

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉVALUATION À LONG TERME DE L'IMPACT DE DIFFÉRENTS SCÉNARIOS  
DE L'APPROCHE TRIADE SUR LA STRUCTURE DES CLASSES D'ÂGE, LES  
PATRONS DE PAYSAGE ET LA RÉCOLTE DE LA MATIÈRE LIGNEUSE EN  
FORÊT BORÉALE MIXTE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE L'ENVIRONNEMENT

PAR

PASCAL CÔTÉ

AOÛT 2007

## AVANT-PROPOS

Le présent mémoire a été rédigé sous forme d'article et contient par conséquent une introduction et une conclusion générale en français ainsi qu'un article scientifique en anglais. Ce format a été sélectionné afin de faciliter la publication du dit article dans une revue spécialisée.

Par ailleurs, je tiens à remercier Christian Messier qui, bien au-delà de la direction, a su alimenter mes réflexions politiques et avec qui j'ai eu un énorme plaisir à discuter en particulier sous le dense couvert des forêts du Panama. Merci aussi à Daniel Kneeshaw, mon co-directeur, pour son support tout au long de ce parcours sinueux qu'est la maîtrise, ainsi qu'à Marie-Josée Fortin, pour son accueil à Toronto et ses conseils.

Un grand merci à Andrew Fall et Josiane Bonneau pour leur aide technique plus que nécessaire afin de comprendre et utiliser des programmes qui m'étaient, disons, inconnus au début du projet. Je salue également le travail important accompli par tous les acteurs impliqués au sein du projet TRIADE en Haute-Mauricie qui ont fait preuve d'audace considérant la rectitude du gouvernement du Québec face à des idées qui dérogent aux normes.

Il va s'en dire que je réitère toute ma gratitude à mes parents pour m'avoir supporté depuis des années, tant au niveau scolaire que dans mon implication bénévole.

Finalement, dans un tout autre ordre d'idée, je tiens à féliciter et à exprimer ma solidarité à tous les citoyens et militants à travers le monde qui agissent et tentent au quotidien de montrer que notre planète n'est pas qu'une immense ressource au service de l'humanité.

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	I
LISTE DES FIGURES .....	V
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
RÉSUMÉ .....	VIII
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 1 .....	19
Abstract.....	20
1.1 Introduction .....	21
1.2 Methods.....	23
1.2.1 Study area .....	23
1.2.2 Model description .....	24
1.2.3 Succession sub-model .....	24
1.2.4 Fire sub-model .....	25
1.2.5 Management sub-model .....	25
1.2.6 Zone selection .....	27
1.2.5 Base scenario and lanscape analysis .....	29
1.3 Results.....	31
1.3.1 Age-class distribution.....	31
1.3.2 Landscape indices .....	33
1.3.3 Timber harvest .....	36
1.4 Discussion .....	38
1.4.1 Maintaining old-growth.....	38
1.4.2 Minimizing fragmentation.....	39
1.4.3 Maintaining harvest volume .....	40
1.5 Conclusion.....	41
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	50

RÉFÉRENCES.....58

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Location of the study area in Quebec, with the spatial allocation of the zones for each management scenario. SQ-2%, Status Quo; QR-8%, Quebec Regulation; AP-12%, Applied Project; ME-12%, Messier <i>et al.</i> ; TI-20%, Triad Intensive; TC-20%, Triad Conservation. .... 43
1.2	Mean percentage of forests older than 100 years (percentage of total forest area) of 40 simulations over 490 years under different management scenarios..... 44
1.3	Mean percentage of forest by age-class (percentage of total forest area) of 40 simulations for management and wildfire-only scenarios over 10, 50, 150, 250, 350 and 450 years ..... 45
1.4.	Mean effective mesh size and mean patch size (a and b) of 40 simulation runs over 490 years for management and wildfire-only scenarios, and of 40 simulation runs for management scenarios between 150 to 490 years of simulation (c and d) ..... 46
1.5	Mean harvested volume of 40 simulations over 490 years for the six management scenarios..... 47

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
1.1	Percentage of land allocation for each management scenario .....	48
1.2	Mean for three landscape indices over 40 simulations for three age-classes per scenario over 150, 250, 350 and 450 years .....	49

## RÉSUMÉ

Depuis 15 ans, l'approche de la TRIADE, qui vise une division du territoire en trois aires d'utilisation a été proposée comme une alternative qui tend vers un aménagement durable de la forêt. De ce fait, l'objectif de la présente étude était de mieux comprendre les effets à long terme de différentes proportions allouées pour chacune des zones (conservation, aménagement écosystémique et intensif) sur la biodiversité et la récolte de la matière ligneuse en forêt boréale mixte. L'impact de six scénarios d'aménagement a été évalué par rapport à un scénario de perturbations naturelles en fonction de cinq indices de paysage ainsi que de la structure des classes d'âge et des volumes récoltés. Pour ce faire, un modèle spatialement explicite à l'échelle du paysage a été utilisé pour simuler un territoire de 390 000 ha en Mauricie, au Québec pour une période de 490 ans. Les résultats obtenus indiquent que le pourcentage de vieilles forêts (100 ans ou plus) était principalement influencé par la proportion occupée par la zone d'aménagement écosystémique. De plus, tous les scénarios d'aménagement mènent à une augmentation importante de la fragmentation de la forêt. En comparaison avec le scénario de statu quo, tous les scénarios TRIADE présentent une baisse de volume à court terme. À long terme, les volumes varient selon les décennies, mais certains scénarios montrent des gains face au statu quo. De façon générale, les résultats confirment que les changements de patrons à l'échelle du paysage sont un processus très long et que la TRIADE est une option qui doit être considérée pour atteindre un aménagement durable de la forêt boréale mixte.

Mots clés : TRIADE, zonage fonctionnel, aménagement durable de la forêt, fragmentation, forêt boréale mixte.

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### CONTEXTE GLOBAL ET RÉGIONAL

*"Le monde contient bien assez pour les besoins de chacun, mais pas assez pour la cupidité de tous."*  
Gandhi

En ce début de XXI<sup>e</sup> siècle, un constat est indéniable : l'écologiste sceptique (Lomborg, 2004) a perdu la bataille. La principale conclusion du Millenium Ecosystem Assessment (ONU, 2005) est des plus claires à cet égard en affirmant qu'au cours des 50 dernières années, l'Homme a généré des modifications au niveau des écosystèmes de manière plus rapide et plus extensive que sur aucune autre période comparable de l'histoire de l'humanité. Fruit du travail de plus de 2000 auteurs et réviseurs, cette évaluation a permis de montrer que près de 60% (15/24) des services rendus par les écosystèmes, sont en cours de dégradation ou d'exploitation de manière non rationnelle, ce qui inclut les ressources génétiques, l'eau, la régulation de l'érosion et celle de la qualité de l'air.

Les activités humaines constituent aussi une menace directe au maintien de la biodiversité, qu'on peut ici définir comme étant la variété et variabilité naturelle au sein des organismes vivants, aux complexes écologiques dans lesquels ils apparaissent naturellement et à la façon dont ils interagissent entre eux et avec l'environnement physique (Office of Technology Assessment, 1987). En considérant seulement les espèces, diverses estimations font état de taux d'extinction qui sont de 100 à 1000 fois supérieurs aux niveaux précédant l'apparition de l'Homme (Pimm *et al.*, 1995). Près du quart des mammifères, du tiers des amphibiens et 12% des espèces d'oiseaux sont menacés de disparaître dans un avenir plus ou moins rapproché (UICN, 2004). Les conséquences de cette perte sont énormes et cela tant d'un point de vue économique, spirituel, scientifique et écologique (Wilson, 1989 ; Burton *et al.*, 1992; Hunter, 1999).

Au-delà des constats, des actions ont aussi été entreprises afin de préserver cette diversité. À l'échelle internationale, un débat lancé dans les années 1970, concernant le système économique et ses conséquences sur l'environnement, a mené à l'émergence du concept de développement durable (Mitcham, 1995). Énoncé pour la première fois en 1980 dans la Stratégie mondiale de la conservation (UICN, 1980), ce concept a été popularisé à partir de 1987 avec le dépôt du rapport de la Commission Mondiale sur l'Environnement et le Développement (WCED, 1987). La Commission a alors proposé une définition qui a été largement reprise par la suite : « le développement durable est un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre aux leurs ». L'objectif avoué de ce concept était de faire le pont entre les besoins d'un développement accru pour certains pays et la nécessité de freiner la croissance pour les régions dites développées (Mitcham, 1995). Selon les commissaires, il était devenu impératif d'exploiter les ressources suivant le principe de précaution, pour éviter de voir un épuisement des ressources non renouvelables et un dépassement des limites de régénération des ressources renouvelables (WCED, 1987).

Parmi les actions entreprises pour répondre à ce signal d'alarme, un pas important a été franchi en 1992 avec la tenue du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro. Une série d'engagements ont alors été adoptés par la majorité des États présents, dont la Convention sur la biodiversité. Quoique non juridiquement contraignante, cette Convention a pour principal mérite de spécifier clairement que les États ont le devoir de conserver cette diversité. Un devoir qui, à se fier au Millenium Ecosystem Assessment (ONU, 2005), n'est toujours pas rempli par la communauté internationale.

À l'échelle nationale, le gouvernement du Québec, à l'instar de celui du Canada, a adopté rapidement les principes du développement durable ainsi que ceux se dégageant du Sommet de Rio. Dès 1991, un comité interministériel a été constitué

autour du thème du développement durable (Québec, 2004a). Toutefois, déjà à cette époque, la réelle volonté des dirigeants à mettre en oeuvre ces principes dans la gestion des ressources naturelles était mise en doute (Pelchat, 1991; Corbeil, 1994). Au niveau de la gestion forestière, les inquiétudes de la population quant à l'état des écosystèmes et à la surexploitation de la ressource ont poussé le gouvernement du Québec à mettre en place une Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004) (connue aussi sous le nom de Commission Coulombe).

Cette commission d'étude avait pour mandat de dresser un portrait juste de l'état de la forêt et de sa gestion. Elle en est venue à la conclusion qu'il y avait bel et bien une surexploitation ligneuse des forêts du Québec et que cette surexploitation était directement associée au fait que les aménagements sylvicoles et leur planification n'étaient pas effectuées de façon adéquate (absence d'outils d'optimisation de récolte, surestimation de la possibilité forestière, etc.). Ces négligences combinées aux progrès technologiques dans les procédés de récolte, de transport et de transformation, ont eu pour effet de doubler les volumes de récolte de matière ligneuse par rapport au milieu du XX<sup>e</sup> siècle. Une telle augmentation ainsi qu'un réseau d'aires protégées déficient (Sarakinos *et al.*, 2001) ont eu de multiples impacts sur les écosystèmes. Il a entre autres été montré que les aménagements équiens tel que pratiqués actuellement en forêt boréale, tendent à éliminer les forêts surannées et anciennes du paysage (Kneeshaw et Gauthier, 2003; Bergeron, 2004). De manière à répondre à cette crise, la Commission Coulombe a recommandé un virage vers un aménagement durable de la forêt, ce qui implique que les pratiques sylvicoles soient écologiquement viables, économiquement rentables et socialement désirables (Messier et Kneeshaw, 1999). Pour ce faire, les commissaires ont soulevé l'importance que l'aménagement écosystémique soit au coeur de la gestion des forêts publiques du Québec.

## L'AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE

Depuis son émergence, le concept d'aménagement écosystémique n'a cessé d'évoluer, entraînant ainsi une certaine confusion quant à sa réelle signification et ce tant dans le milieu scientifique que gouvernemental (Grumbine, 1994; Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Simberloff, 1998). Le vaste spectre de disciplines impliquées et la variété de définitions énoncées ont largement contribué à cette situation. De manière générale, l'objectif de l'aménagement écosystémique est de maintenir l'intégrité des écosystèmes à long terme lors de l'exploitation des ressources naturelles et cela afin de satisfaire un ensemble de valeurs et de besoins humains (Grumbine, 1994; Brunner et Clark, 1997). Souvent confondu avec la gestion multi-ressources élaborée dans les années 1960 et 1970, l'aménagement écosystémique s'en distingue par son processus de planification qui doit intégrer l'ensemble des composantes de l'écosystème, incluant la population humaine (Gilmore, 1997). En somme, on reconnaît, par ce type d'aménagement, que les besoins humains ne doivent plus être priorisés au détriment des autres éléments du système.

Dans la quête de stratégies permettant d'atteindre ces objectifs, le concept de variabilité naturelle ou historique a rapidement émergé et est maintenant appuyé par un nombre grandissant de chercheurs et de gestionnaires (Swanson *et al.*, 1994; Landres *et al.*, 1999; Kuuluvainen, 2002). La variabilité naturelle qui se définit comme la distribution spatiale et temporelle des processus et structures écologiques non affectés par les populations humaines post-industrielles, est de plus en plus utilisée comme ligne directrice pour la gestion des écosystèmes (Wong et Iverson, 2004). Ainsi, en maintenant les attributs (structure et processus) présents historiquement au sein d'un écosystème, il serait possible de préserver la biodiversité de ce dernier (Hunter *et al.*, 1988; Swanson *et al.*, 1994).

Dans le cas des écosystèmes forestiers, le concept de la variabilité naturelle a pris la forme d'un modèle basé sur les perturbations naturelles. Ce modèle a pour ancrage une présomption qui stipule que les espèces forestières ont évolué à l'intérieur de conditions dont les fluctuations sont déterminées à la base par les perturbations naturelles, telle que le feu, les épidémies d'insectes et les chablis (Hunter, 1993; Swanson *et al.*, 1994). Les fonctions des écosystèmes et la diversité biologique seraient donc conservées si les activités sylvicoles permettent de maintenir des conditions similaires à celles créées par les perturbations naturelles. Toutefois, l'objectif n'est pas de copier la dynamique naturelle de l'écosystème dans ses moindres détails, mais plutôt de tenter de minimiser les impacts pouvant affecter cette dynamique (Franklin, 1993; Gauthier *et al.*, 1996). Suivant cette vision, plusieurs solutions techniques s'appliquant aux forêts tempérées et boréales ont été proposées depuis les dix dernières années.

Parmi les approches mises de l'avant, un grand nombre se réfèrent au paysage comme échelle spatiale d'application et ont pour dénominateur commun de vouloir recréer, dans la mesure du possible, les patrons naturels de distribution (âge, composition, taille et forme des massifs forestiers, etc.). Par exemple, Burton *et al.* (1999) ont énoncé un modèle qui vise le maintien des vieilles forêts en milieu boréal. Pour ce faire, il est proposé d'utiliser des rotations de coupe de différentes longueurs dans des proportions similaires à celles observées sous le régime naturel de feux. Les auteurs spécifient néanmoins que ce modèle de distribution décroissante des classes d'âges est plus approprié aux écosystèmes formés d'espèces longévives qui sont sujets à un long cycle de feux. Dans une même perspective, Bergeron *et al.* (1999) ont développé une stratégie dans laquelle on diversifie les pratiques sylvicoles, suivant trois cohortes différentes. Le but est ainsi de recréer une structure comparable à celle des peuplements qu'on retrouve en forêt boréale. Pour y arriver, certains peuplements doivent être sujets à des coupes totales suivies de reboisement et d'ensemencement.

De cette façon, il est possible d'obtenir une cohorte équienne telle que produite par les feux. Une seconde cohorte est créée à partir de coupes partielles afin d'imiter le développement naturel de peuplements surannés soumis, entre autres, à des perturbations de taille intermédiaire. Finalement, des coupes sélectives sont appliquées sur les autres peuplements, mimant ainsi les trouées caractéristiques des forêts anciennes. Quant aux proportions des peuplements qui doivent être traitées par chacune de ces pratiques, celles-ci devraient varier en fonction du cycle naturel des perturbations (feu, insecte ou vent) et l'âge maximal d'exploitation.

À l'échelle du peuplement, certaines prescriptions sylvicoles élaborées en se basant sur les structures créées par les perturbations, ont été proposées afin de réduire l'impact environnemental des coupes. Les coupes à rétention variable, d'abord utilisées sur la côte Ouest nord-américaine, sont un exemple d'application en forêt de conifères permettant d'atteindre ce type d'objectif (Franklin *et al.*, 1997; Sullivan *et al.*, 2001; Beese *et al.*, 2003). En laissant un certain pourcentage d'arbres sur pied (agrégés ou dispersés), cette pratique a pour avantage d'augmenter la diversité structurelle et permet un développement accéléré d'habitat typique de forêts matures (Lindenmayer et Franklin, 2002). Le maintien d'éléments structuraux, tels que des débris ligneux, chicots et de la végétation sous couvert contribuent également à conservation de la biodiversité (Franklin *et al.*, 1997).

Outre les bénéfices à l'égard des communautés végétales et animales, l'aménagement écosystémique vise aussi à intégrer un ensemble de valeurs associées au milieu forestier lors de la planification des activités d'aménagement. Les différents acteurs représentant ces valeurs sont donc invités à participer au processus décisionnel et à l'élaboration d'une approche permettant de concilier la multitude d'usages sur un même territoire (Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Gilmore, 1997). Une participation publique accrue dans la prise de décisions présente certains avantages (Shindler, 1998; Hamersley Chambers et Beckley, 2003). Côté et Bouthillier (2002) ont, entre

autres, montré qu'une telle participation augmente le partage d'informations et la confiance entre les différents acteurs et réduit les conflits d'usage potentiels.

Néanmoins, la gestion écosystémique des ressources n'est pas un gage assuré d'un aménagement durable de la forêt. Les compromis adoptés entre les parties prenantes peuvent ne pas être viables à long terme, que ce soit d'une perspective économique, sociale ou écologique (Andison, 2003). De plus, il n'est pas rare de voir certains objectifs en total incompatibilité (par leur échelle d'application par exemple), il devient alors difficile, voire impossible, d'obtenir un terrain d'entente (Boyland *et al.*, 2004).

À ces difficultés s'ajoute l'impact économique de ce type d'aménagement. Ainsi, il a été montré que l'implantation d'un processus de participation publique est souvent plus coûteux et demande davantage de temps que la démarche de planification classique (Hamersley Chambers et Beckley, 2003). De plus, l'émulation des perturbations comme modèle de gestion, entraîne de pertes de volumes de bois et de revenus à court et moyen terme (Binkley, 1997; Armstrong *et al.*, 1999; Thompson *et al.*, 2006).

Du fait de ces impacts, il a été proposé de ne pas se limiter à l'aménagement écosystémique comme unique solution permettant d'atteindre un aménagement durable des forêts. Plusieurs acteurs du milieu priorisent plutôt la mise en place d'un système de zonage fonctionnel (Bos, 1993; Messier et Kneeshaw, 1999; Beese *et al.*, 2003).

## LE ZONAGE FONCTIONNEL

Le zonage fonctionnel, qui se définit comme une structure d'aménagement divisant le territoire en fonction d'objectifs spécifiques (Walther, 1986; Boyland *et al.*, 2004),

n'est pas un nouvel arrivant dans le monde forestier. Dès 1943, Pearson soulignait que par unité territoriale, un système de zonage («dominant-use management») peut optimiser les bénéfices découlant de chaque usage, comparativement à une gestion intégrée ou multi-ressources. À l'échelle gouvernementale, c'est aux États-Unis qu'on a observé une première percée à l'égard du zonage forestier. En 1964, soit trois mois seulement après l'entrée en vigueur du *Wilderness Act*, le Service Forestier américain a proposé un système à trois zones : *pristine, median et portal* (USDA Forest Service, 1964). Une proposition qui n'a finalement jamais été adoptée à l'échelle du pays.

Dans le milieu scientifique, l'intérêt envers cette approche a tardé à prendre de l'ampleur. Ce n'est qu'à partir du milieu des années 1980 que la pertinence du zonage pour les paysages forestiers a réellement été soulevée. Walther (1986) et Haas *et al.* (1987) ont alors spécifié certains avantages d'une telle stratégie. Selon ces derniers, outre la diminution des conflits d'usage (Walther, 1986), le zonage permet (1) de donner des directives d'aménagement qui sont claires, spécifiques et efficaces et (2) d'améliorer la communication avec le public à propos des orientations d'aménagement (Haas *et al.*, 1987). De plus, le zonage peut aussi aider à concentrer les activités de récolte commerciale, à minimiser l'étendue du réseau routier et à optimiser les apports économiques (Binkley, 1997; Beese *et al.*, 2003). Pour ce faire, il est nécessaire d'établir, au minimum, une zone dont la vocation primaire est celle de l'extraction de la matière ligneuse. À partir de cette structure de base, une panoplie d'approches avec un nombre variable de zones peut être élaborée.

Parmi les stratégies qui ont émergé depuis deux décennies, se retrouve le zonage à un seul usage, qui alloue une part du territoire uniquement à l'aménagement forestier commercial (souvent intensif) et une seconde part, aux autres valeurs, souvent sous forme d'aires protégées excluant les activités dites industrielles (exploitation minière, forestière, etc). (Erdle, 1999). Cette approche, considérée comme rentable d'un point

de vue économique est surtout appuyée par des économistes forestiers (Binkley, 1997; Sahajananthan *et al.*, 1998). Certains écologistes, dont Franklin (1998), critiquent cette stratégie en affirmant que la zone qui exclut la récolte de bois, ne peut pas compenser pour tous les impacts environnementaux négatifs engendrés par la zone d'aménagement, tels qu'une altération de la qualité de l'eau et la perte de biodiversité.

## LA TRIADE

Afin d'obtenir un juste équilibre entre le maintien de l'intégrité de l'écosystème et la récolte de la matière ligneuse, Seymour et Hunter (1992) ont proposé une stratégie à trois aires d'utilisation (ou TRIADE). Pour atteindre le premier objectif, ces deux chercheurs suggèrent de mettre en place deux zones : une première axée directement sur la conservation et une seconde où est pratiqué un aménagement de type écosystémique. Puisque l'action combinée de la mise en oeuvre d'un aménagement écosystémique et l'établissement d'aires protégées amène une baisse de volume exploitable, une zone d'aménagement intensif a été proposée afin de compenser ces pertes (Seymour et Hunter, 1992).

### Les aires de conservation

La création de zones de conservation est un phénomène plutôt récent dans l'histoire de l'humanité. Toutefois, les justifications pour l'établissement de telles zones ont évolué depuis la mise en place des premiers parcs nationaux aux États-Unis et en Australie à la fin du XIX<sup>ième</sup> siècle. D'abord mises en place pour des raisons esthétiques, des attractions géologiques spécifiques ou sur des territoires non désirés à des fins commerciales (Pressey, 1993; Meffe et Carroll, 1994), les aires de conservation sont maintenant établies suivant trois objectifs majeurs (Soulé et Simberloff, 1986). Le premier est la protection d'unités fonctionnelles liées à des

écosystèmes. Un cas souvent cité est celui des bassins versants dont la conservation permet de maintenir, entre autres, la fonction de régulation des niveaux d'eau. Quant au second but, il vise à protéger des espèces ou des groupes d'espèces ayant un intérêt particulier, comme des espèces rares ou en danger de disparition. Cette approche dite de filtre-fin a été critiquée pour avoir trop souvent été appliquée en absence de planification holistique de la conservation. Ainsi plus d'une fois, certaines zones écologiques ayant un potentiel de conservation intéressant ont été discriminées, puisqu'elles ne contenaient pas d'espèces d'intérêt (Jennings, 2000). Considérant ces lacunes, l'approche du filtre-brut (Hunter *et al.*, 1988) est aujourd'hui davantage favorisée. L'objectif de cette approche est de préserver à long terme un échantillon représentatif des différents niveaux d'organisation biologique d'un territoire donné (Margules et Pressey, 2000).

Quoique divergentes, ces approches ne sont pas pour autant complètement incompatibles ou mutuellement exclusives (Meffe et Carroll, 1994). Cela est d'autant plus vrai considérant que ces stratégies ont toutes pour objectif général de limiter, à l'intérieur d'un certain périmètre, les activités humaines et les impacts environnementaux qui en découlent (fragmentation, disparition d'espèces, perturbations des cycles biogéochimiques, etc.). Il n'en demeure pas moins qu'il est essentiel d'identifier en priorité les principaux buts visés par l'établissement d'une aire protégée ou d'un réseau d'aires protégées (Shafer, 1999). Cette étape est critique puisqu'une définition inadéquate est souvent à la base des problèmes rencontrés plus tard dans le processus. Une fois fixé, plusieurs éléments concernant le design d'une zone de conservation ou d'un système de zones doivent être spécifiés. À cet égard, Diamond (1975) a proposé quelques grands principes de configuration encore utilisés et dont le fondement est la théorie de la biogéographie des îles (MacArthur et Wilson, 1967).

Certains modèles ont également été élaborés afin d'assurer la meilleure protection possible en fonction de divers facteurs naturels et anthropiques. Le modèle de la réserve de la biosphère (UNESCO, 1974), souvent cité en exemple, est maintenant utilisé à travers le monde. Son schéma typique comprend une aire centrale, entourée d'une zone tampon qui est elle-même entourée par une zone de transition. Quant aux fonctions de ces zones, l'aire centrale est consacrée strictement à la préservation de la nature, la zone tampon peut comprendre certaines activités non destructrices et finalement la zone de transition ouvre la voie aux activités économiques et de recherche qui sont en harmonie avec la fonction primaire de la réserve (Gregg *et al.*, 1989). Le principal atout de ce modèle est son système de «poupées russes» qui fait en sorte que les zones externes absorbent les effets des activités humaines du territoire avoisinant et permet ainsi une protection optimale de la biodiversité au cœur de la réserve (Baker, 1992).

Malgré l'importance des préoccupations liées au design et au choix des sites, une majorité d'États se sont d'abord concentrés à atteindre un certain pourcentage de territoire protégé. La cible généralement utilisée est celle de 10 à 12% du territoire national, telle que proposée par plusieurs commissions internationales et organisations de conservation, (McNeely et Miller, 1984 ; WCED, 1987 ; WRI, 1994). À cet égard, le Québec fait figure d'exception à l'échelle internationale, ayant plutôt opté pour 8% d'ici 2008. Quoique louable comme effort, plusieurs spécialistes considèrent ce type de cible comme étant davantage politique que scientifique. Selon eux, des cibles fixées à partir de critères écologiques seraient beaucoup plus élevées (Soulé et Sanjayan, 1998). Par ailleurs, Franklin (1998) soutient qu'une augmentation substantielle des aires protégées représenterait certainement un bénéfice important, mais n'éliminerait pas le principal problème de placer tous les efforts de conservation au sein de zones dédiées à cette fonction. Même positionnées de façon optimale à travers le paysage, des aires protégées représentant 12 ou 15% du territoire demeurent inadéquates pour préserver toute la variabilité génétique associée aux écosystèmes

forestiers. La solution réside en grande partie dans la façon d'aménager la matrice entourant ces aires protégées (Lindenmayer et Franklin, 2002), d'où la proposition de Seymour et Hunter (1992) de tendre davantage vers un aménagement écosystémique des forêts. Une variété d'approches, telles que celles mentionnées précédemment, peut ainsi être utilisée afin de respecter la dynamique naturelle des écosystèmes.

### L'aménagement intensif

L'aménagement intensif a pour principal objectif d'accroître la production de fibre par unité d'aire et de temps grâce à une augmentation du travail effectué et des capitaux investis (SAF, 1983). Ce type d'aménagement peut être subdivisé en deux classes : (1) intensif et (2) super-intensif ou ligniculture. La première catégorie (intensif) vise à bonifier les traitements classiques de silviculture aux différentes étapes du cycle d'aménagement (établissement, croissance et récolte). Pour ce faire, les forestiers ont recours à plusieurs pratiques, telles que le contrôle de la végétation compétitive (herbicides, débroussaillage), l'éclaircie pré-commerciale et commerciale (Lautenschlager, 2000; Wagner *et al.*, 2006).

La ligniculture, pour sa part, est davantage basée sur le modèle de l'agriculture industrielle et vise l'atteinte de rendements très élevés par l'utilisation d'essences à croissance rapide parfois modifiées génétiquement et de techniques qui permettent de répondre aux besoins de ce type d'essences (fertilisation, protection contre les espèces nuisibles, etc) (Oliver, 1999; Seymour et Hunter, 1999; Thompson *et al.*, 2003). À l'échelle internationale, les taux de croissance des plantations varient entre 10 et 40 m<sup>3</sup>/ha/année en fonction des essences et des stations (Oliver, 1999). Pour ce qui est du Canada, quatre types d'essences sont prisés pour la ligniculture, soit le peuplier (*Populus* spp.) et le mélèze hybride (*Larix* spp.) ainsi que l'épinette blanche (*Picea glauca*) et l'épinette de Norvège (*Picea abies*). Les taux de croissance moyens pour le peuplier hybride se situent entre 9 et 23 m<sup>3</sup>/ha/année selon la région, avec un

optimum pour les forêts côtières de la Colombie-Britannique (Van Oosten, 2000). À titre comparatif, la productivité moyenne du peuplier en peuplement naturel au Canada, est près de 2,5 m<sup>3</sup>/ha/année. Toutefois, afin de pouvoir obtenir des rendements si élevés, le choix des sites pour les plantations est particulièrement important. Pour ce faire, il est proposé d'établir les dispositifs sur les sites les plus productifs, près des moulins et des routes (Hunter et Calhoun, 1996 ; Gilmore, 1997).

De telles pratiques peuvent cependant avoir des impacts à diverses échelles, sur la biodiversité d'un territoire. Ainsi, il a été montré que l'aménagement intensif, en particulier les plantations à courte rotation, tend à maintenir un patron hautement uniforme en termes d'espèces et d'âge, ce qui réduit la structure horizontale et verticale de la végétation (Thompson *et al.*, 2003). Ceci affecte particulièrement la faune aviaire, dont la richesse est positivement corrélée avec une augmentation de cette structure (Moore et Allen, 1999). De plus, la préparation des sites suivant la coupe peut altérer la structure et la composition de la flore indigène, tout en modifiant certaines caractéristiques du sol (pH), le drainage et la quantité de débris ligneux. Les amphibiens, sensibles à ces modifications, peuvent ainsi voir une diminution de leur abondance et de leur diversité totale sur ces sites (deMaynadier et Hunter, 1995). Néanmoins, ces impacts peuvent être de courte durée surtout en ce qui à trait à la flore dont la richesse est généralement maintenue quoique quelque peu altérée du point de vue de la composition (Mellin, 1995). L'utilisation d'herbicides pendant la croissance vient toutefois modifier la donne et nuit substantiellement au maintien à court et moyen termes (1) des espèces herbacées et (2) des espèces non-résineuses dans le cas des forêts nordiques (Lautenschlager et Sullivan, 2002). Une application sans précaution de ces pesticides et de fertilisants peut également avoir des conséquences néfastes sur la communauté benthique d'invertébrés des milieux aquatiques environnant (Kreutzweiser et Kingsbury, 1987).

De façon à atténuer ces impacts, diverses stratégies ont été proposées depuis quelques années. Hartley (2002) suggère même un nouveau paradigme basé sur l'hypothèse que des améliorations mineures dans le design et l'aménagement des plantations peuvent mener à une meilleure conservation de la biodiversité et cela avec des pertes négligeables voire inexistantes au niveau de la production de fibre. Ces méthodes s'appliquent à chaque étape de l'aménagement, que ce soit au niveau du choix des espèces, de la préparation du site, de la récolte ou encore de l'élimination de la compétition (Hartley, 2002 ; Moore et Allen, 1999). Il est, par exemple, suggéré de maintenir des chicots et autres attributs favorisant une variété d'habitats au sein des plantations, et de prioriser des essences indigènes plutôt qu'exotiques. Quoique ces techniques présentent certains bénéfices, tous les impacts découlant de l'aménagement intensif ne sont pas nécessairement éliminés, sinon atténués, d'où l'importance d'incorporer des objectifs de conservation lors de la planification du zonage à l'échelle du paysage.

#### Les études sur la TRIADE

La disposition et la proportion de chacune des trois zones sur le territoire constituent par conséquent une étape cruciale pour la mise en oeuvre d'un aménagement qui respecte le principe d'aménagement durable de la forêt. À cet égard, Seymour et Hunter (1992 et 1999) ne précisent pas de valeurs à atteindre, mais mentionnent plutôt que la TRIADE ne suggère pas une allocation égale entre les trois zones. Selon eux, les valeurs exactes doivent être établies à partir d'analyses de cas (Seymour et Hunter, 1999). À l'échelle du Canada, Messier et Kneeshaw (1999) ont proposé un scénario où environ 70% du territoire serait alloué à l'aménagement écosystémique, 15% à l'aménagement intensif et le dernier 15% en aires protégées. Ce scénario a par la suite été modifié et raffiné via une subdivision de l'espace dédié à l'aménagement intensif (Messier *et al.*, 2003a). Ainsi, 4% du territoire pourrait être consacré à la ligniculture et 10% à l'aménagement intensif. Suivant ce modèle, il serait possible de

combler près de la moitié (45%) des besoins en bois du pays à partir de la zone d'aménagement intensif. En plus de diminuer considérablement les pressions sylvicoles sur une grande portion de la forêt (Messier *et al.*, 2003a), ceci permettrait de libérer suffisamment d'espace pour atteindre ou surpasser l'objectif international de 10 à 12% d'aires protégées à l'échelle du territoire canadien. Bien que ce scénario présente certains aspects qui tendent à atténuer les impacts sur la biodiversité, aucune étude n'a été menée pour déterminer si ce modèle permet d'atteindre de façon optimale l'un ou l'autre des objectifs (économiques, sociaux et écologiques) tels que visés par Seymour et Hunter.

En fait, malgré une popularité accrue de la TRIADE auprès des gestionnaires, chercheurs et dirigeants politiques (Erdle, 1999; Messier *et al.*, 2003a), peu d'études se sont consacrées à la TRIADE en général. Effectivement, d'une part cette approche a été adoptée dans la Stratégie de conservation des forêts de l'Alberta (Alberta, 1997) et est présentée par la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004) comme un moyen qui permet de répondre à la fois à la demande accrue en matière ligneuse et au besoin de maintenir la pérennité du patrimoine biologique. D'autre part, en excluant les quelques articles qui ont traité du sujet de façon théorique, seulement trois études ont tenté de déterminer le potentiel de la TRIADE en tant qu'alternative viable au système d'aménagement traditionnel.

Pour ce qui est de la première étude, effectuée en 1996 par A. M. M. Nur Ullah, trois scénarios de zonage ont été comparés avec un scénario représentant le régime forestier typique du Nouveau-Brunswick, à partir du système de modélisation forestière Woodstock et cela pour une période de 80 ans. Le régime forestier de référence utilisé ne comprend aucune aire protégée et représente à plus de 73%, un aménagement dit extensif. Contrairement à l'aménagement écosystémique qui intègre plusieurs objectifs liés à la conservation de la biodiversité, l'aménagement extensif est davantage orienté vers l'exploitation de la ressource forestière. Il se caractérise par

des rendements moyens et de faibles investissements pour les traitements sylvicoles non commerciaux (Seymour et Hunter, 1999). Le modèle, développé pour un territoire de 215 000 ha au Nouveau-Brunswick a permis de montrer qu'un scénario pour lequel près de 5% du territoire est en aménagement intensif, 83% en aménagements écosystémique et extensif et 12% en conservation, résulte en une diminution de 40% de la possibilité forestière et une augmentation de 22 à 30% des coûts de production par unité de volume ( $\$/m^3$ ), en comparaison avec le système d'aménagement actuel. Néanmoins, la TRIADE semble procurer certains bénéfices environnementaux, particulièrement en ce qui a trait à la structure d'âge des peuplements. En effet, les trois scénarios TRIADE permettent de maintenir davantage de vieilles forêts après 80 ans de simulation.

La seconde étude a été réalisée à partir d'un *mixed integer linear program* et a été appliquée à un territoire de 13 322 ha en Colombie-Britannique (Krcmar *et al.*, 2003) pour une période de 200 ans. Les résultats découlant de cinq scénarios TRIADE ainsi que de trois scénarios d'un zonage à deux aires d'utilisation (conservation et aménagement intégré), diffèrent sensiblement de ceux obtenus par Nur Ullah. En effet, ceux-ci indiquent que sous un régime de TRIADE, il est possible de satisfaire aux demandes environnementales (davantage d'aires protégées) sans augmenter le fardeau financier ou diminuer les volumes récoltés (Krcmar *et al.*, 2003). Toutefois contrairement à la première étude qui limitait à moins de 5% l'espace occupé par l'aménagement intensif, les scénarios utilisés comprenaient une zone dédiée à la production ligneuse qui représentait plus de 26, 37, 44 et 71% du territoire. De plus, pour l'ensemble de ces scénarios, les coûts liés à l'application des règlements à caractère environnemental ont été réduits de 25 ou 50%. Finalement, aucun indicateur et critère, excepté la présence d'aires protégées et les superficies non coupées, n'ont été utilisés pour quantifier les impacts de chacun des scénarios sur la biodiversité.

Le plus récent article portant sur la TRIADE s'inscrit également dans la lignée des études favorisant une intensification significative des pratiques sylvicoles (Montigny et MacLean, 2006). Modélisés à partir d'un territoire de 188 584 ha au Nouveau-Brunswick, 64 scénarios se référant à la TRIADE ont été testés à l'aide du modèle Woodstock pour un horizon de 80 ans. Les proportions pour l'aménagement intensif variaient ici entre 39 et 64% et celles pour la conservation entre 0 et 15%. Les résultats des simulations ont montré, qu'avec de telles proportions, découlait une augmentation importante du volume total récolté (de l'ordre de 35 à 139% selon les scénarios). Inversement, les superficies représentant des habitats de vieilles forêts de type mélangé ou feuillu ont diminué significativement après 80 ans. Néanmoins, la proportion du territoire occupée par ces vieilles forêts était directement influencée par celle dédiée aux aires de conservation.

À la lumière des résultats obtenus par ces trois études, il est difficile d'établir si la TRIADE constitue une avancée vers l'aménagement durable de la forêt. Cela est dû au large éventail de combinaisons de zonage testées, à l'utilisation d'indicateurs qui couvrent davantage le volet économique et l'absence d'outils pour mesurer l'impact sur les patrons spatiaux à l'échelle du paysage. De plus, deux de ces études ont utilisé un horizon de 80 ans, ce qui ne permet pas de déterminer avec précision l'impact des pratiques sylvicoles sur plusieurs éléments du paysage, en particulier ceux liés à la configuration spatiale des peuplements (Wallin *et al.*, 1994).

## OBJECTIF GÉNÉRAL

Dans ce cadre et considérant les besoins maintes fois soulevés d'évaluer les stratégies d'aménagement forestier à travers un gradient important d'échelles spatiales et temporelles (Korzukhin *et al.*, 1996; Messier *et al.*, 2003b; Thompson *et al.*, 2006), l'objectif de la présente étude est de mieux comprendre les effets à long terme de différentes combinaisons de zonage sur certaines composantes forestières et sur la

récolte de la matière ligneuse. Pour ce faire, un modèle spatialement explicite à l'échelle du paysage est utilisé pour évaluer l'évolution de la distribution des classes d'âge de la forêt, des patrons de paysage (via l'*effective mesh size*, la taille moyenne des fragments, le nombre de fragments, l'indice du plus gros fragment et l'indice de l'aire totale de forêt intérieure) et des volumes de bois récoltés, sur un horizon de 490 ans.

## CHAPITRE 1

Long-term consequences of different TRIAD scenarios on landscape patterns, age-class structure and harvest in boreal mixedwood forests

Pascal Côté, Christian Messier, Daniel D. Kneeshaw, Andrew Fall, Marie-Josée Fortin

Pascal Côté, Christian Messier and Daniel. D Kneeshaw. Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, H3C 3P8

Andrew Fall. School of Resource and Environmental Management, Simon Fraser University, Burnaby, BC, V5A 1S6

Marie-Josée Fortin. Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, Ontario, M5S 3G5

## Abstract

Forest management in both temperate and boreal forests has been criticised in the last 20 years for its negative impact on biodiversity. Of many alternatives proposed, the functional zoning (or TRIAD) approach is gaining popularity in North America. The TRIAD approach aims to attain sustainable forest management by dividing large forested areas into three land-use zones, for conservation, ecosystem management and timber production. In this paper, we compare the effects of various zoning strategies on a large territory in central Quebec over 490 years with one economic and various ecological indicators. We compared the impact of six different forest management scenarios with various proportions of conservation, ecosystem-based management and intensive forestry zones with a wildfire-only scenario on harvest volume, forest age-class structure and five spatially constrained landscape metrics: effective mesh size, mean patch size, number of patches, largest patch index and total core area index. This was achieved using a spatially explicit landscape model applied to a territory of 390 000 ha in central Quebec. In all cases, the impact of the different forest management scenarios took at least 100 years of simulation to show any strong differences. Overall, the proportion of forests older than 100 years increased with an increasing proportion of the land base under ecosystem management. In comparison with the status quo or business as usual scenario, all TRIAD scenarios showed volumes losses for the first 90 years of simulation. All forest management scenarios showed increased forest fragmentation compared to the wildfire-only scenario. We conclude that the TRIAD approach could be used to minimize some negative impacts of forestry on the landscape while maintaining timber supply in the long term.

Keywords : zoning, triad, landscape patterns, age class structure, boreal forest, fragmentation, sustainable forest management

## 1.1 Introduction

Some of the most important ecosystem services provided by forests tend to be severely altered by human activities (Gonzalez *et al.*, 2005). Although deforestation is a major problem affecting tropical forests (Sodhi *et al.*, 2004), forest management is the main factor altering deciduous temperate and boreal landscapes (Östlund *et al.*, 1997; Lindenmayer and Franklin, 2002). Public pressure urges the development of new and truly sustainable forest management practices that could integrate the concerns of all stakeholders as well as conserve biodiversity (Hamershey Chambers and Beckley, 2003).

Two very different global forest management options have been proposed to address both social and environmental concerns. The first option was an attempt to satisfy all needs within the same zone by practicing multiple-use or integrated forest management. A contrasting alternative was to separate the landscape into different zones where multiple uses could be implemented. Although the debate is still ongoing regarding the advantages and disadvantages of each option, and there may be specific cases where one option is more appropriate, the zoning option has been gaining in general popularity (Zhang, 2005). According to some researchers, zoning of the landscape is advantageous because it (1) provides clear, specific and effective management directions (Hass *et al.*, 1987) and (2) reduces conflicts between stakeholders since a hierarchical order of uses is established within a territory (Walther, 1986; Andison, 2003; Zhang, 2005). Moreover, zoning can help to concentrate harvesting activities in the landscape, to minimize the extent of the road system and to optimize economic benefits. (Swallow *et al.*, 1990; Binkley, 1997; Beese *et al.*, 2003).

One of the most cited zoning strategies proposed in North America is the TRIAD (or three zones) approach proposed by Seymour and Hunter (1992) in which different

zones are dedicated to different objectives and priorities. In order to maintain the ecological integrity of the forest, one zone is usually dedicated to conservation, as a network of reserves, and another to ecosystem management. Despite the confusion about its definition, the concept of ecosystem management endorses specific goals, such as the maintenance of viable populations of all native species as well as evolutionary and ecological processes, along with some accommodation of human use and occupancy (Grumbine, 1994). Several approaches have been applied in different types of forest over the years, with the most common denominator being the use of natural variability to guide management practices to approximate natural patterns of distribution (age-class structure, species composition, size and shape of patches, etc.) during management activities (Landres *et al.*, 1999). For boreal and sub-boreal regions, the natural fire regime is commonly used as the main disturbance to emulate (Bergeron *et al.*, 1999; Burton *et al.*, 1999).

However, since both increasing conservation areas and ecosystem management of the landscape tend to decrease the volume of wood one can harvest (Binkley, 1997; Thompson *et al.*, 2006), a timber production zone is proposed to counterbalance these losses. This third zone completes the TRIAD land allocation system (Seymour and Hunter, 1992; Hunter and Calhoun, 1996).

Although the idea of the TRIAD has been around for more than 15 years, very few studies have attempted to rigorously evaluate the possible economic and ecological impacts (like timber supply, fragmentation, etc.) of various zoning strategies for large forest regions. In this respect, Seymour and Hunter (1992, 1999) did not specify a set proportion for each of the three zones. Instead, they state that the TRIAD does not have to include an equal allocation among the three zones. A few recent modelling studies have compared a large range of combinations of land allocations (Nur Ullah, 1996; Krcmar *et al.*, 2003; Montigny and MacLean, 2006). These studies used a simulation length of less than 200 years (80 or 200 years), so that significant

differences in the zoning conditions allowed for a decrease in environmental impacts while maintaining harvest levels. Moreover, they either used scenarios that would be difficult to apply to other landbases, or they gave more importance to the economic values, or they contained only few spatial components.

Since there is a lack of consensus about the possible contribution and the best approach to find balanced proportions among the various zones of a TRIAD approach to achieve objectives of sustainable forest management, we tested various scenarios of the TRIAD based on initial condition from a forest management unit using a spatially explicit landscape model. We tested how various proportions of reserve, ecosystem management and intensive management zones affected forest age-class distribution and landscape patterns using five indices and harvest volumes over 490 years of simulation. More specifically, we wanted to know whether a TRIAD strategy could (1) preserve old-growth, (2) minimize forest fragmentation and (3) maintain harvest levels in the very long-term.

## 1.2 Methods

### 1.2.1 Study area

The study area is a management unit of approximately 390 000 ha in the upper Mauricie region in south-central Quebec (fig.1). The area contains two boreal forest ecotypes: the balsam fir-yellow birch bioclimatic domain and the balsam fir-white birch bioclimatic domain (Québec, 2004b). The landscape is dominated by four species: white birch (*Betula papyrifera* Marsh), black spruce (*Picea mariana* Mill.), jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) and trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.).

In terms of disturbance regime, fire is the dominant natural agent in this management unit. Most fires are small (less than 150 ha) but large infrequent ones (10 000 ha or

more), less frequent, are responsible for more than 60% of the area burned. Other natural disturbance agents include spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) and windthrow (Québec, 2004b). Since the middle of the nineteenth century, the main disturbance in the region is commercial forestry (Fall *et al.*, 2004). The current forestry regime is aimed at regulating the forest using 50 to 150 ha clearcuts on a rotation of 100 years or less. Regeneration is mainly natural although some planting is done to supplement natural regeneration when absent. Manual brushing and pre-commercial thinning are the two most important silvicultural treatments (Québec, 1996; Pothier, 2002).

### 1.2.2 Model description

The spatial data for model inputs were derived from the third decadal forest inventory SIFORT database of the Quebec government. With a resolution of 0.25 ha/cell (50 m x 50 m), these data were used to create the initial raster layers which represented the main biotic and abiotic characteristics of the forest environment. The layers were thereafter integrated into the Vermillon Landscape Model (VLM) (James *et al.*, 2005) developed with the SELES (spatially explicit landscape event simulator) spatiotemporal modelling tool (Fall and Fall, 2001). The SELES modelling language is used to specify key processes or sub-models, which SELES executes as a discrete-event simulation.. For the VLM, three sub-models representing succession, wildfire and management processes were built and used.

### 1.2.3 Succession sub-model

The succession sub-model was limited to stand aging and was directly influenced by the disturbance regimes. Thus, disturbance (fire or harvesting) reset stand age to zero, while aging increments stand age (up to 300 years). The spatially explicit aspects of disturbance also interacted through the patchy structure of stand age.

#### 1.2.4 Fire sub-model

The fire sub-model is an empirical landscape fire model (Van Wagner, 1978), based on historical information in the region and similar to the one used by Fall *et al.* (2004).

#### 1.2.5 Management sub-model

Six management scenarios with up to five different combinations of land-use allocation were simulated (table 1) following various criteria. The forestry priority zone (or timber production zone) was further divided into different treatments or allocations that represent various intensities of forest management. The five land allocations were : (1) the conservation zone where no logging was allowed, (2) the ecosystem management zone where partial logging and clearcuts with variable retention were implemented, (3) an extensive forestry allocation within the forestry priority zone where the current forestry practice of small clear-cuts distributed over the landscape was used, (4) an intensive forestry allocation within the forestry priority zone where the forest was planted followed by various silvicultural treatments and (5) a plantation forestry allocation also within the forestry priority zone where fast-growing hybrid larch and poplar was used. Each of the 6 management scenarios presented in table 1 corresponded to some theoretical or practical scenario proposed by various stakeholders or groups.

The main difference between the various timber production treatments was the annual harvest level (expressed in percent of the productive forest area per year) which was 0.8% for the ecosystem management zone, 1% for the extensive management zone, 1.2% for the intensive management zone and 2% for the plantation management

zone, assuming that increasing silvicultural intensity leads to higher yields, and hence shorter rotations. For the ecosystem management zone, half of the area was harvested using even-aged management with harvest block sizes similar to the one used with the extensive management zone, i.e. between 5 and 60 ha. The other half of the zone was treated with partial cuts to approximate the natural development of old-growth stands. The partial cuts were modelled as causing no change in successional state and such forests were considered as having a closed or continuous canopy.

Moreover, the annual growth level was doubled for the intensive management zone to represent the benefit generated by the various silviculture treatments used. Finally, for the plantation management zone, fast-growing species were used and planted only after the completion of the first rotation. The minimum harvest age for these species was divided into three groups (20, 30 or 40 years) based on the site index (height in metres at 50 years). The yield curves, typical for fast-growing species, were also specified following these harvest-age groups.

In all management zones, no disturbance agent, except harvesting, was modelled. We elected to remove the natural disturbance regime in order to avoid introducing factors that would mask the differences between the harvesting strategies typical for each zone (Fall *et al.*, 2004). In the case of the reserve zone, we applied the fire model, but not harvesting. The knowledge of the fire regime in this zone allowed us to simulate the fire conditions observed in the natural landscape.

The specific percentages for land allocation varied among scenarios. The Status Quo scenario (SQ-2%) represents the current management strategy applied in the Mauricie region. The Quebec Regulations scenario (QR-8%) corresponds to the objectives fixed by the Quebec government to improve its management of the forest landscape. The land allocation of the Applied Project scenario (AP-12%) was the one used in a pilot project run in an adjacent management unit. This 12% reserve is the target value

recommended by many international commissions and non governmental organizations (McNeely and Miller, 1984; WCED, 1987; WRI, 1994). This target is also used with the theoretical scenario Messier *et al.* (2003b) (ME-12%). Furthermore, for the entire set of scenarios, the plantation management zone don't represent more than 4% of the landscape, in order to maintain the social acceptability of the TRIAD approach in public land.

Both the Triad Intensive (TI-20%) and Triad Conservation (TC-20%) scenarios allocated 20% of the landscape to conservation, a proportion called by some scientists and politicians in Canada (Anonymous, 1998; Senate subcommittee on the boreal forest, 1999). In the TC-20% scenario, the plantation management zone was excluded because this is often unpopular with environmentalists (BAPE, 1997).

#### 1.2.6 Zone selection

To establish the zoning system, our approach was based upon the methodology proposed by Seymour and Hunter (1999). Thus, reserves were selected in priority, followed respectively by plantation, intensive, extensive and ecosystem management zones. However, for both the SQ-2% and QR-8% scenarios, we selected the extensive management zone at the end of the sequence because this zone represented the dominant matrix in the landscape.

#### Reserves

The approach used to identify the potential areas dedicated to the reserves network was based on the heterogeneity method developed by Montigny and MacLean (2005). We modified, however some parameters in their initial method to adapt it for the geographic information available from the forest inventory. Landscape features used

to select the most heterogeneous cells were soil, drainage and site type (vegetation communities) classes. The number of classes varied from 16 to 23, which we reduced to 10 with the «reclassify» function from the Spatial Analyst for ArcMap<sup>®</sup> GIS (ESRI<sup>®</sup>). In this way, each feature had an equivalent weight to determine the level of heterogeneity. Then the raster layers created were overlaid and a neighbourhood analysis (variety) was used to produce raster grids with a size of 625 ha (2500 m x 2500 m). With the new raster layer, we were able to identify the areas with the highest heterogeneity and hence the zones most suited for the establishment of reserves.

Representation of ecological types (Austin and Margules, 1986) was used as the final criteria to set the reserve network. Since the management unit was divided into two bioclimatic domains, three reserves of similar size were designed along a south to north gradient. This criterion was not applied with the SQ-2% due to the low percentage of reserves. Moreover, the number of reserves was limited to obtain larger areas and thus increase the conservation potential of each reserve (Shafer, 1990).

#### Plantation management zone

We used site index (SI) values (height in metres at age 50 years) as an indicator to determine areas best suited to plantation management (Norfolk and Erdle, 2005). The first step in the selection method was to divide 43 000 cells into three SI categories: smaller than 15 m, 15 to 18 m and greater than 18 m. Cells with a value included in the third category were selected in priority, followed by cells in the second group. Except for some rare cases, cells with a SI less than 15 m were excluded from the selection.

Two exclusion criteria were applied to reduce the impact of plantation management on biodiversity. The first criterion was to leave a buffer zone with a minimum width

of 2500 m between plantation management areas (or cutting blocks) and reserves and corridors of various length and with a width of 2500 m between the reserves. Based upon the biosphere reserve model (Greg *et al.*, 1989) the buffer zone was conducted in the ecosystem management zone. The second criterion was to put a 500 m strip of ecosystem management between each area dedicated to plantation management. It was only applied when the ecosystem management zone represented the dominant matrix (i.e. for all scenarios except SQ-2% and QR-8%). Furthermore, 25% of the plantation management areas had a size of 100 to 500 ha and 75% a size of 500 to 5000 ha.

#### Intensive, extensive and ecosystem management zones

Intensive and extensive management areas were selected randomly from the 43 000 cells that composed a raster layer used with the model. Both exclusion criteria used with the plantation management zone were applied. Finally, the remaining lands excluded from previous selections were classified as the ecosystem management zone.

#### 1.2.7 Base scenario and landscape analysis

The landscape analysis used to determine the effect of various management scenarios on the ecological integrity of the forest was based on the coarse-filter approach (Hauffler *et al.*, 1996; Landres *et al.*, 1999). We compared the six management scenarios with a wildfire-only (WO) scenario to see if these scenarios maintained the forest conditions and landscape patterns within the apparent range of natural variability as defined by the WO scenario (Kneeshaw *et al.*, 2000; Wong 1999).

Six forest metrics were selected to quantify the degree of variation: the forest age-class structure, and five landscape indices related to spatial configuration (Gustafson,

1998) and often used to describe the basic characteristics of fragmentation (Rutledge, 2003). In the case of the age-class structure, it has been identified as an indicator of sustainable forest management (CCFM, 1997) and is correlated with other bio-indicators (Gauthier *et al.*, 1996). It is also strongly influenced by harvest rates (Daust, 1994). Although the model divided the age-class structure into 15 classes of 20 years (0-300 years), we also specified three general classes, i.e. 0-99 years, over 100 years and over 200 years. For our simulation, old-growth values were solely determined by the proportion of forests that escaped fires for more than 100 years (Kneeshaw and Gauthier, 2003).

For the five landscape indices, the attribute of reference is a patch, defined here as a spatially contiguous area of forest whose boundaries are delineated by the 20-year age-classes. Four indices (number of patches, largest patch index, mean patch size and total core area index) were based on the statistics produced by FRAGSTATS (McGarigal and Marks, 1995). The edge buffer distance used here was 100 m. The effective mesh size (Jaeger, 2000) was the other metric used. Related to mean patch size, it is area-proportionately additive and thus less sensitive to very small patches, contrary to mean patch size. We used it to refine our analysis and detect specific differences in the spatial configuration of the landscape.

#### Economic indicator

We selected harvest volume to assess the economic aspect of each scenario. Often used in studies dealing with a multi-objective strategy or testing forest management alternatives (Maness and Farrell, 2004; Shifley *et al.*, 2006), harvest volume is included in the list of indicators developed in the Montreal Process and supported by the CCFM.

## 1.3 Results

### 1.3.1 Age-class distribution

All management scenarios took over a century to reach equilibrium (fig. 1.2). In the case of the WO scenario, the variability created by the natural disturbance regime did not allow for complete stabilization over the 490-year time horizon.

In the early decades of the simulation, there were important variations in the proportion of each age-class between subsequent time-steps. These differences resulted from the initial and incomplete partition of age classes as found in the Sifort database. In this database, the age classes were not divided into consistent 20 year-classes, as used by the model, and stands over 100 years were all put in the same class representing about 10% of the forest. This explains the small proportion of forest between 60 and 80 years observed after 10 years of simulation (fig. 1.3a) and the high representation of three classes (20-39, 80-99 and 100-119 years) over represented at year 50 (fig. 1.3b). Furthermore, given the initial conditions, it took 80 years of simulation to produce stands over 200 years (fig 3b, c).

In the SQ-2% scenario, the majority of stands were maintained below 100 years by the harvesting strategy applied in the extensive management zone. In fact, by year 150, only 13.9% of the forest was older than 100 years and less than 0.1% was over 200 years. The reserve zone, that occupied 2% of the management unit, contributed only 1% to old-growth stands. The SQ-2% scenario also had low variability between runs for the age-classes representing more than 1% of the landscape, with coefficients of variation (CV) less than 4%.

Even if 72% of the management unit was dedicated to timber production, the QR-8% scenario produced more than 24% and 6% of forest older than 100 and 200 years, respectively, after 150 years of simulation. This was a significant increase compared

to the SQ-2% scenario. For the areas covered by old-growth forest, 52% occurred in the ecosystem management zone. The proportion of stands considered older than 200 years originating from this zone was 74% at year 150, but increased to 95% after 200 years of simulation. As observed in the SQ-2% scenario, the reserve zone has a secondary role in the supply of old-growth forest with 6-8% and 2-4% of stands over 100 and 200 years, respectively.

In comparison with the SQ-2% scenario, the variability between runs for the QR-8% scenario was higher, with coefficients of variation ranging between 4 and 11% according to age-class. In fact, considering all management scenarios, the amount of territory dedicated to the reserve zone and hence the area subject to wildfire in the model, directly influenced the degree of variability. Thus, the mean coefficient of variation was 10.3% for the AP-12% scenario and was 17.0% for the TC-20% scenario.

The other four management scenarios resulted in an increased amount of old-growth forest (fig 1.3c-f). A large part of this was produced within the ecosystem management zone, in particular for stands over 200 years. Actually, with the inclusion of partial cuts in old growth forest, between 89 and 96% of the stands older than 200 years emerged from this zone after 150 years of simulation. Moreover, there was a gradient between the increasing percentage of forest older than 100 years and the area occupied by the ecosystem management zone.

The reserve zone produced more old-growth stands (11 to 19% of these stands) for the TI-20% and TC-20% scenarios than expected if compared with the scenarios containing 8 and 12% of protected areas (5 to 8%). With 20% of the management unit dedicated to the reserve zone, the probabilities were higher that some areas were less connected to the forest matrix, like islands, would be not affected by fire. For forest younger than 60 years, 25 and 35% originated from the intensive management and

plantation management zones in the case of the AP-12% and ME-12% scenarios, even if these two zones occupied only 14% of the total area. For the TI-20% scenario, this proportion climbed to 56%.

The WO scenario produced an age-class distribution without any equivalence among the management scenarios. This scenario allowed for the emergence of a large amount of forest older than 100 and 200 years (60 and 36%), i.e. an increase of 20% and 56% compared to the ME-12% scenario. Even by year 50 (fig 3b), the proportion of old-growth stands differed with the other scenarios, in particular for the age-classes over 120 years. By year 350 (fig 3 e-f), the large proportion of forest in the oldest age-class was the consequence of not extending the distribution beyond 300 years. Although the differences between the WO scenario and the management scenarios were clearly visible, the variability between runs was significantly higher (with mean coefficient of variation of 82%) for this scenario.

### 1.3.2 Landscape indices

In the case of effective mesh size, all management scenarios presented values that diverged from the wildfire-only scenario by year 80 (fig. 1.4a). The variability between runs showed similarities with the situation described in the age-class distribution. For the WO scenario, the mean coefficient of variation between year 150 and 490 was 62%. In spite of this variability, the minimum values of effective mesh size obtained for this scenario were over 5 000 ha by year 250, a result far beyond the maximum values produced by the management scenarios (3 500 ha). Moreover, this tendency, characterized by an important increase in the patch sizes for the WO scenario, was supported by the mean patch size graph where the equilibrium was reached after 300 years of simulation with values of about 325 ha (fig. 1.4b). For the management scenarios, the equilibrium was reached after 200 years with values ranging between 8 and 15 ha. Furthermore, the variability associated with the mean

patch size of the WO scenario was quite low (coefficients of variation between 15 and 20%).

The causes of the significant increase in patch sizes were multiple for the WO scenario. First, there was an emergence of forest patches of larger size for the age-classes younger than 100 years. This was confirmed by the largest patch index and the total core area index that showed mean values over 3.2% and 82% respectively by year 150 for these age-classes (table 1.2). The higher production of older stands (over 200 years) and the decrease in the number of patches (by 83% from year 150 to year 350) also played an important role. The important disparity between the values of the effective mesh size and mean patch size (10 000 ha versus 400 ha for year 300) can be explained by the higher sensitivity of mean patch size to small patches.

In the first century of simulation, the effective mesh size of SQ-2% and QR-8% scenarios showed large peaks in regular intervals (fig 1.4.a). These peaks resulted from the initial age structure and were maintained by the harvesting strategy of the extensive management zone until after a complete rotation, i.e. 100 years of simulation. For the other management scenarios, the high proportion of the territory occupied by ecosystem management and the reserve zones and the disturbance regimes associated with the reserves, decreased the impact of the initial age-class distribution more rapidly over time.

In the SQ-2% scenario, the extensive management zone (93% of the entire area), characterized by a harvesting regime of 1% per year, resulted in a fast drop in mean patch size and in an increase in their number. Thus, from a mean of 17 000 patches at year 50, the number increased to 40 000 by year 350, i.e. more than 34 times the number produced by the WO scenario. By year 150, mean patch size by age-class remained below 25 ha, even for the youngest age-classes generally associated with the largest patches. The effective mesh size followed a similar pattern, reaching

equilibrium after 300 years of simulation with values of about 200 ha. The total core area index peaked at year 50, then dropped until 39% for stands younger than 100 years and was only 17% for older stands.

The QR-8% scenario clearly produced a smaller number of patches than the SQ-2% scenario. This decrease was 15 to 25% throughout the simulations and was concentrated in the age-classes younger than 100 years. There was an increase in the number of patches for age-classes over 200 years while the effective mesh size and the mean patch size had systematically higher values for every age-class. Moreover, the total core area index of forest older than 100 years increased by a factor of 0.15 to 8 among years of simulation. However, at year 450, the largest patch index of stands younger than 200 years decreased by 55-80% in comparison with the SQ-2%. This indicates that even with an increase in patch size, the QR-8% produced few very large patches. With its important contribution to the maintenance of forest older than 100 years, the ecosystem management zone had a notable influence on the increase in the number and the size of patches of older stands. Due to the occurrence of fires there are many young stands in the reserve zone. This zone in fact makes a major contribution by tripling the mean values of the effective mesh size for the age-class 0-20 years.

For the four other management scenarios, the total number of patches produced by AP-8% and ME-12% represented a decrease of 32-33% compared to SQ-2% scenario by year 450. The TI-20% and TC-20% scenarios produced more patches (over 30 and 50% respectively by year 350) than the ME-12% and AP-12% scenarios. The TC-20% scenario generated even more patches than the SQ-2% scenario after 350 years of simulation.

This variation combined with the high sensitivity of the mean patch size metric to small patches explained the differences observed between the effective mesh size and

the mean patch size over the course of the simulation. In both cases, there was a significant decrease in the first 10 decades of simulation, the position of each scenario over others varied according to the indicator. Thus, in the case of the TC-20% scenario, it showed the highest values of mean patch size until 100 years of simulation, then dropped and displayed the lowest values of all scenarios by year 440 (fig. 1.4d). This pattern was reversed for the effective mesh size, where the TC-20% scenario showed the highest values after 160 years of simulation (fig. 1.4c). In fact, the effective mesh size was directly influenced by the area occupied by the reserve zone. Thus, the high occurrence of bigger patches generated by this zone exceeded the impact of an increase in patch number. This was confirmed by the largest patch index values, higher by year 250 for stands younger than 200 years for TI-20% and TC-20% scenarios. Differences between scenarios with the same area dedicated to reserves were due to the ecosystem management zone.

### 1.3.3 Timber harvest

There was a rapid increase in total timber volume harvested (between 25 and 50% among scenarios) in the first 30 years of simulation (fig. 1.5). The low volumes in the early decades are a consequence of the initial age-class distribution from which a high proportion of the standing volume was not yet available for harvesting. Moreover, since the model was configured to start the intensive plantation after the first rotation, the maximum potential of this zone was only reached after 40 years. Thus, with a harvesting potential between 50 and 64%, the intensive plantation zone is mainly responsible of the first decrease in harvest volume at year 40 for the ME-12% and TI-20% scenarios. For the other scenarios, this drop was caused by the unique action of the extensive management zone (for SQ-2% and TC-20% scenarios) or by a combined action with the intensive plantation zone (for QR-8% and AP-12% scenarios).

In subsequent decades, the timber harvest for scenarios with a majority of forest area dedicated to ecosystem management increased gradually through a series of important fluctuations between time-steps. In the case of SQ-2% and QR-8%, the extensive management zone created the same type of pattern until year 180. The harvest target of 1% of the zone per year permitted stabilization to occur after the end of the distortions caused by the age-class structure but it didn't allow higher productivity to be reached and therefore to increase the timber harvest.

In comparison with the SQ-2% scenario, all management scenarios showed timber losses over the first 90 years of simulation (fig. 1.5). For the QR-8%, AP-12% and ME-12% scenarios, the mean reductions were less than 5%. In the case of TI-20% and TC-20%, the mean reductions were over 9 and 15% respectively. These two scenarios showed gains in only 2% (TC-20%) and 10% (TI-20%) of the subsequent decades compared with SQ-2%. Over the entire simulation length, TI-20% and TC-20% had a mean annual loss of 5.6 and 13.0% or 55 000 m<sup>3</sup>/year and 126 665 m<sup>3</sup>/year, respectively. In the case of QR-8% the mean annual loss was 2.7% or 25 561 m<sup>3</sup>/year. The losses for TI-20% and TC-20% were due in large part to the proportion dedicated to reserves. The lack of a plantation management zone in TC-20% explains the major decrease in wood harvest. With a mean harvest volume between 105 000 and 111 000 m<sup>3</sup> while occupying 4% of the landscape, the plantation management zone could have increased the total harvest volume by 11-13% per year for this scenario. The scenarios with the biggest benefits were AP-12% and ME-12%, with 60% and 68% of the decades between years 100 and 490 showing gains. On an annual basis, it represented gains in harvest volumes of 1.1 and 2.6%. Thus, over 490 years of simulation, these two scenarios generated larger volumes than the SQ-2% scenario.

## 1.4 Discussion

### 1.4.1 Maintaining old-growth

The first question addressed in this study was: is a TRIAD strategy more likely to maintain old-growth values? Our value of old-growth under the WO scenario was in agreement with those of Bergeron *et al.* (2001), Grenier *et al.* (2005), and Lesieur *et al.* (2002), who found the proportion of stands over 100 years to vary between 52 and 78% and over 200 years to vary between 15 and 32%. It is important to note that old-growth included stands older than 100 years that were partially logged. Not surprisingly, the ME-12% and TC-20% scenarios maintained the highest levels of old-growth compared to the WO scenario by 150 years of simulation. The results obtained for these TRIAD scenarios are largely explained by the proportion of the landbase dedicated to the ecosystem management zone. The combination of longer rotations and partial cutting as applied here allows to reduce some of the negative impacts of traditional silviculture system related to the age-class distribution (Burton *et al.*, 1999; Deal and Tappeiner, 2002). However, the impacts of the ecosystem management zone are not perfectly realistic, since we modelled partial cutting as having no apparent effect on age-class structure and landscape patterns and since no fire was allowed in this zone in order to facilitate our comparisons among scenarios. Moreover, the prescription to maintain a wildfire regime within the reserve zone, although realistic within the context of a decreased fire activity (Bergeron *et al.*, 2004; Le Goff *et al.*, 2005), prevented the development of older forest areas in this zone, as observed by Montigny and MacLean (2006) and Nur Ullah (1996). Without fire in the reserve zone, both TI-20% and TC-20% would have produced more old-growth stands than ME-12% and AP-12%. Similarly, assuming an equal probability of fire occurrence in all forest zones, reductions in old-growth forests in the ecosystem management zone would lead to a greater equivalence among the AP-12%, ME-12%, TI-20% and TC-20% scenarios.

### 1.4.2 Minimizing fragmentation

The second question addressed in this study was: is a TRIAD strategy more likely to minimize fragmentation? In all cases, the various landscape indices indicated an increase over time in forest fragmentation. Fragmentation is here defined as the division of a contiguous ecosystem, or habitat or land type into smaller parcels or patches, isolated from each other by a matrix of habitats unlike the original (Forman, 1995; Rutledge, 2003). Although all management scenarios tested resulted in a smaller effective mesh size than the WO scenario, this scenario was characterized by a large variability of the effective mesh size and the mean patch size. This indicates that there was a «natural» heterogeneity of patch sizes at the landscape level. This heterogeneity is partly recreated in the reserve zone, but is largely excluded in the other zones.

Moreover, the decrease in effective mesh size and mean patch size is not equal among management scenarios. Again, the ME-12% and TC-20% scenarios produced the indices the closest to the WO scenario. The scenarios that tend to decrease fragmentation compared to the SQ-2% could have a positive effect on fauna and flora, particularly for interior species with smaller home range areas (Bender et al., 1998).

Even though, the general tendency of increasing fragmentation over the management scenarios suggests that it could be interesting to better plan the allocation of harvest blocks in the landscape in order to maintain larger size patches. In this way, it should be possible to increase the proportion of core area that is below 50% in most scenarios. A strategy of managing larger blocks could maintain species sensitive to habitat alteration or forest interior species with larger home range areas, like marten (*Martes americana* Turton) (Potvin *et al.*, 1999).

### 1.4.3 Maintaining harvest volume

The third question addressed in this article was: is the TRIAD scenario more likely to maintain harvest volume? Both the AP-12% and ME-12% produced equivalent or higher harvest volumes than the SQ-2% or QR-8% over the long term. This was possible because of the increased allocation to intensive and plantation forestry. An interesting result of our simulations showed that the ecosystem management zone produced more volume in the long-term than the traditional clear-cut system. By reducing the annual allowable cut to 0.8% of the landbase, a certain portion of the forest is allowed to age more and therefore the volume being harvested later on is higher. This result is somewhat amplified because we did not simulate any fire in the ecosystem management zone. However, no fire was allowed in the traditional zone of the SQ-2% and QR-8% scenarios (extensive management zone) to ensure that comparisons are made on an equal base.

Another factor of variation between scenarios is the distribution of harvest blocks over the landscape. For example, the AP-12% and TC-20% scenarios contained the same proportion of ecosystem management, but showed differences in harvest volumes generated. The TC-20% scenario produced larger volumes in this zone than the AP-12% scenario in 92% of decades. In the case of the AP-12% scenario, we attributed the sites with higher site index values to the plantation management zone, while they were distributed randomly over the three management zones in the TC-20% scenario. Thus, some high productivity sites were allocated to the ecosystem management zone and contributed to increase the harvest volumes. This case illustrates the importance of the spatial allocation of the zones to maximize the economic benefits.

A clear benefit of the TRIAD management strategy is therefore the ability to generate a large proportion of harvest volumes within a small portion of the landscape (at 14%

of the landscape for both AP-12% and ME-12% scenarios). With these proportions, the intensive and plantation management zones allowed to balance rapidly the decrease of harvest volumes generated in large part by the reserve zone. Furthermore, the forestry priority zone had only limited impacts on landscape patterns and age-class structure. These results do not correspond with those obtained by Montigny and Maclean (2006) who used a higher proportion of timber production and where the old forest habitat showed a significant decrease over 80 years of simulation. On the other hand, it is difficult to assess the significance of the economic benefits related to the harvest volumes, without a full cost-benefit analysis (Freeman and Portney, 1989; McKenney, 2000), which was not done here. However, such analysis should account for the short and long terms costs and benefits of the various scenarios tested, since there are important differences between these two temporal scales.

## 1.5 Conclusion

Within the scope of our simulations, it is clear that both of the TRIAD scenarios with 12% protected area and a large proportion of ecosystem management are preferable over the SQ-2% or QR-8% scenarios to attain sustainable forest management. What is particularly interesting here is that the latest government proposal to increase protected areas to 8% did not help maintain old-growth values and minimize forest fragmentation in the long-term. Thus, it is clear that these scenarios do not satisfy the landscape objectives desired. Interestingly enough, the two TRIAD scenarios with 20% protected areas did not produce the best results either in terms of ecological or economic values. The scenario without plantation management did well for ecological considerations, but poorly on the economic side whereas the other one with a higher proportion of intensive management did poorly ecologically. Clearly, within the conditions set for our simulations, i.e. a high proportion of partial cutting in the ecosystem management zone maintains old-growth stands, and no fire in the

ecosystem management zone, any increase in the proportion of the ecosystem management zone was very beneficial to the ecological indicators used in this study. However, these benefits and those associated with the reserve zone were only apparent after 100 years of simulation. This clearly confirms that landscape patterns are highly resistant to change (Wallin *et al.*, 1994), even if the landscape is subjected to a zoning system with different management prescriptions.

Although our simulations are necessarily a simplification of reality, it illustrates the benefits and drawbacks of different TRIAD scenarios compared to traditional management scenarios in the province of Québec. It also constitutes the most indepth analysis of the TRIAD management scenarios to date both in terms of its ecological impacts and the temporal scale of the analysis.

#### Acknowledgements

This project was funded by grants from the Sustainable Forest Management Network, Abitibi-Consolidated and NSERC to C. Messier and collaborators. We wish to thank Josiane Bonneau and Stephen H. Yamasaki for their technical help.

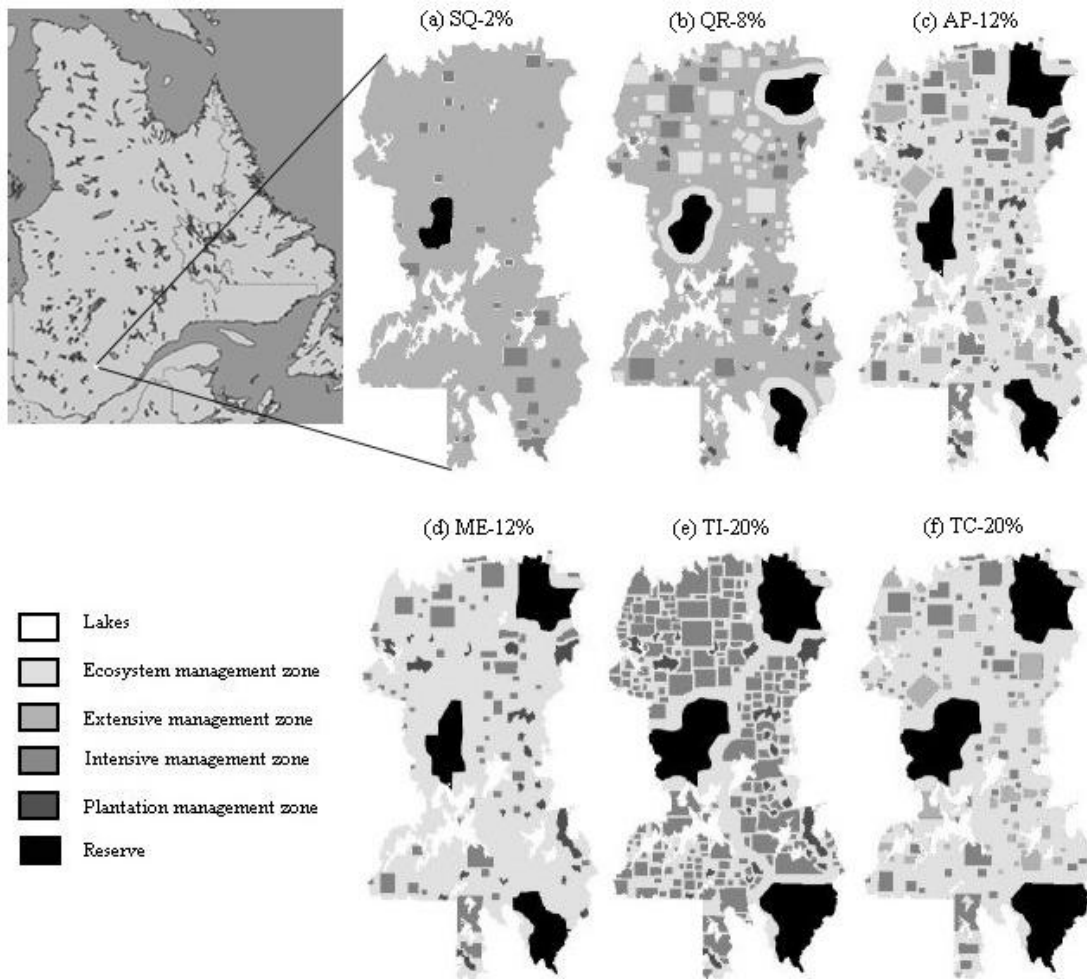


Figure 1.1 Location of the study area in Quebec, with the spatial allocation of the zones for each management scenario. SQ-2%, Status Quo; QR-8%, Quebec Regulation; AP-12%, Applied Project; ME-12%, Messier *et al.*; TI-20%, Triad Intensive; TC-20%, Triad Conservation

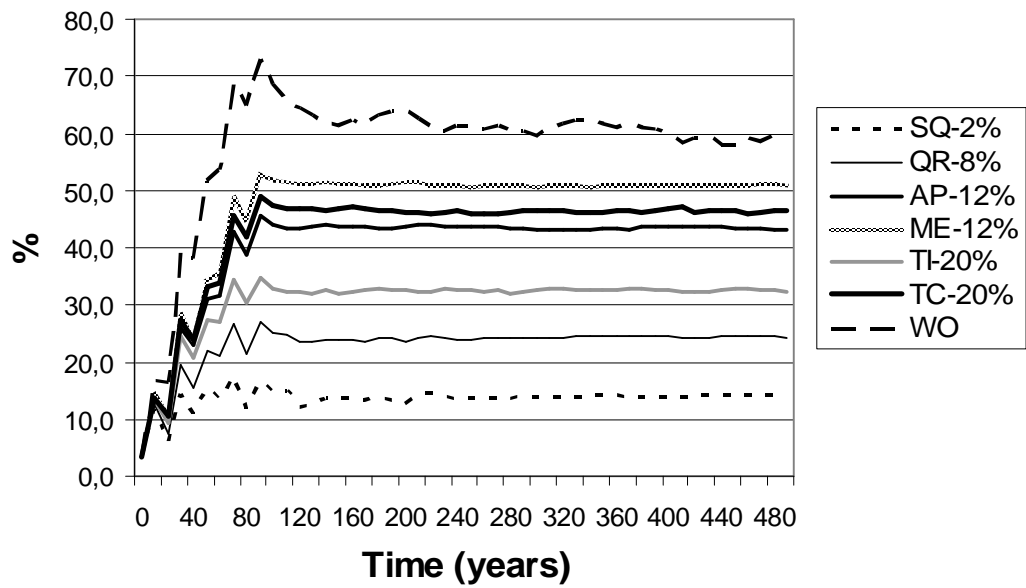


Figure 1.2 Mean percentage of forests older than 100 years (percentage of total forest area) of 40 simulations over 490 years under different management scenarios

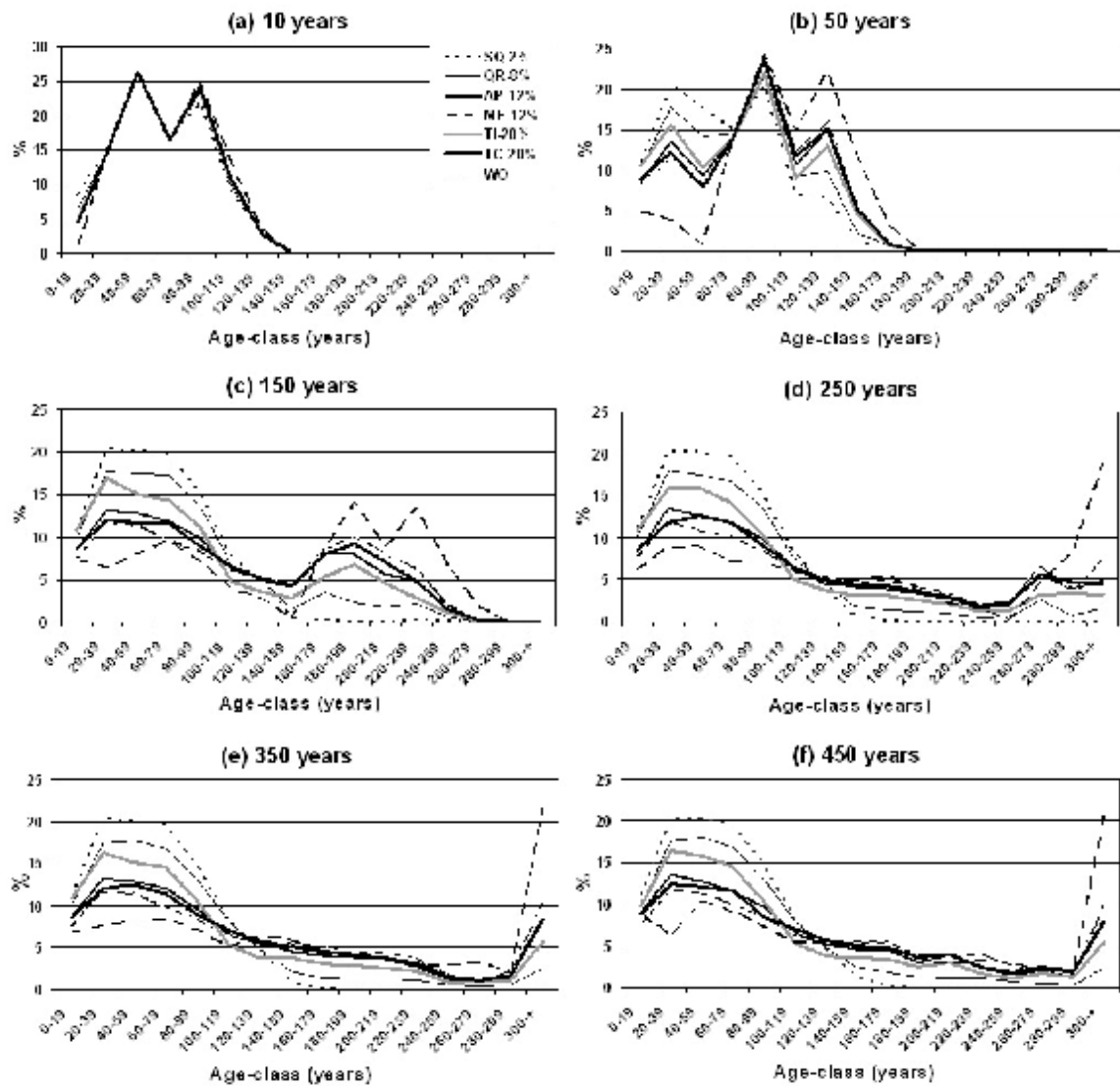


Figure 1.3 Mean percentage of forest by age-class (percentage of total forest area) of 40 simulations for management and wildfire-only scenarios over 10, 50, 150, 250, 350 and 450 years

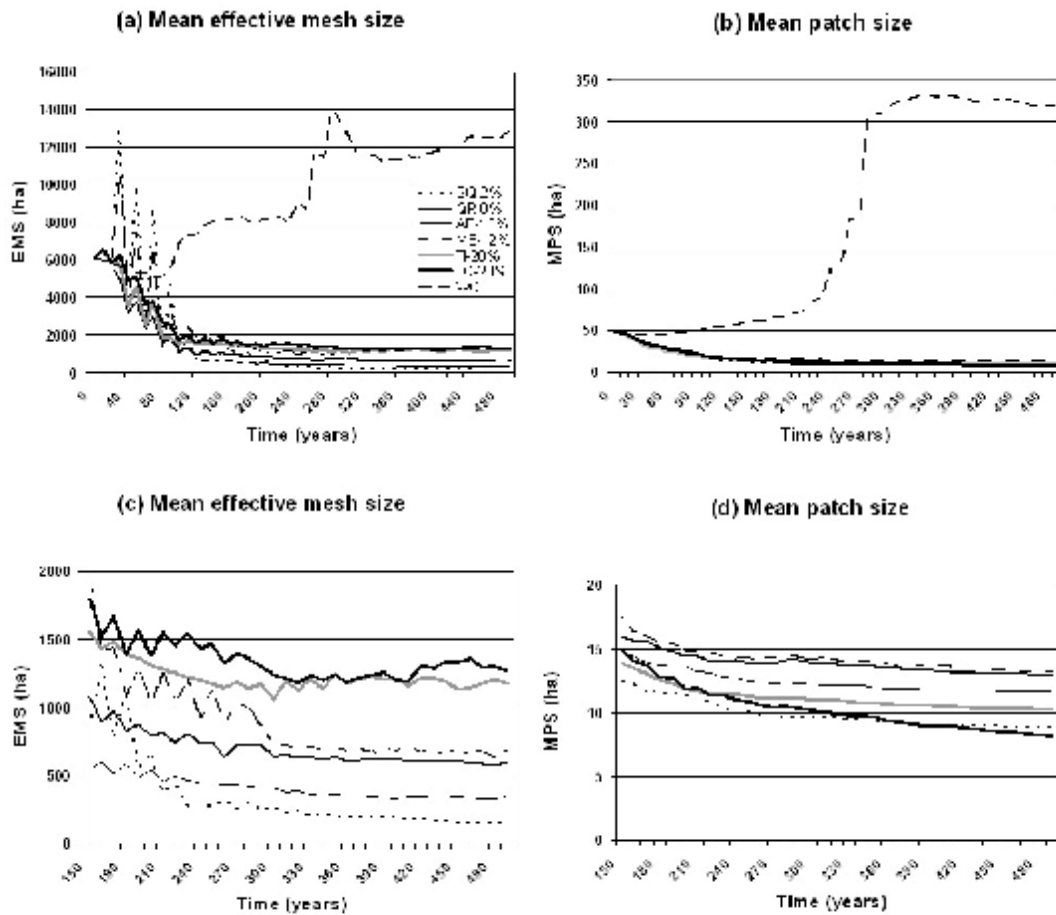


Figure 1.4 Mean effective mesh size and mean patch size (a and b) of 40 simulation runs over 490 years for management and wildfire-only scenarios, and of 40 simulation runs for management scenarios between 150 to 490 years of simulation (c and d)

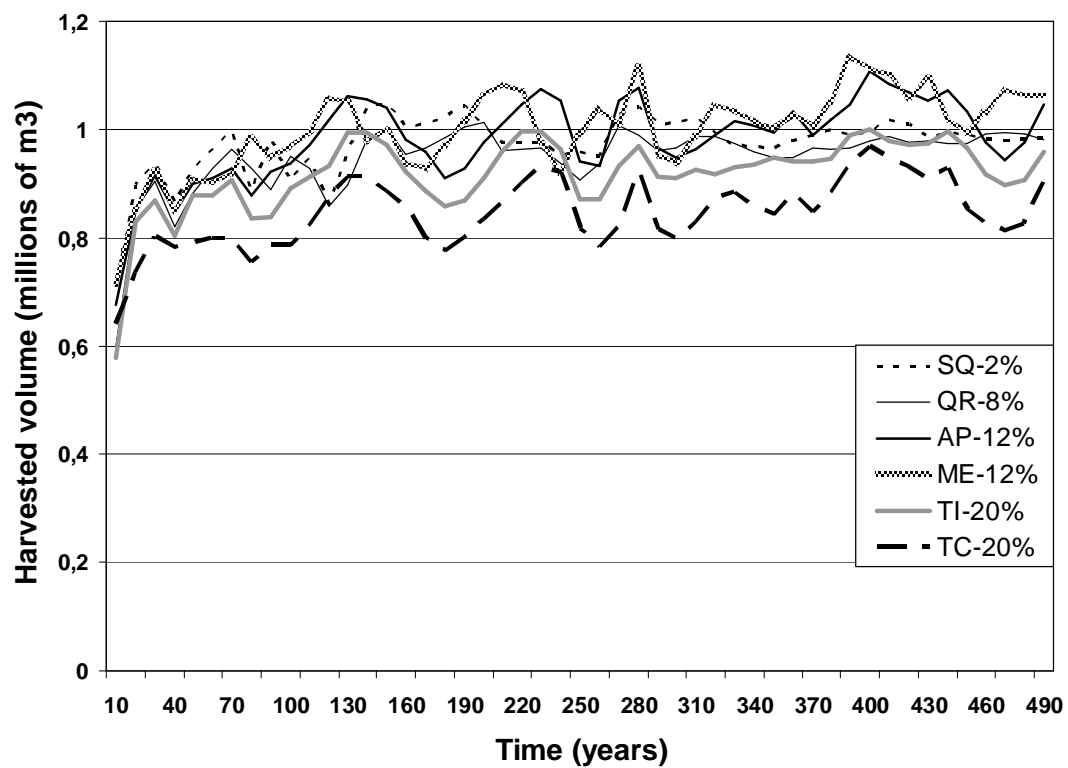


Figure 1.5 Mean harvested volume of 40 simulations over 490 years for the six management scenarios

Table 1.1 Percentage of land allocation for each management scenario (see text for scenario descriptions)

Management scenario	Reserve	Ecosystem management zone	Timber production zone		
			Extensive management	Intensive management	Plantation management
SQ-2%	2	0	93	5	0
QR-8%	8	20	64	7	1
AP-12%	12	60	14	10	4
ME-12%	12	74	0	10	4
TI-20%	20	40	0	36	4
TC-20%	20	60	10	10	0

Table 1.2 Mean for three landscape indices over 40 simulations for three age-classes per scenario over 150, 250, 350 and 450 years

Scenario	Age-class	Year 150			Year 250			Year 350			Year 450		
		NP <sup>1</sup>	LPI <sup>2</sup>	TCAI <sup>3</sup>	NP	LPI	TCAI	NP	LPI	TCAI	NP	LPI	TCAI
SQ-2%	< 100	19218	1.45	46.2	24667	0.62	41.8	26383	0.44	40.1	27019	0.34	39.5
	100-200	12704	0.09	18.2	14830	0.12	18.1	15595	0.11	18.6	16594	0.11	17.0
	> 200	88	0.03	15.9	71	<0.01	8.8	67	<0.01	5.1	69	<0.01	6.3
QR-8%	< 100	13625	4.54	48.0	16032	0.97	41.8	16492	0.07	35.6	15934	0.07	41.5
	100-200	11431	2.71	51.2	11778	0.41	39.2	12525	0.46	43.6	13385	0.05	32.4
	> 200	2186	1.02	51.6	3661	0.40	39.1	3683	0.35	44.7	4059	0.17	32.1
AP-12%	< 100	9901	1.00	52.6	11251	0.93	50.2	11511	1.00	49.5	11641	0.98	48.9
	100-200	9563	0.68	45.5	6393	0.36	49.3	6157	0.37	49.7	6709	0.30	48.3
	> 200	5734	0.44	31.4	10452	0.35	41.2	10981	0.24	41.2	11469	0.34	43.5
ME-12%	< 100	8627	1.01	53.0	9679	0.98	51.4	9361	0.99	50.8	9316	0.95	50.8
	100-200	8861	1.15	45.8	5030	0.38	50.5	4961	0.37	50.6	5076	0.39	49.3
	> 200	6531	1.09	36.9	12492	0.64	41.5	13624	0.38	40.9	14871	0.41	43.3
TI-20%	< 100	17449	1.50	50.5	21650	1.41	47.2	23017	1.54	45.7	23692	1.45	44.1
	100-200	7517	0.83	47.7	5736	0.55	53.9	6007	0.53	53.5	6215	0.49	53.3
	> 200	4179	0.44	30.9	7415	0.28	42.0	7693	0.23	43.9	7824	0.27	45.4
TC-20%	< 100	13676	1.43	51.9	20882	1.54	49.8	25628	1.48	48.6	29043	1.52	47.9
	100-200	8498	1.06	48.0	5138	0.48	51.7	4754	0.57	52.8	5049	0.56	51.5
	> 200	5655	0.44	34.2	10787	0.42	42.3	11397	0.27	42.7	11912	0.36	44.3
WO	< 100	200	3.29	82.3	197	3.40	82.9	180	3.21	83.2	228	3.76	83.0
	100-200	2114	1.69	66.1	331	1.99	80.2	335	2.05	80.5	343	2.05	80.6
	> 200	4117	1.11	41.8	1612	1.96	68.2	698	2.36	79.0	686	2.02	78.2

<sup>1</sup> NP : Number of Patches<sup>2</sup> LPI : Largest Patch Index<sup>3</sup> TCAI : Total Core Area Index

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Le principal objectif de la présente étude était de déterminer les effets à long terme de différents scénarios de zonage forestier sur la biodiversité et la récolte de la matière ligneuse en forêt boréale mixte. De cette manière, il était possible d'établir si la TRIADE constituait une avancée vers l'aménagement durable de la forêt. Toutefois, avant de pouvoir juger la valeur de cette stratégie, il était à priori essentiel d'évaluer le contexte dans lequel s'inscrit cette dernière afin de bien comprendre les besoins liés à l'aménagement du territoire à l'échelle locale et régionale. Ceci est d'autant plus important, considérant que la TRIADE est une approche qui demande, dans bien des régions, de déroger aux normes établies qui ne sont pas adaptées à un régime de zonage fonctionnel.

À cet égard, le Québec ne fait pas exception. La loi sur les forêts (Québec, 1999) ainsi que les règlements qui y sont rattachés ne prévoient pas de dispositions face au zonage fonctionnel de la forêt, mais favorisent plutôt un aménagement de type extensif sur la majorité du territoire productif en milieu boréal. Le paysage est donc soumis à un système d'aménagement caractérisé par des coupes totales de tailles variant généralement entre 50 et 150 ha, suivant une rotation de 100 ans ou moins.

À la lumière des résultats obtenus, ce régime, combiné à 2% d'aires protégées et 5% d'aménagement intensif, constitue le scénario (nommé SQ-2%) qui s'éloigne le plus d'un territoire soumis uniquement à des perturbations naturelles et cela pour l'ensemble des indicateurs écologiques testés. Dans le cas de la structure des classes d'âge, la proportion de forêts qui ne sont pas soumises à une forme ou l'autre de perturbation depuis plus de 100 ans diminue de 77% par rapport au scénario de feux uniquement (WO) à partir de 150 ans de simulation. Ces résultats appuient ceux obtenus par Fall *et al.* (2004) et Didion *et al.* (2007) pour la Haute-Mauricie. À l'opposé, dans la majorité des scénarios TRIADE une structure d'âge typique de

l'époque pré-industrielle et semblable à celle d'un scénario de perturbations naturelles est obtenue (Bergeron *et al.*, 2001; Lesieur *et al.*, 2002; Grenier *et al.*, 2005).

Quant aux indices de paysage utilisés, les valeurs obtenues indiquent que tous les scénarios d'aménagement, sans exception, tendent à une augmentation de la fragmentation de la forêt par rapport au scénario WO. De façon générale, le nombre de fragments montre une importante augmentation, alors que leur taille et l'aire consacrée à la forêt intérieure est nettement plus faible que celles caractérisées pour un régime de feux uniquement. Néanmoins, il existe un gradient entre les scénarios d'aménagement et certains scénarios TRIADE ont des valeurs bien supérieures à celles de SQ-2%. Ainsi, les deux scénarios dont 12% du territoire est dédié à la conservation ainsi que 60% (AP-12%) et 74% (ME-12%) à l'aménagement écosystémique produisent le moins grand nombre de fragments. Les plus grands fragments sont par ailleurs produits par les scénarios ayant 20% d'aires de conservation (TI-20% et TC-20%), ce qui montre toute l'importance de cette dernière zone pour minimiser la fragmentation en forêt boréale mixte.

De plus, du côté du scénario WO, l'ensemble des indices de paysage est caractérisé par une très grande variabilité, ce qui signifie qu'il y a de façon «naturelle» une importante hétérogénéité de la disposition spatiale des peuplements à l'échelle du paysage. Du fait de cette hétérogénéité, il est difficile de déterminer l'impact des différences notées entre les scénarios d'aménagement en ce qui a trait au maintien de certaines composantes de la biodiversité et plus précisément à la persistance des espèces sur le territoire d'étude. De surcroît, il y a un grand nombre de variables qui ne sont pas liés à la taille et la disposition des fragments qui affectent le maintien d'une espèce, tel que le taux de reproduction, l'abondance initiale ou la nature de la matrice forestière (Fahrig, 2001; Lee *et al.*, 2002). Il serait donc utile de valider les résultats obtenus pour les indices de paysage en utilisant une approche de type filtre-

fin. Ceci pourrait se traduire par le recours à un monitoring d'effectivité à l'aide d'espèces indicatrices (Thompson, 2006) ou à différents types de modèles appliqués à ces espèces. Une utilisation plus pointue de l'approche du filtre-brut, à partir d'indicateurs tel que la composition des peuplements permettrait aussi d'avoir un portrait plus juste de l'évolution de la forêt et du potentiel d'habitats et d'évaluer avec plus de précision les scénarios d'aménagement (Kneeshaw *et al.*, 2000).

Dans le cas présent, bien que la relation entre la structure des patrons spatiaux obtenus et le maintien de la biodiversité soit difficile à déterminer, certains scénarios peuvent néanmoins présenter des bénéfices environnementaux non-négligeables. Ainsi les scénarios qui tendent à minimiser la fragmentation, peuvent avoir un effet positif sur la faune et la flore, en particulier pour les espèces d'intérieur de la forêt («forest-interior specialists») ayant des aires vitales de faible taille (Bender *et al.*, 1998).

Pour ce qui est de la récolte de la matière ligneuse, les deux scénarios comportant 12% d'aires protégées sont ceux qui montrent les niveaux les plus élevés de volumes à long terme. À court terme, soit pour les 80 premières années de simulation, l'ensemble des scénarios TRIADE présente un déficit par rapport au scénario SQ-2%. Ceci s'explique en partie par le temps requis pour les zones d'aménagement intensif et de ligniculture à atteindre leur plein potentiel, i.e. après une rotation complète. De plus, les taux de récolte étant diminué à 0,8% dans la zone d'aménagement écosystémique, un écart au niveau des volumes s'est creusé pendant cette période avec la zone d'aménagement extensif dont le taux est plutôt à 1%. À long terme, cet écart est inversé grâce aux volumes de bois sur pied qui deviennent plus élevés après 100 ans pour la zone d'aménagement écosystémique. Cette situation combinée à l'apport des zones d'aménagement intensif et de ligniculture, est à l'origine des bénéfices générés par les scénarios AP-12% et ME-12%. Toutefois, il est à noter que ces bénéfices ne sont pas continus dans le temps. En effet, les volumes récoltés à

partir de la zone d'aménagement écosystémique montrent une variabilité dans le temps alors que la zone extensive offre une plus grande stabilité. Dans le cas des deux scénarios avec 20% du territoire dédié à la zone de conservation, les pertes de volumes associées à cette dernière zone ne sont pas pleinement compensées par les zones d'aménagement intensif et super-intensif (ligniculture), ce qui est fait en sorte que ces scénarios présentent des déficits presque constants par rapport au scénario SQ-2%.

De façon générale, il semble qu'avec un faible pourcentage du territoire dédié aux zones d'aménagement intensif et super-intensif, soit moins de 14%, il est possible d'atteindre les mêmes niveaux de récolte que ceux générés par le mode actuel de gestion. Toutefois ceci est possible seulement si la proportion du territoire dédiée aux aires protégées est inférieure à 20%. Dans le cas contraire, il semble nécessaire d'allouer un plus grand pourcentage du territoire aux zones d'aménagement intensif. Cette équation, quoique valide à l'échelle des volumes récoltés, ne considère toutefois pas une multitude de facteurs économiques pouvant influencer la rentabilité économique des pratiques sylvicoles. En fait, il est difficile d'évaluer la signification des bénéfices économiques liés aux volumes récoltés, sans effectuer une analyse complète de coûts-bénéfices. Dans cette optique, il serait pertinent de mener une telle étude pour évaluer avec plus de précision les retombées réelles des scénarios testés (Freeman et Portney, 1989; McKenney, 2000).

Pris dans son ensemble, la TRIADE présente néanmoins des bénéfices à plusieurs égards par rapport à la situation actuelle qui prévaut au Québec. Ainsi, certains scénarios, en particulier ceux comportant 12% d'aires protégées, permettent d'atteindre plusieurs objectifs fixés par la Commission Coulombe (2004). D'abord, grâce à la TRIADE, l'aménagement écosystémique peut bel et bien devenir l'élément central de la gestion forestière en milieu boréal mixte. De plus, la TRIADE permet de transformer plus de 12% du territoire en aires protégées, un objectif fixé pour 2010

par la Commission. Ces deux objectifs mis ensemble ont également pour résultat de rétablir une structure des classes d'âge similaire à celle présente avant la période industrielle pour cette région, tel que recommandé par la Commission.

Malgré ces gains significatifs face au statu quo, la TRIADE ne constitue pas pour autant un modèle sans défauts. En effet, les divers scénarios testés mènent tous à une fragmentation accrue de la forêt. Ceci montre toute l'importance de bien planifier la distribution spatiale des blocs de coupe à travers le paysage de manière à maintenir davantage de grands fragments. De plus, les bénéfices engendrés sont pour la plupart observés à long ou très long terme (plus de 100 ans), ce qui appuie les observations faites auparavant concernant le temps nécessaire à l'imposition de changements significatifs à l'échelle du paysage (Wallin *et al.*, 1994). Une si longue période à l'échelle humaine peut constituer un obstacle important à l'adoption de la TRIADE ou d'un système de zonage fonctionnel similaire par les gestionnaires du domaine forestier. De surcroît, la portée des résultats de la présente étude se limite à la forêt boréale mixte nord-américaine. Par conséquent, il est difficile de déterminer si globalement le zonage fonctionnel, sous la forme de la TRIADE ou de variantes, est une stratégie qui s'applique bien à l'ensemble du biome boréal voire à d'autres biomes forestiers, une information pourtant essentielle aux gestionnaires désirant mettre en place une telle stratégie dans un domaine bioclimatique différent. Toutefois, certaines caractéristiques spécifiques à chaque milieu permettent de juger grossièrement du potentiel du zonage fonctionnel pour chaque biome.

Ainsi, dans le cas du biome boréal, puisque les régimes de perturbations naturelles et anthropiques comportent des similarités avec celui de la région d'étude en termes de taille, de périodicité et d'agents perturbateurs, le milieu serait donc à priori bien adapté à une approche similaire à la TRIADE. Toutefois, les besoins et les valeurs des acteurs du milieu peuvent diverger sur certains éléments. Par exemple, certaines régions ont un pourcentage d'aires protégées qui surpassent clairement celui du

Québec (au Canada, deux provinces ont plus de 12% d'aires protégées), le zonage fonctionnel ne constitue donc plus un incitatif pour atteindre les cibles internationales fixées à ce niveau. Cette approche pourrait par contre représenter une option intéressante afin d'augmenter la portion du territoire dédiée à l'aménagement écosystémique et ainsi bonifier le potentiel de conservation à partir d'un maintien accru d'éléments structuraux.

Au niveau de la forêt tempérée décidue, le zonage fonctionnel semble être également une stratégie pouvant générer plusieurs bénéfices. À l'instar de la forêt boréale mixte, il existe déjà une variété de traitements sylvicoles répondant aux critères d'aménagement écosystémique, que ce soit la coupe jardinatoire ou l'utilisation de plus longues rotations (Bédard et Majcen 1999; Erickson *et al.*, 1999). Il serait ainsi possible d'augmenter leur utilisation ainsi que la proportion accordée au réseau d'aires protégées via un système de zonage du type TRIADE (Hunter et Calhoun, 1996).

Finalement, pour ce qui est du biome tropical, les conditions du milieu ne semblent pas favoriser l'établissement d'un système de zonage fonctionnel, similaire à la TRIADE et cela pour diverses raisons. D'une part, les forêts tropicales comportent un haut niveau de complexité comparativement aux biomes tempérés et boréaux. De par sa structure verticale, horizontale et du nombre d'espèces qu'elle abrite (parfois plus de 280 espèces d'arbres à l'hectare) (Valencia *et al.*, 1994; Oliveira et Mori, 1999), la forêt tropicale est un milieu qui est difficile à aménager aux fins sylvicoles sans nuire substantiellement à la biodiversité. Bien que certaines stratégies ont été mises de l'avant pour répondre aux critères d'aménagement durable de la forêt, elles se limitent généralement à atténuer les impacts sur l'écosystème à travers une meilleure planification des activités sylvicoles (Putz *et al.*, 2000). Toutefois, il n'a pas été montré que ces pratiques définies sous l'égide de RIL («reduced-impact logging») sont suffisantes pour maintenir les services environnementaux fournis par les forêts

tropicales à leur état non-perturbé (Boltz *et al.*, 2003). De plus, l'aménagement en milieu tropical s'accompagne souvent de problèmes subséquents qu'on ne retrouve peu ou pas dans les autres biomes. Parmi ceux-ci, l'un des plus importants est celui de l'accessibilité accrue de la forêt permettant la venue de chasseurs, mineurs et agriculteurs pratiquent de l'agriculture sur brûlis, ce qui constitue un obstacle important au maintien de la biodiversité (Laurance, 2001; Pearce *et al.*, 2003).

Du fait des multiples conséquences potentielles découlant de la récolte en milieu naturel et du manque de connaissances à leur égard, il a été proposé d'éviter d'aménager la forêt tropicale (Bowles *et al.*, 1998; Rice *et al.*, 2001) pour se concentrer plutôt sur la plantation d'essences commerciales sur les territoires agricoles à travers divers programmes que ce soit d'agroforesterie ou de plantations pures (Matthews, 2000; Sedjo 1999). Selon Sedjo et Botkin (1997), la mise en place de plantations aux rendements de 10 m<sup>3</sup>/ha, sur l'équivalent de 4% du territoire forestier de la planète pourraient suffire à la demande mondiale en bois. À une plus petite échelle, les plantations en milieu tropical pourraient combler les besoins actuellement soutenus par la récolte en forêt naturelle et permettre en parallèle, la mise en place d'un réseau important d'aires protégées à travers les tropiques. Ce réseau ne devrait toutefois pas être établi uniquement afin d'atteindre un certain pourcentage de territoire à protéger mais plutôt en fonction de la distribution des patrons de biodiversité. Ainsi les secteurs ayant la plus grande diversité d'espèces ou de types écologiques pourraient être priorisés. La taille des aires protégées et le réseau en découlant seraient davantage aptes à répondre aux besoins en matière de protection de la biodiversité en milieu tropical (Rodrigues *et al.*, 2004).

Dans ce cadre, un système de zonage fonctionnel bien adapté aux conditions du biome tropical pourrait comprendre des aires protégées établies selon le modèle des réserves de la biosphère (UNESCO, 1974) combinées à des zones d'aménagement intensif mises en place en priorité sur des terres abandonnées ou en milieu agricole.

Pour ce qui est des modèles de zonage fonctionnel du type TRIADE, ceux-ci semblent plutôt mieux adapté aux conditions forestières des biomes tempérés et boréaux. Toutefois, il demeure essentiel de bien évaluer les coûts et bénéfices de ces diverses approches pour chaque région forestière où pourrait être implanté un projet de zonage fonctionnel afin de s'assurer de la viabilité d'un tel projet et de déterminer son potentiel à répondre aux divers critères composant les trois sphères de l'aménagement durable de la forêt.

## RÉFÉRENCES

- Anonyme. 1998. *Lands for Life: A Collective Statement of Conservation Concern from the Scientific and Academic Community*. Presented to the Ontario government on November 13, 1998.
- Alberta, government. 1997. *The Alberta forest conservation strategy*. <http://www.borealcentre.ca/reports/afcs.html> (Visité le 30 novembre 2006).
- Andison, D. W. 2003. «Tactical forest planning and landscape design». In *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Édité par P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W. L. Adamowicz. , p. 433-480. Ottawa : NRC Research Press.
- Armstrong, G. W., S. G. Cumming, et W. L. Adamowicz. 1999. «Timber supply implications of natural disturbance management». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 497-504.
- Austin, M. P., et C. R. Margules. 1986. «Assessing representativeness». In *Wildlife Conservation Evaluation*. Édité par Usher, M.B, p. 45-67, London: Chapman and Hall.
- Baker, W. L. 1992. «The landscape ecology of large disturbances in the design and management of nature reserves». *Landscape ecology*, vol. 7, p. 181-194.
- Bureau d'Audience Publique sur l'Environnement (BAPE). 1997. *Rapport d'enquête et d'audience publique, Programme de dégageement de la régénération forestière*, 102 p.
- Bédard, S. et Z. Majcen. 1999. «Growth following single-tree selection cutting in Québec». *Forestry Chronicle*, vol. 79, p. 898-905.
- Beese, W. J., B. J. Dunsworth, K. Zielke, et B. Bancroft. 2003. «Maintaining attributes of old-growth forests in coastal B.C. through variable retention». *Forestry Chronicle*, vol. 79, p. 570-578.
- Bender, D. J., T. A. Contreras, et L. Fahrig. 1998. «Habitat loss and population decline: a meta-analysis of the patch size effect». *Ecology*, vol. 79, p. 517-533.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. «Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles :

- considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 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». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, p. 384-391.
- Bergeron, Y. 2004. «Is regulated even-aged management the right strategy for the Canadian boreal forest?». *Forestry Chronicle*, vol. 80, p. 458-462.
- Bergeron, Y., M. D. Flannigan, S. Gauthier, A. Leduc, et P. Lefort. 2004. «Past, current and future fire frequency in the Canadian boreal forest: implications for sustainable forest management». *Ambio*, vol. 33, p. 356-360.
- Binkley, C. 1997. «Preserving nature through intensive plantation forestry: The case for forest allocation with illustrations from British Columbia». *Forestry Chronicle*, vol. 73, p. 553-559.
- Bos, J. 1993. «Zoning in forest management: a quadratic assignment problem solved by simulated annealing». *Journal of Environmental Management*, vol. 37, p. 127-145.
- Botz, F., T. P. Holmes, et D. R. Carter. 2003. «Economic and environmental impacts of conventional and reduced-impact logging in Tropical South America: a comparative review». *Forest Policy and Economics*, vol. 5, p. 69-81.
- Boyland, M., J. Nelson, et F. L. Bunnell. 2004. «Creating land allocation zones for forest management: a simulated annealing approach». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 1669-1682.
- Bowles, I. A., R.E. Rice, R. A. Mittemeier, et G.A. Fonseca. 1998. «Logging and tropical forest conservation». *Science*, vol. 280, p. 1899-1990.
- Brunner, R. D., et T. W. Clark. 1997. «A practice-based approach to ecosystem management». *Conservation biology*, vol. 11, p. 48-58.
- Burton, P. J., A. C. Balisky, L. P. Coward, S. G. Cumming, et D. D. Kneeshaw. 1992. «The value of managing for biodiversity». *Forestry Chronicle*, vol. 68, p. 225-237.
- Burton, P. J., D. D. Kneeshaw, et K. D. Coates. 1999. «Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 623-631.

- Canadian Council of Forest Ministers. 1997. *Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. Technical Report*. Ottawa : Natural Resources Canada, Canadian Forest Service.
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 2004. *Rapport*. Bibliothèque nationale du Québec.
- Corbeil, M. 1994. «Déclaration sur l'environnement. Seulement pour gagner du vote lance le PQ». *Le Soleil*, 22 juin, p. A7.
- Côté, M-A., et L. Bouthillier. 2002. «Assessing the effect of public involvement processes in forest management in Quebec». *Forest Policy and Economics*, vol. 4, p. 213-225.
- Daust, D. 1994. «Biodiversity and land management : from concept to practice». Mémoire de maîtrise, Vancouver, University of British Columbia.
- Deal, R. L., et J. C. Tappeiner. 2002. «The effects of partial cutting on stand structure and growth of western hemlock-Sitka spruce stands in southeast Alaska». *Forest Ecology Management*, vol. 159, p. 173-186.
- DeMaynadier, P. G., et M. L. Hunter, Jr. 1995. «The relationship between forest management and amphibian ecology : a review of the North American literature». *Environmental Reviews*, vol. 3, p. 230-261.
- Diamond, J. M. 1975. «The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves». *Biological Conservation*, vol. 7, p. 129-145.
- Didion, M., M-J. Fortin, et A. Fall. 2007. «Forest age structure as indicator of boreal forest sustainability under alternative management and fire regimes: A landscape level sensitivity analysis». *Ecological Modelling*, vol. 200, p. 45-58.
- Erdle, T. A. 1999. «The conflict in managing New Brunswick's forests for timber and other values». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 945-954.
- Erickson, J. D., D. Chapman, T. J. Fahey, M. J. Christ. 1999. «Non-renewability in forest rotations: implications for economic and ecosystem sustainability». *Ecological Economics*, vol. 31, p. 91-106.
- Fahrig, L. 2001. «How much habitat is enough?». *Biological Conservation*, vol. 100, p. 65-74.

- Fall, A. et J. Fall. 2001. «A domain-specific language for models of landscape dynamics». *Ecological Modelling*, vol. 141, p. 1-18.
- Fall, A., M-J. Fortin, D. D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier, et C. Smyth. 2004. «Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 310-322.
- Forman, R. T.T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge, (UK): Cambridge University Press.
- Franklin, J. F. 1993. «Preserving biodiversity : species, ecosystems, or landscapes?». *Ecological applications*, vol. 3, p. 202-205.
- Franklin, J. F. 1998. «The natural, the clearcut, and the future». *Northwest Science*, vol. 72, p. 134-138.
- Franklin, J. F., D. R. Berg, D. A. Thornburgh, et J. C. Tappeiner. 1997. «Alternative silviculture approaches to timber harvesting variable retention systems. In *Creating a forestry for the 21<sup>st</sup> century*. Édité par Kohm, K.A., et J. F. Franklin. P. 111-140. Washington D.C. : Island Press.
- Freeman, A.M., et P. R. Portney. 1989. «Economics clarifies choices – Benefit-cost analysis provides guidance». *Journal of Forestry*, vol. 87, p. 34-38.
- Galindo-Leal, C., et F. Bunnell. 1995. «Ecosystem management : Implications and opportunities of a new paradigm». *Forestry Chronicle*, vol. 71, p. 601-606.
- Gauthier, S., A. Leduc, et Y. Bergeron. 1996. «Forest dynamics modeling under a natural fire cycle: A tool to define natural mosaic diversity in forest management». *Environmental Monitoring Assessment*, vol. 39, p. 417-438.
- Gilmore, D. W. 1997. «Ecosystem management - A needs driven, resource-use philosophy». *Forestry Chronicle*, vol. 73, p. 560-564.
- Gonzalez, P., R. Hassan, P. Lakyda, I. McCallum, S. Nilsson, J. Pulhin, B. van Rosenburg, et B. Scholes. 2005. «Forest and woodland systems». In *Ecosystems and Human Well-being Current State and Trends. Findings of the Condition and Trends Working Group*. Édité par Millenium Ecosystem Assessment, p. 585-621, Washington D.C.: Island Press.

- Gregg, W.P., Jr., S. L., Krugman et J. D., Wood, Jr. 1989. *Proceedings of the symposium on biosphere reserves, fourth world wilderness congress* (Sept. 14-17, 1987-Estes Park, Colorado). Atlanta (Georgia) : U.S. Dept. Int., National Park Service.
- Grenier, D. J., Y. Bergeron, D. D. Kneeshaw, et S. Gauthier, 2005. «Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, p. 656-666.
- Grumbine, R. E. 1994. «What is ecosystem management?». *Conservation biology*, vol. 8, p. 27-38.
- Gustafson, E. J. 1998. «Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?». *Ecosystems*, vol. 1, p. 143-156.
- Hamersley Chambers, F., et T. Beckley. 2003. «Public involvement in sustainable boreal forest management». In *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Édité par P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W. L. Adamowicz, p. 531-580. Ottawa : NRC Research Press.
- Haas, G. E., B. L. Driver, P. J. Brown, et R. G. Lucas. 1987. «Wilderness management zoning». *Journal of Forestry*, vol. 85, p. 17-21.
- Hartley, M. J. 2002. «Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, p. 91-95.
- Hauffler, J. B., C.A. Mehl, et G. J. Roloff. 1996. «Using a coarse-filter approach with species assessment for ecosystem management». *Wildlife Society Bulletin*, vol. 24, p. 200-208.
- Hunter, M. L., Jr., G. L. Jacobson, Jr., et T. Webb, III. 1988. «Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biological diversity». *Conservation Biology*, vol. 2, p. 375-385.
- Hunter, M.L. Jr. 1993. «Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests». *Biological Conservation*, vol. 65, p. 115-120.
- Hunter, M. L., Jr. 1999. «Biological diversity». In *Maintaining biodiversity in forest ecosystem*, édité par M.L. Hunter, Jr. p. 3-21. Cambridge: Cambridge University Press.

- Hunter, M. L., Jr., et A. Calhoun. 1996. «A triad approach to land-use allocation». In *Biodiversity in managed landscapes*. Édité par R. C. Szaro et D. W. Johnstone., p. 477-491. Oxford (U.K.) : Oxford University Press.
- Jaeger, J. A.G. 2000. «Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation». *Landscape Ecology*, vol. 15, p. 115-130.
- James, P., B. Rayfield, M.-J. Fortin, A. Fall, et G. Farley. 2005. «Reserve network design combining spatial graph theory and species' spatial requirements». *Geomatica*, vol. 59, p. 121-129.
- Jennings, M. D. 2000. «Gap analysis: concepts, methods, and recent results». *Landscape ecology*, vol. 15, p. 5-20.
- Kneeshaw, D. D., A. Leduc, P. Drapeau, S. Gauthier, D. Paré, R. Carignan, R. Doucet, L. Bouthillier, et C. Messier. 2000. «Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale». *Forestry Chronicle*, vol. 76, p. 481-493.
- Kneeshaw, D. D., et S. Gauthier. 2003. «Old growth in the boreal forest : A dynamic perspective at the stand and landscape level». *Environmental Review*, vol. 11, p. s99-s114.
- Korzukhin, M.D., M. T. Ter-Mikaelian, R. G. Wagner. 1996. «Process versus empirical models: which approach for forest ecosystem management?». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 26, p. 879-887.
- Krcmar, E., I. Vertinsky, et G. C. van Kooten. 2003. «Modelling alternative zoning strategies in forest management». *International Transactions in Operational Research*, vol. 10, p. 483-498.
- Kreutzweiser, D. P., et P. D. Kingsbury. 1987. «Permethrin treatments in Canadian forests. 2. Impact on stream invertebrates». *Pesticide Science*, vol. 19, p. 49-60.
- Kuuluvainen, T. 2002. «Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia». *Silva Fennica*, vol. 36, p. 97-125.
- Landres, P. B., P., Morgan, et F. J., Swanson. 1999. «Overview of the natural variability concepts in managing ecological systems». *Ecological Applications*, vol. 9, p. 1179-1188.

- Lantenschlager, R. A. 2000. «Can intensive silviculture contribute to sustainable forest management in northern ecosystems?». *Forestry Chronicle*, vol. 76, p. 283-295.
- Lantenschlager, R. A., et T. P. Sullivan. 2002. «Effects of herbicide treatments on biotic components in regenerating northern forests». *Forestry Chronicle*, vol. 78, p. 695-731.
- Laurance, W. F. 2001. «Tropical logging and human invasions». *Conservation Biology*, vol. 15, p. 4
- Le Goff, H., A. Leduc, Y. Bergeron, et M. Flannigan. 2005. «The adaptative capacity of forest management to changing fire regimes in the boreal forest of Quebec». *Forestry Chronicle*, vol. 81, p. 582-592.
- Lee, M., L. Fahrig, K. Freemark, et D. J. Currie. 2002. «Importance of patch scale vs landscape scale on selected forest birds». *Oikos*, vol. 96, p. 110-118.
- Lesieur, D., S. Gauthier, et Y. Bergeron. 2002. «Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, p. 1996-2009.
- Lindenmayer, D.B., et J.F. Franklin. 2002. *Conserving forest biodiversity*, London : Island Press.
- Lomborg, B. 2004. *L'écologiste sceptique : le véritable état de la planète*. Paris : Le cherche midi, 742 p.
- Maness, T., et R. Farrell. 2004. «A multiple-objective scenario evaluation model for sustainable forest management using criteria and indicators». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, p. 2004-2017.
- Margules, C. R. et R. L. Pressey. 2000. « Systematic conservation planning » *Nature*, vol. 405, p. 243-253.
- Matthews, E. 2000. *From forests to floorboards: Trends in industrial roundwood production and consumption*. Washington D.C. : World Resources Institute, 4 p.
- McGarigal, K. et B. J. Marks. 1995. *FRAGSTATS – Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. USDA Forest Service, General Technical Report PNW-GTR-351.

- McKenney, D. 2000. «What's the economics of intensive silviculture?». *Forestry Chronicle*, vol. 76, p. 275-281.
- McNeely, J. A., et K. R. Miller. 1984. *National parks, conservation, and development : The role of protected areas in sustaining society*. Washington D. C.: Smithsonian Institution, 825 p.
- Meffe, G. K., et C. R. Carroll. 1994. *Principles of conservation biology*. Sunderland: Sinauer associates Inc. 600 p.
- Mellin, T. C. 1995. «The effects of intensive forest management practices on the natural vegetative communities of loblolly pine plantations in North Carolina». Thèse de Doctorat, Raleigh, North Carolina State University.
- Messier, C., et D. D. Kneeshaw. 1999. «Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 929-938
- Messier, C., B. Bigué, et L. Bernier. 2003a. «L'utilisation de plantes à croissance rapide pour promouvoir la protection des écosystèmes forestiers au Canada ». *Unasylva*, vol. 54, p. 59-63
- Messier, C., M. J. Fortin, F. Schmiegelow, F. Doyon, S. G. Cumming, J. P. Kimmins, B. Seely, C. Welhan, J. Nelson. 2003b. «Modelling tools to assess the sustainability of forest management scenarios». In *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*. Édité par P. J. Burton, C. Messier, D. W. Smith, et W. L. Adamowicz. , p. 531-580. Ottawa : NRC Research Press.
- Mitcham, C. 1995. «The concept of sustainable development: its origin and ambivalence». *Technology in Society*, vol. 17, p. 311-326.
- Moore, S. E., et H. L. Allen. 1999. «Plantation forestry ». In *Maintaining biodiversity in forest ecosystem*, édité par M.L. Hunter, Jr., p. 401-433. Cambridge: Cambridge University Press.
- Montigny, M. K., et D. A. MacLean. 2005. «Using heterogeneity and representation of ecosite criteria to select forest reserves in an intensively managed industrial forest». *Biological Conservation*, vol. 125, p. 237-248.
- Montigny, M. K., et D. A. MacLean. 2006. «Triad forest management: scenario analysis of forest zoning effects on timber and non-timber values in New-Brunswick, Canada». *Forestry Chronicle*, vol. 82, p. 496-511

- Norfolk, C. J., et T. A. Erdle. 2005. «Selecting intensive timber management zones as part of a forest land allocation strategy». *Forestry Chronicle*, vol. 81, p. 245-255.
- Nur Ullah, A. M. M. 1996. «Current forest management planning and the triad concept of forest land allocation: analysis of some strategic level trade-offs for a New Brunswick crown license». Mémoire de maîtrise, Chittagong University.
- Office of technology assessment. 1987. *Technologies to maintain biological diversity, summary*. Washington D.C. : U.S. Government printing office, 334 p.
- Oliveira, A. A. de, et S. A. Mori. 1999. «A central Amazonian terra firme forest. I. High tree species richness on poor soils». *Biodiversity and Conservation*, vol. 8, p. 1219-1244.
- Oliver, C. D. 1999. «The future of the forest management industry: Highly mechanized plantations and reserves or a knowledge-intensive integrated approach?». *Forestry Chronicle*, vol. 75, p. 229-245.
- Organisation des nations unies (ONU). 2005. *Rapport de synthèse de l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire*. New-York : ONU, 59 p.
- Östlund, L., O. Zackrisson, A-L. Axelsson. 1997 «The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19<sup>th</sup> century». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, p. 1198-1206.
- Pearce, D., F.E. Putz, et J. K. Vanclay. 2003. «Sustainable forestry in the tropics: panacea or folly?». *Forest Ecology and Management*, vol. 172, p. 229-247.
- Pearson, G. A. 1943. «Multiple use in forestry». *Journal of Forestry*, vol. 41, p. 243-249
- Pelchat, M. «Le ministre Paradis n'a pas de vision, accuse le sous-ministre Harvey Mead en claquant la porte». *La Presse*, 22 décembre 1991, p. A1.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman, et T. M. Brooks. 1995. «The future of biodiversity». *Science*, vol. 269, p. 347-350.
- Pothier, D. 2002. «Twenty-year results of precommercial thinning in a balsam fir stands». *Forest ecology and management*, vol. 168, p. 177-186.
- Potvin, F., R. Courtois, L. Bélanger. 1999. «Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest : multiscale effects and management implications». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, p. 1120-1127.

- Pressey, R. L. 1993. «*Ad Hoc* reservations : forward or backward steps in developing representative reserve systems?». *Conservation Biology*, vol. 8, p. 662-668.
- Putz, F. E., D. P. Dykstra, et R. Heinrich. 2000. «Why poor logging practices persist in the Tropics». *Conservation Biology*, vol. 14, p. 951-956.
- Québec, gouvernement. 1996. *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine public* (RNI). ISBN 2-551-11847-3. Québec : Éditeur officiel du Québec.
- Québec, gouvernement. 1999. *Loi sur les forêts*. L.R.Q., c. F-4.1.
- Québec, gouvernement. 2004a. *Plan de développement durable du Québec : document de consultation*. Bibliothèque nationale du Québec. 44p.
- Québec, ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et de Parcs. 2004b. *Portrait forestier de la région de la Mauricie (04)*, Québec.
- Rice, R. E., C. A. Sugal, S. M. Ratay, et G. A. Fonseca. 2001. «Sustainable forest management. A review of conventional wisdom». *Advances in Applied Biodiversity Science*, no. 3, p. 1-29.
- Rodrigues, A. S. L., S. J. Andelman, M. I. Bakarr, L. Boitani, T. M. Brooks, R. M. Cowling, L. D. C. Fishpool, G. A. B. da Fonseca, K. J. Gaston, M. Hoffman, J. S. Long, P. A. Marquet, J. P. Pilgrim, R. L. Pressey, J. Schipper, W. Sechrest, S. N. Stuart, L. G. Underhill, R. W. Waller, M. E. J. Watts, et X. Yan. 2004. «Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity». *Nature*, vol. 428, p. 640-643.
- Rutledge, D. 2003. *Landscape indices as measures of the effects of fragmentation: can pattern reflect process?* DOC Science Internal Series 98. Wellington (NZ): Department of Conservation.
- Society of American Foresters (SAF). 1983. *Terminology of forest science technology practice and products*. Washington D.C.: Society of American Foresters, 370 p.
- Sahajananthan, S., D. Haley, et J. Nelson. 1998. «Planning for sustainable forests in British Columbia through land use zoning». *Canadian Public Policy*, vol. XXIV, p. S73-S81
- Sedjo, R. A., et D. Botkin. 1997. «Using forest plantations to spare natural forests».

- Environment*, vol. 39, p. 15-20, 30.
- Sedjo, R. A. 1999. «The potential of high-yield plantation forestry for meeting timber needs. Recent performance, future potentials and environmental implications». *New Forests*, vol. 17, p. 339-359.
- Senate subcommittee on the boreal forest. 1999. *Competing realities: the boreal forest at risk*. Ottawa : Senate of Canada.
- Sarakinos, H., A.O. Nicholls, A. Tubert, A. Aggarwal, C. R. Margules et S. Sarkar. 2001. «Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions : a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 10, p. 1419-1472.
- Seymour, R. S., et Hunter, M. L., Jr. 1992. *New forestry in eastern spruce-fir forests : principles and applications to Maine*. Maine Agricultural Experiment Station, Orono, Maine. Misc. Publ. 716. 36 p.
- Seymour, R. S., et Hunter, M. L., Jr. 1999. « Principles of ecological forestry ». In *Maintaining biodiversity in forest ecosystem*, Édité par M.L. Hunter, Jr., p. 22-61. Cambridge: Cambridge University Press.
- Shafer, C. L. 1990. *Nature reserves : Island theory and conservation practice*. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 189 p.
- Shafer, C. L. 1999. «National park and reserve planning to protect biological diversity : some basic elements». *Landscape and urban planning*, vol. 44, p. 123-153.
- Shifley, S. R., F. R. Thompson III, W. D. Dijak, M. A. Larson, et J. J. Millsbaugh. 2006. «Simulated effects of forest management alternatives on landscape structure and habitat suitability in the Midwestern United States». *Forest Ecology and Management*, vol. 229, p. 361-377.
- Shindler, B. 1998. «Does the public have a role in forest management?». *Forestry Chronicle*, vol. 74, p. 700-702.
- Simberloff, D. 1998. «Flagships, umbrellas, and keystones: is single species management passé in the landscape era? *Biological Conservation*, vol. 83, p. 247-257.

- Sodhi, N. S., L. P. Koh, B. W. Brook, et P. K.L. Ng. 2004. «Southeast asian biodiversity an impending disaster». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 19, p. 654-660.
- Soulé, M. E., et D. Simberloff. 1986. «What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserves?». *Biological Conservation*, vol. 35, p. 19-40.
- Soulé, M. E., et M. A. Sanjayan. 1998. «Conservation targets : do they help ?». *Science*, vol. 279, p. 2060-2061.
- Sullivan, T. P., D. S. Sullivan et P. M. .F. Lindgren. 2001. «Influence of variable retention harvests on forest ecosystems. I. Diversity of stand structure». *Journal of Applied Ecology*, vol. 38, p. 1221-1233.
- Swallow, S.K., P. J. Parks, et D. N. Wear. 1990. «Policy-relevant nonconvexities in production of multiple forest benefits?». *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 19, p. 264-280.
- Swanson, F. J., J. A. Jones, D. O. Wallin, et J. H. Cissel. 1994. «Natural variability-implications for ecosystem management». In *Ecosystem management : principles and applications, volume II. Eastside forest ecosystem health assessment*. M.E. Jensen and P.S. Bourgeron, technical coordinators, p. 80-94. U.S. Forest Service. General Technical Report PNW-GTR-318. Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon, USA.
- Thompson, J.R., K. N., Johnson, M. Lennette, T. A. Spies, et P. Bettinger. 2006. «Historical disturbance regimes as a reference for forest policy in a multiowner province: a simulation experiment». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 36, p. 401-417.
- Thompson, I. D., J. A. Baker, et M. Ter-Mikaelian. 2003. «A review of the long-term effects of post-harvest silviculture on vertebrate wildlife, and predictive models, with an emphasis on boreal forests in Ontario, Canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 177 p. 441-469.
- Thompson, I. D. 2006. «Monitoring of biodiversity indicators in boreal forests: a need for improved focus». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 121, p. 263-273.
- Union internationale pour la conservation de la nature, Programme des Nations Unies pour l'environnement et Fonds mondial pour la nature. 1980. *Stratégie mondiale de la conservation*. Gland, Suisse : UICN.

- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). 2004. *Le livre rouge des espèces menacées*. Gland, Suisse : UICN. <http://www.redlist.org/> (visité le 2 mars 2005).
- United Nations, Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 1974. *Task force on: Criteria and guidelines for the choice and establishment of biosphere reserves. Final report*. MAB report series, no 22. Paris : UNESCO, 61 p.
- United States Department of Agriculture Forest Service (USDA). 1964. *Managing national forest wilderness : a discussion draft of suggested objectives, policies, procedures, and regulations*. Washington D.C.: Division of Recreational and Land Uses.
- Valencia, R., H. Balsley, et G. Paz y Mino. 1994. «High tree alphas diversity in Amazonian Ecuador». *Biodiversity and Conservation*, vol. 3, p. 21-28.
- Van Oosten, C. 2000. *Activities related to poplar and willow cultivation and utilization in Canada 1996-1999. Report to the 21<sup>st</sup> session of the international poplar commission, Portland, Oregon, USA, September 24-28*. Poplar Council of Canada, 49 p.
- Van Wagner, C.E. 1978. «Age-class distribution and the forest fire cycle». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 8, p. 220-227.
- Wagner, R. G., K. M. Little, B. Richardson, et K. McNabb. 2006. «The role of vegetation management for enhancing productivity of the world's forests». *Forestry*, vol. 79, p. 57-79.
- Wallin, D. O., F. J., Swanson, et B. Marks. 1994. «Landscape pattern response to changes in pattern generation rules: land-use legacies in forestry». *Ecological Applications*, vol. 4, p. 569-580.
- Walther, P. 1986. «The meaning of zoning on the management of natural resource lands». *Journal of Environmental Management*, vol. 22, p. 331-343.
- Wilson, E. 1989. «Threats to biodiversity». *Scientific American*, September, p. 108-116.
- Wong, C.M. 1999. «Memories of natural disturbances in ponderosa pine–Douglas-fir age structure, southwestern British Columbia». Mémoire de maîtrise. Burnaby, Simon Fraser University.

- Wong, C., et K. Iverson. 2004. «Range of natural variability: applying the concept to forest management in central British Columbia». *BC Journal of Ecosystems and Management*, vol. 4, 14 p.
- World Commission on Environment and Development. 1987. *Our Common Future*, London : Oxford University Press.
- World Resources Institute (WRI). 1994. *World resources*. New-York : Oxford Univeristy Press, p. 152-153.
- Zhang, Y. 2005. «Multiple-use forestry vs. forestland-use specialization revisited». *Forest Policy and Economics*, vol. 7, p. 143-156.