left(1 - \exp \left(b_2 \left(T + \left(b_4 ID_{10} \right) \right) \right) \right)^{b_3 IQS^{b_5}}$$

Tableau 2. Caractéristiques statistiques de l'équation de la production des sapinières

Coefficients et caractéristiques de l'équation						
b_1	b_2	b_3	b_4	b_5	s_e (m ³ /ha)	R^2
5917,14	-0,0243	45,33	2,10	-0,66	26,4	91,8 %

Ce modèle (1) indique un gain de 2 ans (paramètre b_4) pour chaque augmentation d'un cm de l' ID_{1000} à 10 ans (Figure 1). Sachant que sur une telle station, un peuplement issu d'une CPRS possède un ID_{1000} à 10 ans d'environ 5 cm, un ID_{1000} de 12 cm à 10 ans (IH_{1000} de 8-9 m à 10 ans) correspondant à une basse CPPTM, permet de récolter de 85 à 95 % du volume sur une révolution raccourcie d'une quinzaine d'années.

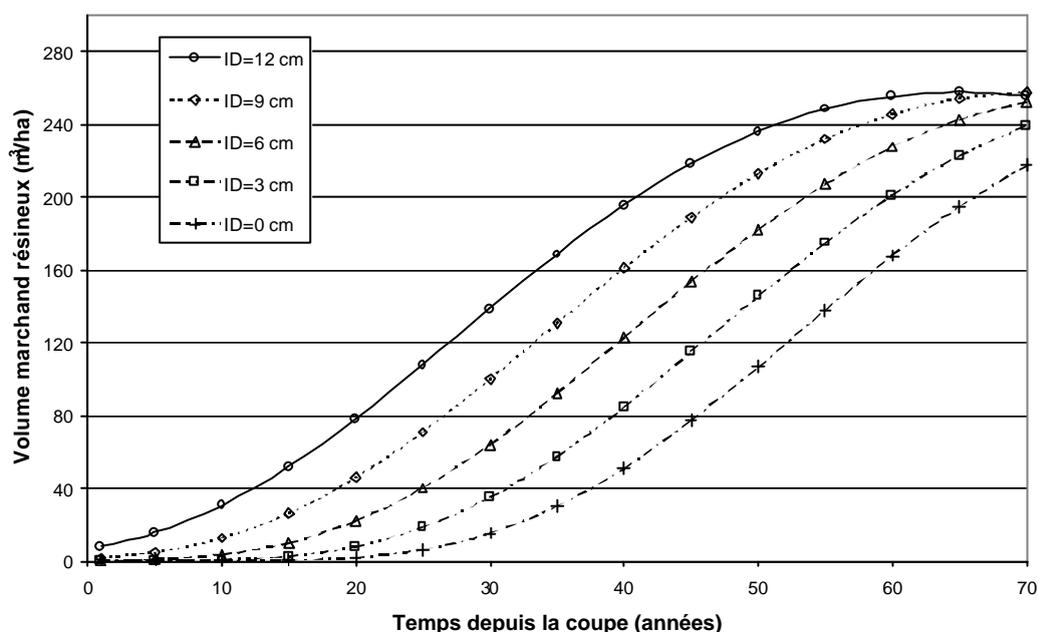


Figure 1. Évolution de la production des sapinières de rivière Matane en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).

Note : Courbes valides pour une période maximale de 55 ans après la coupe.

Analyse de sensibilité entre la CPRS et la CPPTM

L'analyse suivante vise à vérifier si le scénario d'une CPPTM l'emporte sur celui d'une CPRS. Pour ce faire il suffit de vérifier lequel des deux scénarios présente l'AAM maximum pour une révolution

donnée. Le tableau 3 présente l'analyse de sensibilité¹ dans laquelle on compare, pour deux IQS (12 et 14 m), l'AAM d'une CPRS (ID₁₀₀₀ à 10 ans = 5 cm) à celui d'une petite CPPTM (ID₁₀₀₀ à 10 ans = 12 cm). Comme le modèle (1) a été ajusté pour une période de 50 ans après la coupe, l'exemple de calcul utilise la production à cet âge de référence. Pour déterminer le volume laissé sur pied, plutôt que d'utiliser la valeur provenant du modèle, on utilise un pourcentage variant de 5 à 15 % du volume avant coupe pour éviter de cumuler des erreurs.

Exemple de calcul :

AAM CPRS à 50 ans :

(IQS = 14 m, ID₁₀₀₀ = 5 cm, volume = 170,8 m³/ha à 50 ans)

$$170,8 \text{ m}^3/50 \text{ ans} = \mathbf{3,42 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}}$$

AAM CPPTM à 50 ans :

(IQS = 14 m, ID₁₀₀₀ = 12 cm, 10 ans de gain sur la révolution, volume = 196,1 m³/ha à 40 ans, 15 % du volume protégé)

$$(196,1 \text{ m}^3/\text{ha} - 15 \% \cdot 196,1 \text{ m}^3/\text{ha}) / (50 \text{ ans} - 10 \text{ ans}) = \mathbf{4,17 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}}$$

Le scénario de CPPTM l'emporte sur celui d'une CPRS (4,17 m³/ha/an > 3,42 m³/ha/an).

Les valeurs en gras (Tableau 3) identifient les scénarios où la CPPTM l'emporte sur la CPRS eu égard à l'AAM. Sur une station d'IQS 12 ou 14 m à 50 ans, pour un ID₁₀₀₀ de 12 cm à 10 ans, une CPPTM laissant 5, 10 ou 15 % du volume sur pied présente un accroissement supérieur à celui d'une CPRS même si la révolution est raccourcie de 10 ou 15 ans.

3.2 Pessière

En utilisant l'ensemble des observations disponibles des aires d'observation permanentes des rivières Bell et aux Rats, BÉGIN *et al.* 2000 ont calculé un modèle (2) qui fait appel à l>ID₁₀₀₀ à 10 ans (diamètre moyen des 1 000 plus grosses tiges à 10 ans) et l'indice de qualité de station (IQS) à 50 ans à hauteur de poitrine (Tableau 4).

$$(2) \quad VR10 = b_1 \left(\exp \left(b_2 \left(T + b_4 \log 10 (ID_{10} + 1) \right) \right) \right) \left(1 - \exp \left(b_2 \left(T + b_4 \log 10 (ID_{10} + 1) \right) \right) \right)^{b_3 IQS^{b_5}}$$

¹ Analyse qui examine comment un modèle réagit de façon quantitative ou qualitative aux différentes variables explicatives.

Tableau 3. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS d'après le modèle d'une sapinière de l'aire d'observation de rivière Matane

Temps	ID10 (cm)			
	5	12	5	12
	IQS (m)			
	12	12	14	14
Évolution du volume (m ³ /ha)				
0	0,0	3,3	0,0	6,5
5	0,2	9,0	0,4	15,8
10	1,0	19,3	2,1	31,0
15	3,6	35,0	6,9	52,3
20	9,5	55,8	16,5	78,7
25	20,1	80,5	32,1	108,5
30	36,1	107,7	53,8	139,3
35	57,1	135,2	80,4	169,1
40	82,1	161,3	110,3	196,1
45	109,3	184,5	141,2	218,8
50	136,8	203,7	170,8	236,4
Volume protégé (%)	AAM CPPTM (CPRS = 2,74 m ³ /ha/an)		AAM CPPTM (CPRS = 3,42 m ³ /ha/an)	
	Révolution raccourcie de 10 ans			
	5	3,83		4,66
	10	3,63		4,41
	15	3,43		4,17
Révolution raccourcie de 15 ans				
	5	3,67		4,59
	10	3,48		4,35
	15	3,28		4,11

Tableau 4. Caractéristiques statistiques de l'équation de la production des pessières noires

Coefficients et caractéristiques des équations						
AIRES	b_1	b_2	b_3	b_4	s_e (m ³ /ha)	R ²
Bell	7872,99	-0,0184	103,34	6,20	14,9	84,6 %
aux Rats	6306,09	-0,0265	166,68	16,50	13,9	87,9 %

3.2.1 Rivière Bell

Sur une station dont l'IQS est de 14 m à 50 ans (âge à 1,3 m) un peuplement issu d'une CPRS possède un ID₁₀₀₀ à 10 ans d'environ 1 cm. Comparativement à une telle valeur, le modèle (2) indique, pour une ID₁₀₀₀ à 10 ans de 6 cm, une diminution de la révolution de trois ans (Figure 2). La haute régénération protégée ne fournirait qu'une légère avance par rapport à un peuplement issu d'une CPRS. Pour une raison non identifiée, la haute régénération protégée du dispositif de rivière Bell ne se serait pas développée aussi rapidement que celle issue d'une CPRS.

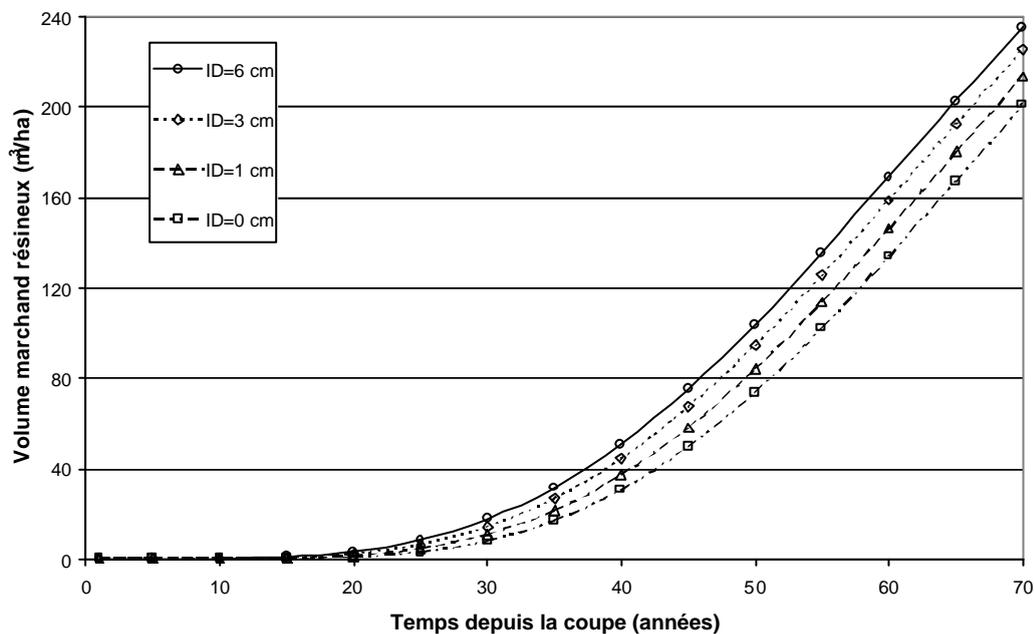


Figure 2. Évolution de la production des pessières noires de rivière Bell en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).

Note : Courbes valides pour une période maximale de 45 ans depuis la coupe.

Analyse de sensibilité entre la CPRS et la CPPTM

Le tableau 5 présente l'analyse de sensibilité dans laquelle on compare, pour deux IQS (12 et 14 m), l'AAM d'une CPRS (ID_{1000} à 10 ans = 1 cm) à celui d'une petite CPPTM (ID_{1000} à 10 ans = 6 ou 8 cm). Bien que le modèle (2) ait été ajusté pour une période de 45 ans depuis la coupe, l'exemple de calcul suivant utilise la production à 70 ans, un âge plus proche de l'âge d'exploitabilité absolu. Pour déterminer le volume laissé sur pied, plutôt que d'utiliser la valeur provenant du modèle, on utilise un pourcentage variant de 5 à 15 % du volume avant coupe pour éviter de cumuler des erreurs. Dans aucun cas une CPPTM laissant 5, 10 ou 15 % du volume sur pied produit un accroissement supérieur à celui d'une CPRS pour des révolutions raccourcies de 10 ou 15 ans.

3.2.2 Rivière aux Rats

Sur une station dont l'IQS est de 13 m à 50 ans (âge à 1,3 m) un peuplement issu d'une CPRS possède un ID_{1000} à 10 ans d'environ 1 cm. Comparativement à une telle valeur, le modèle (2) indique, pour un ID_{1000} à 10 ans de 6 cm, une diminution de la révolution de neuf ans (Figure 3). La haute régénération protégée fournirait une avance notable par rapport à un peuplement issu d'une CPRS.

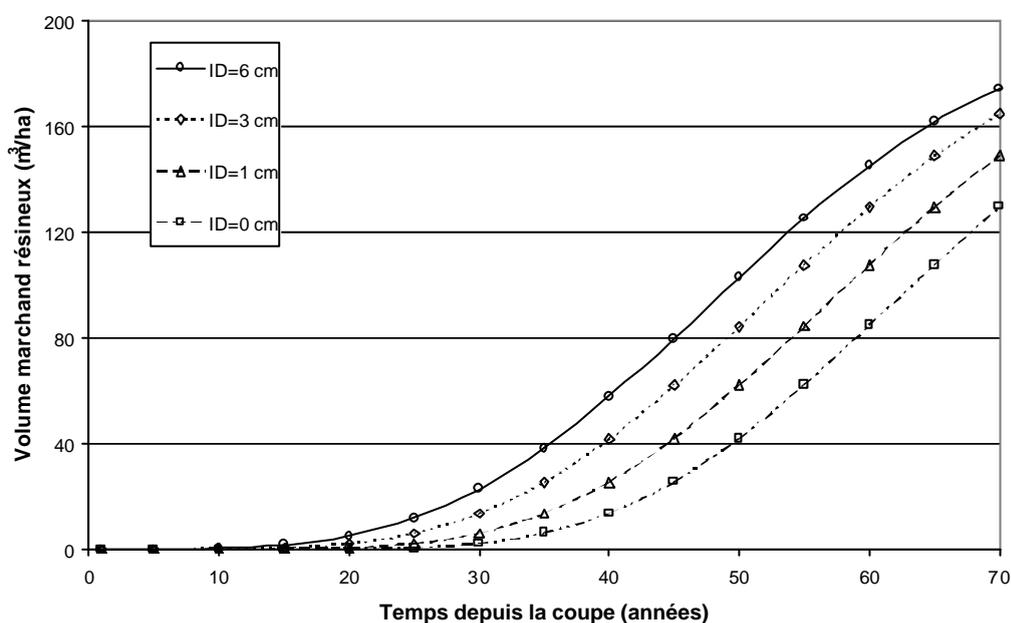


Figure 3. Évolution de la production des pessières noires de rivière aux Rats en fonction de l'indice de diamètre (IQS = 14 m à 50 ans à hauteur de poitrine).

Note : Courbes valides pour une période maximale de 55 ans depuis la coupe.

Tableau 5. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS à partir du modèle d'une peissière de l'aire d'observation de rivière Bell

Temps	ID10 (cm)					
	1	6	8	1	6	8
	IQS (m)					
	12	12	12	14	14	14
	Évolution du volume (m ³ /ha)					
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
10	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2
15	0,1	0,2	0,3	0,3	1,0	1,2
20	0,4	1,0	1,2	1,5	3,3	3,8
25	1,4	2,9	3,4	4,6	8,4	9,4
30	4,0	7,0	7,8	10,9	17,5	19,1
35	9,0	14,2	15,4	21,4	31,4	33,7
40	17,3	25,1	26,9	37,1	50,6	53,6
45	29,5	40,2	42,6	58,0	74,9	78,5
50	46,0	59,5	62,4	83,7	103,4	107,5
55	66,6	82,5	85,9	113,4	135,1	139,5
60	90,7	108,4	112,1	145,8	168,5	173,0
65	117,3	136,2	140,0	179,5	202,2	206,7
70	145,4	164,7	168,5	212,9	234,8	239,0
Volume protégé (%)	AAM CPPTM (CPRS = 2,08 m ³ /ha/an)			AAM CPPTM (CPRS = 3,04 m ³ /ha/an)		
	Révolution raccourcie de 10 ans					
5		1,72	1,77		2,67	2,74
10		1,63	1,68		2,53	2,60
15		1,54	1,59		2,39	2,45
Révolution raccourcie de 15 ans						
5		1,43	1,48		2,33	2,41
10		1,35	1,41		2,21	2,28
15		1,28	1,33		2,09	2,16

Analyse de sensibilité entre la CPRS et la CPPTM

Le tableau 6 présente l'analyse de sensibilité dans laquelle on compare, pour deux IQS (12 et 14 m), l'AAM d'une CPRS (ID_{1000} à 10 ans = 1 cm) à celui d'une petite CPPTM (ID_{1000} à 10 ans = 6 ou 8 cm). Bien que le modèle (2) ait été ajusté pour une période de 55 ans depuis la coupe, l'exemple de calcul utilise la production à 70 ans, un âge plus proche de l'âge d'exploitabilité absolu. Pour déterminer le volume laissé sur pied, plutôt que d'utiliser la valeur provenant du modèle, on utilise un pourcentage variant de 5 à 15 % du volume avant coupe pour éviter de cumuler des erreurs.

Les valeurs en gras identifient les scénarios où la CPPTM l'emporte sur la CPRS eu égard à l'AAM. Selon les scénarios évalués, une CPPTM (ID_{1000} à 10 ans = 8 cm) laissant 5, 10 ou 15 % du volume sur pied produit un accroissement supérieur à celui d'une CPRS même si la révolution est raccourcie de 10 ans. Dans certaines circonstances, la révolution pourrait être raccourcie de 15 ans.

4. Autres Études

Morin (2001) indique que l'indice de diamètre des 1000 plus grosses tiges résineuses à l'hectare 5 ans après la coupe ($ID_{1000, \text{résineux}}$ à 5 ans) s'est avéré une variable efficace pour expliquer une partie de la variation de la production résineuse des peuplements d'épinette-sapin avant coupe. De façon générale, les placettes avec de forts indices de diamètre ont une production supérieure. La contribution de l' $ID_{1000, \text{résineux}}$ à 5 ans s'est avérée significative au seuil $\alpha = 0,05$ dans le type épinette-sapin mais ne l'est pas dans les types de peuplement mélangé et d'épinette avant coupe. La difficulté de mettre en évidence l'importance de l'indice de diamètre dans ces deux types de peuplement peut être expliquée en partie par le fait que ceux-ci présentent une faible variation du volume pour la période étudiée. Le volume augmente plus rapidement dans les peuplements épinette-sapin et offre alors plus de variation à expliquer.

Dans le type épinette-sapin, une diminution de la révolution d'environ trois ans pour une même production semble envisageable à chaque augmentation de 2 cm de l'indice de diamètre à cinq ans. Bien que non-significative dans les types épinette et mélangé, la hausse de l'indice de diamètre laisse entrevoir tout de même une augmentation de la production.

Tableau 6. Analyse de sensibilité de l'AAM d'une CPRS et d'une CPPTM en fonction d'une variation de l'ID₁₀₀₀ à 10 ans et de l'IQS d'après le modèle d'une pessièrre de l'aire d'observation de rivière aux Rats

Temps	ID10 (cm)					
	1	6	8	1	6	8
	IQS (m)					
	12	12	12	14	14	14
	Évolution du volume (m ³ /ha)					
0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
10	0,0	0,1	0,2	0,0	0,4	0,7
15	0,0	0,5	0,8	0,1	1,7	2,6
20	0,1	1,8	2,7	0,6	5,1	7,1
25	0,7	4,9	6,7	2,2	11,9	15,3
30	2,3	10,9	13,9	6,2	22,9	28,0
35	5,9	20,4	24,8	13,7	38,5	45,1
40	12,5	33,7	39,4	25,7	58,1	65,8
45	22,9	50,3	56,9	42,2	80,2	88,6
50	36,9	69,1	76,2	62,4	103,4	111,6
55	54,0	88,7	95,7	85,0	125,7	133,2
60	73,1	107,8	114,2	108,1	145,7	152,1
65	92,7	124,9	130,4	130,0	162,2	167,1
70	111,4	139,1	143,4	149,3	174,6	178,0
Volume protégé (%)	AAM CPPTM (CPRS = 1,59 m ³ /ha/an)			AAM CPPTM (CPRS = 2,13 m ³ /ha/an)		
	Révolution raccourcie de 10 ans					
5		1,71	1,81		2,31	2,41
10		1,62	1,71		2,18	2,28
15		1,53	1,62		2,06	2,15
	Révolution raccourcie de 15 ans					
5		1,53	1,65		2,17	2,30
10		1,45	1,57		2,06	2,18
15		1,37	1,48		1,94	2,06

MORIN et GAGNON (1992) indiquent que les pessières issues de hautes marcottes produisent des volumes marchands plus rapidement que les peuplements issus de feu. ARCHIBALD et ARNUP (1993) ont émis l'hypothèse que le potentiel de gain correspond au temps nécessaire à un peuplement issu d'une coupe totale pour atteindre la hauteur de la régénération préétablie protégée lors de la coupe. Ainsi, ARCHIBALD et ARNUP (1993) évaluent, pour des pessières de l'Ontario, que la protection de régénération entre 2 et 2,5 m de hauteur pourrait réduire de 20 et 30 ans la révolution pour les classes de fertilité 2 et 3 de PLONSKI (1981) respectivement.

5. Littérature consultée

ARCHIBALD, D.J. et R.W. ARNUP, 1993. The management of black spruce advance growth in northeastern Ontario. Northeast Sci. and Technol., Ont. Min. Nat. Resour., Timmins, Ont. Tech. Rep. 008. VMAP Rep. No. 93-05.

BÉGIN, J. et M. RIOPEL. 2000. La coupe avec protection des petites tiges marchandes: 4 ans plus tard, où en sommes nous?

BÉGIN, J., L. BÉLANGER, V. LAFLÈCHE et M. RIOPEL, 2000. Contrat 0901 1280 : Analyse de la croissance des forêts mélangées boréales à l'aide des aires d'observation permanentes du CFL. Rapport année 2000 présenté au ministère des Ressources naturelles.

BÉGIN, J., M. RIOPEL, M. FORTIN et D. MORIN, 2001. Évaluation du potentiel des strates forestières à la CPPTM et caractérisation de leur structure.

BOIVIN, M.-A., D. MORIN, M. RIOPEL, J. BÉGIN et M. FORTIN, 2001. Propositions de protocoles pour le suivi des effets réels de la CPPTM.

MORIN, H. et R. GAGNON 1992. Comparative growth and yield of layer- and seed-origin black spruce (*Picea mariana*) stands in Quebec. Can. J. For. Res. 22 : 465-473.

MORIN, D., 2000. Évolution de la production des peuplements forestiers en relation avec le stocking de régénération. Mémoire de maîtrise, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval.

PLONSKI, W.L., 1981. Normal yield tables (metric) for major forest species of Ontario. Forest Resources Group. Ontario Ministry of Natural Resources.

- POTHIER, D., R. DOUCET et J. BOILY 1995. The effect of advance regeneration height on future yield of black spruce stands. *Can. J. For. Res.* 25 : 536-544.
- RIOPEL, M., 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.
- RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 1999. Essais de coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) : Volet opérationnel. Synthèse des résultats obtenus dans le cadre de tests opérationnels.
- RIOPEL, M., J. BÉGIN et J.-F. GINGRAS, 2000. Une option pour la récolte en forêt boréale : la coupe avec protection des petites tiges marchandes. *Inst. can. rech. génie for. (FERIC), Pointe-Claire, Québec. Avantage* vol. 1, n° 17. 8 p.
- RIOPEL, M. et J. BÉGIN, 2001. Expérimentation de coupes avec protection des petites tiges marchandes. Protocole d'établissement et d'analyse des parcelles permanentes (blocs opérationnels).
- VÉZINA, P.E. et A. LINTEAU, 1968. Growth and yield of balsam fir and black spruce in Quebec. Department of forestry and rural development; Canada-Forestry, Branch-Forest, Research Laboratory; Quebec Region-Information Report Q-X-2.

Annexe 3
Maintien des objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage,
du type écologique et du peuplement :
une analyse orientée vers la CPPTM

par

Pierre Grondin

avec la collaboration de

René Doucet

(Note : Ce texte a été commenté par Langis Beaulieu (MRN-R09), Pierre Beaupré (MRN-DPF), Jacques Blouin (MRN-DIF), Mireille Desponts (MRN-DRF), Gilles Gauthier (MRN-DPF), Raynald Paquin (MRN-DRF) et Vincent Roy (MRN-DRF))

Table des matières

	page
Liste des tableaux	93
Liste des figures.....	95
1. Introduction.....	97
2. Les objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage	99
3. Les objectifs de biodiversité à l'échelle du type écologique.....	102
4. Les types écologiques	105
4.1 Les sapinières sur sols mésiques (MS22, MS26, MS12)	105
4.2 Les pessières sur sols minces (RE20-RE10-RS20).....	107
4.3 Les pessières sur sols de texture grossière (RE21-RE11)	108
4.4 Les pessières bien pourvues de sapin sur sols mésiques (RS22)	109
4.5 Les pessières sur sols de texture moyenne (RE22)	110
4.6 Les pessières et les pessières à sapin sur sols de texture fine (RE26-RS26-ME13-ME16).....	111
4.7 Les pessières et les pessières à sapin sur sols hydriques (RE37-RS37-RE38-RS38)	112
5. Conclusion.....	113
6. Bibliographie	115

Liste des tableaux

page

Tableau 1. Importance relative des groupements d'essences synthèses selon le type écologique et le sous-domaine bioclimatique dans la forêt boréale québécoise.....	106
--	-----

Liste des figures

	page
Figure 1. Structure proposée afin de porter un jugement sur la CPPTM en regard des objectifs de biodiversité.....	98

1. Introduction

Les forestiers s'entendent de plus en plus sur l'énoncé que la foresterie durable devrait « s'inspirer de la dynamique naturelle des peuplements et de sa variabilité » (SEYMOUR et HUNTER 1992, ATTWILL 1994, BRADSHAW *et al.* 1994, BERGERON et HARVEY 1997, HARVEY *et al.* 1997, ANGELSTAM 1998, OMNR 2001). Ce paradigme, est à la base de l'aménagement forestier écosystémique (*Ecosystem management*) (FRANKLIN 1989, 1997; GRONDIN *et al.* 2001; HARVEY *et al.* 2002). Par exemple, à l'échelle du paysage, on définira une composition forestière cible que l'on s'efforcera par la suite de maintenir dans nos pratiques sylvicoles. Au niveau des types écologiques, les lignes directrices définies à l'échelle du paysage demeureront une préoccupation constante. Par contre, des objectifs spécifiques de biodiversité viendront s'ajouter afin de tenir compte de la variabilité des conditions de croissance, de structure et de composition forestière afférente aux divers milieux physiques observés le long d'une toposéquence. C'est à l'intérieur de ce canevas que nous nous proposons d'évaluer la CPPTM en regard du maintien des objectifs de la biodiversité.

Ceux qui s'opposent à structurer leur réflexion d'aménagement sur la base des paysages et des types écologiques argumentent généralement que le nombre de types est trop élevé, que leur niveau de précision excède celui exigé par la sylviculture et que les objectifs de biodiversité ne devraient pas être soumis à une telle structure. Nous croyons au contraire que les décisions qui découlent 1) d'une bonne connaissance de la dynamique forestière à l'échelle du paysage et du type écologique, 2) de la comparaison de cette dynamique avec celle sous aménagement, 3) de la définition d'objectifs d'aménagement (objectifs de biodiversité) cohérents avec les deux étapes précédentes et 4) de l'élaboration de scénarios sylvicoles qui visent l'atteinte des objectifs de biodiversité, présentent un net avantage sur celles qui ignorent ces divers éléments (Figure 1). Par exemple, le problème de l'enfeuillage en Abitibi, ne peut être abordé correctement sans que l'on précise le degré d'enfeuillage des mosaïques naturelles (échelle du paysage) et que l'on dissocie, sur la base du type écologique, les argiles mésiques et subhydriques (type écologique A) des sols hydriques (type écologique B). Dans le premier cas (type A), l'enfeuillage est principalement associé au peuplier faux-tremble et, dans le second (type B), à l'aulne rugueux.

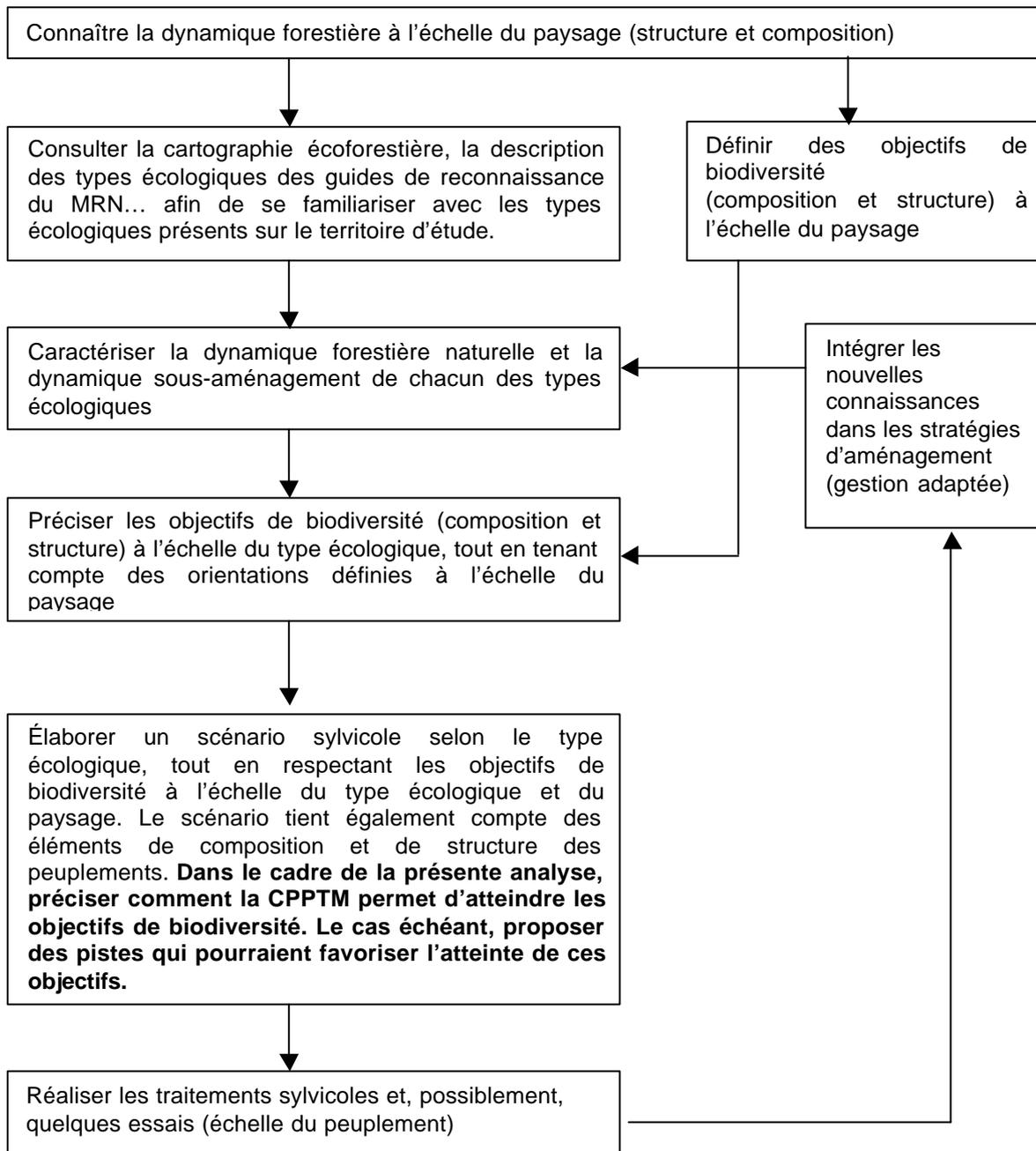


Figure 1. Structure proposée afin de porter un jugement sur la CPPTM en regard des objectifs de biodiversité.

Ce document, élaboré sur plusieurs hypothèses, ne vise pas à définir la dynamique forestière naturelle et sous aménagement, les objectifs de biodiversité et les scénarios sylvicoles des types écologiques de la forêt boréale, ni à porter un jugement sur l'intérêt de la CPPTM par rapport à chacun d'eux. Il s'agit d'une tâche d'envergure qui sera réalisée au cours des prochaines années (guides sylvicoles). Il se limite à structurer une réflexion qui nous permet de juger, à l'échelle du type écologique, les deux questions posées, à savoir : 1) quels sont les impacts de la CPPTM sur la biodiversité et 2) si l'on ne peut reproduire les attributs du peuplement d'origine à l'aide d'un scénario extensif dans lequel la CPPTM est utilisée, quel serait alors le scénario qui nous permettrait de reproduire ces attributs? Nous nous demandons en plus si l'approche de ce traitement a l'avantage d'être appliquée en regard du type écologique. Par exemple, le type écologique de la sapinière à épinette noire (RS22) regroupe un ensemble de pessières susceptibles de voir leur recouvrement de sapin s'accroître après la coupe. Est-ce que la CPPTM permet de résoudre ce problème? Bien des questions soulèvent des réponses hypothétiques, mais le fait de se les poser pourrait orienter d'éventuelles démarches d'aménagement dans le but de mieux lier le type écologique et l'aménagement forestier et ainsi se donner le maximum de chances d'atteindre les objectifs de biodiversité. Voilà le principal objectif de ce document.

2. Les objectifs de biodiversité à l'échelle du paysage

La définition d'objectifs d'aménagement à l'échelle du paysage découle tout d'abord des systèmes de classification écologique qui fixent les limites d'unités relativement homogènes en regard des variables du milieu physique, des perturbations naturelles et du climat. Ces unités correspondent principalement aux sous-domaines bioclimatiques, aux régions écologiques et aux paysages régionaux définis par le MRN (SAUCIER *et al.* 1998). À l'intérieur de ces unités, les spécialistes des régimes de perturbations viennent arrimer les perturbations naturelles en regard de leur cycle, de leur superficie et de leur sévérité (sévérité du feu : effet du feu sur les organismes vivants et profondeur à laquelle le feu pénètre la couche organique du sol (GAUTHIER *et al.* 2001)). Parmi les éléments clés qui résultent de cette caractérisation, figurent : 1) le cycle de feu, 2) la répartition des feux (distribution dans l'espace, superficie, forme... 3) la sévérité des feux (impact des feux sur la végétation et les sols) et 4) la composition forestière cible à l'échelle du paysage.

Par exemple, le cycle des feux (qui s'apparente à l'âge moyen des peuplements) de la pessière à mousses de l'est (cycle ou âge moyen des peuplements variant de 150 à plus de 500 ans) diffère de celui de la pessière à mousses de l'ouest (moins de 150 ans). À l'intérieur de cette dernière entité, le cycle des feux varie, selon les régions, de 110 à près de 140 ans (BERGERON *et al.* 2001, GAUTHIER *et al.* 2001). Sous ces derniers cycles (110 à 140 ans), la superficie couverte par les peuplements de structure irrégulière devrait varier entre 30 et 50 % de la superficie totale du territoire (BERGERON *et al.* 1999). Une

autre façon de se familiariser avec la structure des paysages est de bien comprendre les grands événements de feux (feux catastrophiques) qui sont survenus sur un territoire donné et, de là, cibler les vieux peuplements. Cet exercice peut être réalisé avec les arbres étudiés par le MRNQ au cours des trois programmes d'inventaire décennal. Par exemple, deux grandes périodes de feux caractérisent le sud-ouest de la forêt boréale : 1921 (1900 à 1939) et 1891 (1860 à 1899). Les cohortes antérieures à celles-ci, soit 1851 (1800 à 1859) et 1751 (1700 à 1799) sont reconnues comme de « vieilles forêts », ou du moins appartiennent aux cohortes 2 et 3 (GRONDIN *et al.* 2000b). Nous possédons peu d'information sur la localisation de ces « vieilles forêts », c'est-à-dire celles qui excèdent le cycle de feu. L'hypothèse est qu'un certain nombre d'entre elles s'observent dans les refuges topographiques (souvent occupés par MS22), sur les sites humides (RE37) ainsi que sur les sols minéraux localisés dans un environnement bien pourvu de tourbières ou de lacs (HEINSELMAN 1996).

Les analyses des régimes de perturbation montrent également qu'il existe des différences marquées entre la fréquence et la superficie des feux parmi les diverses unités de la classification écologique. Par exemple, la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (relief de collines) est caractérisée par des feux fréquents et de faibles superficies, comparativement à la pessière de l'ouest (relief de coteaux et de plaines) où les feux sont plus rares et de grandes superficies (multi foyers). En d'autres termes, la fréquence des feux est corrélée positivement avec l'augmentation de la pente alors que la superficie y est corrélée négativement. Également, les petits feux présentent généralement une hétérogénéité (îlots non brûlés, îlots partiellement brûlés...) supérieure à celle des grands feux (FOSTER *et al.* 1998). La superficie et la forme des îlots de végétation préservés à l'intérieur des grands feux semblent également fonction du type de végétation et de la rugosité du terrain. Par exemple, un feu de forte sévérité sur un terrain plat bien drainé ou sur des coteaux très homogènes recouverts de vastes pessières mûres aura pour effet de détruire presque toute la végétation. Un feu de même sévérité dans un secteur diversifié en regard des types de végétation (feuillue et mélangée) et du relief (milieux humides, refuges topographiques...) laissera un héritage beaucoup plus diversifié. Enfin, la végétation évolue en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu. Par exemple, bon nombre de pessières noires sont graduellement envahies par le sapin. À longue échéance, en l'absence de feux et d'une certaine mortalité des épinettes noires (chablis), le sapin pourrait atteindre les strates supérieures. La matière organique qui s'accumule avec le temps écoulé depuis un feu nuit à la productivité des sites. À d'autres endroits, les feux répétés et qui surviennent dans des peuplements déficients en semences (jeunes forêts ou pessières touchées par la TBE) auront pour effet de provoquer la déforestation des paysages (augmentation de l'importance des pessières à lichens) (GAGNON et MORIN 2001). Malgré ces éléments de dynamisme, qui varient sous l'effet de conditions climatiques, il est possible de définir une composition forestière cible que l'on essaiera de conserver. Ces compositions, basées sur le climat ainsi que les régimes des perturbations actuellement en cours, correspondent à une liste de groupements d'essences reconnus pour leur

importance spatiale dans une région homogène en regard de la végétation, des variables du milieu physique, du régime des perturbations et du climat (GRONDIN *et al.* 2000b). La coupe forestière peut fortement modifier cette végétation naturelle (enfeuillage, ensapinage, baisse importante de l'épinette blanche et de l'épinette noire). Par exemple, l'enfeuillage naturel des argiles de l'Abitibi, évalué à près de 10 % sous les conditions naturelles, s'accroît à tout près de 25 à 30 % après la coupe.

Ces divers éléments de connaissances ouvrent la porte à la définition d'objectifs de biodiversité et d'aménagement forestier ainsi qu'à une évaluation de la CPPTM à l'échelle du paysage. Les principaux objectifs qui se dégagent sont les suivants :

- 1) Conserver certains attributs de la structure des paysages, notamment ceux de la superficie occupée par les peuplements de structure irrégulière. L'emplacement (*shifting mosaic*, LERTZMAN et FALL 1997) de ces peuplements devrait varier afin d'assurer la remise en production optimale des sols (diminution de l'épaisseur de la matière organique). Les notions de connexité des peuplements devraient également être prises en compte;
- 2) Varier la superficie, le pourtour, l'espacement et la proportion d'arbres et d'îlots résiduels à l'intérieur des coupes;
- 3) Définir une composition forestière cible à l'échelle du paysage et éviter les changements de composition forestière liés à la coupe forestière (enfeuillage...) et aux perturbations naturelles (agrandissement des landes à éricacées et à lichens);
- 4) Assurer le maintien de la productivité des sols (caractéristiques physiques, chimiques et biologiques), c'est-à-dire prendre en compte l'augmentation naturelle des humus bien et mal drainés (paludification) et la remontée de la nappe phréatique après la coupe dans les milieux humides.

La CPPTM est certainement un outil intéressant pour l'atteinte de ces objectifs. Ainsi, la grande majorité des peuplements de structure irrégulière devraient être traités au moyen de la CPPTM dans le but d'atteindre les objectifs de structure à l'échelle du paysage. Ces peuplements correspondent autant à des peuplements relativement âgés (peuplement de cohorte 2 ou 3) qu'à des peuplements plus jeunes (70 ans) et étagés, à l'exemple de la pinède grise avec un sous-étage d'épinette noire. Il faut cependant retenir que ce dernier peuplement est, à la lumière des connaissances actuelles (deux dispositifs), celui où l'on observe les plus hauts taux de chablis. Compte tenu de la répartition naturelle des feux, on devrait s'attendre à ce que des superficies relativement vastes fassent l'objet de CPPTM et que celles-ci soient

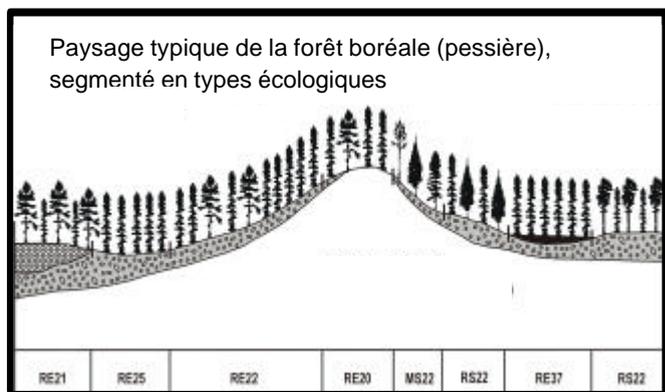
séparées les unes des autres par des secteurs de coupe plus intensives (CPRS). Enfin, la CPPTM, ainsi que les autres traitements sylvicoles (notamment divers types de coupes partielles), devraient être planifiés afin de satisfaire les objectifs de composition à l'échelle du paysage. Par exemple, des modalités particulières pourraient être définies afin de limiter l'enfeuillage ou l'ensapinage de certains peuplements au détriment de pessières noires.

3. Les objectifs de biodiversité à l'échelle du type écologique

Les éléments présentés à la section précédente en rapport avec l'échelle du paysage ne livrent qu'une portion de la biodiversité. Afin d'avoir une vue plus précise de la variabilité naturelle de nos écosystèmes forestiers, il est important de prendre en compte les variations observées dans les caractéristiques du milieu physique, notamment le dépôt de surface, le drainage, l'exposition et la situation topographique. L'hypothèse est que des conditions particulières liées à la croissance des espèces, au régime des perturbations, à la dynamique forestière, à la structure des peuplements et à la composition forestière diffèrent selon les conditions du milieu physique (type écologique).

Par exemple, en Abitibi, la croissance de l'épinette noire est optimale sur les tills de drainage mésique (types écologiques MS22 et RE22) et elle diminue graduellement vers les sites de texture grossière (RE21) puis vers les sols hydriques (RE37) (GRONDIN *et al.* 2000a). Le régime des perturbations ainsi que la dynamique forestière varient dans ces divers milieux ou types écologiques (GRONDIN *et al.* 1999, HARVEY *et al.* 2002). Par exemple,

le type écologique MS22 (sapinière à bouleau blanc mésique de texture moyenne) est étroitement lié aux épidémies de TBE. Le sapin est l'espèce la plus abondante et le sol est surtout recouvert par des latifoliées ainsi que par l'érable à épis. Des feux y surviennent occasionnellement. Ces derniers favorisent les feuillus de lumière. On observe donc sur le type



écologique MS22 des peuplements de feuillus de lumière (ex. : bétulaies blanches), des peuplements mélangés (bétulaie blanche à sapin) ainsi que des sapinières à bouleau blanc qui évoluent sous l'influence des épidémies de TBE et des feux. Par contre, aucun élément relatif au concept du type écologique ne sous-entend une évolution obligatoire des peuplements de début de succession (ex. : bétulaie blanche) vers les peuplements de fin de succession (sapinière à bouleau blanc). Ainsi, il se pourrait que, sous l'effet de la TBE et des feux, des peuplements mélangés se perpétuent dans les forêts du même type et que le stade de fin de succession ne soit jamais atteint.

La dynamique des types écologiques de pessière (RE20, RE21...) est fort différente de celles de la sapinière à bouleau blanc (MS2). Le feu constitue l'agent le plus important de la dynamique forestière. Ces derniers sont probablement plus fréquents et de plus forte sévérité sur les sommets au sol mince (RE20) ainsi que sur le sable (RE21) que sur les tills (RE22) ou, pire encore, sur les sols organiques (RE37). Ces différences dans le régime des perturbations se reflètent sur la composition forestière et la structure des peuplements. En Abitibi, MS22 est le seul type écologique à contenir de l'épinette blanche alors que, sur les autres types, la proportion de pin gris et des peuplements de structure irrégulière s'accroît avec la fréquence des feux. Ainsi, le pin gris et les peuplements de structure équiennne sont abondants sur les sols minces (RE20) ainsi que sur les sables (RE21) et leur représentativité diminue vers les tills mésiques (RE22) puis sur les sites hydriques (RE37).

Compte tenu de ces différences entre les types écologiques présents sur un territoire donné, chacun d'eux devrait être rattaché à des objectifs de biodiversité ainsi qu'à des scénarios sylvicoles particuliers. Par exemple, le maintien de l'épinette blanche sera un objectif propre à MS22 alors que la déforestation (diminution du couvert forestier après des feux répétés) sera une préoccupation des types écologiques RE20 et RE21. Dans le même ordre d'idée, la réflexion relative à l'enfeuillage des pessières noires de l'Abitibi, ponctuées de peuplier faux-tremble, sera fort différente selon que l'on se situe sur des sols argileux (RE26) ou sur des sols hydriques (RE37). Dans le premier cas, la stratégie d'aménagement sera centrée sur le peuplier faux-tremble et, dans le second, sur l'aulne rugueux. On voit donc que le type écologique fournit beaucoup de précisions aux appréhensions générales afférentes à la biodiversité.

En définitive, aménager selon le type écologique sous-entend que l'on accepte de planifier et de concrétiser nos aménagements en fonction des conditions changeantes du milieu physique. Ces dernières ont des répercussions sur la croissance, le régime des perturbations, la dynamique forestière, la structure des peuplements et la composition floristique. Ces divers éléments, ainsi que ceux qui s'ajouteront au fur et à mesure que les types écologiques seront utilisés par les aménagistes, justifient que des objectifs de biodiversité et des scénarios sylvicoles spécifiques soient associés à chacun des divers types écologiques présents dans un territoire donné.

Dans le cadre du troisième programme d'inventaire décennal du MRN, un type écologique caractérise chacun des polygones délimités sur les cartes écoforestières produites à l'échelle du 1 : 20 000. Cet exercice résulte de l'analyse des photographies aériennes et des séries physiographiques élaborées selon la région écologique. Le type écologique est symbolisé à l'aide de quatre caractères. Les trois premiers définissent la végétation potentielle et le quatrième, le type de milieu physique. Les types écologiques de la zone boréale sont essentiellement rattachés à trois végétations potentielles. MS2

(sapinière à bouleau blanc) regroupe les sites bien pourvus de feuillus de lumière et de sapin. Le sol des forêts mûres est colonisé par diverses latifoliées (ex. : *Dryopteris spinulosa*) et d'érable à épis. Le relief est généralement formé de collines et de hautes collines. Cette végétation s'observe également dans les refuges topographiques qui échappent à certains feux. MS1 (sapinière à bouleau jaune) diffère de MS2 principalement par la présence de bouleau jaune et d'érable rouge. On observe cette végétation potentielle ici et là dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc (vallées de rivières...). RE2 (pessière noire à mousses) qualifie les sites dominés par l'épinette noire ou le pin gris, ou par une combinaison de ces deux espèces. Le sol est recouvert de mousses ou d'éricacées. RE3 (pessière à sphaignes) se distingue de RE2 par ses sols mal drainés et recouverts d'une quantité importante de sphaignes. RS2 (sapinière à épinette noire) constitue une végétation potentielle intermédiaire entre les extrêmes décrits précédemment. Elle caractérise les peuplements mixtes dominés par les feuillus de lumière, l'épinette noire et le pin gris (ex. : strate PePg). Le sol présente généralement une composition mixte d'éricacées et de latifoliées. On associe aussi à cette végétation potentielle les pessières noires à sapin (ES) ainsi que les sapinières à épinette noire (SE).

La numérotation des milieux physiques (quatrième caractère du type) suit une séquence logique. Le code 0 caractérise le roc (ex. : RE20). Les trois chiffres suivants définissent les stations mésiques sur sols de texture grossière (RE21), moyenne (RE22) ou fine (RE23). La séquence se poursuit selon la même gradation de textures, mais le drainage passe de mésique à subhydrique (RE24, RE25 et RE26). Enfin, les sols hydriques peuvent être pauvres et minces (RE37), pauvres et pourvus d'une tourbe relativement épaisse (RE39) ou riche (RE38). Dans le cadre de ce document, ces trois dernières entités sont regroupées sous RE37. La liste des types écologiques de chacun des sous-domaines de la zone boréale se compose d'une vingtaine d'entités (BERGERON *et al.* 1999, GRONDIN *et al.* 1999). Dans le cadre du présent exercice, nous en avons regroupé quelques-unes et, éliminé les plus rares, afin d'obtenir la synthèse présentée au tableau 1. Les aménagistes pratiquant sur un territoire donné pourront se prêter à un exercice similaire de sorte que le nombre de types écologiques qu'ils manipuleront ne devrait pas excéder une dizaine.

Le type écologique permet de distinguer tous les niveaux de perception qui le chapeautent, depuis le district écologique jusqu'à la zone de végétation. Par exemple, les quatre sous-domaines de la forêt boréale commerciale possèdent leur signature propre, eu égard à l'abondance relative de leurs types écologiques. Le domaine de la sapinière à bouleau blanc se distingue par la dominance de types écologiques appartenant à la végétation potentielle du même nom (MS22...). Ces derniers comptent pour près de 50 % des points d'observation réalisés dans le cadre de l'inventaire écologique du MRN. Cette proportion diminue radicalement dans le domaine de la pessière sous l'effet combiné du climat, des caractéristiques du milieu physique et des perturbations naturelles. Le domaine de la pessière se

compose surtout de types écologiques appartenant à la végétation potentielle de la pessière noire (RE2). Il est admis que les sous-domaines de l'est de la zone boréale diffèrent de ceux de l'ouest sur la base des mêmes variables qui gèrent la gradation latitudinale. Les types écologiques qui caractérisent ces deux grandes entités reflètent l'importance relative de ces différences. Par exemple, les types écologiques de la sapinière à épinette noire (RS22...) sont plus abondants dans la pessière de l'est (près de 40 % des placettes) que dans la pessière de l'ouest (20 %). À l'opposé, les pessières sur sable (RE21) et sur sols hydriques (RE37) sont nettement plus abondantes dans les deux sous-domaines de l'ouest que dans l'est. Enfin, les types écologiques sur dépôts fins (MS26, RS26 et RE26) sont concentrés dans la plaine argileuse de l'Abitibi (argile) ainsi que dans les Appalaches (oam limoneux issu de schistes).

Le texte qui suit présente succinctement les principaux types écologiques de la forêt boréale québécoise (Tableau 1). Après avoir esquissé quelques traits de la dynamique naturelle et de la dynamique sous aménagement, nous proposons, pour chacun d'eux, des objectifs de biodiversité et une sylviculture permettant de les atteindre. Des propositions sont énoncées pour la CPPTM et chacune d'entre elles doit faire l'objet d'une hypothèse à valider. L'idée de base véhiculée par le document est que la sylviculture ne devrait pas être définie essentiellement selon les paramètres dendrométriques à l'échelle du peuplement, mais qu'elle devrait prendre en compte la dynamique au niveau du type écologique et du paysage. Cette réflexion globale est réalisée plus ou moins inconsciemment par les aménagistes. Une meilleure caractérisation des niveaux de « paysage » et du « type écologique » devrait tout de même : 1) consolider les liens entre l'écologie et la sylviculture, 2) fournir une meilleure définition des objectifs d'aménagement (ou objectifs de biodiversité) et 3) se traduire par l'élaboration de scénarios sylvicoles à l'échelle du type écologique.

4. Les types écologiques

4.1 Les sapinières sur sols mésiques (MS22, MS26, MS12)

Nous englobons à l'intérieur de cette catégorie, les sapinières mésiques sur till (MS22), sur dépôts fins (MS26) ainsi que les rares sapinières à bouleau jaune de la forêt boréale (MS12). Le type écologique MS22 s'observe surtout dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc. Il est présent ici et là dans la pessière. Sa fréquence d'apparition est plus grande dans la pessière de l'est que dans la pessière de l'ouest (Tableau 1). MS26 se rencontre notamment en Abitibi ainsi que dans les Appalaches. Il est important de comprendre que les types écologiques MS22 et MS26 regroupent des peuplements de feuillus de lumière (pétulaies, tremblais), des peuplements mélangés (pétulaies blanches à sapin...) ainsi que des peuplements résineux (sapinières à bouleau blanc). Seule cette dernière catégorie est

Tableau 1. Importance relative des groupements d'essences synthèses selon le type écologique et le sous-domaine bioclimatique dans la forêt boréale québécoise

Sous-domaine	Type	n	% (1)	Bj	CC	Bb	BbE	BbS	EBb	EPg	PgPg	EE	ES	SBb	SS
Pessière à mousses de l'est	MS22	248	26,7			1,4	0,4	2,0					0,1	4,1	18,7
	RE20	104	6,1				0,1		0,1	0,2		5,1	0,6		
	RE21	79	4,8				0,1		0,1	1,6	0,6	2,0	0,2	0,1	0,1
	RE22	419	25,0		0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	1,4	0,6	21,0	1,1		0,2
	RE26	10	0,7					0,1		0,1		0,3	0,1		0,1
	RE37	42	2,4									2,0	0,3		0,1
	RS20	108	4,7			0,2	0,6	0,1	0,6			1,7	1,5		
	RS22	580	24,1			2,1	2,1	0,7	2,5	0,1	0,2	7,5	8,9		
Pessière à mousses de l'ouest	MS22	384	8,1			2,0	1,1	1,3	0,8		0,1	0,2		1,3	1,3
	MS26	92	1,6			0,3	0,4	0,4	0,2					0,2	0,1
	RE20	102	2,0						0,1	0,6	0,1	1,2			
	RE21	384	8,8						0,1	3,2	2,0	3,5			
	RE22	1087	24,4		0,7	0,1			0,5	5,4	1,5	16,2			
	RE26	473	10,2				0,1		0,3	2,0	0,8	6,9		0,1	
	RE37	689	14,0						0,1	0,3		13,5	0,1		
	RS20	38	0,8				0,2		0,1			0,3		0,1	0,1
	RS22	454	10,7			0,8	1,5	0,1	1,0	0,2	0,4	3,0	1,8	0,5	1,4
	RS26	196	3,9			0,7	0,9		0,6	0,1	0,2	1,0	0,2	0,1	0,1
RS37	194	3,7				0,1		0,1			2,5	0,5	0,1	0,4	
Sapinière à bouleau blanc de l'est	MS12	437	14,6	2,4	1,8	3,0	0,3	1,7	0,2			0,2	0,1	1,7	3,2
	MS22	795	23,0			6,1	0,9	2,7	0,4			0,5	0,6	3,5	8,3
	MS26	527	16,9			2,3	0,5	2,2	0,1			0,7	0,4	2,2	8,5
	RE20	50	1,6								0,1	1,4	0,1		
	RE21	62	2,0							0,5	0,6	0,9			
	RE22	132	4,4							0,1	0,1	3,8	0,2	0,1	0,1
	RE26	54	1,9									1,8	0,1		
	RE37	56	1,7			0,1		0,1				1,5			
	RS20	64	2,4			0,1	0,1	0,1	0,2			0,8	0,6	0,1	0,4
	RS22	294	10,0			0,4	0,4	0,1	0,4	0,1		2,5	2,4	0,6	3,1
	RS26	137	5,0			0,2	0,6	0,1	0,4			0,7	1,3	0,1	1,6
	RS37	98	3,1			0,1	0,1	0,1	0,1			0,8	0,6	0,3	1,0
	Sapinière à bouleau blanc de l'ouest	MS12	370	9,2	1,0	0,1	3,9	1,0	1,7	0,2		0,1	0,3		0,8
MS22		1081	25,8			10,7	3,3	4,8	1,2	0,1	0,4	0,6	0,3	2,3	2,1
MS26		235	4,9			2,4	0,5	0,7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,5
RE20		121	2,9						0,1	0,8	0,4	1,6			
RE21		276	6,9						0,1	1,6	3,1	2,0	0,1		
RE22		419	10,4				0,2		0,5	2,8	1,4	5,2	0,1	0,1	0,1
RE26		63	1,5							0,4	0,2	0,9			
RE37		383	8,0			0,2			0,2	0,2		7,0	0,2	0,1	0,1
RS20		93	2,2			0,2	0,5	0,1	0,3		0,2	0,5	0,2	0,1	0,1
RS22		421	10,5			1,1	1,7	0,2	1,0	0,4	1,3	2,0	0,7	1,1	1,0
RS26		60	1,6			0,5	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1
RS37		156	3,5			0,3	0,2	0,2	0,3			1,1	0,4	0,4	0,6

(1) : Les % sont évalués par sous-domaine. Les données proviennent de l'inventaire écologique du MRNQ.

MS1 : Sapinière à bouleau jaune, MS2 : Sapinière à bouleau blanc, RS2 : Sapinière à épinette noire

RE2 : Pessière noire à mousses, RE3 : Pessière noire à sphaignes

0 : sols minces, 1 : texture grossière (sable), 2 : tex. moyenne (till), 6 : tex. fine mésique ou subhydrique

7 : sols hydriques

Peuplements susceptibles d'être traités au moyen de la CPPTM

abordée dans le présent document orienté vers la CPPTM et les peuplements dominés par le sapin ou par l'épinette noire.

La dynamique naturelle des sapinières est essentiellement liée aux épidémies d'insectes (tordeuse des bourgeons de l'épinette, arpeuteuse de la pruche) et au chablis (MORIN 1990, MORIN et LAPRISE 1990, MORIN 1994). Lors du passage de ces perturbations naturelles, la majorité des sapins meurent. La croissance des épinettes (noire et blanche) est ralentie mais les arbres résistent au passage de plusieurs épidémies. Cette dynamique naturelle a pour effet de créer des peuplements de structure irrégulière, composés essentiellement : 1) d'une cohorte de sapins et 2) d'épinettes de tailles diverses; plusieurs possèdent un diamètre supérieur à 40 cm. Ces « sapinières primitives » de structure irrégulière recèlent une flore particulière liée à la présence de gros arbres (DESPONTS *et al.* 1999, DESPONTS et BRUNET 2001). Un nombre important d'entre elles a cependant fait l'objet de coupes forestières au cours du XX^e siècle. Ces coupes ont eu pour effet de régulariser la structure et de diminuer la proportion d'épinettes (noire et blanche) qui se régénèrent surtout sur le sol minéral exposé par les chablis. Ainsi, beaucoup de sapinières présentent aujourd'hui une structure équiennne et une composition relativement homogène, caractérisée par une nette dominance de sapins.

Se basant sur les attributs de la dynamique naturelle, les objectifs en regard de la biodiversité devraient viser le maintien de sapinières qui possèdent : 1) une structure irrégulière et 2) une composition mixte de cohortes de sapins et d'épinettes de taille variable. Les peuplements mûrs pourvus de ces caractéristiques devraient être l'objet de coupes dont l'objectif serait la perpétuation des sapinières de structure irrégulière. Le maintien d'une grande diversité de classes de diamètre pour les épinettes (blanche et noire) constitue l'objectif premier du traitement. Pour ce qui est des sapinières équiennes, jeunes ou mûres, on peut se demander s'il n'y aurait pas moyen d'en traiter certaines afin d'obtenir, éventuellement, une structure inéquiennne et une bonne représentativité d'épinettes. Dans le contexte dynamique particulier de la sapinière et des objectifs de biodiversité qui lui sont associés, la CPPTM ne s'avère pas un traitement efficace. Probablement que peu de peuplements satisfont aux critères d'accessibilité du traitement.

4.2 Les pessières sur sols minces (RE20-RE10-RS20)

Ce type écologique regroupe les pessières noires (RE20), les pessières noires à sapin (RS20) sur sol mince (moins de 30 cm de sol minéral) ainsi que tous les peuplements de début et de milieu de succession qui leur sont afférents, notamment les pinèdes grises et les pinèdes grises à épinette noire. Ces deux types se répartissent ici et là dans la forêt boréale. Le sous-domaine de la pessière à mousses de l'est est celui qui en compte le plus (5 % des placettes de l'inventaire écologique). Par leur position

topographique (haut de pente, sommet), ces peuplements semblent plus vulnérables aux fréquents feux de foudre que les autres types écologiques. Cette hypothèse s'appuie sur le fait que les sommets de collines sont les premiers types écologiques à se dénuder lors du passage de la pessière à mousses vers la pessière à lichens (GAUTHIER *et al.* 2001). À la suite d'un feu, la régénération des parterres incendiés se fait à partir des graines contenues dans les cônes des épinettes noires et des pins gris. Les feux qui surviennent dans les peuplements faiblement pourvus de graines viables favorisent l'ouverture des peuplements et l'envahissement des éricacées (classées avec le type écologique RE20) ou des lichens (type écologique RE10). Nous possédons peu de connaissance de la structure des pessières noires sur les sols minces. Le régime des perturbations semble enclin vers une dominance de forêts équiennes et une bonne représentativité de pessières à éricacées. Le diamètre moyen des peuplements varie selon l'âge depuis le dernier feu et la densité des peuplements.

L'objectif de biodiversité est essentiellement d'assurer une régénération adéquate des parterres de coupes pour éviter l'abaissement de la densité et de la productivité des forêts (déforestation partielle de certains sites). À la limite, on ne devrait pas intervenir dans certains peuplements (ex. : PgPg sur un sol rocheux avec forte rugosité) parce que leur reconstitution sera difficile et la productivité à long terme s'abaissera. La problématique sylvicole est d'atteindre l'objectif de régénération tout en évitant le plus possible la plantation. Cette dernière s'avère difficile dans les conditions de sols associés aux types écologiques sur sols minces (RE10, RE20, RS20). La CPPTM pourrait s'avérer un traitement intéressant dans les peuplements relativement ouverts (à éricacées). Il semble que le problème sylvicole soit lié aux peuplements équiennes denses (à mousses) et faiblement régénérés que l'on traite par CPRS et que l'on essaie de reboiser tant bien que mal. Idéalement, les plantations devraient en respecter les proportions de pinèdes grises et de pessières noires présentes dans le territoire à l'échelle du type écologique et du paysage.

4.3 Les pessières sur sols de texture grossière (RE21-RE11)

Le type écologique RE21 caractérise essentiellement les platières sableuses dominées par les peuplements résineux, notamment les pessières noires, les pinèdes grises ou les peuplements mixtes composés de ces deux espèces. Ce type possède une répartition géographique opposée aux types décrits précédemment. En effet, il s'observe principalement dans les deux sous-domaines bioclimatiques de l'ouest (sapinière et pessière), où le relief est généralement moins accentué que dans l'est. L'hypothèse est que ces pessières sont principalement caractérisées par une structure équienne, en raison de la fréquence et de la sévérité des feux qui les atteignent. Ces deux éléments du régime des perturbations (fréquence et sévérité) sont apparentés à ceux des types sur sols minces. L'abondance de pin gris, une espèce favorisée par les feux, appuie cette hypothèse. En définitive, les sites secs et de

texture grossière montrent la même vulnérabilité à l'ouverture que les sols minces. Lorsque les feux surviennent régulièrement dans les peuplements mal régénérés, les pessières fermées (à mousses) ou relativement ouvertes (à éricacées) peuvent se transformer en pessières à lichens (type écologique RE11). Le potentiel de croissance de ces sites est nettement inférieur aux forêts plus fermées (RE21).

Les objectifs de biodiversité sont : 1) de limiter la déforestation et l'envahissement des lichens sous l'effet des feux et 2) de conserver à la fois une structure et une composition apparentées à celle des paysages naturels. Pour ce faire, les aires déficientes en régénération après feu devraient être reboisées en regard des proportions de pinèdes et de pessières noires présentes sur le territoire, à l'échelle du paysage et du type écologique. Les pinèdes grises bien pourvues d'épinette noire (régénération et gaules) devraient être traitées au moyen de CPPTM. Enfin, on devrait conserver une portion de peuplements mûrs sur ces types écologiques que l'on a tendance à aménager de façon très intensive.

4.4 Les pessières bien pourvues de sapin sur sols mésiques (RS22)

Bon nombre de pessières de la forêt boréale sont bien pourvues de sapin. Celles-ci sont cependant plus abondantes 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 l'est expliquerait ce phénomène. Les sapins s'installent graduellement sous le couvert des épinettes conséquence des semenciers localisés ici et là dans le paysage. Dans certains cas, les sapins se répartissent selon plusieurs classes de hauteur et confèrent une structure irrégulière au peuplement. Dans d'autres, le couvert d'épinettes est relativement dense de sorte que les sapins forment une strate particulièrement dense et basse (moins de 1 m) en sous-étage des épinettes. Après une coupe (CPRS), les risques d'ensapinage demeurent présents.

Les objectifs de la biodiversité visent essentiellement le maintien de : 1) la structure irrégulière (lorsque présente), 2) la dominance de l'épinette noire sur le sapin et 3) la productivité des sols. Tirer une conclusion de la capacité de la CPPTM à maintenir une structure irrégulière est difficile car les études sur le sujet sont manquantes. On émet l'hypothèse, après l'analyse sommaire de peuplements ayant fait l'objet de vieilles coupes (récolte des tiges marchandes), que la CPPTM ne favorise pas le maintien d'une structure irrégulière. Les différences de hauteur des arbres laissés sur les parterres de coupes seraient insuffisantes pour favoriser le développement d'une structure irrégulière dans le peuplement mûr. Tout au plus, la variabilité des diamètres serait légèrement plus grande que dans les peuplements naturels, mais pas au point de pouvoir caractériser la structure des peuplements de seconde venue de structure irrégulière. La solution afin de maintenir une structure irrégulière (objectif de biodiversité) serait de procéder à une coupe qui laisserait quelques grosses épinettes (de diamètre supérieur à 14 cm). Du

point de vue de la biodiversité, les gros arbres semblent l'habitat privilégié d'espèces végétales particulières (lichens...). Dans les peuplements relativement bien pourvus de sapins, une certaine proportion d'épinettes (de l'ordre de 200 à 300) pourrait être récoltée après deux révolutions de sapins. Des problèmes de chablis, à l'exemple de ceux notés à l'intérieur des CPPTM de la Côte-Nord, sont cependant prévisibles. Sur une base économique, laisser sur pied quelques gros arbres qui risquent de tomber est inacceptable puisqu'il s'agit d'une perte de possibilité. La problématique liée à la recherche d'une véritable structure inéquienne (comprenant de gros arbres) demeure ouverte. Il semblerait qu'une manipulation plus fine des tiges prélevées lors de la coupe limiterait considérablement les chablis. C'est la raison qui explique que les chablis seraient beaucoup moins importants dans les dispositifs expérimentaux que dans les aires traitées commercialement.

Les études récentes sur l'ensapinage démontrent : 1) que le stocking de l'épinette noire en régénération dans les anciennes pessières noires (strate EE) est souvent suffisant pour constituer un peuplement à venir dominé par l'épinette noire, 2) que le stocking de l'épinette noire en régénération diminue au fur et à mesure que la présence de sapin s'accroît dans les peuplements mûrs avant coupe (EE->ES->SE->SS) et 3) que, dans les peuplements mixtes d'épinette noire et de sapin, la croissance de l'épinette noire est supérieure à celle du sapin, une fois la période d'installation terminée, c'est-à-dire de 15 à 25 ans après la coupe (Pothier 1996, RUEL *et al.* 1998, DOUCET 2000, DOUCET et BLAIS 2000,). Bien que ces éléments laissent croire qu'il n'y a pas de problèmes d'ensapinage, il nous semble important de filtrer l'information sur le stocking après la coupe en regard du type écologique. Tous semblent d'accord pour reconnaître qu'on ne prévoit aucun problème dans les types écologiques soumis à des caractéristiques pédologiques limitantes, à l'exemple des pessières sur sable (RE21), des pessières sur roc (RE20) ou des pessières sur sols organiques (RE37). La difficulté d'aménagement concerne davantage les stations les plus riches (sols mésiques) généralement situées dans un environnement propice au sapin (relief de coteaux...) (type écologique RS22). En d'autres termes, il pourrait y avoir des problèmes d'ensapinage sur le type écologique RS22, masqués par des statistiques qui intègrent la dominance de pessières faiblement pourvues de sapin, notamment RE21 et RE37. De plus, il est important de comprendre les facteurs (température du sol...) qui favorisent une meilleure croissance de l'épinette noire que du sapin. Sur la base de son autécologie, le sapin possède un potentiel de croissance en hauteur (plus de 35 cm d'accroissement annuel) supérieur à celui de l'épinette noire (moins de 30 cm) (GRONDIN *et al.* 2000a).

4.5 Les pessières sur sols de texture moyenne (RE22)

Ce type écologique caractérise les pessières sur till faiblement pourvues de sapin. Il constitue le type écologique le mieux représenté de la pessière (près de 25 % des placettes). La dynamique de ce type

écologique est étroitement associée aux feux de forêt. Après une perturbation naturelle, des peuplements (pessières noires et pinèdes grises) de structure équiennne se forment (cohorte 1). Avec le temps, ceux-ci se transforment en peuplements plus ou moins irréguliers (cohorte 2 et 3). La proportion relative de la superficie occupée par ces cohortes varie selon le cycle du feu. Les peuplements incendiés et faiblement pourvus de graines viables peuvent évoluer vers des peuplements ouverts (pessières à éricacées) ou en landes à éricacées et à lichens. Ces deux groupes d'espèces semblent défavorables à la croissance de l'épinette noire (voir Annexe 4). Par ailleurs, les stations dominées par les lichens se rattachent au type écologique RE21. Ces divers peuplements (pessières et pinèdes grises à mousses, à éricacées et à lichens) présentent des structures et des compositions variables que l'on essaiera de perpétuer par nos aménagements forestiers. Par exemple, la structure de la pessière à mousses diffère de celle de la pessière à éricacées. Le potentiel de croissance (sans oppression) est généralement supérieure à celui des autres types écologiques. Seules les stations sur argile présentent un meilleur potentiel.

Dans un objectif de maintien de biodiversité, la majorité des peuplements de structure irrégulière, appartenant autant à la pessière à mousses qu'à la pessière à éricacées, devraient faire l'objet de la CPPTM. La CPPTM peut même être envisagée comme un traitement qui favorise une reforestation plus rapide des sites soumis à une CPRS puisqu'un certain nombre d'épinettes ne subissent pas les retards de croissance occasionnés par les éricacées. De plus en plus, l'idée d'expérimenter la conservation de quelques grosses tiges (reconnues pour leur intérêt en regard de la biodiversité) pour faciliter la régénération de l'épinette noire chemine. On devra toutefois trouver un moyen de limiter le chablis.

4.6 Les pessières et les pessières à sapin sur sols de texture fine (RE26-RS26-ME13-ME16)

Ces peuplements s'observent essentiellement dans la plaine argileuse de l'Abitibi (régions écologiques 5a et 6a). Plusieurs de ces pessières sont entrecoupées de peupliers faux-tremble qui constituent de 5 à 20 % de la surface terrière totale. Dans un contexte de dynamique naturelle, ces peuplements d'épinette noire se succèdent au rythme des feux. Le peuplier faux-tremble prend peu ou pas d'expansion. La dynamique sous aménagement (CPRS) est fort différente. Les pessières noires ponctuées de peuplier faux-tremble (EE) se transforment en peuplements mieux pourvus de peuplier faux-tremble (EPE). Une dynamique similaire se produit dans les peuplements mélangés à tendance résineuse qui se transforment en peuplements mélangés à tendance feuillue (EPe -> PeE). De leur côté, les peuplements mélangés à tendance feuillue deviennent des peuplements feuillus (PeE -> Pe). Cette dynamique de coupe fait en sorte que les paysages de la plaine argileuse de l'Abitibi, autrefois dominés par des résineux (dynamique de feu), se transforment depuis le début de la colonisation en paysages dominés par des peuplements mélangés dans lesquels l'épinette noire se reproduit généralement par des marcottes. Au rythme des coupes, les épinettes diminuent constamment d'importance au détriment des

feuillus et du sapin. À cela s'ajoute de vastes superficies agricoles abandonnées ainsi que plusieurs feux d'origine anthropique qui ont eu pour effet d'accroître la proportion du peuplier faux-tremble dans les paysages.

L'objectif d'aménagement en regard de la biodiversité devrait être de limiter l'enfeuillement afin de respecter la composition forestière à l'échelle du paysage. Dans un contexte naturel, on estime que les peuplements à dominance de peuplier faux-tremble ne devraient pas excéder 5 à 10 % de la superficie totale. Dans les zones soumises à l'enfeuillement, ces superficies ont plus que doublées. Limiter l'expansion du peuplier faux-tremble par une sylviculture appropriée est un défi de taille. En prenant compte l'autécologie des espèces en présence, un essai sylvicole à tester dans les pessières ponctuées de peuplier faux-tremble serait de couper les peupliers faux-tremble tout en laissant le couvert résineux environnant. Cette action limiterait le drageonnement du peuplier et favoriserait la régénération de l'épinette noire dans les sentiers de débusquage. Une fois la régénération d'épinette installée et d'une hauteur suffisante (environ 1 m), on pourrait couper les épinettes parvenues à maturité. Une alternative consisterait à récolter les épinettes en deux étapes afin de créer une structure irrégulière. Ce scénario diffère sensiblement de la CPPTM puisqu'un grand nombre de ces peuplements ont une structure équienne et que l'on vise un objectif bien particulier en regard de la biodiversité (limiter l'enfeuillement).

Plusieurs pessières noires sur sols de texture fine ne sont pas sujettes au problème de l'enfeuillement. Celles-ci sont principalement localisées dans des environnements dominés par les sols organiques. Les peuplements de la première cohorte (structure équienne) devraient faire l'objet de CPRS. Les autres (seconde et troisième cohorte) ainsi que les peuplements de première cohorte bien régénérés (ex. : pinède grise avec un sous-étage d'épinette noire) devraient être traités au moyen de la CPPTM et, mieux encore, de coupes partielles ou de coupes avec rétention variable (BERGERON et HARVEY 1997, BERGERON *et al.* 1999). On devrait aussi penser à des solutions pour remettre en production le sol des sites soumis à une accumulation d'humus. La scarification ainsi que le brûlage dirigé devraient être prescrits. Enfin, les pessières à sapin sur sols de texture fine (type écologique RS26) devraient être traitées selon les mêmes recommandations que les pessières à sapin sur sols de texture moyenne (RS22).

4.7 Les pessières et les pessières à sapin sur sols hydriques (RE37-RS37-RE38-RS38)

La compréhension de la dynamique de ce type écologique est limitée. L'hypothèse est que les feux y surviennent selon une fréquence et une sévérité moindres que sur les sols minéraux adjacents. Seuls les feux d'une extrême sévérité les détruiraient (VINCENT 1965). Le fait que plusieurs peuplements échappent à l'occasion au feu ainsi que la facilité de l'épinette noire de se régénérer, tant par marcottes que par

graines, favorisent le développement de peuplements de structure irrégulière. Malgré cela, plusieurs peuplements possèdent une structure équiennne. Il s'agit possiblement de peuplements plus jeunes (moins de 160 ans) qui pourraient se transformer vers de vieux peuplements de structure inéquiennne (COGBILL 1985, LIEFFERS 1986). On connaît peu l'évolution de la structure après la coupe. Il semble que la coupe des tiges marchandes conduise vers des peuplements de structure irrégulière (GROOT et HORTON 1994). Cette hypothèse contredit ce qui a été avancé au type écologique RS22.

Les objectifs de biodiversité consistent : 1) à limiter les problèmes de remontée de la nappe phréatique ainsi que les perturbations au sol (orniérage), 2) à conserver la structure irrégulière des peuplements possédant cet attribut et 3) à éviter l'envahissement de l'aulne. Afin d'atteindre le premier objectif, un maximum de régénération et de tiges marchandes devraient être laissées sur les parterres de coupe afin de maintenir le taux d'évapotranspiration le plus élevé possible (DUBÉ *et al.* 1995; ROY *et al.* 1997, 2000). Le moyen actuellement utilisé est d'exécuter une CPRS en hiver. Compte tenu de l'importance des sols mal drainés dans certaines régions du Québec (Abitibi), cette pratique ne peut être entièrement appliquée, ce qui entraîne des problèmes d'orniérage car certains milieux humides sont traités lorsque le sol organique n'est pas gelé. Il est possible que la CPPTM donne de meilleurs résultats que la CPRS. On peut dès lors se demander s'il ne serait pas avantageux de poursuivre les deux objectifs suivants : 1) maintenir et même améliorer la structure des peuplements irréguliers et 2) transformer les peuplements équiennes en peuplements irréguliers. Ainsi, à moyen terme, les pessières humides pourraient être traitées sur la base d'une structure irrégulière.

Sur les sites riches (minérotrophes), notamment en Abitibi, un second problème s'ajoute à celui de la remontée de la nappe phréatique. Il s'agit de la transformation de certaines pessières à aulne en aulnaies après la coupe. L'aménagement au moyen de CPPTM et de coupes partielles semble incontournable sur ces stations. Compte tenu de la faible croissance de l'épinette noire sur des stations hydriques (GRONDIN *et al.* 2000b), un effort d'aménagement moindre devrait leur être consacré, par rapport aux stations de sol minéral.

5. Conclusion

Nous reconnaissons la difficulté d'évaluer un élément de la sylviculture (ici la CPPTM) quand on exclut les notions de « paysage » et de « type écologique », et les attributs qui lui sont afférents. Ce document n'est qu'un exemple du genre d'hypothèses que l'on peut formuler lorsque ces niveaux de perception sont pris en compte. Par exemple, de vastes étendues de pessières noires de l'Abitibi sont sujettes à l'enfeuillement après la coupe. Après avoir compris la dynamique naturelle de ces peuplements et l'avoir comparée à celle des peuplements après la coupe, il devient plus facile de définir des objectifs

d'aménagement à l'échelle du type écologique et de définir le scénario sylvicole qui atténuera l'enfeuillement. Le document montre également que la forêt boréale peut être ramenée à un nombre restreint d'éléments, de types écologiques et que c'est sur eux que devraient reposer les réflexions concernant la biodiversité ainsi que la sylviculture. Ces trois éléments : dynamique -> objectifs de biodiversité -> sylviculture devraient être analysés en cascade selon le type écologique sans oublier les lignes directrices définies à l'échelle du paysage.

Notre analyse montre que la CPPTM est le traitement approprié pour de nombreuses situations. Elle constitue une amélioration importante de nos pratiques sylvicoles. Son avantage par rapport aux méthodes traditionnelles de la coupe en forêt boréale est de favoriser des objectifs de maintien de la structure à l'échelle du paysage et du peuplement. Plutôt que de normaliser la forêt sur une période de rotation entre 100 à 200 ans, la CPPTM permet de conserver une structure apparentée aux paysages et aux peuplements naturels pour certaines portions du territoire tout en induisant la possibilité de rotations plus courtes. Il faut cependant admettre que certains éléments de la structure ne sont pas conservés, notamment une certaine proportion de gros arbres. Bien que nous ne connaissions pas la valeur de ces derniers à l'échelle de la biodiversité, nous assumons qu'ils sont l'habitat d'une biomasse importante de lichens foliacés et fruticuleux et des réservoirs de graines importants pour la petite faune. **Notre première proposition** prône la mise en place d'essais sylvicoles à l'intérieur de peuplements irréguliers résineux pour lesquels quelques gros arbres seraient conservés en rapport avec l'étude de leur comportement au chablis et de leur intérêt pour la biodiversité. De tels essais pourraient se faire dans la majorité des types écologiques.

Malgré son intérêt certain, la CPPTM ne nous semble pas un traitement approprié aux changements de composition forestière à l'échelle du paysage et des types écologiques touchés par ce problème. Ainsi, **notre seconde proposition** prône la mise en place d'essais sylvicoles dans des pessières équiennes vulnérables à l'enfeuillement, à l'ensapinage et à l'envahissement des éricacées. Par exemple, des essais (pessières sujettes à l'enfeuillement) pourraient prélever, lors d'une première coupe, les peupliers parvenus à maturité, les gros sapins ainsi que quelques grosses épinettes. Les ouvertures créées seraient de faible dimension dans les situations où les risques d'envahissement des feuillus de lumière seraient élevés. Ce premier traitement favoriserait l'installation de semis d'épinette noire. Les coupes subséquentes auraient comme but de privilégier une structure irrégulière et des peuplements à dominance d'épinette noire. Enfin, **notre troisième proposition** prône le traitement de tous les milieux humides au moyen d'une sylviculture irrégulière afin d'éviter la remontée de la nappe phréatique et, sur les sites riches, l'envahissement de l'aulne rugueux. Dans les situations où la structure actuelle est irrégulière, la CPPTM pourrait être pratiquée. En outre, on devrait entreprendre des essais dans le but de

laisser des gros arbres. De plus, on pourrait s'interroger sur la possibilité et la pertinence de transformer graduellement des peuplements de structure équiennne en peuplements de structure irrégulière.

Lors de la confection des prochains plans d'aménagement, la planification de la CPPTM et de tous les autres traitements sylvicoles, il y aurait avantage d'intégrer les notions de « paysage » et de « types écologiques ». Pour ce faire, les forestiers devraient d'abord dresser une image précise des types écologiques présents sur leur territoire, cela à la lumière des inventaires disponibles, de leurs connaissances du territoire, de la littérature... Cette base d'information leur permettra de mettre en place un ensemble de traitements respectueux des caractéristiques de stations, de la dynamique et de la biodiversité observées (scénario sylvicole). L'intégration de ce cheminement méthodique aux PGAF améliorera la compréhension de l'impact de la CPPTM et des autres essais sylvicoles sur les nombreux aspects qui demeurent encore sans réponse. Parallèlement, diverses études devraient permettre une meilleure connaissance de la dynamique naturelle, de la dynamique subséquente à la coupe (enfeuillage, ensapinage...), de la structure (actuelle et son évolution à moyen terme), des régimes des perturbations des types écologiques et de l'intérêt de certains attributs des peuplements (vieilles épinettes...) en regard de la biodiversité. Dès que des résultats intéressants seront obtenus, ceux-ci devraient être intégrés dans la foresterie quotidienne (gestion adaptée).

6. Bibliographie

ANGELSTAM, P.K., 1998. *Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regime*. J. Veg. Sci. 9 : 593-602.

ATTIWILL, P.M., 1994. *The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservation management*. For. Ecol. Manage. 63 : 247-300.

BERGERON, J.-F., P. GRONDIN et J. BLOUIN, 1999. *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest*. Forêt Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. 204 p.

BERGERON, Y. et B. HARVEY, 1997. *Basing silviculture on natural ecosystem dynamics : an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec*. For. Ecol. Manage. 92 : 235-242

BERGERON, Y., B. HARVEY, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1999. *Stratégies d'aménagement qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles : considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt*. For. Chron. 75 : 55-61.

- BERGERON, Y., S. GAUTHIER, V. KAFKA, P. LEFORT et D. LESIEUR, 2001. *Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry*. Can. J. For. Res. 31 : 384-391.
- BRADSHAW, R., P. GEMMEL et L. BJÖRKMAN, 1994. *Development of nature-based silvicultural models in southern Sweden : the scientific background*. For. Landscape Res. 1 : 95-110.
- COGBILL, C.V., 1985. *Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada*. Can. J. For. Res. 15 : 252-261.
- DESPONTS, M. et G. BRUNET, 2001. *Diversité structurale et biodiversité des plantes vasculaires de la sapinière à bouleau blanc de la Gaspésie*. Naturaliste Canadien 125 : 168-174.
- DESPONTS, M., L. BÉLANGER, A. DESROCHERS et J. HUOT, 1999. *Les sapinières vierges : un élément essentiel au maintien de la biodiversité en milieu forestier*. L'Aubelle. 131 : 21-24.
- DOUCET, R., 2000. *L'envahissement des parterres de coupe par le sapin est-il inévitable?* L'Aubelle 132 : 11-13.
- DOUCET, R. et L. BLAIS, 2000. *Comparative growth of balsam fir and black spruce advance regeneration after logging*. Journal of Sustainable Forestry 10 : 235-239.
- DUBÉ, S., A.P. PLAMONDON et R.L. ROTHWELL, 1995. *Watering-up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland*. Water Resource 31 : 1741-1750.
- FOSTER, D.R., D.H. KNIGHT et J.F. FRANKLIN, 1998. *Landscape patterns and legacies resulting from large, infrequent forest disturbances*. Ecosystem : 497-510.
- FRANKLIN, J. 1989. *Toward a new forestry*. American Forests, Nov-dec. p. 37-44.
- FRANKLIN, J., 1997. *Ecosystem management : an overview*. *Ecosystem management : applications for sustainable forest and wildlife resources*. M.S. Boyce and A. Haney. Ale University Press. p. 21-53.
- GAGNON, R. et H. MORIN, 2001. *Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité*. Naturaliste canadien, 125 : 26-35.

- GAUTHIER, S., A. LEDUC, B. HARVEY, Y. BERGERON et P. DRAPEAU, 2001. *Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique*. Naturaliste canadien, 125 : 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, 2000a. *Croissance potentielle et dynamique des espèces forestières sur les principaux types écologiques des régions écologiques 5a et 6a (Abitibi)*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Rapport interne n° 461.
- GRONDIN, P., J. NOËL, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2000b. *Relations entre la végétation, le milieu physique, les perturbations naturelles et le climat dans le sud-ouest de la forêt boréale québécoise*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Rapport interne n° 472.
- GRONDIN, P., Y. BERGERON et S. GAUTHIER, 2001. *L'aménagement écosystémique au Québec : concepts et applications*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Rapport interne n° 473.
- GROOT, A. et B. HORTON, 1994. *Age and structure of natural and second-growth peatland Picea mariana stands*. Can. J. For. Res. 24 : 225-233.
- HARVEY, B., Y. BERGERON, A. LEDUC et S. GAUTHIER, 1997. *Sylviculture et aménagement forestier écosystémiques, peut-on concilier les deux? L'exemple de la forêt boréale mixte de l'Abitibi*. L'Aubelle 121 et 122 : 22-24 et 31.
- HARVEY, B., A. LEDUC, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002. *Stand-landscape integration in natural-disturbance based management of the southern boreal forest*. For. Ecol. Manage. 155 : 369-385
- HEINSELMAN, M.L., 1996. *The boundary waters wilderness ecosystem*. Minneapolis, University of Minnesota Press.

- LERTZMAN, K. et J. FALL, 1997. *From forest stands to landscapes : spatial scales and the role of disturbances in ecological scale : theory and application*. D. Peterson et T.V. Parker, New York, Columbia press.
- LIEFFERS, V.J., 1986. *Stand structure, variability in growth and interspecific competition in a peatland stand of black spruce Picea mariana*. Holarct. Ecol. 9 : 58-64.
- MORIN, H., 1990. *Analyse dendroécologique d'une sapinière issue d'un chablis dans la zone boréale, Québec*. Can. J. For. Res. 20 : 1753-1758.
- MORIN, H. et D. LAPRISE, 1990. *Histoire récente des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette au nord du Lac-Saint-Jean, Québec : une analyse dendroécologique*. Can. J. For. Res. 20 : 1-8.
- MORIN, H., 1994. *Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec*. Can. J. For. Res. 24 : 730-741.
- OMNR (ONTARIO, MINISTRY OF NATURAL RESSOURCES), 2001. *Forest management guide for natural disturbance pattern emulation*. 66 p.
- POTHIER, D., 1996. *Évolution de la régénération après la coupe de peuplements récoltés selon différents procédés de récolte*. For. Chron. 72 : 519-527
- ROY, V., J.K. JEGLUM et A. P. PLAMONDON, 1997. *Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally Creek wetlands in Northern Forested Wetlands, ecology and management*, edited by C.C. Trettin, M.F. Jurgensen, D.F. Grigal, M.R. Gale et J.K. Jeglum. Chapter 17, Lewis Publishers.
- ROY, V., A.P. PLAMONDON et P.-Y. BERNIER, 2000. *Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands*. International Peat Journal 10 : 3-12
- RUEL, J.-C., F. OUELLET, R. PLUSQUELLEC et C.-H. UNG, 1998. *Évolution de la régénération de peuplements résineux et mélangés au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée*. For. Chron. 74 : 428-443.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. *Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec*. L'Aubelle, février-mars 1998. 12 p.

SEYMOUR, R.S. et M.L. HUNTER Jr., 1992. *New forestry in eastern spruce-fir forests : principles and application to Maine*. Maine Agricultural and Forestry Experiment Station Miscellaneous Publication 716. 36 p.

VINCENT, A.B., 1965. *Black spruce : a review of its silvics, ecology and silviculture*. Canada, Department of Forestry, Ottawa, Ont. Publ. 1100.

Annexe 4 :
Impacts probables de la récolte forestière sur la fertilité des sols forestiers
et les avantages probables du maintien d'un couvert partiel

par

Louis Duchesne (MRN-DRF)

avec la collaboration de

Rock Ouimet (MRN-DRF)

et

Sylvie Tremblay (MRN-DRF)

Table des matières

	page
Liste des figures.....	125
1. Effets probables de la coupe forestière sur la fertilité des sols.....	127
1.1 Érosion de surface.....	127
1.2 Modification des propriétés physiques du sol.....	128
1.3 Modification des propriétés chimiques du sol.....	129
1.4 Modification des propriétés biologiques du sol.....	132
1.5 Le cycle du carbone.....	134
1.6 Le processus de paludification.....	135
1.7 Le problème du <i>Kalmia</i>	136
Conclusion.....	137
Références.....	137

Liste des figures

	page
Figure 1. Comparaison du changement de croissance de semis d'épinette d'Engelmann un an après la plantation, selon la position du plant dans la trace de la machinerie [Adapté de SENYK et CRAIGDALLIE (1997)].	129
Figure 2. Comparaison de la hauteur d'une pinède de 10 ans après trois révolutions successives pour des sols de natures différentes. Le changement de productivité du site diffère selon le type de sol alors que les scénarios d'aménagement étaient identiques [Adapté de FOX (2000)].	130
Figure 3. Comparaison du prélèvement en calcium selon différents types de récolte dans des peuplements décidus nordiques au cours d'une révolution de 75 ans; A_ENT : arbre entier > 9,1 cm; C_TOT : toutes tiges > 12,5 cm; D_LIM : diamètre limite, toutes tiges > 43 cm; S_EXT : sélection extensive, tiges > 27,5 cm; S_INT : sélection intensive, tiges > 12,5 cm; [Adapté de ADAMS <i>et al.</i> (2000)].	132
Figure 4. Comparaison du carbone de la biomasse microbienne selon différents traitements, deux ans depuis la récolte [Adapté de PIETIKÄINEN <i>et al.</i> (2001)].	133

1. Effets probables de la coupe forestière sur la fertilité des sols

Le maintien de la productivité à long terme des écosystèmes forestiers fait partie des exigences de l'aménagement forestier durable. Pour qu'une forêt soit aménagée de façon durable, les aménagistes doivent notamment préserver la capacité de production des sols (POWER *et al.* 1998). Plusieurs craintes subsistent à propos de l'effet des pratiques traditionnelles sur la productivité des écosystèmes forestiers (KERSHAW *et al.* 1996, KOHM et FRANKLIN 1997).

Selon l'intensité des activités, tout type de récolte forestière peut modifier les caractéristiques physico-chimiques du sol. Les effets peuvent être regroupés sous deux catégories. D'une part, les effets directs afférents au passage de la machinerie et de la construction de chemin et, d'autre part, les effets indirects où l'altération des propriétés du sol modifie la productivité du site. Les sections suivantes tentent, d'une part, de synthétiser l'information disponible des impacts probables de la récolte forestière sur le maintien de la productivité à long terme des sols et, d'autre part, de relativiser ces impacts en regard du maintien d'un couvert partiel.

1.1 Érosion de surface

Mécanismes

L'érosion est un phénomène naturel qui est considérablement accéléré par les opérations de la récolte forestière (SWANSON *et al.* 1989). L'érosion de surface se fera sentir là où le sol est mis à nu, soit lors des opérations de construction de chemin (mise en forme, remblais, déblais, etc.), soit lors des opérations reliées à la récolte (construction de camps, installation de dépotoirs, de jetées, etc.). La construction routière dépasse cependant de loin les activités de récolte comme source d'érosion de surface (WARING et SCHLESINGER 1985). L'érosion de surface est influencée par la topographie, le vent, la durée et l'intensité des précipitations, les propriétés du sol et le couvert forestier (LOWDERMILK 1930, WISCHMEIER et SMITH 1978, DISSMEYER et FOSTER 1985, ELLIOT et HALL 1997).

Effet sur la productivité

La perte de sol par érosion touche une infime partie du territoire. Cependant, l'érosion a des effets néfastes sur la qualité des habitats de la faune aquatique (WATERS 1995). Tout type d'opération forestière qui expose le sol minéral, qui diminue l'infiltrabilité en augmentant la compaction, qui enlève les débris au sol, qui provoque des ornières, augmente l'érosion du sol (GRIGAL 2000).

Avantage du maintien d'un couvert partiel

Le maintien d'un couvert partiel permet de réduire l'érosion du site. En effet, le peuplement résiduel permet de protéger, en partie, le sol contre les vents violents et les événements pluvieux de forte intensité (DISSMEYER et FOSTER 1985). Cependant les risques de perte de matériaux par érosion demeurent présents pour la superficie occupée par les chemins et les sentiers sur le parterre de coupe.

1.2 Modification des propriétés physiques du sol

Mécanismes

La construction de chemins forestiers, le passage de la machinerie et les aires d'empilement engendrent des changements abrupts des propriétés physiques du sol notamment de la structure, la porosité, la densité, la rétention d'eau, l'infiltrabilité et la conductivité hydraulique (STANDISH *et al.* 1988). Bien que les perturbations varient beaucoup d'un territoire à l'autre, en moyenne les chemins forestiers et les aires d'empilement engendrent une perte de 6 % de la superficie productive. (SCHREIBER *et al.* 2000). Le passage de la machinerie accentue aussi la perturbation des sols en augmentant leur compaction. Peu importe le type de machinerie utilisée, la majorité de la compaction survient après quelques passages (SHEPPERD 1993). À la suite de la compaction, le retour à l'état initial se fait sur une très longue période (CORNS 1988).

Effet sur la productivité

La perte de superficie productive vouée à la construction de chemin affecte directement la productivité du territoire. De plus, il a été démontré que la compaction du sol peut modifier la productivité d'un site constitué de plusieurs types de sols (MOEHRING et RAWLS 1970, HATCHEL *et al.* 1970, LOCKABY et VIDRINE 1984). La baisse de la productivité est attribuable à l'augmentation de la densité du sol (TAYLOR et RATCLIFF 1969, SANDS *et al.* 1979, WASTERLUND 1985) et à la diminution de l'aération et de la disponibilité en eau lesquelles se répercutent sur la croissance racinaire (GREACEN et SANDS 1980). Les dommages physiques aux racines peuvent aussi modifier la productivité du peuplement résiduel (OLSON 1952, BRADLEY 1969). Bien que les opérations de récolte soient de courte durée, la longévité de la compaction peut être suffisante pour perturber la productivité du site durant de nombreuses années. Les effets de la compaction sur la croissance racinaire varient en fonction de la texture du sol. Cependant, nombre d'études rapportent une diminution de la croissance des plants mis en terre (Figure 1) (SENYK et CRAIGDALLIE 1997), des semis naturels (SHEPPERD 1993, STONE et ELIOFF 1998) et des conifères mûrs (FROEHLICH 1976) à la suite des effets de la compaction. PERRY (1964) rapporte que, dans une plantation

de 26 ans, le volume des tiges localisées dans les ornières était moins de la moitié de celles plantées à l'extérieur. La croyance populaire voulant que les cycles de gel et dégel améliorent suffisamment la structure pour atténuer significativement la compaction ne semble pas fondée (BRAIS 1994).

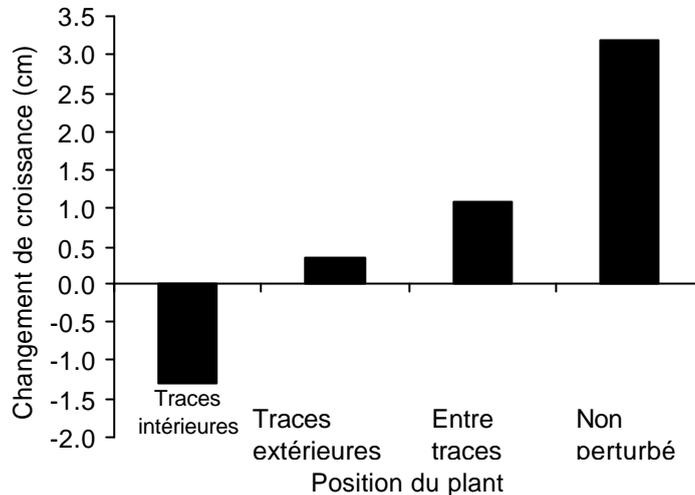


Figure 1. Comparaison du changement de croissance de semis d'épinette d'Engelmann un an après la plantation, selon la position du plant dans la trace de la machinerie [Adapté de SENYK et CRAIGDALLIE (1997)].

Avantage du maintien d'un couvert partiel

Pour la plupart des types de récolte substitutifs de la CPRS, une proportion importante de la superficie (20 à 35 %) est perturbée par le passage de la machinerie. De plus, l'augmentation de la fréquence de coupe prescrite par les systèmes substitutifs (ex. : coupe de jardinage) risque d'engendrer des effets de compaction supérieurs par rapport à la CPRS.

1.3 Modification des propriétés chimiques du sol

Mécanismes

La récolte forestière altère le cycle des éléments nutritifs des écosystèmes forestiers. Lors de la récolte, une grande quantité d'éléments nutritifs et de matière organique est retirée de l'écosystème et cette quantité varie en fonction de la biomasse prélevée (SMITH *et al.* 1986, MANN *et al.* 1988, FEDERER *et al.* 1989). L'effet de ce prélèvement sur la disponibilité des éléments nutritifs varie grandement en fonction des variables qui perturbent le cycle biogéochimique des éléments y compris la fertilité du site, la composition du peuplement, l'intensité de prélèvement et le microclimat (ADAMS *et al.* 2000).

En plus du prélèvement de biomasse, la récolte forestière altère le microclimat du site. Le réchauffement de la température et l'augmentation du taux d'humidité du sol ont pour conséquence d'augmenter le taux de décomposition de la matière organique alors que le prélèvement en eau et des éléments nutritifs diminue fortement durant les premières années subséquentes à la coupe (VITOUSEK *et al.* 1979, SMETHURST et NAMBIAR 1990). Toutefois selon les caractéristiques microclimatiques locales (YIN *et al.* 1989, CORTINA et VALLEJO 1994), la coupe totale peut accroître, diminuer ou ne produire aucun changement du taux de décomposition. Selon les caractéristiques du sol, l'apport rapide d'éléments à l'origine de ce mécanisme peut 1) augmenter temporairement la fertilité du site (BRIGGS *et al.* 2000), 2) augmenter les pertes d'éléments par drainage (ADAMS *et al.* 2000) et 3) augmenter temporairement l'acidité de la solution du sol provoquée par la mise en disponibilité de l'aluminium issu de l'accroissement du processus de nitrification (JOHNSON et LINDBERG 1992).

Effet sur la productivité

Depuis plusieurs années, la question demeure : est-ce que le prélèvement des éléments nutritifs diminue la productivité du sol? En Europe, certaines études ont associé une perte de croissance à la perte des réserves des éléments nutritifs (BAILLARD et WILL 1981 et OLSSON *et al.* 1996). En comparant des territoires soumis au même aménagement, EVANS (1992) a démontré que la productivité du site peut être réduite après deux rotations alors que certains sites, plus fertiles, réagissent bien à l'effort d'aménagement (Figure 2).

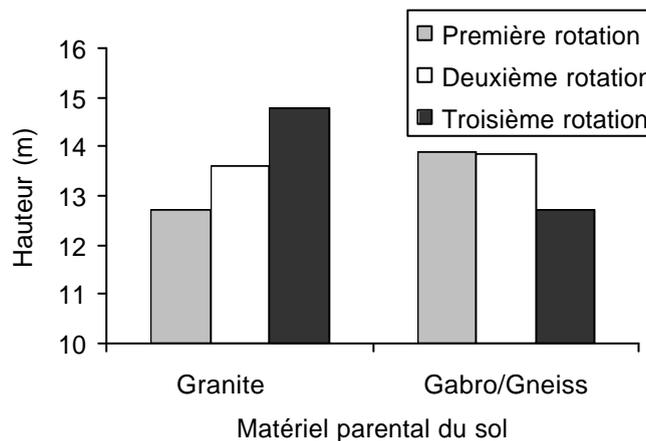


Figure 2. Comparaison de la hauteur d'une pinède de 10 ans après trois révolutions successives pour des sols de natures différentes. Le changement de productivité du site diffère selon le type de sol alors que les scénarios d'aménagement étaient identiques [Adapté de FOX (2000)].

Il a aussi été démontré que les sols pauvres, où s'effectuerait une récolte par arbre entier, nécessiteraient une fertilisation pour maintenir la productivité du site (MALKONEN 1976). Les impacts du prélèvement des éléments nutritifs par la récolte forestière ne peuvent être détectés que par un suivi à long terme des écosystèmes. Jusqu'à présent, aucune différence dans les réserves d'éléments échangeables n'a été décelée quinze ans après une récolte par arbre entier dans un peuplement mixte au Tennessee (JOHNSON et TODD 1998) et dix-sept ans après une coupe totale dans des peuplements de feuillus localisés dans les Appalaches et au New Hampshire (KNOEPP et SWANK 1997, JOHNSON *et al.* 1997). Les différentes conclusions tirées de ces études sont en accord avec la grande variabilité spatiale des caractéristiques qui régissent le cycle biogéochimique des éléments en forêt, notamment la fertilité des sols.

La perte des éléments par drainage provoquée par leur mise en disponibilité rapide ne semble pas jouer un rôle important dans le maintien de la productivité à long terme des sols forestiers (GRIGAL 2000). En effet, parmi les études réalisées, peu d'entre elles rapportent des pertes importantes. De plus, même dans les cas extrêmes, la perte d'éléments nutritifs est relativement faible par rapport au réservoir total d'éléments échangeables (HORNBECK *et al.* 1986).

Avantage probable du maintien d'un couvert partiel

Il y a peu d'informations disponibles des effets des coupes partielles sur le cycle des éléments en forêt. Pour ce qui est du prélèvement des éléments nutritifs, la coupe partielle ne présente pas d'avantages. Bien que le prélèvement des éléments nutritifs soit moins important que lors d'une coupe totale, à long terme, les incursions multiples risquent d'engendrer un prélèvement supérieur au terme d'une révolution (ADAMS *et al.* 2000) (Figure 3).

Pour ce qui est de la mise en disponibilité rapide des éléments, le maintien d'un couvert partiel semble offrir quelques avantages. La rétention d'un couvert partiel permet d'atténuer les impacts sur le microclimat (CHILDS et FLINT 1987, VALIGURA et MESSINA 1994). Cependant, comme pour les coupes totales, les coupes progressives risquent de modifier le taux de décomposition de la matière organique (PIENNE et VAN CLEVE 1978), ou d'engendrer aucun effet (WILL *et al.* 1983, PRESCOTT 1997) sur ce dernier. Bien que les effets soient variables selon les sites étudiés, la rétention d'arbres semble influencer le taux de décomposition et la mise en disponibilité de l'azote (KNIGHT *et al.* 1991, Prescott 1997). À la suite d'une revue du sujet, PRESCOTT (1997) conclut que des systèmes sylvicoles substitutifs (coupe progressive, coupe par trouées) permettent de minimiser les impacts de la récolte forestière sur le taux de décomposition de la matière organique.

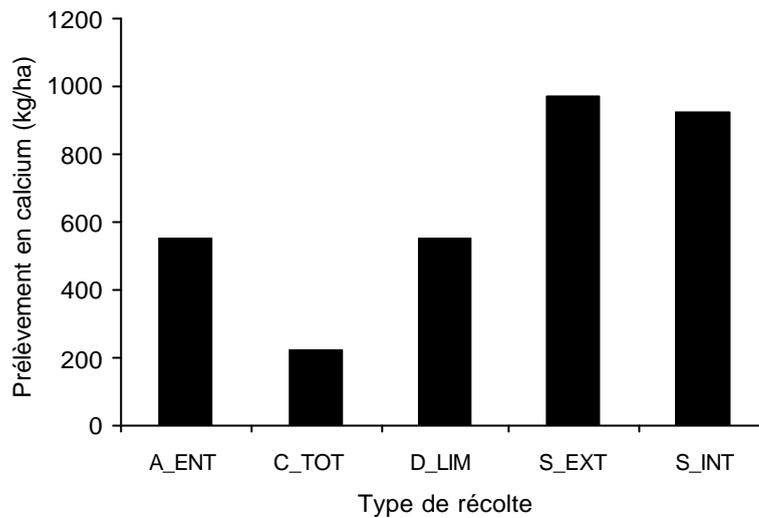


Figure 3. Comparaison du prélèvement en calcium selon différents types de récolte dans des peuplements décidus nordiques au cours d'une révolution de 75 ans; A_ENT : arbre entier > 9,1 cm; C_TOT : toutes tiges > 12,5 cm; D_LIM : diamètre limite, toutes tiges > 43 cm; S_EXT : sélection extensive, tiges > 27,5 cm; S_INT : sélection intensive, tiges > 12,5 cm; [Adapté de ADAMS *et al.* (2000)].

1.4 Modification des propriétés biologiques du sol

Mécanismes

Aux cours des années, le sol s'enrichit des éléments inorganiques issus de l'altération de la roche mère et de la matière organique provenant des végétaux. Alors que l'altération est un processus physico-chimique, la transformation de la matière organique en éléments minéraux est principalement un processus biologique (MARSHALL 2000). Les bactéries, les virus, les champignons et la faune du sol influencent des processus majeurs telles la fixation de l'azote, la décomposition, la minéralisation, etc. Un mètre cube de sol productif compte plus de 200 métazoaires et plusieurs millions d'organismes unicellulaires protozoaires (BATTIGELLI *et al.* 1994), représentant plus de mille espèces (STANTON et LATTIN 1989). La biomasse des champignons dans les sols forestiers peut atteindre $1\ 000\ \text{g m}^{-2}$. D'autre part, plus d'une cinquantaine d'espèces de cyanobactéries capables de fixer l'azote par un processus asymbiotique ont été répertoriées (MARSHALL 2000). La diversité des communautés biotiques accélère le cycle des éléments nutritifs tout en contribuant au maintien de la santé de la forêt. Une communauté biologique complexe augmente à la fois la décomposition (COLEMAN *et al.* 1983) et la croissance des végétaux (SETÄLÄ et HUHTA 1991, SETÄLÄ *et al.* 1996). La récolte forestière engendre des conditions qui modifient ces communautés, notamment la végétation, la variation de la quantité et de la qualité de la litière, l'altération des exsudats foliaires et, un changement du microclimat (MARSHALL 2000).

Impact sur la productivité

Un changement des communautés biologiques du sol n'est pas suffisant pour conclure une diminution de la productivité du site. Peu d'études se sont attardées aux effets de la récolte forestière sur les organismes du sol en regard des effets probables sur la productivité. Il a été démontré que les activités de récoltes ont des répercussions sur les communautés de champignons mycorrhiziens en modifiant de façon spatiale et temporelle le lien entre ces champignons et la nutrition des végétaux (SIMARD *et al.* 1997), ce qui en théorie peut retarder l'établissement d'un nouveau peuplement pour plusieurs décennies et par conséquent, modifier la productivité du site (PERRY *et al.* 1982).

Avantage du maintien d'un couvert partiel

D'une part, la rétention d'un couvert partiel atténue les impacts sur le microclimat (CHILDS et FLINT 1987, VALIGURA et MESSINA 1994). D'autre part, la présence d'arbres vivants laissés sur le parterre de coupe augmente l'hétérogénéité spatiale des processus écosystémiques (VOGT *et al.* 1995). De cette façon, la mosaïque des communautés microbiennes supportées par les arbres résiduels réagit différemment aux changements microclimatiques par rapport aux coupes totales (BARG et EDMONDS 1999). En forêt boréale, le changement observé dans la communauté des décomposeurs est proportionnel au prélèvement de surface terrière. (Figure 4) (PIETIKÄINEN *et al.* 2001).

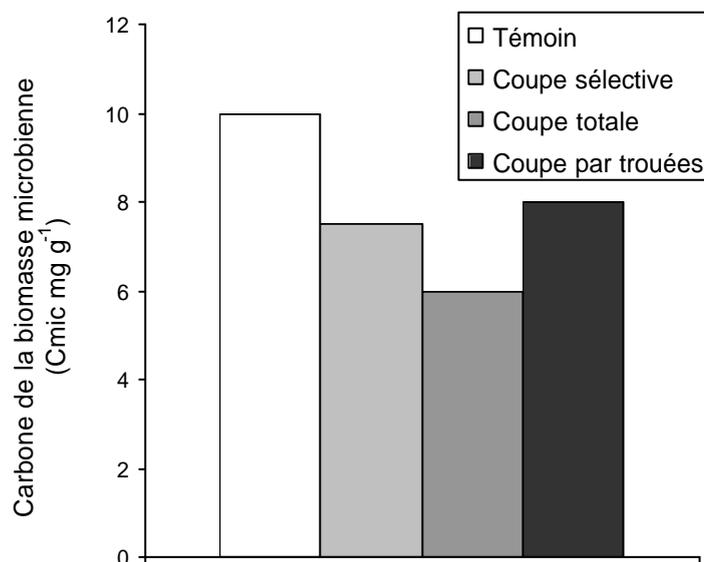


Figure 4. Comparaison du carbone de la biomasse microbienne selon différents traitements, deux ans depuis la récolte [Adaté de PIETIKÄINEN *et al.* (2001)].

Il n'y a pas suffisamment d'informations pour bien évaluer l'impact des différents types de récolte sur la biologie du sol. De plus, l'information n'est disponible que pour quelques régions pour lesquelles l'on prévoit des réactions différentes (HUHTA et KOSKENNIEMI 1975). Cependant, la plupart des auteurs s'entendent sur le fait que les traitements substitutifs de la coupe totale engendrent des effets moins drastiques sur la biologie du sol (MARSHALL 2000).

1.5 Le cycle du carbone

Mécanismes

La quantité de carbone (C), sous forme de matière organique, dans un sol forestier est le résultat de l'équilibre entre l'apport de matière organique au sol, par la litière et le système racinaire, et la décomposition de la matière organique (LISKI et WESTMAN 1997). À la suite d'une coupe forestière, l'apport annuel de matière organique diminue drastiquement, tandis que le taux de décomposition s'accélère, conséquence de l'augmentation de la température du sol (LISKI 1999). Il se produit, à moyen et à long terme, une perte de C organique du sol (PENNOCK et VAN KESSEL 1997), principalement dans la couverture morte (52 %, ST-LAURENT *et al.* 2000). Cette perte de C organique, sous forme de CO₂, peut non seulement diminuer la fertilité du sol, mais aussi contribuer au réchauffement climatique en augmentant la concentration de CO₂ de l'atmosphère (POST *et al.* 1982).

Impact sur la productivité

Le temps nécessaire pour qu'un site donné revienne aux conditions écologiques d'avant la perturbation est « la rotation écologique » (KIMMINS 1974). La productivité forestière peut être compromise si la période de rotation pour la récolte est plus courte que la rotation écologique. La période de reconstitution du C organique dans le sol dépend : 1) du taux de perte de C organique du sol engendré par la récolte et 2) du taux de remplacement du C organique dans le sol après la récolte. Plusieurs études rapportent une diminution du C organique dans le sol sur une période de 15 à 30 ans depuis la récolte et un retour au niveau d'avant la récolte 60 à 80 ans depuis la récolte. Par conséquent, une période de récolte inférieure à 60 ans peut compromettre la productivité forestière du site. Par exemple, MORRIS *et al.* (1997) ont évalué, à l'aide d'un modèle de simulation, que la productivité d'une sapinière pouvait diminuer de 59 % à la fin de la deuxième période de rotation de 40 ans, lorsque la récolte se faisait par arbre entier.

Avantage du maintien d'un couvert partiel

Le maintien d'un couvert partiel lors de la coupe peut réduire les pertes de C organique dans la couverture morte, en diminuant le taux de décomposition, par une moins grande augmentation de la température du sol, et en maintenant un apport annuel de matière organique, par la litière et les racines de la végétation résiduelle. Par conséquent, le maintien d'un couvert partiel peut raccourcir la période de récupération du réservoir de C organique du sol.

1.6 Le processus de paludification

Mécanisme

La paludification est le processus de formation et d'expansion d'une tourbière ombrotrophe acide et pauvre en éléments nutritifs, dominée par les sphaignes et les éricacées (DANSEREAU et SEGADAS-VIANNA 1952). Ce processus survient lorsque l'apport d'eau surpasse les pertes par évapotranspiration et drainage. Une augmentation du processus de paludification peut survenir localement lorsqu'il y a modification du régime hydrique. Ces modifications peuvent être d'origine naturelle (ex. : changements climatique, barrage de castor) ou anthropique (coupe forestière) (JOHNSON 1985). Plus particulièrement, sur certains types de sol, la récolte forestière contribue à diminuer l'évapotranspiration et à modifier les conditions microclimatiques du site causant ainsi une remontée de la nappe phréatique. Il s'ensuit une suffocation des végétaux préétablis, une acidification du sol, une diminution de l'activité microbienne et par voie de conséquence, une accumulation de la matière organique (JOHNSTON 1990). L'accumulation de matière organique entraîne des rétentions d'une plus grande quantité d'eau ce qui provoque l'accélération du processus d'expansion. Ce processus exerce une influence sur les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol. La paludification est un problème important pour la région de la plaine argileuse abitibienne.

Effets sur la productivité

Les conditions anaérobiques, l'acidification du sol et la réduction de l'activité microbienne ont des effets néfastes sur la productivité (voir sections précédentes). Ce processus peut dégrader une proportion importante du peuplement ce qui permet l'expansion rapide de la végétation inhérente à ce type d'écosystème. (BANNER *et al.* 1983, KAYAHARA et KLINKA 1996).

Avantage du maintien d'un couvert partiel

Le processus de paludification peut être considérablement ralenti par le passage du feu qui diminue la quantité de matière organique au sol. À l'échelle opérationnelle, il est aussi possible de contrer le phénomène par la scarification, ce qui n'est pas envisageable avec un traitement de CPPTM. Toutefois, le maintien d'un couvert partiel permettrait de diminuer l'impact de la récolte forestière sur le régime hydrique par rapport à la CPRS. Étant donné l'absence de connaissance à ce sujet, ces dernières hypothèses mériteraient d'être vérifiées.

1.7 Le problème du *Kalmia*

Mécanismes

Kalmia angustifolia L. est une éricacée semi-tolérante à l'ombre qui compose les pessières de la forêt boréale de l'est du Canada (HALL *et al.* 1973, EBINGER 1974). Le *Kalmia* se reproduit et occupe rapidement le terrain à la suite de l'élimination du couvert forestier par la récolte, le feu ou les épidémies intenses d'insectes (INDERJIT et MALLIK 1996). À moyen terme, l'établissement du *Kalmia* peut être responsable de changements irréversibles de la chimie du sol notamment, l'acidification du sol, l'augmentation du fer, et l'immobilisation des éléments nutritifs (DAMMAN 1971, ROWE et SCOTTER 1973). La baisse de productivité d'un site subséquent à l'envahissement du *Kalmia* a été associée au succès de reproduction de l'espèce (MALLIK 1993), à son habilité de modifier les caractéristiques du sol (MALLIK 1995) et à son contenu en matières allélopathiques lesquelles influencent les communautés de champignons mycorhiziens (ZHU et MALLIK 1994, YAMASAKI *et al.* 1998). L'influence conjuguée du KALMIA sur la chimie et la biologie du sol en fait un problème particulier.

Effets sur la productivité

À la suite des mécanismes décrits auparavant, l'augmentation du recouvrement par le *Kalmia* engendre un jaunissement des aiguilles (chlorose) et une diminution de la croissance en hauteur de l'épinette noire (YAMASAKI *et al.* 1998). Il a aussi été démontré expérimentalement que l'éradication du *Kalmia* permet d'accroître la croissance de semis d'épinette noire (MALLIK 1987), mais cela est peu envisageable en pratique.

Avantage de maintenir un couvert partiel

En limitant la quantité de lumière qui atteint le sol, la CPPTM devrait réduire la propagation du *Kalmia* à la suite des opérations de récolte. D'autre part, le système racinaire de la régénération étant déjà en place, l'impact du *Kalmia* sur cette dernière devrait être minimisé. Cependant, étant donné l'absence de connaissance à ce sujet, ces dernières hypothèses soulèvent certaines appréhensions .

Conclusion

La productivité du sol est variable dans le temps et dans l'espace. La clé du maintien de la productivité des sols est un aménagement qui prend en compte les caractéristiques spécifiques du site. Ce type d'aménagement nécessite l'acquisition de connaissances sur la variabilité spatiale des sols et leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques qui touchent leur productivité (JONES 1994). La compréhension des processus et des propriétés qui modifient la productivité ainsi que l'identification des sols vulnérables aux changements provoqués par la récolte, permettraient, le cas échéant, de prescrire des scénarios d'aménagement adaptés à chacun des types de sol. Par exemple, les sols sableux peuvent être vulnérables à la décomposition rapide de la matière organique et à la perte des éléments causés par le prélèvement et le lessivage alors qu'ils sont moins vulnérables à la compaction. À l'opposé, les sols à texture fine sont plus vulnérables à la compaction mais ils présentent moins de risque de diminution des réserves des éléments nutritifs. L'aménagement adapté au site doit reconnaître que ce ne sont pas tous les types de sols qui peuvent subir un aménagement intensif.

Bien que la rétention d'un couvert partiel semble offrir quelques avantages en ce qui a trait à la perte de sol par érosion, au maintien des communautés biologiques, et à l'altération du microclimat, il subsiste toutefois des appréhensions quant à son impact sur la productivité du sol, par exemple la compaction du sol et le prélèvement des éléments nutritifs.

Références

ADAMS, M.B., J.A. BURGER, A.B. JENKINS et L. ZELAZNY, 2000. *Impact of harvesting and atmospheric pollution on nutrient depletion of eastern US hardwood forests*. For. Ecol. Manage. 138 : 301-319.

BALLARD, R. et G.M. Will, 1981. *Removal of logging waste, thinning debris, and litter from a Pinus radiata pumice soil site*. New Zealand J. For. Sci. 11 : 152-163.

- BANNER, A., J. POJAR, et G.E. ROUSE, 1983. *Postglacial paleoecology and successional relationships of a bog woodland near Prince Rupert, British Columbia*. Can. J. For. Res. 13 : 938-947.
- BANNER, A., W. MACKENZIE, S. HAEUSSLER, S. THOMSON, J. POJAR et R. TROWBRIDGE, 1993. *A field guide to site identification and interpretation for the Prince Rupert Forest Region; Parts 1 and 2*. Res. Br., B.C. Min. For., Victoria, B.C. Land Mgmt. Hand. No. 26.
- BARG, A.K. et R. EDMONDS, 1999. *Influence of partial cutting on site microclimate, soil nitrogen dynamics, and microbial biomass in Douglas-fir stands in western Washington*. Can. J. For. Res. 29 : 705-713.
- BATTIGELLI, J.P., S.M. BERCH et V.G. MARSHALL, 1994. *Soil fauna communities in two distinct but adjacent forest types on northern Vancouver Island, British Columbia*. Can. J. For. Res. 24 : 1557-1566.
- BRADLEY, R.T., 1969. *Damage to trees, ground and roots*. In : Thinning and Mecanisation, Proc. IUFRO meeting Stockholm, Sweden. p. 130.
- BRAIS, S., 1994. *Impacts des opérations forestières sur la productivité des écosystèmes forestiers*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier. 75 p.
- BRIGGS, R.D., J.W. HORNBECK, C.T. SMITH, R.C.Jr. LEMIN, M.L.Jr. McCormack, 2000. *Long-term effects of forest management on nutrient cycling in spruce-fir forests*. For. Ecol. Manage. 138 : 285-299.
- CHILDS, S.W. et L.E. FLINT, 1987. *Effect of shadeboards, shelterwoods, and clearcuts on temperature and moisture environments*. For. Ecol. Manage. 18 : 205-217.
- CLAYTON, J.L., G. KELLOG et N. Forester, 1987. *Soil disturbance-tree growth relation in central Idaho clearcuts*. USDA Forest Service Research Note INT-372. 6 p.
- COLEMAN, D.C., C.P.P. Reid et C.V. Cole, 1983. *Biological strategies of nutrient cycling in soil systems*. Adv. Ecol. Res. 13 : 1-55.
- CORNS, I.C.W., 1988. *Compaction by forestry equipment and effect on coniferous seedling growth on four soils in the Alberta foothills*. Can. J. For. Res. 18 : 75-84.
- CORTINA, J. et V.R. VALLEJO, 1994. *Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation*. For. Ecol. Manage. 70 : 299-310.

- DAMMAN, A.W.H., 1971. *Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site*. Ecol. Monogr. 41 : 253-270.
- DANSEREAU, P. et F. SEGADAS-VIANNA, 1952. *Ecological study of the peat bogs of eastern North America*. Can. J. Bot. 30 : 490-520.
- DISSMEYER, G.E. et G.R. FOSTER, 1985. *Modifying the universal soil loss equation for forest land*. In : El-swaify, S.A., Moldenhauer, W.C., Lo, A. (Eds.) Soil Erosion and Conservation. Soil Conservation Society of America, Ankeny, IA. p.480-495.
- EBINGER, J.E., 1974. *A systematic study of the genus Kalmia (Ericaceae)*. Rhodora 76 : 315-398.
- ELLIOT, W.J. et D.E. HALL, 1997. *Water erosion Prediction Project (WEPP) forest applications*. USDA Forest Service. General Technical Report INT-365.
- EVANS, J., 1992. *Plantation forestry in the tropics, 2nd Edition*, Clarendon Press, Oxford.
- FEDERER, C.A., J.W. HORNBECK, I.M. TRITTON, C.W. MARTIN, R.S. PIERCE et C.T. SMITH, 1989. *Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern US forests*. Environ. Manage. 13 : 593-601.
- FOX, T.R., 2000. *Sustained productivity in intensively managed forest plantations*. For. Ecol. Manage. 138 : 187-202.
- FROELICH, H.A., 1976. *The influence of different thinning systems on damage to soil and trees*. In : XVI IUFRO World Congress, Division IV. Norwegian Forest Research Institute, Oslo, Norway, Washington, D.C. p. 333-344.
- GREACEN, E.L. et R. SANDS, 1980. *Compaction of forest soils : a review*. Aust. J. For. Res. 18 : 163-189.
- GRIGAL, D.F., 2000. *Effects of extensive forest management on soil productivity*. For. Ecol. Manage. 138 : 167-185.
- HALL, I.V., L.P. JACKSON et C.F. EVERETT, 1973. *The biology of Canadian weeds : I. Kalmia angustifolia L.* Can. J. Plant. Sci. 53 : 865-873.

- HATCHELL, G.E., C.W. RALSON et R.R. FOIL, 1970. *Soil disturbance in logging*. J. For. 68 : 772-775.
- HORNBECK, J.W., C.W. MARTIN, R.S. PIERCE, F.H. BORMANN, G.E. LIKENS et J.S. EATON, 1986. *Clearcutting northern hardwoods : effects on hydrologic and nutrient ion budgets*. For. Sci. 32 : 667-686.
- HUHTA, V. et A. Koskenniemi, 1975. *Numbers, biomass and community respiration of soil invertebrates in spruce forests at two latitudes in Finland*. Ann. Zool. Fennici 12 : 164-182.
- INDERJIT, et A.U. Mallik, 1996. *The nature of interference potential of Kalmia angustifolia*. Can. J. For. Res. 26 : 1899-1904.
- JOHNSON, C.W., 1985. *Bogs of the Northeast*. Hanover, NH: University Press of New England. 269 p.
- JOHNSON, D.W. et S.E. LINDBERG (Ed.), 1992. *Atmospheric depositions and forest nutrient cycling*. Springer-Verlag, New-York. 707p.
- JOHNSON, D.W. et D.E. TODD, 1998. *Effect of harvesting intensity on forest productivity and soil carbon storage in a mixed oak forest*. Soil Sci. Soc. Am. J. 62 : 1725-1735.
- JOHNSON, C.E., R.B. ROMANWICZ et T.G. SICCAMA, 1997. *Conservation of exchangeable cations after clear-cutting of a northern hardwood forest*. Can. J. For. Res. 27 : 259-868.
- JOHNSTON, W.F., 1990. *Thuja occidentalis L. northern white-cedar*. In : Burns, Russell M.; Honkala, Barbara H., technical coordinators. *Silvics of North America. Volume 1. Conifers*. Agric. Handb. 654. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service : 580-589.
- JONES, R.K., 1994. *Site classification : its role in predicting forest land responses to management practices*. In : W.J. Dyck, D.W. Cole, Comerford (Eds.). *Impacts of forest Harvesting on long-term Site Productivity*. Chapman & Hall. London. p. 187-218.
- KAYAHARA, G.J. et K. KLINKA, 1996. *The potential for managing nutrient poor and low productivity yellow-cedar – redcedar – hemlock forests of north coastal British Columbia; A problem analysis*. Unpublished contract report, B.C. Ministry of Forests, Research Section, Smithers, B.C.

- KERSHAW, K.M., J.K. JEGNUM et D.M. MORRIS, 1996. *Long term productivity of boreal forest ecosystems II. Expert opinion on the impact of forestry practices*. NODA/NFP Tech. Rept. TR-23. Natural Resources Canada, Great Lakes Forestry Center, Sault Ste. Marie, Ontario. 21 p.
- KIMMINS, J.P., 1974. *Sustained yield, timber mining, and the concept of ecological rotation : a British Columbian view*. For. Chron. 50 : 27-31.
- KNIGHT, D.H., J.B. YAVITT et G.D. JOYCE, 1991. *Water and nitrogen outflow from lodgepole pine forest after two levels of tree mortality*. For. Ecol. Manage. 46 : 215-225.
- KNOEPP, J.D. et W.T. SWANK, 1997. *Long-term effects of commercial sawlog harvest on soil cation concentrations*. For. Ecol. Manage. 93 : 1-7.
- KOHM, K.A. et J.F. FRANKLIN (Editors), 1997. *Creating a forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Island Press, Washington, D.C.
- LISKI, J., 1999. *CO₂ emissions from soil in response to climatic warming are overestimated – The decomposition of old soil organic matter is tolerant of temperature*. Ambio 28(2) : 171-174.
- LISKI, J. et C.J. WESTMAN, 1997. *Carbon storage in forest soil of Finland. 1. Effect of thermoclimate*. Biogeochemistry 36 : 239-260.
- LOCKABY, B.G. et C.G. VIDRINE, 1984. *Effect of logging equipment traffic on soil density and growth and survival of young Loblolly Pine*. Stn. J. Appl. For. 8 : 109-112.
- LOWDERMILK, W.C., 1930. *Influence of forest litter on run-off, percolation, and erosion*. J. For. 28 : 474-471.
- MÄLKÖNEN, E., 1976. *Effects of hole-tree harvesting on soil fertility*. Silva Fenn. 10 : 157-164.
- MALLIK, A.U., 1987. *Allelopathic potential of Kalmia angustifolia to black spruce (Picea mariana)*. For. Ecol. Manage. 20 : 43-51.
- MALLIK, A.U., 1993. *Ecology of a forest weed of Newfoundland : vegetative regeneration strategy of Kalmia angustifolia*. Can. J. Bot. 71 : 161-166.

- MALLIK, A.U., 1995. *Conversion of temperate forests into heaths : role of ecosystem disturbance and regeneration strategies of three ericaceous plants*. Environ. Manage. 19 : 675-684.
- MANN, L.K., D.W. JOHNSON, D.C. WEST, D.W. COLE, J.W. HORNBECK, C.W. MARTIN, H. RIEKERK, C.T. SMITH, W.T. SWANK, L.M. TRITTON et D.H. VANLEAR, 1988. *Effects of whole-tree and stem only clearcutting on postharvest hydrologic losses, nutrient capital and regrowth*. For. Sci. 34 : 412-428.
- MARSHALL, V.G., 2000. *Impact of forest harvesting on biological processes in northern forest soils*. For. Ecol. Manage. 133 : 43-60.
- MEGAHAN, W.F., 1988. *Roads and forest site productivity*. In: J.D. Louisier, et G.W. Still (Eds.), Degradation of forest land : Forest soil at risk. Proceedings of the 10th BC Soil Science Workshop, February 1986. Land Management Report 56. British Columbia Ministry of Forests, Victoria, BC, p.54-64.
- MEGAHAN, W.F., 1990. *Erosion and site productivity in western Montane forest ecosystems*. In: E.A. Harvey et L.G. Neuenschwander (Eds.), Proceeding of the Management and Productivity of Western Montane Forest Soils, Boise, ID, April 10-12, 1990. USDA Forest Service General Technical Report INT-280 : 146-150.
- MOEHRING, D.M. et I.W. RAWLS, 1970. *Detrimental effects of wet weather logging*. J. For. 68 : 166-167.
- MORRIS, D.M., J.P. KIMMINS et D.R. DUCKERT, 1997. *The use of soil organic matter as a criterion of the relative sustainability of forest management alternatives : a modelling approach using FORECAST*. For. Ecol. Manage. 94 : 61-78.
- OLSON, D.S., 1952. *Underground damage from logging in the Western White pine type*. J. For. 50 : 460-462.
- OLSSON, B.A., J. BENGTTSON, et H. LUNDVIST, 1996. *Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils*. For. Ecol. Manage. 84 : 135-147.
- PATRIC, J.H., 1976. *Soil erosion in the eastern forest*. J. For. 74 : 671-677.
- PENNOCK, D.J. et C. VAN KESSEL, 1997. *Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada*. Geoderma 75 : 13-32.

- PERRY, T.O., 1964. *Soil compaction and loblolly pine growth*. USDA Forest Service. Tree Planter's notes 67 : 9.
- PERRY, D.A., M.M. MEYER, D. EGELAND, S.L. ROSE et D. PILZ, 1982. *Seedling growth and mycorrhizal formation in clearcut and adjacent undisturbed soils in Montana : a greenhouse bioassay*. For. Ecol. Manage. 4 : 261-273.
- PIENE, H. et K. VAN CLEVE, 1978. *Weight loss of litter and cellulose bags in a thinned white spruce forest in interior Alaska*. Can. J. For. Res. 8 : 42-46.
- PIETIKÄINEN, A.S., J. PIETIKÄINEN, H. FRITZE et J. HAIMI, 2001. *Short-term responses of soil decomposer communities to forest management : clear felling versus alternative forest harvesting methods*. Can. J. For. Res. 31 : 88-99.
- POST, W.M., W.R. EMANUEL, P.J. ZINKE et G. STANGENBERGER, 1982. *Soil carbon pools and world life zones*. Nature 298 : 156-159.
- POWER, R.F., A.E. TIARKS et J.R. BOYLE, 1998. *Assessing soil quality : practicable standard for sustainable forest productivity in the United States*. In : E.A. Davidson, M.B. Adams, K. Ramakrishna (Eds.). The contribution of soil science to the developpement and implantation of criteria and indicators of sustainable forest management. SSSA Special publication No. 53, SSSA, Madisson, WI. p. 53-80.
- PRESCOTT, C.E., 1997. *Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in coastal montane coniferous forest*. For. Ecol. Manage. 95 : 253-260.
- ROWE, J.W. et G.W. SCOTTER, 1973. *Fire in the boreal forest*. Quat. Res. 3 : 444-464.
- SANDS, R., E.L. GREACEN et C.J. GERARD, 1979. *Compaction of sandy soils in radiata pine forests*. I.A Penetrometer Study. Aust. J. Soil Res. 17 : 101-103.
- SCHREIBER, A., N. Lafontaine, et J.-P. JETTÉ, 2000. *L'orniérage dans les coupes avec protection de la régénération et des sols. État de la situation au Québec et plan d'action*. Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de l'environnement forestier. 4 p.

- SENYK, J. et D. CRAIGDALLIE, 1997. *Effect of harvesting methods on soil properties and forest productivity in interior British Columbia*. Pacific Forestry Center, Canadian Forest Service. Information report BC-X-365.
- SETÄLÄ, H. et V. HUHTA, 1991. *Soil fauna increase Betula pendula growth : labory experiments with coniferous forest floor*. Ecology 72 : 665-671.
- SETÄLÄ, H., V.G. MARSHALL et J.A. TROFYMOW, 1996. *Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and ¹⁵N uptake by poplar in a pot trial*. Soil Biol. Biochem. 28 : 1661-1675.
- SHEPPERD, W.D., 1993. *The effect of forest harvesting on soil compaction, root damage, and suckering in Colorado aspen*. West. J. Appl. For. 8 : 62-66.
- SIMARD, S.W., D.A. PERRY, M.D. JONES, D.D. MYROLD, D.M. DURALL et R. MOLINA, 1997. *Net transfert of carbon between ectomycorrhizal tree species in the field*. Nature 388 : 579-582.
- SMETHURST, P.J. et E.K.S. NAMBIAR, 1990. *Distribution of carbon and nutrients and fluxes of mineral nitrogen after clearfelling in a Pinus radiata plantation*. Can. J. For. Res. 20 : 1490-1497.
- SMITH, C.T., M.L.J. MCCORMACK, J.W. HORNBECK et C.W. MARTIN, 1986. *Nutrient and biomass removals from a red spruce-balsam fir whole-tree harvest*. Can. J. For. Res. 16 : 381-388.
- STANDISH, J.T., P.R. COMMANDEUR et R.B. SMITH, 1988. *Impacts of forest harvesting on physical properties of soils with reference to increased biomass recovery : a review*. Canadian Forestry Service. Information Report BC-X-301. 24 p.
- STANTON, N.L. et J.D. LATTIN, 1989. *In defence of species*. Bioscience 39 : 67.
- St-LAURENT, S., R. OUMET, S. TREMBLAY, et L. ARCHAMBAULT, 2000. *Évolution des stocks de carbone organique dans le sol après coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'Est du Québec*. Can. J. Soil Sci. 80 : 507-514.
- STONE, D.M. et J.D. ELIOFF, 1998. *Soil properties and aspen development five years after compaction and forest floor removal*. Can. J. Soil Sci. 78 : 51-58.

- SWANSON, F.J., J.L. CLAYTON, W.F., MEGAHAM, et G. BUSH, 1989. *Erosional processes and long-term site productivity*. In : D.A. Perry, R. Meurisse, B. Thomas, R. Miller, J. Boyle, J. Means, C.R. Perry et R.F. Power (Eds.), *Maintaining the long-term Productivity of Pacific Northwest Forest Ecosystems*. Timber Press, Portland, OR. 67-81 p.
- TAYLOR, H.M. et L.F. RATCLIFF, 1969. *Root elongation rates of cotton and peanut as a function of soil strength and soil water content*. Soil Sci. 108 : 113-119.
- VALIGURA, R.A. et M.G. MESSINA. 1994. *Modification of Texas clearcut environments with loblolly pine shelterwoods*. J. Environ. Manage. 40 : 283-295.
- VITOUSEK, P.M., J.R. GOSZ, C.C. GRIER, J.M. MELOLLO, W.A., REINERS et R.L. TODD, 1979. *Nitrate losses from disturbed ecosystems*. Science 204 : 469-474.
- VOGT, K.A., D.J. VOGT, H. ASBJORNSEN, et R.A. DAHLGREN, 1995. *Roots, nutrient and their relationship to spatial patterns*. Plant Soil 168 :113-123.
- WARING, R.H. et SCHLESSINGER, 1985. *Forest Ecosystems : concepts and management*. Academic Press. 340 p.
- WATERS, T.F., 1995. *Sediments in streams : Sources, biological effects and control*. American Fisheries Society Monograph 7.
- WASTERLUND, I., 1985. *Compaction of till soils and growth tests with Norway Spruce and Scots Pine*. For. Ecol. Manage. 11 : 171-189.
- WILL, G.M., P.D. HODGKISS, et H.A.I. MADGWICK, 1983. *Nutrient losses from litterbags containing Pinus radiata litter : influences of thinning, clearfelling and urea fertiliser*. New Zeal. J. For. Sci. 13 : 291-304.
- WISCHMEIER, W.H. et D.D. SMITH, 1978. *Predicting rains fall erosion losses – a guide to conservation planning*. USDA Agriculture Handbook.
- YAMASAKI, S.H., J. FYLES, K.N., EGGER, et B. TITUS, 1998. *The effect of Kalmia angustifolia on the growth, nutrition, and ectomycorrhizal symbiont community of black spruce*. For. Ecol. Manage. 197-207.

YIN, X., J.A. PERRY, R.K., DIXON, 1989. *Influence of canopy removal on oak forest floor decomposition*.
Can. J. For. Res. 19 : 204-214.

ZHU, H. et A.U. Mallik, 1994. *Interactions between Kalmia and black spruce : isolation and identification of allelopathic compounds*. J. Chem. Ecol. 20 :407-421.