

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

LA MODÉLISATION DE SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER À  
L'ÉCHELLE DU PAYSAGE : UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION EN FORESTERIE  
AUTOCHTONE

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

MARIO LAROUCHE

MARS 2008

## REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à mon directeur de recherche Daniel Kneeshaw qui m'a donné la chance de réaliser ce projet de recherche, à Hugo Asselin qui a su me diriger dans mon travail avec une rigueur exemplaire et à Andrew Fall qui m'a aidé durant le processus de modélisation. Je tiens également à remercier Marie Saint-Arnaud qui est à l'origine du projet de recherche à Kitcisakik et à tous les collaborateurs qui ont participé de près ou de loin à ce projet. Un grand merci aux membres de la communauté de Kitcisakik, particulièrement aux membres du Comité forêt, pour leur ouverture, leur intérêt et leur grande gentillesse.

Je ne dois surtout pas oublier de remercier ma famille qui m'a toujours encouragé et supporté dans la poursuite de mes études.

Finalement, merci à mes collègues et amis avec qui j'ai eu la chance de partager ces deux années de ma vie.

## AVANT-PROPOS

Ce mémoire compte, en plus d'une introduction et d'une conclusion générale, un chapitre rédigé sous forme d'article scientifique. Le chapitre présente les résultats de la modélisation informatique de plusieurs scénarios d'aménagement forestier pour le territoire ancestral de la communauté algonquine de Kitcisakik (Abitibi-Témiscamingue). Ma contribution en tant qu'étudiant à la maîtrise a inclus la planification de la recherche, l'élaboration conceptuelle des scénarios et la participation au processus de modélisation. J'ai également fait les simulations, procédé au traitement des données et rédigé le mémoire. L'article sera soumis à une revue scientifique avec comité de lecture spécialisée dans le domaine de la foresterie.

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS.....	iii
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES ANNEXES.....	ix
RÉSUMÉ GÉNÉRAL.....	X
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1. CONTEXTE GÉNÉRAL.....	1
2. PROBLÉMATIQUE FORESTIÈRE ET PROJET DE RECHERCHE À KITCISAKIK.....	3
3. CRITÈRES ET INDICATEURS (C&I) D'UNE FORESTERIE PLUS PRÈS DES VALEURS AUTOCHTONES.....	9
3.1 CONCEPTS DE CRITÈRE ET D'INDICATEUR.....	9
3.2 BASES SERVANT À LA SÉLECTION DES C&I UTILISÉS DANS CETTE ÉTUDE.....	10
4. DESCRIPTION GÉNÉRALE DES TYPES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER MODÉLISÉS.....	15
4.1 AMÉNAGEMENT SUIVANT LE RÈGLEMENT SUR LES NORMES D'INTERVENTION DANS LES FORÊTS DU DOMAINE DE L'ÉTAT DE 1996 (SCÉNARIO STATU QUO).....	15
4.2 AMÉNAGEMENT FORESTIER INSPIRÉ DU MODÈLE DE LA FORÊT MOSAÏQUE : LA COUPE MOSAÏQUE (SCÉNARIO MOSAÏQUE).....	19
4.3 PRINCIPE DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER ÉCOSYSTÉMIQUE.....	21
4.4 LE MODÈLE DES TROIS COHORTES.....	22
5. DÉTAILS MÉTHODOLOGIQUES DE LA MODÉLISATION.....	25
5.1 BREVE DESCRIPTION DU LOGICIEL DE MODELISATION SELES.....	25
5.2 MODÈLE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE KITCISAKIK (MAFK).....	26
CHAPITRE I.....	30
RÉSUMÉ.....	31

INTRODUCTION .....	32
MÉTHODOLOGIE .....	35
AIRE D'ÉTUDE .....	35
LE MODÈLE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE KITCISAKIK (MAFK).....	37
SCÉNARIOS SIMULÉS.....	39
INDICATEURS ANALYSÉS .....	41
RÉSULTATS.....	44
STRUCTURE D'ÂGE DES PEUPEMENTS.....	44
CONFIGURATION SPATIALE DE TROIS CLASSES D'ÂGE DE PEUPEMENTS .....	46
MAINTIEN DU COUVERT FORESTIER .....	51
ACCESSIBILITÉ AU TERRITOIRE ET FRAGMENTATION PAR LES ROUTES.....	52
DISCUSSION .....	54
CONCLUSION.....	59
RÉFÉRENCES .....	60
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	65
BIBLIOGRAPHIE GENERALE .....	67
ANNEXES .....	74

## LISTE DES FIGURES

- Figure 1.1 : (a) Localisation de l'aire d'étude, dans la province de Québec, Canada. (b) Carte de l'historique des coupes sur les terrains de trappe familiaux de Kitcisakik. Les zones en jaune, en mauve et en rouge ont été perturbées par la coupe durant la période 1970-2006. .... 6
- Figure 1.2 : La distribution des classes d'âge des peuplements pour un paysage sous aménagement avec une révolution forestière de 100 ans (a) diffère grandement de celle obtenue pour un paysage sous régime naturel de feux avec un cycle de 100 ans (b). Contrairement à l'utilisation exclusive de la coupe totale (faible rétention avec près de 100 % des tiges marchandes récoltées) qui mène à une forêt régulée et équiennne (a), l'utilisation de coupes partielles (une majorité des tiges marchandes est récoltée) et sélectives (une minorité des tiges marchandes est récoltée) dans une partie des peuplements permet de recréer une composition et une structure des classes d'âge proches de celles produites par les feux de forêts (c). Tiré de Bergeron et al. (1999)..... 18
- Figure 2.1 : (a) Localisation de l'aire d'étude, dans la province de Québec, Canada. (b) Carte de l'historique des coupes sur les terrains de trappe familiaux de Kitcisakik. Les zones en jaune, en mauve et en rouge ont été perturbées par la coupe durant la période 1970-2006. .... 36
- Figure 2.2 : Distribution moyenne des peuplements de (a) 1<sup>e</sup> cohorte, (b) 2<sup>e</sup> cohorte et (c) 3<sup>e</sup> cohorte de 25 répliqués à l'échelle du paysage de Kitcisakik pour trois scénarios d'aménagement forestier (*Écosystémique*, *Mosaïque* et *Statu quo*). .... 45
- Figure 2.3: Valeurs moyennes des indices de configuration spatiale des peuplements des trois classes d'âge, pour chacun des scénarios et pour

une période de 300 ans, soit : (a) la superficie moyenne des parcelles (SMP), (b) la superficie de la plus grande parcelle (SGP) et (c) le nombre de parcelles (NP). .....47

Figure 2.4: Représentation visuelle des classes d'âge pour une simulation de 300 ans à des intervalles de 50 ans. La première cohorte est en vert (0-100 ans), la deuxième cohorte (101-200 ans) en brun et la troisième cohorte (Plus de 200 ans) en blanc. .... 49

Figure 2.5 : Superficie prélevée annuellement (ha) en coupe totale pour trois scénarios d'aménagement forestier (*Statu quo*, *Mosaïque* et *Écosystémique*) pour une période de 300 ans. .... 51

Figure 2.6 : Nombre de kilomètres de routes primaires (a) et secondaires (b) construites annuellement en fonction du scénario d'aménagement simulé, pour une période de 300 ans. .... 53

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Critères et indicateurs de foresterie durable utilisés dans cette étude. .....	14
Tableau 1.2: Principales caractéristiques des trois stratégies d'aménagement forestier composant les scénarios explorés dans cette étude.....	16
Tableau 2.1: Critères et indicateurs de foresterie durable utilisés dans cette étude. .....	43

## LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Liste des compagnies forestières impliquées dans le projet de foresterie autochtone à Kitcisakik.....	75
Annexe 2 : Document technique remis aux partenaires industriels et communautaires lors de la rencontre du 8 mars 2006 décrivant brièvement le modèle d'aménagement forestier de Kitcisakik (KLM).....	75
Annexe 3: Description des paramètres et des valeurs attribuées pour les simulations de ce projet de recherche.....	79
Annexe 4: Valeurs des indices de configuration spatiale à chaque 50 ans pour une période totale de simulation de 300 ans. ....	80

## RÉSUMÉ GÉNÉRAL

L'élaboration d'outils d'aide à la décision permettant de faire une évaluation plus objective et critique des différentes approches d'aménagement forestier est désormais nécessaire dans un contexte où il devient indispensable de concilier les besoins des communautés autochtones à la planification forestière. Les Algonquins de Kitcisakik (Grand-Lac-Victoria) se sont engagés dans un processus de consultation impliquant les principaux acteurs du milieu forestier, incluant plusieurs chercheurs, des industriels forestier et le Ministère des ressources naturelles et des Parcs. Ces travaux de recherche visent à identifier les principes et stratégies d'une foresterie qui cadre mieux avec les valeurs et aspirations de la communauté. Cela avec l'intention de jeter les bases de ce que pourrait être une foresterie québécoise dite « autochtone ».

Les objectifs de ce projet de recherche consistaient, d'une part, à développer un outil d'aide à la décision pouvant servir au développement et à l'exploration de scénario d'aménagement forestier à l'échelle du paysage et sur une longue période de temps. L'élaboration de ce modèle (Modèle d'aménagement forestier de Kitcisakik (MAFK)) s'est faite à l'aide de la plateforme de modélisation spatiotemporelle SELES (*Spatially Explicit Landscape Event Simulator*), qui permet de simuler la dynamique forestière à l'échelle du paysage et sur de longues périodes de temps. Et d'autre part, a se servir du MAKF afin d'explorer les effets de trois scénarios d'aménagement forestier sur le paysage forestier en regard au contexte de la communauté algonquienne de Kitcisakik.

Les scénarios explorés dans ce mémoire représentent le passé récent (normes du RNI de 1996: scénario *Statu quo*), le présent (la coupe mosaïque: scénario *Mosaïque*) et une proposition pour l'avenir (l'aménagement écosystémique: scénario *Écosystémique*). Pour chacun des scénarios, l'état de critères autochtones de foresterie a été évalué grâce au suivi d'indicateurs. Ceux-ci ont été mesurés périodiquement pendant une période de 300 ans. Les simulations ont été faites en appliquant un seul type d'aménagement exclusivement et sans avènement de feux de forêt sur le territoire.

Les résultats montrent que le scénario *Écosystémique* a permis de maintenir de plus grandes proportions de peuplements de plus de 100 ans et leur répartition est plus uniforme entre les territoires de trappe familiales que les deux autres scénarios à l'étude. Par contre, ces peuplements sont plus morcelés que les autres scénarios et peuvent avoir fait l'objet de coupes partielles. Le scénario *Écosystémique* a saturé le territoire de routes moins rapidement que les deux autres. C'est le scénario *Mosaïque* qui a nécessité le plus de routes primaires. Il a saturé le territoire d'une route au kilomètre carré en 40 ans comparativement à 80 ans pour les scénarios *Écosystémique* et *Statu quo*. Puisque la présence de vieilles forêts et l'accessibilité au territoire sont des critères autochtone de foresterie important, nous concluons que le scénario écosystémique serait probablement le plus adéquat pour la communauté de Kitcisakik parmi les alternatives à l'étude dans ce mémoire.

Mots clés : (Foresterie autochtone, modélisation spatio-temporelle, scénarios d'aménagement, outil d'aide à la décision, aménagement écosystémique).

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 1. CONTEXTE GÉNÉRAL

La foresterie à l'échelle mondiale est sujette à controverse depuis quelques décennies et fait désormais face à une préoccupation sans précédent de la part du public en général et des Autochtones en particulier (Jones *et al.*, 1995; Castro et Nielsen, 2001). Ces préoccupations ont émergé de la mise en évidence des impacts négatifs sur l'environnement et les populations humaines engendrés par les opérations forestières (Lindenmayer et Franklin, 2002; FAO, 2003). La participation du public est par conséquent devenue un élément incontournable dans les politiques décisionnelles en aménagement forestier (Beckley *et al.*, 2006).

Au Canada, plus de 80 % des communautés autochtones sont situées dans des forêts du domaine public où se pratiquent des opérations d'aménagement forestier (Hickey *et al.*, 2005). Cette situation a donné lieu au cours des dernières décennies à une série de litiges entre les autorités politiques et les communautés autochtones du Québec (La Première Nation de Betsiamites c. Procureur général du Canada *et al.*, 2005) et du Canada (les arrêts Delgamuukw (1997), Taku River (2004) et Haïda Nation (2004)). Plusieurs autres communautés autochtones ont exprimé leurs préoccupations face à l'aménagement forestier et l'extraction des ressources naturelles (IDDPNQL, 2004; Conseil de la Nation Huronne-Wendat, 2004; Premières Nations Mamit Innuat, 2004; Première Nation de Timiskaming, 2004 ; Papatie 2004; MRN, 1999). Ces préoccupations sont généralement d'ordre politique, culturel ou environnemental. Au niveau politique et culturel, les préoccupations concernent la reconnaissance des connaissances écologiques traditionnelles, la participation au processus décisionnel et un plus grand contrôle sur le territoire (Dickason, 1996; MRNQ, 1999; IDDPNQL, 2004; Papatie 2004). Au niveau environnemental et culturel, les préoccupations sont souvent axées sur la protection de sites d'intérêt particulier, le maintien du couvert forestier sur les territoires de trappe, le maintien de

vieilles forêts, la protection et la valorisation de certaines espèces animales et végétales, la protection des territoires adjacents aux lacs et aux cours d'eau, l'accessibilité au territoire, les modes de récolte du bois et les superficies des parterres de coupe (Bélanger et Jacqmain, 2002; Commission Coulombe, 2004; Karjala *et al.*, 2004; Sherry *et al.*, 2005). Ces préoccupations sont liées au fait que plusieurs communautés pratiquent encore en forêt des activités traditionnelles de chasse, de pêche, de trappe et de cueillette à des fins de subsistance.

Ainsi, la participation active des Autochtones à la planification des opérations forestières est devenue incontournable dans le processus décisionnel en foresterie. Au Québec, la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission Coulombe, 2004) a d'ailleurs reconnu la pertinence des recherches visant à définir les bases d'un aménagement forestier plus près des valeurs et du mode de vie autochtones. Plusieurs facteurs incitent au développement de telles pratiques forestières : la demande internationale pour des produits forestiers ayant reçu une certification environnementale, la sensibilisation du public aux réalités autochtones et l'augmentation de la participation des communautés autochtones à la gestion forestière (Commission Coulombe, 2004; Forest Stewardship Council, 2004). Dans ce contexte, les projets communautaires, de partenariat et de cogestion se multiplient à travers le Canada et ailleurs dans le monde (Rusnak, 1997; Anderson *et al.*, 2000 ; Castro et Nielson, 2001 ; Pelletier, 2002; Sherry et Halseth, 2003; Wyatt, 2004; Hickey et Nelson, 2005; Grainger *et al.*, 2006; Krcmar *et al.*, 2006).

Par conséquent, le concept d'une foresterie dite « autochtone » émerge au Canada et est devenu un paradigme en foresterie (Wyatt, 2004). Parsons et Prest (2003), ont défini la « foresterie autochtone » comme étant des pratiques d'aménagement forestier durable qui combinent les atouts des modèles actuels d'aménagement forestier et de l'utilisation traditionnelle de la forêt par les peuples autochtones. Plusieurs études et projets communautaires ont été réalisés afin de tracer les bases de ce que pourrait être une foresterie plus près des valeurs et des aspirations des

Autochtones au Canada (Anderson *et al.*, 2000; Bélanger et Jacqmain, 2002; Karjala *et al.*, 2004; Chiasson *et al.*, 2005; Saint-Arnaud *et al.*, 2005; Sherry *et al.*, 2005). Gladu et Watkinson (2004) soulignent que les peuples autochtones ont beaucoup à offrir dans le développement de stratégies d'aménagement forestier durable, compte tenu de leurs connaissances traditionnelles et de la relation étroite qu'ils entretiennent avec l'écosystème forestier. L'élaboration de principes et de stratégies d'aménagement forestier adaptés aux cultures autochtones figure donc parmi les défis de la foresterie moderne au Canada et ailleurs dans le monde. Par contre, beaucoup de travail reste encore à faire afin d'intégrer à la planification forestière la participation active des Autochtones, leurs savoirs traditionnels et leurs valeurs.

## 2. PROBLÉMATIQUE FORESTIÈRE ET PROJET DE RECHERCHE À KITCISAKIK

La communauté algonquine de Kitcisakik<sup>1</sup> pratique encore en forêt des activités traditionnelles de chasse, de pêche, de trappe et de cueillette à des fins de subsistance. Cette communauté, parmi les plus pauvres au Canada, compte environ 400 individus. Le territoire de Kitcisakik est localisé à 81 % dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune et à 19 % dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc, et est divisé en 29 aires de trappe familiales qui s'étendent sur une superficie de 6070 km<sup>2</sup>, (Figure 1.1). Depuis l'avènement de la foresterie industrielle au début des années 1970, de nombreuses entreprises forestières ont réalisé des opérations d'aménagement sur le territoire ancestral de Kitcisakik. La carte de l'historique des coupes forestières dans cette région montre que le territoire a été affecté par la coupe forestière sur plus de la moitié de sa

---

<sup>1</sup> Kitcisakik est un terme algonquin qui signifie « à la grande embouchure » et désigne le renflement de la rivière des Outaouais formant le Grand Lac Victoria. C'est sur les rives de ce lac que se trouve le site de rassemblement estival de cette communauté (Leroux *et al.*, 2004).

superficie (Figure 2). Il en résulte que 60 % des peuplements ont un âge moyen inférieur à 30 ans et qu'il reste moins de 10 % de peuplements de plus de 100 ans sur le territoire (Papatie, 2004). Malgré la modification des méthodes employées pour récolter le bois au cours des dernières décennies afin d'en amenuiser les impacts sur l'environnement, il n'en demeure pas moins que les quantités de bois coupées (plus de 500 000 m<sup>3</sup> sont attribués annuellement à l'industrie sur le territoire de Kitcisakik, soit une superficie d'environ 43 km<sup>2</sup> coupée annuellement (Papatie, 2004)), ainsi que les méthodes de coupe utilisées (modèle de coupes totales agglomérées) continuent d'affecter significativement le milieu de vie et les activités traditionnelles de la communauté.

Les Algonquins de Kitcisakik se sont engagés dans un processus de recherche, en collaboration avec une équipe universitaire interdisciplinaire et un regroupement de partenaires industriels (Annexe 1) effectuant des coupes forestière sur leur territoire ancestral (Saint-Arnaud *et al.*, 2005). Ce projet de recherche vise à établir les fondements au Québec d'une foresterie dite « autochtone » et s'appuie sur une démarche divisée en trois principaux volets, soit l'élaboration d'un cadre autochtone de critères et indicateurs de foresterie durable au niveau local (volet I), l'élaboration d'un modèle informatique ayant la capacité d'évaluer différentes approches d'aménagement forestier à long terme et à l'échelle du paysage (volet II) et le transfert des connaissances (volet III).

Plusieurs stratégies d'aménagement forestier sont maintenant en vigueur ou sont proposées pour le futur au Québec (e.g. RNI, 1996; Bélanger, 1992a,b; Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002), mais la plus appropriée au contexte de la communauté de Kitcisakik reste encore à déterminer.

Malheureusement, peu d'études comparent les effets à long terme des différentes approches d'aménagement sur le paysage forestier en fonction des aspirations et revendications des Autochtones. De plus, les modèles informatiques d'aide à la

décision développés afin d'atteindre un objectif participatif des communautés dans le contexte de l'aménagement forestier durable au Canada sont rares (Sheppard, 2005).

L'objectif général de la présente étude (volet II du projet global) était de développer un outil d'aide à la décision (le modèle d'aménagement forestier de Kitcisakik (MAFK)) permettant de comparer les effets à long terme et à l'échelle du paysage de plusieurs approches d'aménagement forestier. Le MAFK permet d'explorer plusieurs alternatives d'aménagement forestier appliquées au paysage de Kitcisakik et de les comparer sur la base du cadre autochtone de critères et

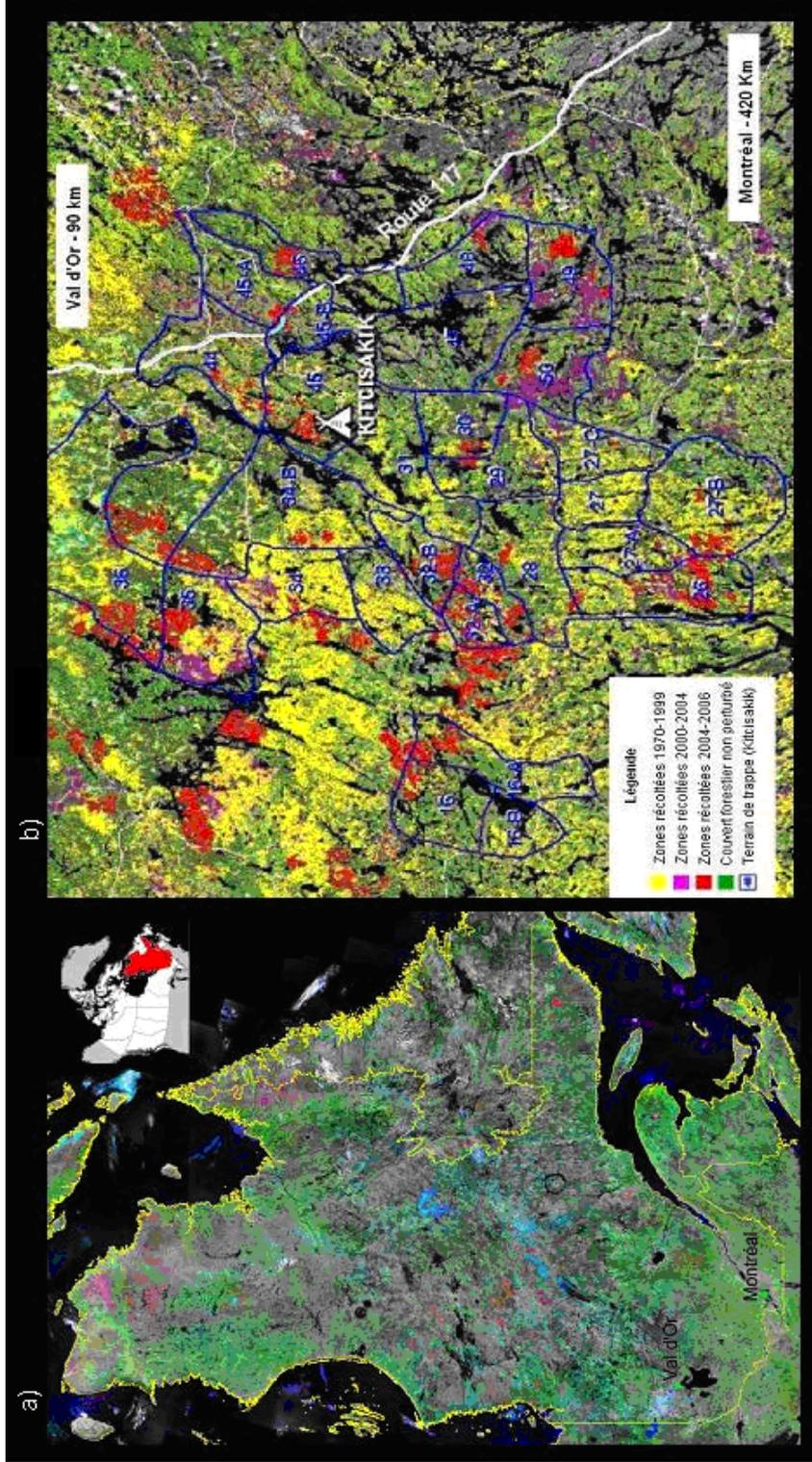


Figure 1.1 : (a) Localisation de l'aire d'étude, dans la province de Québec, Canada. (b) Carte de l'historique des coupes sur les terrains de trappe familiaux de Kitcisakik. Les zones en jaune, en mauve et en rouge ont été perturbées par la coupe durant la période 1970-2006.

indicateurs de foresterie durable développé dans le volet I du projet global (Asselin et Irola, en préparation; Saint-Arnaud et al. en préparation). L'objectif spécifique de ce mémoire était d'utiliser le MAFK afin de comparer des scénarios d'aménagement forestier sur la base d'un cadre autochtone de critères et indicateurs de foresterie durable. Les scénarios sélectionnés pour cette étude représentent (1) le passé récent qui sert de base de comparaison puisqu'il s'est avéré inadéquat au contexte de Kitcisakik, (2) le présent et (3) une proposition pour l'avenir. Les scénarios sont respectivement : les normes en vigueur au Québec entre 1996 et 2005 (RNI 1996, scénario que nous avons appelé *Statu quo*), la coupe forestière dite « mosaïque » (ce scénario reflète les normes en vigueur au Québec depuis 2005 (RNI 2005)), et un type d'aménagement dit « écosystémique » qui s'inspire de l'étendue historique de variabilité des patrons produits par les processus naturels (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002). Pourquoi ces scénarios? Parce que le scénario *Statu quo* a été appliqué et l'est encore dans certains secteurs, parce que le scénario *Mosaïque* est une approche qui est désormais préconisée par le gouvernement du Québec, qui souhaite le voir s'appliquer à 60 % des superficies récoltées, et parce que le scénario *Écosystémique* a été proposé par la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission Coulombe, 2004).

Nous nous questionnons quel serait le scénario d'aménagement forestier le plus approprié au contexte autochtone. Notre hypothèse est que la stratégie d'aménagement forestier qui tend à maintenir ou recréer les conditions d'une forêt naturelle tout en limitant les impacts anthropiques serait plus appropriée au contexte autochtone. Un scénario d'aménagement écosystémique qui vise à simuler les patrons engendrés par les perturbations naturelles permettrait-il de s'approcher plus près de ces conditions à long terme comparativement au scénario *Statu quo* et *Mosaïque*? Cette proposition semble intéressante puisque les communautés autochtones ont su s'adapter au fil des siècles à un environnement forestier modulé par les perturbations naturelles. Par contre, le maintien de grandes superficies soumises à la coupe totale (comme le scénario *Statu quo*) qu'implique un scénario

d'aménagement écosystémique a le potentiel de diminuer la quantité d'habitat à l'intérieur même d'une aire de piégeage familiale et ainsi menacer la capacité de résilience de cette famille (Folke *et al.*, 2002). Le redécoupage du territoire ancestral en aires familiales de piégeage au début du XX<sup>e</sup> siècle a modifié le rapport d'appartenance au territoire, chez les Algonquins de Kitcisakik (Leroux *et al.*, 2004). Cette nouvelle relation, combinée à la sédentarisation, a eu une influence sur le mode d'utilisation du territoire et pourrait laisser croire que le scénario *Mosaïque*, qui prévoit une plus grande dispersion des parterres de coupe, pourrait être jugée plus acceptable par une communauté basée sur une gestion familiale du territoire (par aire de trappe familiale). Pour tester nos hypothèses, nous avons sélectionné une gamme de critères et indicateurs d'aménagement forestier durable (issus du volet I de la recherche à Kitcisakik) et favorisé une approche dite « par filtre brut ». Nous avons donc sélectionné des scénarios peu raffinés, mais appliqués à l'ensemble du territoire de Kitcisakik et considérés sur une période temporelle de plusieurs siècles.

Nous avons choisis une approche d'évaluation de scénario appliqué à l'ensemble du territoire. Bien que l'utilisation du territoire et les valeurs des gens de Kitcisakik risque de changer d'ici plusieurs siècles, la modélisation sur une longue période de temps permet de mieux évaluer les stratégies à l'étude sur le processus de régénération de la forêt (qui s'effectue sur une échelle temporelle beaucoup plus grande que la durée de vie d'un être humain) et d'entrevoir ce qu'ils désirent pour les générations futures. De plus, en s'attardant seulement aux effets de chacun des scénarios sur une courte période, nous risquons de ne pas déceler des changements qui arriveront plus tard dans le temps.

Les prochaines sections contiennent une description plus détaillée des éléments théoriques et des concepts sur lesquels s'est appuyé la réalisation de ce projet de recherche, soit la sélection des critères et indicateurs de foresterie durable (Section 3), les différents scénarios d'aménagement forestier modélisés (Section 4) et des détails sur le logiciel de modélisation utilisé (Section 5).

### 3. CRITÈRES ET INDICATEURS (C&I) D'UNE FORESTERIE PLUS PRÈS DES VALEURS AUTOCHTONES

#### 3.1 CONCEPTS DE CRITÈRE ET D'INDICATEUR

Un critère est une caractéristique de la forêt ou de la foresterie jugée essentielle à la durabilité de l'aménagement forestier. Un indicateur est une variable quantitative ou qualitative qui peut être mesurée ou décrite et qui, lorsqu'elle est observée périodiquement, dénote une tendance dans l'état d'un critère (The Montreal Process, 1999; CCMF, 2003; Hannon et McCallum, 2004). Kneeshaw *et al.* (2000a) ont défini deux types d'indicateurs employés en aménagement forestier soit les indicateurs normatifs et les indicateurs évaluatifs. Les indicateurs normatifs, qui sont utilisés à l'étape de la planification forestière, servent à évaluer la performance de l'industrie dans l'atteinte de cibles d'aménagement (c.-à-d. les conditions forestières sur lesquelles elle opère un contrôle proximal, par exemple : la distribution des classes d'âge). Les indicateurs évaluatifs, qui sont utilisés dans le cadre d'un programme de surveillance ou de gestion adaptative, permettent d'évaluer les hypothèses quant à la capacité réelle de conditions forestières à maintenir des populations biologiques viables (c.-à-d. servent à vérifier si les objectifs fixés lors de la planification ont été atteints). Les indicateurs normatifs sont principalement reliés au maintien de la distribution naturelle de certains éléments à l'échelle du peuplement et du paysage tandis que les indicateurs évaluatifs sont basés sur le suivi d'espèces cibles.

Depuis l'adoption du principe du développement durable par le Canada (CNUED, 1992), les différents paliers de gouvernement ont graduellement intégré ce principe à leurs politiques forestières. Le Québec a enchâssé dans le préambule de la *Loi sur les forêts* les six critères de base pour l'atteinte de l'aménagement forestier durable tels que proposés par le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF, 2003;

MRNFP, 2005). Il s'agit de la conservation de la diversité biologique, du maintien et de l'amélioration de l'état et de la productivité des écosystèmes forestiers, de la conservation du sol et de l'eau, du maintien de la contribution des écosystèmes forestiers aux cycles écologiques planétaires, du maintien des avantages multiples de la forêt pour la société et de l'acceptation de la responsabilité de la société à l'égard du développement durable. Pour atteindre l'objectif d'aménagement forestier durable, on a entre autres intégré comme indicateurs le respect des droits ancestraux et issus de traités ainsi que la participation des Autochtones à l'aménagement forestier (CCMF, 2003; MRNFP, 2005).

### 3.2 BASES SERVANT À LA SÉLECTION DES C&I UTILISÉS DANS CETTE ÉTUDE

Le développement de cadres autochtones de critères et indicateurs de foresterie durable permettent de mieux tenir compte des valeurs et des besoins des communautés autochtones au moment de la planification forestière et lors du suivi de l'atteinte des objectifs. Le cadre de C&I de Kitcisakik a été élaboré en utilisant conjointement deux approches : une approche "top-down" où les C&I du CCMF sont raffinés pour les rendre plus pertinents au contexte local de Kitcisakik (Asselin et Irola, en préparation) et une approche "bottom-up" où les C&I sont élaborés suite à l'analyse d'entretiens avec les membres de la communauté (Adam *et al.*, en préparation; Saint-Arnaud *et al.*, en préparation). Ultiment, les cadres obtenus par les deux méthodes seront jumelés afin d'en arriver à un cadre de C&I qui soit pertinent à l'échelle locale (pour la communauté) et cohérent à l'échelle nationale.

Il est important de souligner que le présent mémoire traite uniquement des critères et indicateurs écologiques affectant le mode de vie traditionnel autochtone. De plus, les C&I sélectionnés (Tableau 1) permettent une approche par filtre brut et ne sont pas nécessairement exclusifs au contexte autochtone. Ils deviennent

« autochtones » seulement dans la mesure où leur interprétation est faite en fonction des valeurs et des aspirations autochtones.

La coupe forestière industrielle est reconnue pour affecter la diversité des écosystèmes forestiers de différentes façons (Lindenmayer et Franklin, 2003). La diversité des écosystèmes désigne la variété et l'abondance relative des écosystèmes et de leurs collectivités de flore et de faune (CCMF, 2003). Cela implique la conservation de l'ensemble des attributs des forêts naturelles qui sont essentiels à la conservation des espèces, dont certaines ont une grande valeur pour les Autochtones. Adam et Kneeshaw (sous presse) et St-Arnaud *et al.* (en préparation) ont identifié que la diversité des écosystèmes forestiers était un élément important à la poursuite des activités traditionnelles et à la conservation de la culture autochtone. Le maintien de la diversité des écosystèmes permet entre autres de soutenir la chasse, la pêche, le piégeage ainsi que la récolte de plantes médicinales et rituelles. Les vieilles forêts sont d'une importance considérable en raison de leur contribution au maintien de la biodiversité (Spies et Franklin, 1996; Burton *et al.*, 1999; Kneeshaw et Gauthier, 2003). En plus de leur signification écologique, les vieilles forêts sont inextricablement liées à la culture des Autochtones et ce fait doit être identifié comme un élément important dans le processus décisionnel en foresterie. Par conséquent, le premier critère « autochtone » de foresterie traité dans cette étude est la *diversité des écosystèmes*. Afin de mesurer l'état de ce critère, différents indicateurs ont été proposés (Noss, 1999; Kneeshaw *et al.*, 2000b,c; CCMF, 2003). La *structure d'âge des peuplements* (Fall *et al.*, 2004) en est un exemple et a été utilisée pour les fins de cette étude. De plus, la répartition spatiale de trois classes d'âge de peuplements a été analysée puisque l'arrangement spatial des parcelles de différents types d'habitats paraît être important pour certaines espèces (Lindenmayer *et al.*, 2000).

L'exploitation forestière nécessite également l'implantation d'un réseau routier extensif et coûteux qui affecte considérablement l'écosystème forestier (Forman et

Alexander, 1998; Richard, 1998; Lugo et Gucinski, 2000; Trombulak et Frissell, 2000; McRae *et al.*, 2001; Bourgeois *et al.*, 2005). Les routes causent le déplacement d'espèces sensibles, qui modifient leurs mouvements ou leur territoire à mesure que la densité de routes augmente. C'est effectivement le cas pour le loup (Mech *et al.*, 1988; Rateaud *et al.*, 2001), l'ours noir (Brody et Pelton, 1989) et pour certains cervidés comme le caribou forestier (Courtois *et al.*, 2002). Les routes isolent les populations de plusieurs espèces de petits mammifères, d'amphibiens et de reptiles en créant des barrières à leur dispersion (Oxley *et al.*, 1974; DeMaynadier et Hunter, 1995). Les populations d'espèces de toutes sortes sont également affectées par la mortalité causée par les collisions routières (Bangs *et al.*, 1989; Ashley et Robinson, 1996; De Bellefeuille et Poulin, 2004). De plus, les routes altèrent l'environnement physique et chimique du sol et des cours d'eaux (Haskell, 1999), facilitent la dispersion d'espèces exotiques (Parendes et Jones, 2000) et augmentent l'altération et l'utilisation anthropique du territoire (Rivard et Seaby, sans date; Simon *et al.*, 1999).

La construction de chemins forestiers contribue aussi à accentuer le phénomène de fragmentation (Fahrig, 2003). Dans le cas de plusieurs espèces animales, en particulier celles liées aux conditions de « forêts profondes », la fragmentation peut avoir des effets négatifs (Courtois *et al.*, 2002; Lindenmayer et Franklin, 2002). Dans certaines conditions, l'augmentation des bordures peut avoir des conséquences importantes pour certaines espèces, par exemple par une augmentation du taux de prédation (Probst et Crow, 1991; Chalfoun *et al.*, 2002). L'*accessibilité au territoire* – également mesurée par l'étendue du réseau routier – a aussi été identifiée comme étant une préoccupation importante de la part de la communauté autochtone de Kitcisakik (Saint-Arnaud *et al.*, en préparation).

Finalement, la coupe forestière cause la perte d'habitats (pour une certaine période de temps et variant entre les espèces). La perte d'habitats due à la coupe forestière, souvent incluse dans le concept de fragmentation (voir Fahrig, 2003), crée des blocs

d'habitats plus petits, isolés les uns des autres et de moindre valeur écologique pour certaines espèces (Noss, 1983; Andr n, 1994; Reed, 1996). Cette perte d'habitat suite à la récolte de bois peut causer la diminution de certaines populations d'espèces d'intérêt autochtone dans les aires de trappe familiales. En effet, Potvin *et al.* (1999) ont montré que les espèces nécessitant des domaines vitaux de plus de 25 ha peuvent disparaître à court terme dans des paysages soumis à l'agglomération des coupes totales. La présence d'habitats dans les aires de trappe familiales est une condition *sine qua non* au maintien de populations suffisamment abondantes d'espèces fauniques d'intérêt autochtone (Bélanger et Jacqmain, 2002) et constitue une raison de promouvoir la coupe mosa ique. Par conséquent, l'*abondance d'habitats* est le dernier critère autochtone de foresterie considéré dans cette étude. L'indicateur retenu pour mesurer ce critère est la *perte de couvert forestier* suivant une coupe totale.

Tableau 1.1: Critères et indicateurs de foresterie durable utilisés dans cette étude.

Critères	Indicateurs	Mesures	Justification
Diversité de l'écosystème forestier	<p>Structure d'âge des peuplements</p> <p>Configuration spatiale des peuplements de trois classes d'âge</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Proportion relative des classes d'âge des peuplements dans le paysage.</li> <li>o Nombre de parcelles (NP)</li> <li>o Superficie moyenne des parcelles (SMP)</li> <li>o Superficie de la plus grande parcelle (SGP)</li> </ul>	<p>Le maintien d'une structure d'âge des peuplements à l'intérieur de l'étendu historique de variabilité et leur configuration spatiale est essentiel au maintien de la diversité biologique de l'écosystème et de sa résilience. Cet aspect permet de maintenir des populations d'espèces d'intérêts autochtones à des niveaux viables et de soutenir les activités traditionnelles et la transmission de la culture.</p>
Accessibilité au territoire			<p>Le réseau routier permet l'accès à de nouveaux territoires qui étaient auparavant inaccessibles aux différents utilisateurs de la forêt. Cela amène aussi une dégradation de l'habitat et augmente la vulnérabilité des populations aux perturbations anthropiques.</p>
Connectivité du paysage et des habitats	<p>Étendue du réseau routier</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Nombre de Km de route primaire et secondaires construit et maintenue annuellement.</li> </ul>	<p>La fragmentation du territoire peut avoir des effets positifs ou négatifs dépendamment de l'espèce considérée. De plus, la fragmentation peut altérer le comportement de certaines espèces et modifier les interactions entre les espèces. Ces changements ont un impact sur l'écosystème forestier et la diversité biologique. Par conséquent, les effets de la fragmentation affecteront le mode de vie des gens de Kitcisakik.</p>
Abondance d'habitats	<p>Perte de couvert forestier</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Superficie aménagée en coupes totales annuellement</li> </ul>	<p>La perte d'habitat suite à une coupe totale affecte considérablement les Algonquins de Kitcisakik, entre autres par la diminution ou la relocalisation de certaines populations locales de gibier et d'animaux à fourrure.</p>

## 4. DESCRIPTION GÉNÉRALE DES TYPES D'AMÉNAGEMENT FORESTIER MODÉLISÉS

La scénarisation est un processus d'aide à la décision qui permet de comparer des alternatives et de stimuler la réflexion et la discussion entre les différents acteurs d'un groupe de travail. Les scénarios d'aménagement forestier proposés ont été établis avec la collaboration de plusieurs représentants de compagnies forestières, (Annexe 1) des chercheurs et des membres de la communauté de Kitcisakik. Les scénarios représentent trois stratégies d'aménagement forestier (Tableau 1.2), soit : le modèle de coupes totales agglomérées (*Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État, RNI, 1996*), le modèle de coupes totales dispersées (*coupe mosaïque*) et une proposition d'aménagement écosystémique consistant à faire varier les types de coupe (partielles et totales) (*Aménagement écosystémique*)

### 4.1 AMÉNAGEMENT SUIVANT LE *RÈGLEMENT SUR LES NORMES D'INTERVENTION DANS LES FORÊTS DU DOMAINE DE L'ÉTAT* DE 1996 (SCÉNARIO STATU QUO)

Ce type d'aménagement correspond aux pratiques forestières les plus courantes au Québec depuis l'adoption du *Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* (RNI) en 1996. En forêt boréale, cette approche préconise la coupe totale sur de grandes superficies et a longtemps été justifiée par l'hypothèse voulant que le régime de feux dans ce type de forêt se caractérise par des feux sévères, fréquents et de grande superficie, produisant des peuplements équiens (Bergeron et Le Goff, 2005). Les normes du RNI de 1996 impliquent une planification des opérations forestières à l'échelle du peuplement. À cette échelle, la dimension d'un parterre de coupe varie selon le domaine bioclimatique. Dans le

Tableau 1.2: Principales caractéristiques des trois stratégies d'aménagement forestier composant les scénarios explorés dans cette étude.

Caractéristiques générales	Types d'aménagement modélisés		
	<i>Statu quo (RNI 1996)</i>	<i>Coupe mosaïque</i>	<i>Aménagement écosystémique</i>
Superficie et forme des coupes	100 hectares En quadrilatères	50 à 150 ha En quadrilatères	En fonction de trois classes de superficie des feux de forêts et de l'acceptabilité sociale. De formes variables
Type(s) de coupe	Coupe totale	Coupe totale	Coupe totale et coupe partielle
Superficie de forêts résiduelles	Des bandes séparatrices de 60 à 100 m doivent être maintenues entre chaque parterre de coupe.  Bandes de 20 m le long des cours d'eau et des routes primaires.	Superficie de forêt résiduelle équivalente à la superficie du parterre de coupe adjacent.  Bandes de 20 m le long des cours d'eau et des routes primaires.	Rétention de forêt résiduel de superficie équivalente à ce qui est observé après un feu de forêt.  Bandes de 20 m le long des cours d'eau et des routes primaires.
Limite(s) à l'agglomération des coupes	Une unité territoriale de référence (UTR) doit être composée en tout temps de 30 % de peuplements d'au moins 7 m de hauteur (ou de 35 ans).	30 % d'un UTR d'au moins 7 m de hauteur. La forêt résiduelle adjacente à une aire de coupe doit mesurer 3 mètres avant de pouvoir être récoltée.	Selon les patrons créés par les feux de forêts.
Âge de récolte	75-100 ans	75-100 ans	75-100 ans pour la 1 <sup>ère</sup> cohorte, entre 100 et 200 ans pour la 2 <sup>ème</sup> cohorte et plus de 200 ans pour la 3 <sup>ème</sup> cohorte.
Unité de planification	UTR	UTR	Bassin versant (Lorsqu'applicable)
Objectif écologique de base	Régénération d'espèces commerciales	Régénération d'espèces commerciales	Maintien de la structure d'âge et de la composition spécifique des peuplements à l'intérieur de l'étendue historique de variabilité.

domaine de la sapinière à bouleau jaune et en forêt boréale mixte, où est situé le territoire de Kitcisakik, la superficie maximale des coupes peut atteindre 100 ha. Les parterres de coupe sont de forme plus ou moins rectangulaire avec un pourtour régulier et ne s'harmonisent pas avec les lignes naturelles du paysage. Ces normes imposent la récolte de tous les arbres à valeur commerciale (> 10 cm de diamètre) dans une aire de coupe. De plus, chaque peuplement récolté doit être régénéré en essences commerciales.

La méthode de récolte du bois la plus fréquemment utilisée au Québec est la coupe totale, couplée à un traitement de protection de la régénération et des sols (qui devient une coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS)). Ce traitement limite la superficie occupée par les sentiers d'abattage et de débardage à 25 % de l'aire de coupe (RNI, 1996) afin de limiter les dommages causés par la machinerie à la régénération préétablie et au sol (Laflèche *et al.*, 2000).

Entre chaque parterre de coupe, des bandes séparatrices de forêt résiduelle de 60 m doivent être maintenues en permanence, ainsi que des bandes de 20 m le long des routes principales et des cours d'eau<sup>2</sup>. Ces bandes séparatrices sont maintenues dans le but d'offrir des refuges et des corridors pour les différentes espèces fauniques (Potvin et Bertrand, 2004) et de préserver la qualité de l'eau (Lee *et al.*, 2004).

À l'échelle du paysage, la forêt est séparée en unités territoriales de référence (UTR). Les dimensions maximales des UTR pour le domaine de la forêt mixte ont été fixées à 300 km<sup>2</sup>. À cette échelle, les parterres de coupe sont regroupés sur de grandes superficies qui peuvent atteindre plusieurs centaines de km<sup>2</sup> à l'intérieur d'une UTR. Pour limiter la taille des chantiers, la superficie forestière productive

---

<sup>2</sup> Le maintien de bandes de 20 m le long des routes et des cours d'eau est commun à tous les types d'aménagement forestiers.

d'une UTR doit toujours être constituée d'au moins 30 % de peuplements de plus de sept mètres de hauteur (ou de plus de 35 ans) (RNI, 1996).

Dans ce type d'aménagement forestier, la révolution forestière est déterminée principalement par l'âge d'exploitation des peuplements. La révolution forestière dépasse rarement 100 ans et cause, en bout de ligne, l'élimination des peuplements dont l'âge est supérieur à la période de révolution. En résulte une répartition des classes d'âge plus ou moins uniforme sur l'ensemble du territoire forestier (concept de forêt normale). Ainsi, sur un territoire aménagé selon une révolution forestière de 100 ans, on trouverait théoriquement 1 % du territoire couvert par chacune des classes d'âge de 0 à 100 ans (Figure 3a). Ces pratiques ont pour conséquence de générer des forêts équiennes moins complexes structuralement (stratification, débris ligneux, chicots, etc.) que les forêts inéquiennes et surannées, en plus de diminuer l'abondance de vieilles forêts (Bergeron *et al.*, 1999; Kneeshaw *et al.*, 2000b,c).

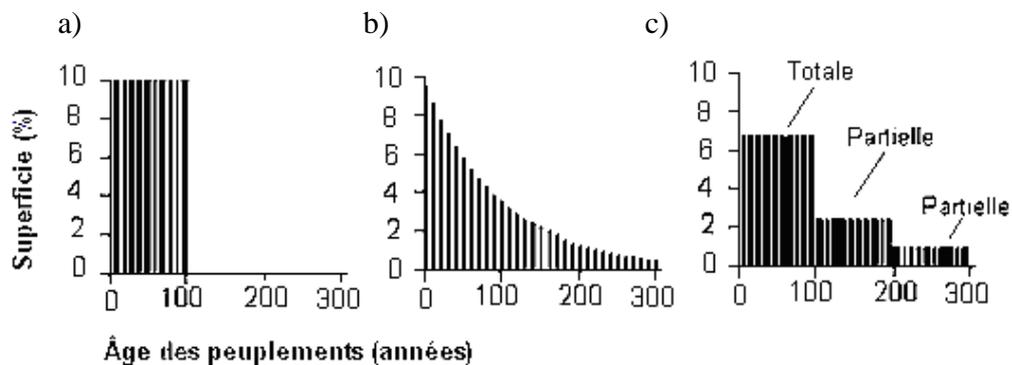


Figure 1.2 : La distribution des classes d'âge des peuplements pour un paysage sous aménagement avec une révolution forestière de 100 ans (a) diffère grandement de celle obtenue pour un paysage sous régime naturel de feux avec un cycle de 100 ans (b). Contrairement à l'utilisation exclusive de la coupe totale (faible rétention avec près de 100 % des tiges marchandes récoltées) qui mène à une forêt régulée et équienne (a), l'utilisation de coupes partielles (une majorité des tiges marchandes est récoltée) et sélectives (une minorité des tiges marchandes est récoltée) dans une partie des peuplements permet de recréer une composition et une structure des classes d'âge proches de celles produites par les feux de forêts (c). Tiré de Bergeron *et al.* (1999).

## 4.2 AMÉNAGEMENT FORESTIER INSPIRÉ DU MODÈLE DE LA FORÊT MOSAÏQUE : LA COUPE MOSAÏQUE (SCÉNARIO MOSAÏQUE)

Pour mieux comprendre les objectifs de la coupe mosaïque, il est important de connaître son origine. La coupe mosaïque s'inspire du modèle de *forêt mosaïque* élaboré pour la sapinière à bouleau blanc par des chercheurs de l'Université Laval (Bélanger, 1992a,b). Le modèle de forêt mosaïque est basé sur cinq principes : 1) adapter les procédés de coupe à la dynamique naturelle de l'écosystème; 2) contrôler la dimension des coupes totales; 3) disperser les coupes sur le territoire aménagé; 4) harmoniser visuellement la forme des coupes avec le paysage; 5) établir et maintenir un réseau routier permanent afin de maximiser la production de bois et de minimiser les pertes par une récupération rapide des peuplements en décrépitude ou sévèrement atteints par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Bélanger, 1992a).

Le contrôle de la dimension des coupes selon le modèle de « forêt mosaïque » prévoit le maintien de forêts résiduelles au moins équivalentes à la superficie des aires récoltées. Aussi, la dimension des aires de coupe pouvait varier de 3 à 40 ha (avec une superficie moyenne d'une dizaine d'hectares), ce qui correspond approximativement à la dimension des peuplements de la sapinière naturelle (Bélanger 1992a; RNI, 2003).

La dispersion des coupes sur l'ensemble du paysage vise à créer une mosaïque de peuplements de dimensions, de compositions et d'âges différents. La dispersion des coupes se fait à deux niveaux : régional et local. Au niveau régional, l'application du principe de rendement soutenu se fait en déterminant des blocs forestiers de 100 à 200 km<sup>2</sup>. C'est un niveau géographique où il semble possible de concilier l'aménagement de la faune avec la récolte de la matière ligneuse. Au niveau local, soit à l'intérieur d'un bloc forestier, on suggère la création d'une structure forestière par compartiments de 300 ha. Généralement, chaque compartiment devrait avoir

une part égale de peuplements en régénération (0-25 ans), de peuplements jeunes (25-50 ans) et de peuplements matures (50-75 ans) (Bélanger, 1992a).

Inspiré du modèle de Bélanger (1992a,b), la coupe mosaïque est un type d'aménagement forestier qui est progressivement implanté depuis 2005 sur l'ensemble de la forêt publique du Québec et qui s'applique à 60 % des aires de récolte (RNI, 2005). C'est d'ailleurs le type de coupe qui est préconisé en territoire Cri au Québec dans le cadre de l'entente de *La Paix des braves* survenue entre Le Grand Conseil Cri et le Gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, 2002; Pelletier, 2002). Dans le présent projet, le modèle de coupe mosaïque tel qu'il a été défini dans le RNI (2005) a été utilisé.

Selon le RNI de 2005, une coupe mosaïque est une coupe totale effectuée sur un territoire donné de manière à conserver, à l'intérieur de la limite du chantier de récolte, une forêt résiduelle ayant les caractéristiques suivantes : 1) une superficie au moins équivalente à la superficie des aires récoltées; 2) une largeur d'au moins 200 mètres; 3) être constituée de peuplements forestiers ayant une hauteur supérieure à 7 mètres ou n'ayant pas fait l'objet d'une récolte commerciale au cours des 10 années précédentes. De plus, les aires de récolte d'une coupe mosaïque doivent avoir entre 50 et 150 ha et être de formes variables.

Par contre, l'approche de la coupe mosaïque présente son lot de lacunes. Entre autres, le morcellement des parcelles forestières augmente l'effet de bordure et accentue la fragmentation de l'écosystème forestier (Bélanger, 1992b). L'élaboration d'un réseau routier plus développé et permanent contribue à accroître ce phénomène, mais surtout donne un plus grand accès au territoire. Ce type d'aménagement favorise l'établissement de peuplements équiens (Bélanger, 1992b; Chevalier, 1993) et la normalisation de la forêt (Figure 3a). Cela au même titre que la coupe RNI standard car il ne s'agit que d'une stratégie de dispersion des coupes.

### 4.3 PRINCIPE DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER ÉCOSYSTÉMIQUE

L'aménagement écosystémique intègre une approche holistique des systèmes afin de protéger les fonctions écologiques essentielles de la biosphère. Il vise globalement le maintien des processus écologiques nécessaires à la conservation de la biodiversité. Le principe se base sur un postulat qui stipule que les écosystèmes forestiers et les espèces qui y vivent sont adaptés aux perturbations naturelles comme le feu, les chablis ou l'herbivorie (Hunter, 1993; Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Lindenmayer et Franklin, 2002; Haeusseler et Kneeshaw, 2003; Kimmins, 2004). Pour être considéré écosystémique, l'aménagement forestier doit simuler la dynamique des perturbations naturelles à l'intérieur de leur étendue historique de variabilité (EHV) (Galindo-Leal et Bunnell, 1995; Lindenmayer et Franklin, 2002; Haeussler et Kneeshaw, 2003; Kimmins, 2004). En se rapprochant de la gamme de conditions résultant des perturbations naturelles, il est probable que les processus écologiques et les espèces indigènes puissent être maintenus (Daigle et Dawson, 1996).

À l'échelle du paysage, la simulation des effets des perturbations naturelles favorise le maintien de structures d'âge et de compositions spécifiques des peuplements forestiers qui se situent à l'intérieur de l'EHV (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002). L'EHV est utilisée pour caractériser les fluctuations des conditions ou des processus de l'écosystème à travers le temps. C'est en fait une référence qui permet d'encadrer la fréquence, l'intensité et l'étendue des pratiques d'aménagement forestier (Lindenmayer et Franklin, 2002; Haeussler et Kneeshaw, 2003; Kimmins, 2004).

À l'échelle du peuplement, la simulation des effets des perturbations naturelles recrée la gamme de caractéristiques physiques du milieu forestier résultant d'une perturbation naturelle. Par exemple, après le passage d'un feu, la zone perturbée possède un pourtour irrégulier avec un ratio périmètre/surface élevé (11 km de

périmètre par km<sup>2</sup> de surface brûlée, comparativement à 2 km/km<sup>2</sup> dans le cas d'une coupe à blanc (Kneeshaw *et al.*, 2000b)). Le feu laisse des îlots forestiers intacts et comprend une quantité d'arbres vivants et morts laissés sur pied ou au sol (McRae *et al.*, 2001; Kneeshaw *et al.*, 2002b). Ces attributs sont très importants dans une optique de conservation car ils représentent des structures clés qui augmentent l'hétérogénéité des écosystèmes (et par conséquent le nombre d'habitats), ce qui permet de supporter une plus grande diversité biologique (Tews *et al.*, 2004).

En contrepartie, des études récentes comparant les effets de l'exploitation forestière et du feu sur les organismes vivants confirment qu'il faudrait agir avec prudence avant de mettre en pratique une approche de répartition des coupes basée uniquement sur la simulation des effets des perturbations naturelles (Hobson et Schieck, 1999; Imbeau *et al.*, 1999; Song, 2002). L'aménagement selon un modèle de perturbations naturelles est souvent appliqué au niveau du paysage ou du peuplement et à une échelle plus appropriée pour les vertébrés. Il en découle que la niche écologique de petits organismes comme les invertébrés n'est pas nécessairement préservée (Spence *et al.*, 1996). De plus, le problème qui persiste avec la simulation des perturbations naturelles et de l'EHV est qu'à long terme, les variations du climat, les changements de fréquence des incendies, l'invasion par des espèces exotiques et la pollution de l'air peuvent rendre certains régimes historiques de perturbations inapplicables dans le futur (Kimmins, 2004).

#### 4.4 LE MODÈLE DES TROIS COHORTES

En forêt boréale, le feu constitue l'agent majeur de perturbation naturelle modelant le paysage forestier (Payette, 1992; Bergeron *et al.*, 1999). Contrairement à l'exploitation forestière, le feu peut avoir cours plusieurs fois sur le même territoire tout en permettant à certains peuplements de persister au-delà de la période de révolution. En effet, si la probabilité de brûler est indépendante de l'âge des

peuplements (ce qui n'est pas nécessairement le cas (Lindenmayer et Franklin, 2002)), la distribution des classes d'âge des peuplements issus de feux suit une exponentielle négative (Figure 3b) avec près de 37 % des peuplements plus vieux que le cycle de feux (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002). Gauthier *et al.*, (1996) ont démontré qu'en associant les compositions observées aux différentes classes d'âge du modèle exponentiel négatif, il était possible de déterminer la composition forestière naturelle pour des territoires ayant des cycles de feux constants. Ainsi, les connaissances actuelles sur la récurrence des incendies sévissant dans les différentes régions écologiques du Québec permettent de fixer des objectifs de composition et de classes d'âge pour l'aménagement de la forêt boréale (Gauthier *et al.*, 1996; Bergeron, 1999).

À partir de ces connaissances, Bergeron *et al.* (1999) et Harvey *et al.* (2002) ont développé une approche d'aménagement forestier écosystémique basée sur la dynamique des feux de forêts. Cette approche d'aménagement propose le maintien de trois cohortes d'âges, de compositions en espèces et de structures différentes à l'échelle du paysage en fonction de ce qui est observé naturellement sous un régime de feux de forêt. Ainsi, cette approche dite « à trois cohortes » tient compte de l'importance relative des trois principaux stades de développement de la forêt naturelle (le stade de régénération, le stade mature et le stade suranné (Figure 3c)) ainsi que de leurs compositions en espèces sous un régime de perturbations spécifique.

Selon ce modèle, la première cohorte (0-100 ans) est composée de jeunes forêts dominées par des espèces pionnières (ex. : pin gris, peuplier faux-tremble, bouleau blanc, épinette noire). Dans cette cohorte, la proportion relative de chacune des espèces, pour un cycle de feux de 100 ans par exemple, serait de 40 % de peuplements feuillus, 10 % de peuplements de pin gris, 45 % de peuplements mixtes et 5 % de peuplements résineux (Gauthier *et al.*, 1996). Dans la deuxième cohorte, les peuplements sont constitués d'individus provenant de la première

cohorte et des espèces tolérantes à l'ombre qui étaient présentes en sous-étage dans la première cohorte, ou d'autres espèces qui ont été recrutées en sous-étage suite à une ouverture dans la canopée. Par conséquent, la seconde cohorte comprend les attributs de forêts matures de milieu de succession, soit entre 100 et 200 ans. La troisième cohorte correspond aux forêts surannées dans lesquelles se trouvent des espèces de fin de succession. Cette troisième cohorte débute vers l'âge de 200 ans et est marquée par l'absence d'arbres issus de la première cohorte, éliminés par la mortalité naturelle (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002).

Pour arriver à maintenir plusieurs cohortes d'âges différents à l'échelle du paysage, les aménagistes utilisent les pratiques sylvicoles qui s'apparentent aux effets des perturbations naturelles. La première cohorte est produite avec des coupes totales qui s'apparentent au feu, suivies au besoin d'ensemencement ou de reboisement. La deuxième cohorte peut être produite avec des coupes partielles ou de jardinage qui simulent l'évolution naturelle des peuplements de plus de 100 ans. La coupe sélective serait utilisée afin de produire la troisième cohorte et simulerait la dynamique des vieilles forêts et des épidémies d'insectes défoliateurs (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002). La proportion des peuplements devant être traitée par chacune des techniques sylvicoles varie en fonction du cycle naturel des perturbations et de l'âge maximal d'exploitation (Harvey *et al.*, 2002). Par exemple, soumis à un cycle de feux de 100 ans et à un âge maximal d'exploitation de 100 ans, un paysage forestier devrait être composé de 63 % de peuplements se trouvant dans la première cohorte, 23 % dans la deuxième et 14 % dans la troisième (Bergeron *et al.*, 1999; Harvey *et al.*, 2002).

En ce qui concerne la taille des coupes et leur répartition, le modèle proposé par Bergeron *et al.* (1999) ne décrit pas explicitement ces variables. La superficie des coupes et leur répartition spatiotemporelle est un autre élément qui doit être considéré dans le cadre d'une approche d'aménagement forestier écosystémique. Ces éléments doivent également se rapprocher le plus possible des patrons

engendrés par les perturbations naturelles (Hunter, 1993; Bergeron *et al.*, 2002; Belleau *et al.*, 2007). Belleau *et al.* (2007) ont évalué la variabilité temporelle des patrons créés par le feu afin d'élaborer des objectifs d'aménagement applicables à la région sous aménagement équien. Ainsi, dans la présente étude, l'idée de classes de superficie des feux et leur fréquence (les petits feux sont fréquents et les très grands feux arrivent peu souvent) a été conservée afin de fixer des limites de superficies des chantiers de coupe.

## 5. DÉTAILS MÉTHODOLOGIQUES DE LA MODÉLISATION

Les modèles informatiques sont des illustrations simplifiées de l'écosystème forestier et ne prétendent pas prédire le futur avec précision et exactitude. Le Modèle d'Aménagement Forestier de Kitcisakik (MAFK) ne doit pas être perçu comme un outil permettant de prédire ce qui arrivera au territoire de Kitcisakik, mais plutôt comme un outil permettant d'évaluer des tendances possibles et, de ce fait, d'orienter les décisions.

### 5.1 BREVE DESCRIPTION DU LOGICIEL DE MODELISATION SELES

La modélisation des différents scénarios d'aménagement forestier s'est faite à l'aide de la plateforme de modélisation SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator) développé par Fall et Fall (2001). SELES est un outil servant à construire et utiliser des modèles spatiotemporels à l'échelle du paysage qui intègrent les processus naturels et anthropiques (c'est-à-dire la succession végétale, le feu, les épidémies d'insectes et la coupe forestière) et des indicateurs de parcours (comme les classes d'âge, les caractéristiques de l'habitat, le volume de bois, etc.). Le langage de SELES est assez général pour construire des modèles d'évènements quasi-continus, périodiques ou épisodiques, avec des échelons de temps fixes ou

variables qui sont déterminés, orientés ou stochastiques. Les processus peuvent opérer localement, régionalement ou globalement et peuvent se propager ou pas.

Les modèles sont composés d'une gamme de couches matricielles, de variables globales et de constantes (représentant l'état de l'espace), le long desquelles sont définis des comportements dynamiques utilisés pour simuler les changements à travers le temps à partir de l'état initial. Le comportement d'un modèle est décrit par une gamme de processus quasi-indépendants ou agents de changement (succession forestière, feux, coupe forestière) appelés « *événements du paysage* » et « *agents du paysage* ». La définition d'un événement du paysage spécifie sa fréquence de récurrence et son domaine spatial (c'est-à-dire, quand et où un événement peut se produire), comment il se propage et ses effets sur l'état du modèle. La définition d'un agent du paysage spécifie les localisations de départ, la quantité d'individus et de populations et les règles gouvernant le mouvement, la mortalité et la reproduction. La combinaison des conditions initiales avec la gamme d'*événements du paysage* et d'*agents du paysage* forme les composantes d'un scénario (Fall, 2002). En d'autres termes, un scénario se compose de sous-modèles d'événements et d'agents du paysage qui interagissent entre eux lors des simulations. Les simulations avec SELES se font sur de grandes aires d'étude et sur de longues périodes de temps.

## 5.2 MODÈLE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE KITCISAKIK (MAFK)

Le but du MAFK est de permettre d'explorer plusieurs scénarios d'aménagement et de déceler leurs impacts respectifs sur l'évolution d'indicateurs d'aménagement forestier durable. Ce modèle est un outil d'aide à la décision permettant d'illustrer les conséquences dans le temps et l'espace de nos actions sur la forêt.

Le MAFK est un modèle spatio-temporel dans lequel est inclus plusieurs sous-modèles dont : un sous-modèle de coupe forestière (pouvant simuler plusieurs types d'aménagement forestier), un sous-modèle de feux de forêts, un sous-modèle de croissance végétale et un sous-modèle de construction de routes (Annexe 4). Le MAFK utilise une résolution spatiale de 0,25 ha par pixel, permettant de simuler des coupes partielles par petites trouées. Sa résolution temporelle est de 5 ans, et les attributs servant d'indicateurs peuvent être enregistrés dans un dossier « output » à des intervalles de 5 ans pour les données quantitatives et 50 ans pour les cartes matricielles. Chaque simulation peut couvrir un horizon temporel variable de plusieurs siècles. Le MAFK a été élaboré à partir du *Vermillion Landscape Model* (VLM) développé par Fall *et al.* (2004). Le VLM a été modifié dans le but de (1) le transposer au territoire de Kitcisakik et (2) y incorporer un type d'aménagement forestier dit « écosystémique », tel que décrit par Bergeron *et al.* (1999), qui vise à atteindre une structure d'âge des peuplements en fonction de ce qui est observé naturellement sous un régime de feux de forêt déterminé en faisant varier trois types de coupe (la coupe totale et deux types de coupe partielle). Le comportement du MAFK est contrôlé par une gamme de paramètres généraux et spécifiques à chaque type d'aménagement forestier et des différents sous-modèles (Annexe 3).

L'âge minimum de récolte (AMR) est utilisé afin d'identifier les peuplements pouvant potentiellement être récoltés. Cet âge peut varier selon le type d'aménagement simulé (voir Annexe 3 pour les valeurs des paramètres choisis lors des simulations effectuées dans cette étude) et est le même pour l'ensemble du territoire, indépendamment du type de peuplement et du site (malgré qu'il peut varier entre 30 et 145 ans dans la forêt boréale du Québec). L'utilisation d'un seul AMR a l'avantage de simplifier l'interprétation des résultats. Pour tous les scénarios, l'emplacement de départ des blocs de coupe se base sur la probabilité de récolte. La probabilité de récolte est générée en fonction de l'âge du peuplement (âge minimum de récolte) et de son accessibilité (à l'intérieur d'une certaine distance d'une route) (Fall *et al.*,

2004). La dimension des blocs de coupe peut être paramétrée selon trois classes de superficie avec leurs proportions relatives.

Toutes les stratégies d'aménagement pouvant être simulées avec le MAFK utilisent uniquement des coupes totales, sauf l'aménagement dit « écosystémique » qui utilise en plus deux types de coupe partielle. Cette stratégie d'aménagement forestier est utilisée pour atteindre une structure d'âge des peuplements selon le modèle des trois cohortes de Bergeron *et al.* (1999). Celui-ci diffère du type d'aménagement dit « par classes d'âge » inclus initialement dans le VLM (Fall *et al.*, 2004; Didion *et al.*, 2007) et qui consiste à allonger la période de révolution afin de laisser vieillir les peuplements (Saymour et Hunter, 1999). Le type d'aménagement dit « écosystémique » du MAFK prévoit plutôt la variation des types de coupe en fonction des objectifs de proportion des classes d'âge des peuplements (1<sup>ère</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes). Par exemple, si l'objectif est d'atteindre des proportions de peuplements de 1<sup>ère</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes de 50 %, 25 % et 25 %, les coupes seront paramétrées à 50 % de coupe totale, 25 % de coupes partielles visant à obtenir des peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte (récolte de 25 % de la superficie des arbres de la plus vieille cohorte) et 25 % de coupes partielles visant à obtenir des peuplements de 3<sup>e</sup> cohorte (récolte de 25 % de la superficie du peuplement en récoltant les arbres de seconde cohorte). De plus, la période de rotation entre deux passes en coupe partielle peut être paramétrée indépendamment pour chaque type de coupe partielle (Annexe 3).

La répartition spatiale des coupes et la limite des chantiers (c.-à-d. ce qui limite la propagation des coupes) sont contrôlées par deux éléments : le maintien de forêt résiduelle à l'intérieur d'une UTR et le taux de récolte maximal. En ce qui concerne la coupe mosaïque, à chaque fois que le sous-modèle de coupe effectue une coupe, le MAFK conserve une superficie équivalente en forêt résiduelle sélectionnée aléatoirement à l'intérieur de la même UTR. Cette approche a été choisie afin de simplifier la modélisation car le respect stricte de la règle de contiguïté (coupe et

forêt résiduelle adjacente) demandait une complexité de modélisation considérable mais n'aura pas une grande influence sur les indicateurs à l'échelle étudiée.

Le sous-modèle de construction de routes du MAFK nécessite le tracé initial des routes primaires existantes et prévues pour le futur. Le tracé des routes primaires proposées pour le futur a été fait en fonction de saturer le territoire à une densité d'environ 1 km/km<sup>2</sup> afin de permettre un accès à la ressource sur l'ensemble du territoire. Le MAFK utilise le sous-modèle de construction de routes primaires et secondaires afin de contraindre la propagation des coupes à l'intérieur d'une distance maximale d'une route existante, dans le but de refléter le coût de la récolte qui est en partie limité par l'accès à la ressource. Lorsqu'un bloc de coupe est placé à l'intérieur de cette distance maximale, le sous-modèle active le tronçon de route primaire proposé pour le futur ou construit une route secondaire qui le relie au réseau routier déjà existant. Pour limiter la construction de routes et traduire le fait que la machinerie peut aller chercher la ressource à une certaine distance d'une route, le sous-modèle comprend une distance minimale d'une route existante qui ne nécessite pas la construction d'un nouveau chemin. C'est-à-dire que si un bloc de coupe est placé à l'intérieur de cette distance minimale, aucun nouveau chemin qui s'ajoute au réseau existant.

## CHAPITRE I

### LA MODÉLISATION DE SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE : UN OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION EN FORESTERIE AUTOCHTONE

## RÉSUMÉ

L'objectif de cette étude était de comparer les effets à long terme et à l'échelle du paysage de différents scénarios d'aménagement forestier sur la base d'un cadre autochtone de critères et indicateurs de foresterie durable. Les scénarios comparés dans cette étude représentent une stratégie d'agglomération de grands parterres de coupe (*Statu quo*), une stratégie de dispersion des parterres de coupe (*Mosaïque*) et une stratégie s'inspirant de perturbations naturelles (*Écosystémique*). Notre hypothèse est que la stratégie d'aménagement forestier qui tend à maintenir ou recréer les conditions d'une forêt naturelle tout en limitant les impacts anthropiques serait plus propice au contexte autochtone. Le scénario *Écosystémique* qui vise à s'approcher des patrons engendrés par les feux de forêts semble être préférable dans un tel contexte, mais l'augmentation des superficies des coupes totales suggère qu'un scénario *Mosaïque* serait peut-être plus approprié. Un aménagement forestier dit « écosystémique » serait plus proche des valeurs autochtones considérées dans cette étude (structure d'âge des peuplements et leur configuration spatiale, fragmentation du paysage, accès au territoire et maintien du couvert forestier). En effet, l'aménagement écosystémique permet de restaurer et de maintenir une structure d'âge des peuplements plus près de ce qui est observé naturellement et mieux répartie sur le territoire, de maintenir un couvert forestier sur de plus grande superficies et de ne pas augmenter la quantité de routes construite annuellement par rapport au *Statu quo*, contrairement à la coupe mosaïque qui nécessite un réseau routier qui se développe presque deux fois plus rapidement. Par conséquent, l'aménagement écosystémique semble plus près des valeurs autochtones et pourrait servir de base à l'élaboration d'une foresterie dite « autochtone ».

## INTRODUCTION

L'aménagement forestier fait face à plusieurs problèmes complexes afin de rallier les valeurs économiques, sociales et écologiques de plusieurs groupes sociaux (Côté et Bouthillier, 2000; Ananda et Herath, 2003). L'élaboration de principes et de stratégies d'aménagement forestier répondant à ces valeurs figure parmi les défis de la foresterie moderne partout dans le monde. Au Canada par exemple, plus de 80 % des communautés autochtones sont situées dans des forêts du domaine public où se pratiquent des opérations d'aménagement forestier (Hickey et al., 2005). Compte tenu de sa relation étroite avec l'écosystème forestier, ce groupe social est particulièrement affecté par les activités forestières (Gladu et Watkinson, 2004). Le concept d'une foresterie plus près des valeurs autochtones est un paradigme émergeant depuis quelques années (Parsons et Prest, 2003) et plusieurs études et projets communautaires ont été réalisés afin d'en tracer les lignes directrices (Rusnak, 1997; Anderson *et al.*, 2000; Castro et Nielson, 2001; Bélanger et Jacquemin, 2002; Sherry et Halseth, 2003; Karjala *et al.*, 2004; Wyatt, 2004; Chiasson *et al.*, 2005; Hickey et Nelson, 2005; Saint-Arnaud *et al.*, 2005; Sherry *et al.*, 2005; Grainger *et al.*, 2006; Krcmar et al., 2006).

Les aménagistes forestiers disposent d'une gamme de stratégies parmi lesquelles choisir (Bélanger, 1992a,b; Hunter, 1993; Bergeron et al., 1999; Harvey *et al.*, 2002; Lindenmayer et Franklin, 2002; Serrouya et D'Eon, 2004). L'agglomération de grands parterres de coupes totales a été la norme pendant des décennies en forêt boréale avant de faire l'objet de nombreuses critiques (Pâquet et Bélanger, 1997; Picard et Sheppard, 2001; Commission Coulombe, 2004), notamment de la part des autochtones (IDDPNQL, 2004). Parmi les stratégies alternatives figurent les coupes dispersées et l'aménagement forestier écosystémique. La stratégie de dispersion des parterres de coupe (Bélanger, 1992a,b) a été adoptée par les Cris dans le cadre d'une entente historique signée avec le Gouvernement du Québec (Gouvernement du Québec, 2002) tandis que la stratégie d'aménagement écosystémique vise à

s'inspirer de la dynamique naturelle et de l'étendue historique de variabilité écologique des peuplements (Grumbine, 1994; Bergeron et Harvey, 1997; Lindenmayer et Franklin, 2002; Haeussler et Kneeshaw, 2003). Cette approche, qui demeure théorique et commence à peine à subir le test des essais terrain, pourrait permettre de conserver la structure, les fonctions et la biodiversité des écosystèmes forestiers. Parmi les trois stratégies d'aménagement forestier susmentionnées – agglomérations, dispersion et écosystémique – lequel est le plus approprié au contexte autochtone? Quels impacts sur le mode de vie autochtone, en termes d'indicateurs écologiques, pourraient avoir les différences entre les stratégies? Quels outils prédictifs d'aide à la décision permettraient aux communautés autochtones de faire des choix éclairés?

Pour évaluer la pertinence de différents scénarios d'aménagement forestier d'un point de vue communautaire et à l'échelle locale, plusieurs recherches ont œuvré à identifier une gamme de critères et indicateurs (C & I) autochtones de foresterie durable (e.g. Karjala *et al.*, 2004; Adam *et al.*, sous presse). Par contre, l'utilisation d'indicateurs mesurés périodiquement et en temps réel permet seulement de réagir aux conséquences écologiques d'une stratégie d'aménagement. En effet, l'implantation d'un scénario particulier sans en évaluer les effets à long terme et à l'échelle du paysage peut conduire à des effets négatifs irréversibles.

La modélisation informatique à l'échelle du paysage et sur de longues périodes de temps permet une meilleure compréhension des impacts sur l'écosystème forestier de différents scénarios d'aménagement forestier (Messier *et al.*, 2003; Sturtevant *et al.*, 2007). La modélisation de systèmes écologiques complexes et des processus anthropiques associés est désormais fréquemment utilisée comme outil d'aide à la décision dans le but de résoudre des problèmes environnementaux et de guider les actions (Fall *et al.*, 2001). Le développement de modèles peut aider au processus décisionnel de différentes façons (Fall *et al.*, 2001): (1) en augmentant la compréhension des conséquences possibles des options d'aménagement

disponibles aux décideurs; (2) en fournissant les informations dans un délai raisonnable; (3) en impliquant et en informant les acteurs du milieu; et (4) en clarifiant les raisons ayant mené aux décisions d'aménagement, ce qui améliore la communication avec le public. Par contre, peu de modèles informatiques d'aide à la décision ont été développés à ce jour afin de favoriser la participation des communautés à l'aménagement forestier durable (Sheppard, 2005; Sturtevant et al., 2007).

Notre objectif est de déterminer quelle stratégie d'aménagement forestier sera le plus approprié au contexte autochtone. Est-ce une approche visant à reproduire les patrons spatiotemporels produits par les perturbations naturelles, (2) une approche de dispersion des parterres de coupe (forêt résiduelle équivalente), ou (3) une approche d'agglomération des parterres de coupe? Les peuples autochtones ont su s'acclimater au cours des siècles aux perturbations naturelles en changeant les délimitations des territoires de trappe familiaux ou en se relocalisant de façon temporaire jusqu'à ce que les conditions environnementales permettent de soutenir les besoins des familles (Leroux *et al.*, 2004). Cette prémisse tend à faire pencher la balance vers un aménagement dit « écosystémique » qui s'inspire des perturbations naturelles. Par contre, l'aménagement écosystémique peut impliquer la récolte de grands parterres en coupes totales afin de s'approcher des patrons engendrés par les feux de forêts (Belleau *et al.*, 2007). Cette stratégie s'apparente, dans une certaine mesure à la stratégie d'agglomération qui a déjà été jugée inadéquate de la part des autochtones. De grandes superficies en coupes totales peuvent diminuer considérablement la qualité visuelle du paysage et la qualité des habitats fauniques d'une aire de trappe familiale et ainsi menacer la capacité de résilience de cette famille pour une période donnée (Folke *et al.*, 2002). D'un autre côté, le rapport à la forêt a changé chez les communautés autochtones, la sédentarisation et la subdivision du territoire ancestral en aires de trappe familiales fixes suggèrent qu'une stratégie de dispersion des coupes serait peut-être la stratégie à privilégier.

## MÉTHODOLOGIE

### AIRE D'ÉTUDE

L'aire d'étude constitue le territoire occupé par la communauté algonquine de Kitcisakik (Figure 1), d'une superficie totale de plus de 5000 km<sup>2</sup>, forestier à plus de 80 % et subdivisé en 29 aires de trappe familiales (Figure 2.1). Le territoire se situe en partie dans la Réserve faunique La Vérendrye, dans la région centre-sud de la province de Québec, Canada (entre 46° 50' et 48° N et entre 77° et 78° 25' O). Le territoire de Kitcisakik chevauche les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest au sud (sur 81 % de sa superficie) et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest au nord (Saucier *et al.*, 1998). Le régime de perturbations naturelles est dominé par les feux de forêt et les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clem.) (Morin *et al.*, 1993 ; Bouchard *et al.*, 2006). Trente-cinq feux de forêt ont sévi dans la région entre 1900 et 1970, la plupart de petite superficie (46 km<sup>2</sup> en moyenne). Du nombre, seulement quatre (11 %) ont atteint une superficie supérieure à 100 km<sup>2</sup>. Le cycle de feux dans la région a été estimé à 257 ans pour la période 1800-2004, à 170 ans pour la période 1800-1960 et à 7466 ans pour la période 1960-2004 (Lesieur *et al.*, 2004). Un cycle de feux de 150 ans a été utilisé dans la présente étude, ce qui constitue une valeur moyenne entre les estimations de Lesieur *et al.* (2004) et de Grenier *et al.* (2005) (territoire juste à l'ouest de Kitcisakik) quant au cycle de feux de la forêt préindustrielle, soit respectivement 170 ans (pour la période 1800-1960) et 126 ans (1890-1948). Depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle, les perturbations anthropiques dominent sur le territoire de Kitcisakik, les principales étant la coupe forestière et la mise en eau d'un réservoir hydroélectrique. Ainsi, la coupe forestière a remplacé les feux de forêt comme principale perturbation du paysage forestier (Lesieur *et al.*, 2004).

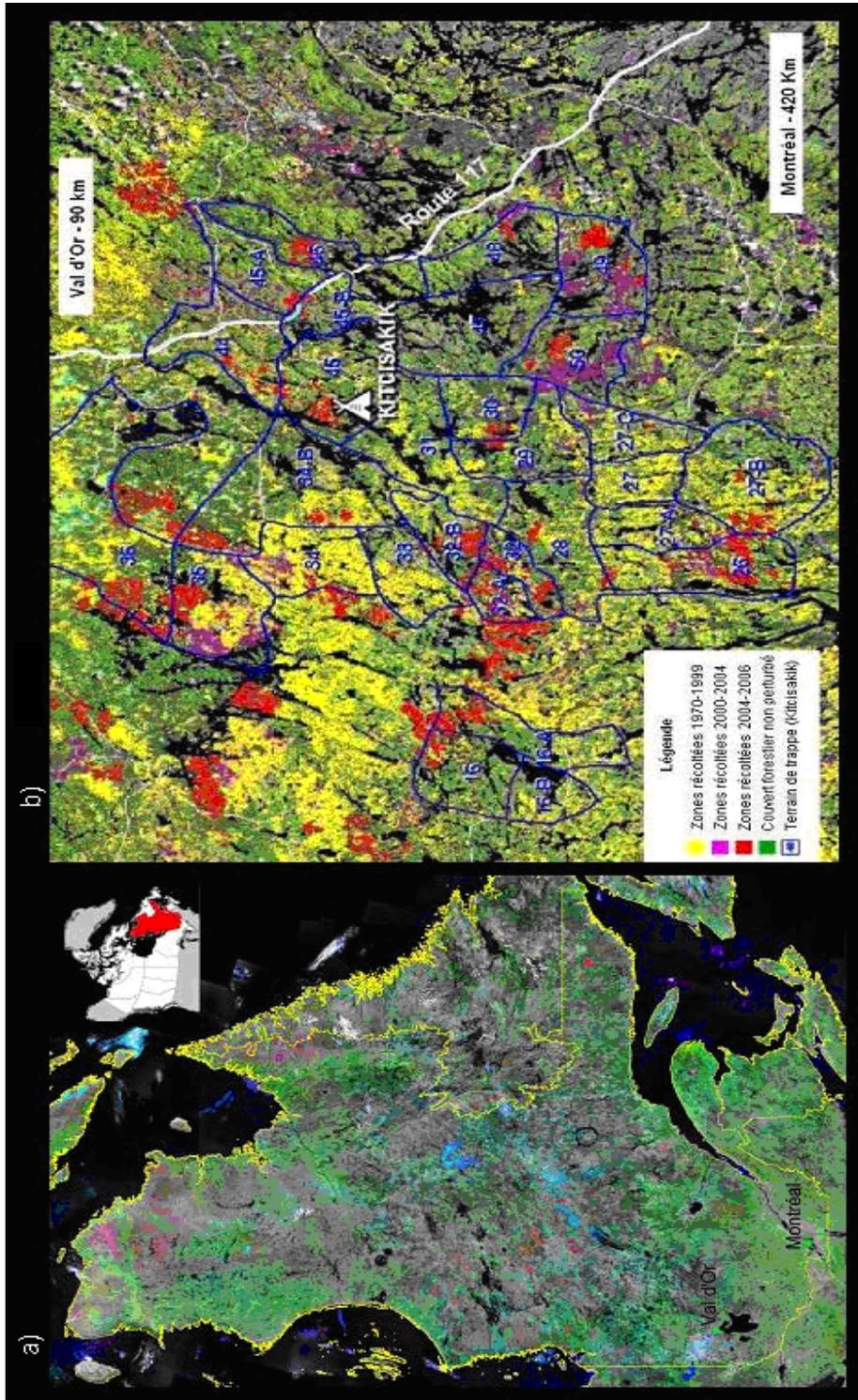


Figure 2.1 : (a) Localisation de l'aire d'étude, dans la province de Québec, Canada. (b) Carte de l'historique des coupes sur les terrains de trappe familiaux de Kitcisakik. Les zones en jaune, en mauve et en rouge ont été perturbées par la coupe durant la période 1970-2006.

## LE MODÈLE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE KITCISAKIK (MAFK)

Les données initiales proviennent de la base de données des relevés du troisième inventaire forestier décennal du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNF, 2004). À partir de ces données, plusieurs cartes matricielles d'une résolution spatiale de 0,25 hectares par pixel ont été créées, représentant chacune un aspect de la forêt (espèces arborescentes, âge des peuplements, réseau routier, réseau hydrographique, et élévation). Les données des classes d'âge des peuplements ne permettaient pas d'évaluer précisément l'âge des « vieilles forêts ». Par conséquent, l'âge des peuplements de 100 ans et plus (qui représentent moins de 10 % des peuplements) a été redistribué aléatoirement entre 100 et 300 ans afin d'avoir une représentation plus réaliste de vieilles forêts dans le paysage (Fall *et al.*, 2001). La distribution des classes d'âge pourrait suivre plusieurs formes qu'on ne peut plus déterminer dans un paysage fortement modifié par la coupe forestière donc une forme simple de redistribution aléatoire a été utilisée, comme pour les études de Fall *et al.* (2001) et Didion *et al.* (2007).

Par la suite, les cartes matricielles ont été intégrées au *Vermillion Landscape Model* (VLM) (Fall *et al.*, 2004; Didion *et al.*, 2007), développé avec la plateforme de modélisation SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator) (Fall et Fall, 2001). SELES est un outil servant à élaborer et utiliser des modèles spatiotemporels d'évolution du paysage forestier qui extraient et combinent l'information spatiale en utilisant un langage relativement simple spécifiant les différents événements naturels ou anthropiques modifiant l'état du paysage dans le temps (Fall et Fall, 2001).

Le Modèle d'aménagement forestier de Kitcisakik (MAFK) comprend un sous-modèle de coupe forestière, un sous-modèle de construction de routes, un sous-modèle de feux de forêt et un sous-modèle de croissance végétale compris initialement dans le VLM. (Annexe 2; Fall *et al.*, 2004; Didion *et al.*, 2007). Pour les fins de cette recherche, le VLM a été modifié afin de le transposer au territoire de

Kitcisakik et d'introduire deux nouvelles stratégies d'aménagement forestier au sous-modèle de coupe forestière. La première stratégie d'aménagement forestier dite « écosystémique », qui diffère de celles décrites par Fall *et al.* (2004), s'inspire du modèle théorique décrit par Bergeron *et al.* (1999) et Harvey *et al.* (2002) basé sur la dynamique des feux de forêts. Ce modèle divise les peuplements d'un paysage en trois classes d'âge de peuplements (« cohortes »)<sup>3</sup> et s'inspire du cycle de feux pour fixer la proportion à atteindre pour chaque cohorte à l'échelle du paysage. Contrairement aux sous-modèles du VLM, qui consistent à allonger la période de révolution forestière afin d'atteindre une proportion prédéterminée de peuplements de plus de 100 ans (peuplements de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes), le MAFK tente, à l'inverse, de restaurer et de maintenir les proportions cibles des trois cohortes en faisant varier trois types de coupe (la coupe totale et deux types de coupe partielle). La coupe totale est le traitement utilisé pour atteindre l'objectif fixé pour la superficie de peuplements de 1<sup>ère</sup> cohorte. Un premier type de coupe partielle, qui prélève 25 % de la superficie des plus vieilles tiges à chacune des passes, est utilisé pour atteindre l'objectif de peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte (Cp<sub>2</sub>). Un deuxième type de coupe partielle, qui prélève 25 % de la superficie des tiges matures à chaque passe, mais laisse vieillir en tout temps 25 % des plus vieux arbres, sert à atteindre l'objectif de peuplements de 3<sup>e</sup> cohorte (Cp<sub>3</sub>). D'un point de vue écologique, les feux de forêt qui brûlent des peuplements en entier et ramènent le cycle successional au début sont simulés par la coupe totale. Les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette qui transforment les peuplements équiens de première cohorte en peuplements inéquiens de deuxième cohorte sont simulées par la Cp<sub>2</sub>. La dynamique des trouées qui caractérise le passage de la cohorte 2 à la cohorte 3 est simulée par la Cp<sub>3</sub>. La deuxième stratégie d'aménagement forestier ajoutée au MAFK est inspirée du modèle de Bélanger (1992a,b) qui prévoit la dispersion des parterres de coupe totale (coupe mosaïque). Cette stratégie d'aménagement forestier consiste à conserver

---

<sup>3</sup> Les peuplements dont l'âge de la strate dominante se situent entre 0 et 100 ans représentent la 1<sup>ère</sup> cohorte, ceux se situant entre 100 et 200 ans représentent la 2<sup>e</sup> cohorte et ceux de plus de 200 ans représentent la 3<sup>e</sup> cohorte. Il faut noter que les peuplements qui ont fait l'objet d'une coupe partielle ne régressent pas de cohorte tant que le quart de leur surface terrière d'origine est maintenu.

une superficie de forêt résiduelle de plus de 7 mètres de hauteur équivalente à un bloc de coupe, et ce, à l'intérieur d'une même aire de trappe familiale. Cette superficie mise en réserve devient disponible pour la récolte lorsqu'elle atteint 3 mètres, soit après environ 15 ans.

Le sous-modèle de construction de routes du VLM a également dû être modifié afin de distinguer les routes primaires des routes secondaires. La discrimination entre deux types de chemins forestiers a été possible en ajoutant au réseau routier existant les routes primaires proposées pour le futur afin de couvrir l'ensemble du territoire jusqu'à une densité d'environ une route par km<sup>2</sup>. Au fur et à mesure de la simulation, le sous-modèle active les tronçons de routes primaires proposées et crée des chemins secondaires qui s'arriment au réseau de routes permanentes (primaires) pour atteindre les blocs de coupe situés à moins de 2 km d'une route déjà existante. Pour les blocs de coupe situés à moins de 500 m d'une route déjà existante, le sous-modèle n'active pas de tronçon primaire et ne construit pas non plus de routes secondaires.

## SCÉNARIOS SIMULÉS

Trois scénarios d'aménagement forestier ont été modélisés sur l'ensemble du territoire de Kitcisakik dans le cadre de cette étude, soit : l'agglomération des coupes totales (scénario *Statu quo*), la dispersion des coupes totales (scénario *Mosaïque*) et l'aménagement écosystémique (scénario *Écosystémique*). Le scénario *Statu quo* simule une stratégie par laquelle les peuplements matures sont récoltés en blocs séparés par des bandes de forêt résiduelle de 50 m et pouvant s'agglomérer tant que le tiers des peuplements à l'intérieur d'une unité territoriale de référence (UTR, subdivision d'une unité d'aménagement forestier) ont une hauteur de 7 m et plus. Le scénario *Mosaïque* consiste à conserver à l'intérieur d'une UTR la moitié de la superficie des peuplements en forêt résiduelle. Un peuplement qui a été récolté peut être considéré comme forêt résiduelle seulement lorsqu'il atteint une hauteur de 3 m

(15 ans). Tout comme pour le *Statu quo*, le tiers des peuplements d'une UTR doit avoir en tout temps au moins 7 m de hauteur. Le scénario *Écosystémique* simule trois types de coupe forestière, soit la coupe totale et deux types de coupes partielles afin d'atteindre ou de maintenir une structure d'âge des peuplements qui soit à l'intérieur de l'étendue historique de variabilité.

Le MAFK comprend une gamme de paramètres permettant de diriger le comportement du sous-modèle de coupe forestière (Annexe 3). Tous les scénarios ont été simulés avec un taux annuel de récolte de 1 % de la superficie forestière du territoire et un âge minimum de récolte de 75 ans pour tous les types de coupe. La superficie des blocs de coupe variait d'un scénario à l'autre. Pour le scénario *Statu quo*, la superficie de 90 % des blocs de coupe variait entre 70 et 100 ha, et 10 % entre 101 et 150 ha, tandis que pour le scénario *Mosaïque* 90 % des coupes se situaient entre 50 et 70 ha et 10% entre 71 et 150 ha. Puisque l'aménagement écosystémique s'inspire des perturbations naturelles, trois classes de superficie de blocs de coupe ont été déterminées afin de refléter une plus grande variabilité dans les superficies perturbées, comme observé pour les feux de forêt dans la région (grands, moyens et petits feux). Cela tout en demeurant à l'intérieur d'une gamme de superficies socialement acceptables. Ainsi, 70 % des superficies récoltées dans le scénario *Écosystémique* se situaient entre 100 et 150 ha, 25 % entre 151 et 300 ha et 5 % entre 301 et 400 ha.

Pour le scénario *Écosystémique*, la proportion de chaque classe d'âge a été calculée en fonction du cycle de feux et de l'âge maximal d'exploitation. Les proportions de coupe totale,  $Cp_2$  et  $Cp_3$  ont été paramétrées selon un cycle de feux de 150 ans (Lesieur *et al.*, 2004; Grenier *et al.*, 2005) et un âge maximal de récolte de 100 ans, ce qui correspond à des proportions respectives de 1<sup>ère</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes de 49, 25 et 26 %.

Pour chaque scénario, 25 simulations de 300 ans ont été réalisées afin de suivre l'évolution spatiotemporelle de quelques indicateurs d'aménagement forestier durable tenant compte de la perspective autochtone. Pour chaque scénario, des données quantitatives concernant l'état de chaque indicateur ont été compilées à tous les cinq ans. Pour illustrer la répartition spatiale des classes d'âge, des cartes matricielles ont été produites à chaque 50 ans de simulation.

## INDICATEURS ANALYSÉS

Pour chacun des trois scénarios modélisés, le suivi de l'évolution spatio-temporelle de quelques indicateurs de foresterie durable (Tableau 2.1) permet de faire l'évaluation critique des différentes approches. Les indicateurs sélectionnés dans cette étude reflètent des valeurs autochtones et se basent sur les travaux de Saint-Arnaud *et al.* (en préparation) : la structure d'âge des peuplements et leur répartition spatiale, la perte de couvert forestier annuelle, l'étendu du réseau routier primaire et secondaire.

Nous avons choisi comme premier indicateur la structure d'âge des peuplements, regroupés en trois cohortes, et leur répartition spatiale. L'âge des peuplements est un indicateur qui peut servir à mesurer plusieurs critères de foresterie durable, comme les vieilles forêts, la biodiversité ou la poursuite des activités traditionnelles (Saint-Arnaud *et al.*, en préparation). Les vieilles forêts sont d'une importance considérable en raison de leur contribution au maintien de la biodiversité (Spies et Franklin, 1996; Burton et al., 1999, CCMF, 2005). Nous avons mesuré cet indicateur par la proportion de peuplements dont au moins 25 % de la superficie des plus vieux arbres se situait dans trois classes de peuplements, soit entre 0 et 100 ans (1<sup>ère</sup> cohorte), 101 et 200 ans (2<sup>e</sup> cohorte) et 201 ans et plus (3<sup>e</sup> cohorte).

Le second indicateur analysé est l'accessibilité au territoire. L'exploitation forestière nécessite l'établissement d'un réseau routier extensif qui a de nombreux impacts écologiques (Trombulak et Frissell, 2000), en plus d'affecter de plusieurs façons le mode de vie des autochtones. L'accès au territoire ancestral à un nombre grandissant d'utilisateurs non-autochtones peut être une source de conflits. Le dernier indicateur analysé dans cette étude est la perte de couvert forestier qui est un indicateur de l'abondance d'habitats. En effet, Potvin *et al.* (1999) ont montré que les espèces nécessitant des domaines vitaux de plus de 25 ha peuvent disparaître à court terme dans des paysages soumis à la coupe totale. La présence d'habitats dans les aires de trappe familiales est une condition *sine qua non* au maintien de populations suffisamment abondantes d'espèces fauniques d'intérêt autochtone (Bélanger et Jacqmain, 2002).

Tableau 2.1: Critères et indicateurs de foresterie durable utilisés dans cette étude.

Critères	Indicateurs	Mesures	Justification
Diversité de l'écosystème forestier	<p>Structure d'âge des peuplements</p> <p>Configuration spatiale des peuplements de trois classes d'âge</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Proportion relative des classes d'âge des peuplements dans le paysage.</li> <li>o Nombre de parcelles (NP)</li> <li>o Superficie moyenne des parcelles (SMP)</li> <li>o Superficie de la plus grande parcelle (SGP)</li> </ul>	<p>Le maintien d'une structure d'âge des peuplements à l'intérieur de l'étendu historique de variabilité et leur configuration spatiale est essentiel au maintien de la diversité biologique de l'écosystème et de sa résilience. Cet aspect permet de maintenir des populations d'espèces d'intérêts autochtones à des niveaux viables et de soutenir les activités traditionnelles et la transmission de la culture.</p>
Accessibilité au territoire			<p>Le réseau routier permet l'accès à de nouveaux territoires qui étaient auparavant inaccessibles aux différents utilisateurs de la forêt. Cela amène aussi une dégradation de l'habitat et augmente la vulnérabilité des populations aux perturbations anthropiques.</p>
Connectivité du paysage et des habitats	Étendue du réseau routier	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Nombre de Km de route primaire et secondaires construit et maintenue annuellement.</li> </ul>	<p>La fragmentation du territoire peut avoir des effets positifs ou négatifs dépendamment de l'espèce considérée. De plus, la fragmentation peut altérer le comportement de certaines espèces et modifier les interactions entre les espèces. Ces changements ont un impact sur l'écosystème forestier et la diversité biologique. Par conséquent, les effets de la fragmentation affecteront le mode de vie des gens de Kitchisakik.</p>
Abondance d'habitats	Perte de couvert forestier	<ul style="list-style-type: none"> <li>o Superficie aménagée en coupes totales annuellement</li> </ul>	<p>La perte d'habitat suite à une coupe totale affecte considérablement les Algonquins de Kitchisakik, entre autres par la diminution ou la relocalisation de certaines populations locales de gibier et d'animaux à fourrure.</p>

## RÉSULTATS

### STRUCTURE D'ÂGE DES PEUPEMENTS

Le début des simulations se caractérise dans les trois scénarios modélisés par une période de variation marquée de la proportion du paysage occupée par chacune des trois cohortes, avant de se stabiliser vers 140 années simulées (Figure 2.2). Durant cette période, on n'observe aucune différence entre les scénarios pour les 15 premières années de simulation.

Pour chaque scénario, la proportion des peuplements de première cohorte diminue rapidement pour atteindre son plus bas niveau après 40-45 années de simulation, soit 62 % pour les scénarios *Statu quo* et *Mosaïque* et 44 % pour le scénario *Écosystémique*. Par la suite, la proportion de peuplements de première cohorte augmente de nouveau dans le paysage pour se stabiliser après environ 100 ans pour les scénarios *Statu quo* et *Écosystémique*, mais seulement après 200 ans pour le scénario *Mosaïque*. Le scénario *Statu quo* se stabilise à une proportion de plus de 90 % de peuplements de première cohorte, comparativement à ca. 70 % et 50 % pour les scénarios *Mosaïque* et *Écosystémique*, respectivement.

Le scénario *Écosystémique* est celui qui engendre le plus de peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte. Après 50 ans, la proportion de peuplements de cette classe d'âge atteint un sommet à plus de 50 %, et maintient approximativement ce plateau pendant les 50 années qui suivent, pour ensuite chuter et se stabiliser à environ 25 % à partir de la 145<sup>e</sup> année de simulation. La proportion de seconde cohorte du scénario *Mosaïque* atteint un sommet de 36 % après 40 ans avant de diminuer lentement pour se stabiliser à ca. 15 %, 140 ans après le début de la simulation. La proportion de peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte du scénario *Statu quo* suit la même trajectoire initiale que celle du scénario *Mosaïque* avec un pic à 36 % après 40 ans, mais chute plus rapidement et se stabilise à des valeurs moindres, tombant sous les 10 % après 100 années de simulation.

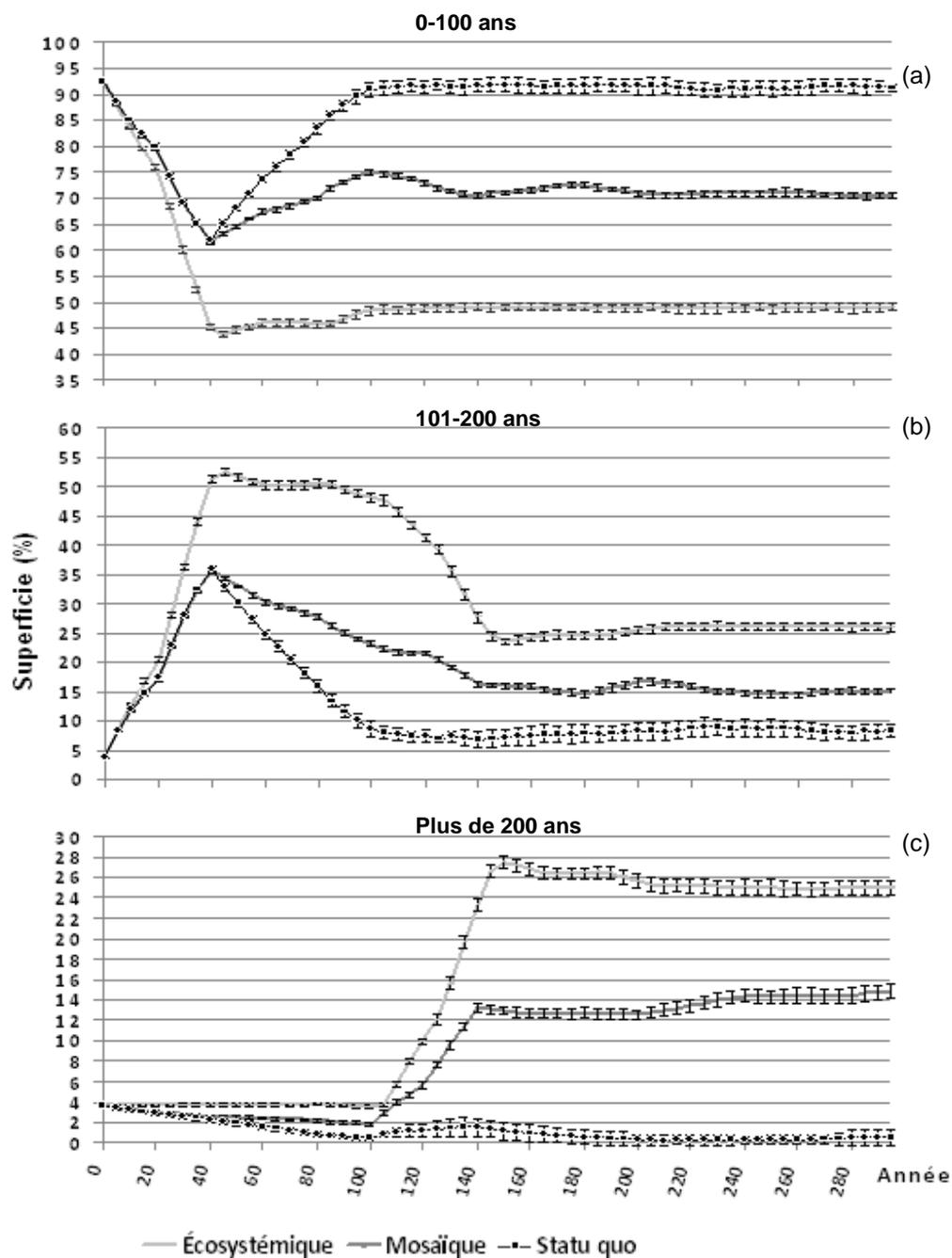


Figure 2.2 : Distribution moyenne des peuplements de (a) 1<sup>e</sup> cohorte, (b) 2<sup>e</sup> cohorte et (c) 3<sup>e</sup> cohorte de 25 répliqués à l'échelle du paysage de Kitcisakik pour trois scénarios d'aménagement forestier (*Écosystémique*, *Mosaïque* et *Statu quo*).

Le pourcentage de peuplements de 3<sup>e</sup> cohorte demeure sous les 5 % pour tous les scénarios durant les 100 premières années de simulation. Les valeurs pour les scénarios *Écosystémique* et *Mosaïque* augmentent abruptement pour se stabiliser à 25 % et 15 %, respectivement, après 200 années simulées. La proportion de peuplements de 3<sup>e</sup> cohorte du scénario *Statu quo* varie très peu et se maintient entre 1 % et 4 % tout au long de la période de simulation.

## CONFIGURATION SPATIALE DE TROIS CLASSES D'ÂGE DE PEUPELEMENTS

Pour évaluer la configuration spatiale des peuplements des trois cohortes, trois indices ont été calculés à des intervalles de 50 ans, soit : la superficie de la plus grande parcelle (SGP), le nombre de parcelles (NP) et la superficie moyenne des parcelles (SMP) (McGarigal et Marks, 1995) (Tableau 2.2 ; Figure 2.3). Le suivi des indices de configuration spatiale des peuplements (Figure 2.3)<sup>4</sup>, montre une diminution marquée de la SMP et de la SGP des peuplements de 1<sup>ère</sup> cohorte (0-100 ans) durant les 50 premières années de simulation au profit des peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte (101-200 ans). La SMP et la SGP pour les peuplements de 0-100 ans remontent par la suite rapidement pour le scénario *Statu quo* et se stabilisent vers la 110<sup>e</sup> année de simulation à des valeurs comparables aux valeurs initiales. La SMP et la SGP remontent également dans le scénario *Mosaïque*, mais se stabilisent à des valeurs près de quatre fois plus basses que pour le scénario *Statu quo*. Aucune reprise n'est enregistrée pour le scénario *Écosystémique*. Après quelques fluctuations au cours des 100 premières années de simulation, le nombre de parcelles de 1<sup>ère</sup> cohorte se stabilise à 7000, 5000 et 2000 pour les scénarios *Écosystémique*, *Mosaïque* et *Statu quo*, respectivement. La SMP et la SGP des peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte (101-200 ans) tend à se stabiliser après avoir atteint un

---

<sup>4</sup> Pour les valeurs aux intervalles de 50 ans, voir l'Annexe 6.

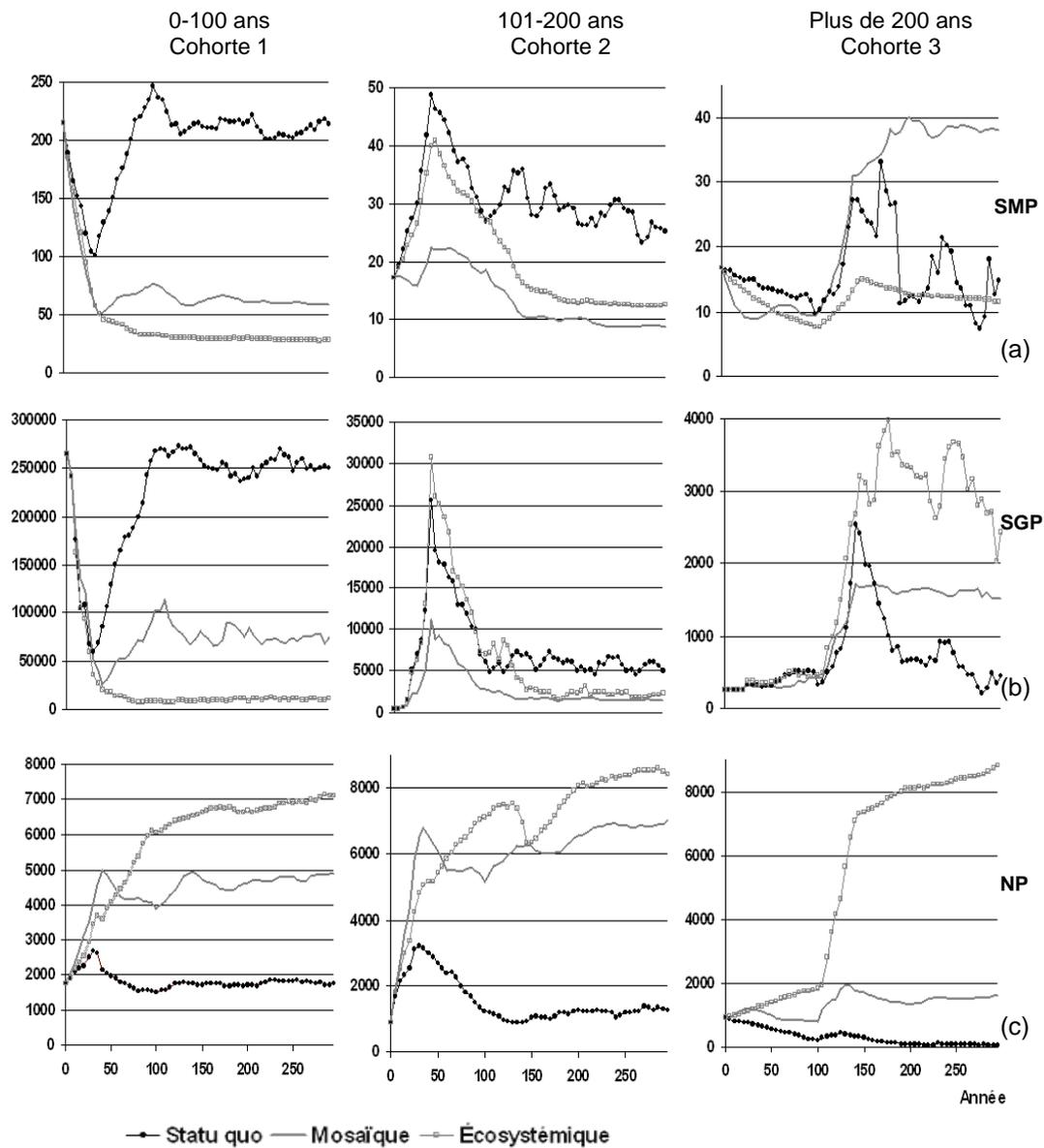


Figure 2.3: Valeurs moyennes des indices de configuration spatiale des peuplements des trois classes d'âge, pour chacun des scénarios et pour une période de 300 ans, soit : (a) la superficie moyenne des parcelles (SMP), (b) la superficie de la plus grande parcelle (SGP) et (c) le nombre de parcelles (NP).

pic entre 50 et 100 années de simulation. À la fin de la simulation, le scénario *Écosystème* présente des valeurs de SGP et de SMP plus basses que les deux autres scénarios, mais a créé un plus grand nombre de parcelles de 2<sup>e</sup> cohorte.

En ce qui concerne les indices de configuration spatiale de la 3<sup>e</sup> cohorte, on remarque une augmentation marquée de la SMP après 100 ans de simulation pour les scénarios *Statu quo* et *Mosaïque*. Après la forte croissance de la période 100-150 ans, le scénario *Statu quo* présente une grande fluctuation de la SMP et redescend vers des valeurs proches de l'état initial (aux alentours d'une quinzaine d'hectares par parcelle) sans toutefois se stabiliser. Le scénario *Mosaïque* ne cesse de croître durant la période 100-175 ans pour ensuite se stabiliser aux alentours de 38 ha par parcelle en moyenne. Le scénario *Écosystème* est celui qui a enregistré les plus faibles valeurs de SMP de 3<sup>e</sup> cohorte. Tout comme les deux autres scénarios la période 0-100 ans montre une légère diminution de la SMP pour ensuite remonter et se stabiliser proche de l'état initial à partir de la 150<sup>e</sup> année de simulation.

D'un autre côté, les SPG enregistrées pour les trois scénarios restent très près de leur valeur initiale durant la période 0-125 ans. Par la suite, le scénario *Écosystème* est marqué par une fluctuation de cet indice, mais montre les valeurs les plus élevées parmi les trois scénarios. Le scénario *Statu quo* a créé les plus petites parcelles de 3<sup>e</sup> cohorte pour presque l'ensemble de la plage temporelle.

Le NP de 3<sup>e</sup> cohorte des scénarios *Statu quo* et *Mosaïque* demeure sous les 200 parcelles pour toute la durée des simulations. Le NP du scénario *Statu quo* tend à diminuer sous le seuil des 100 parcelles sans jamais augmenter. Le NP du scénario *Écosystème* augmente considérablement à partir de la 100<sup>e</sup> année de simulation pour atteindre le seuil des 8000 parcelles après 175 ans sans jamais redescendre par la suite. Finalement, le scénario *Écosystème* crée plus de peuplements de

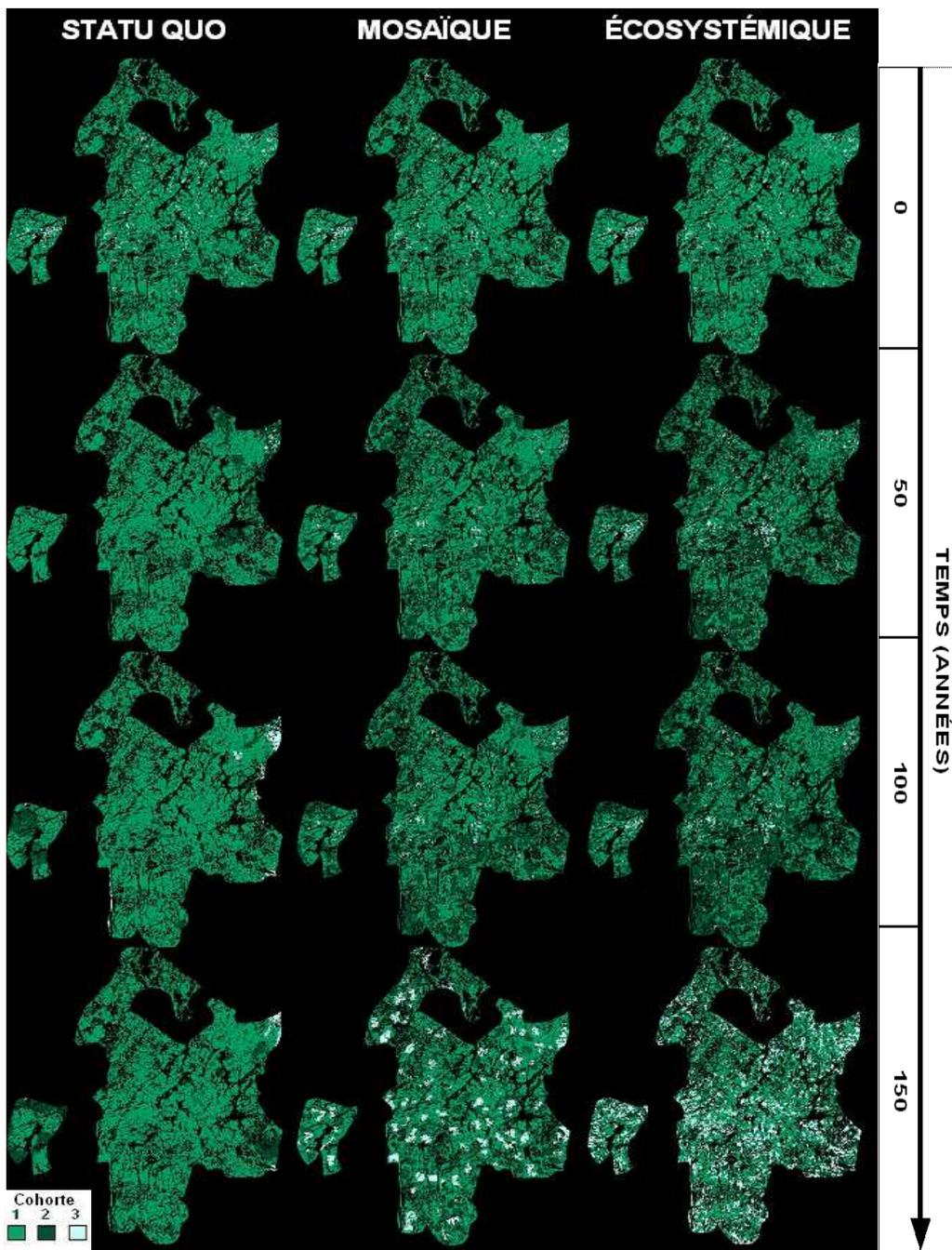


Figure 2.4: Représentation visuelle des classes d'âge pour une simulation de 300 ans à des intervalles de 50 ans. La première cohorte est en vert (0-100 ans), la deuxième cohorte (101-200 ans) en brun et la troisième cohorte (Plus de 200 ans) en blanc.

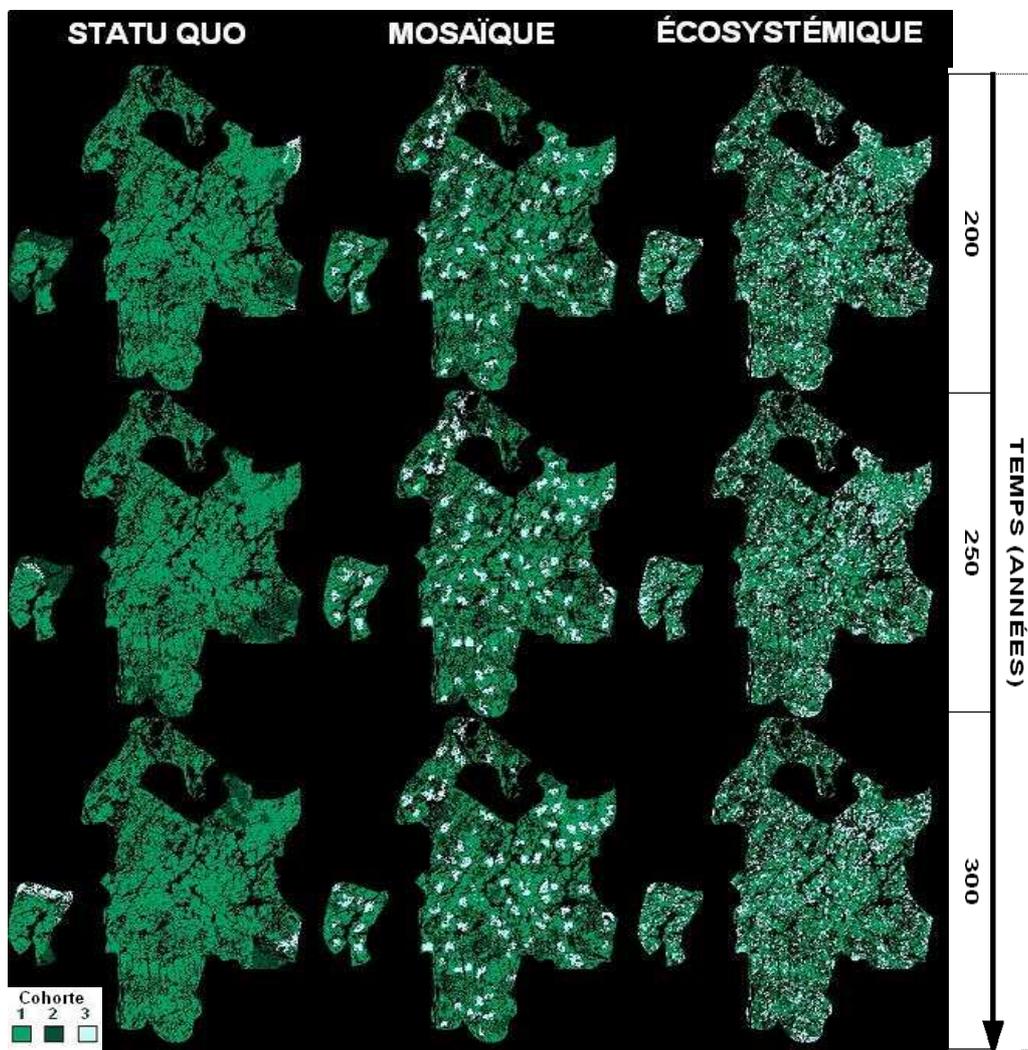


Figure 2.4 (suite) : Représentation visuelle des classes d'âge pour une simulation de 300 ans à des intervalles de 50 ans. La première cohorte est en vert (0-100 ans), la deuxième cohorte (101-200 ans) en brun et la troisième cohorte (201 ans et plus) en blanc.

## MAINTIEN DU COUVERT FORESTIER

La perte annuelle de couvert forestier, estimée par la superficie prélevée en coupe totale, avoisine  $20 \pm 2 \text{ km}^2$  pour le scénario *Écosystémique* (Figure 2.5). Le scénario *Mosaïque* montre une grande variabilité de la superficie prélevée annuellement. Après les 35 premières années, durant lesquelles 1 % du couvert était prélevé annuellement ( $41 \text{ km}^2$ ), le modèle s'effondre à trois reprises, atteignant des valeurs inférieures à 0,7 % de prélèvement annuel. À chaque reprise, les prélèvements maximaux en coupe totale (soit à 85, 165 et 255 ans) sont restés en deçà des 41  $\text{km}^2$  paramétrés initialement.

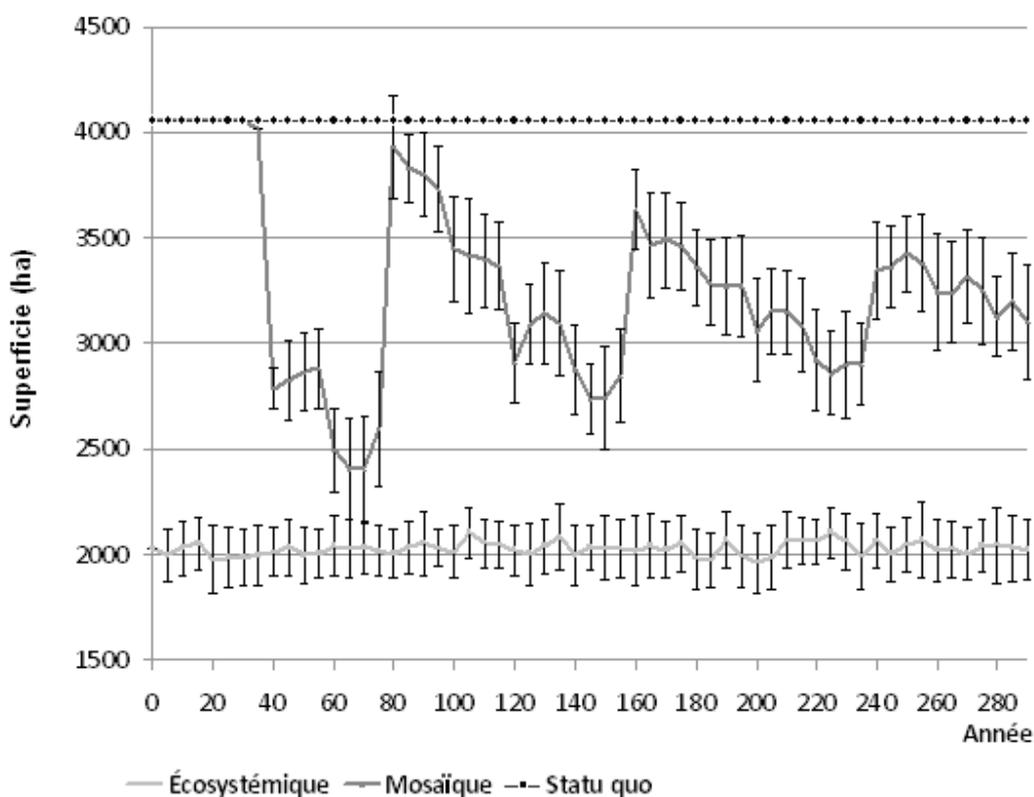


Figure 2.5 : Superficie prélevée annuellement (ha) en coupe totale pour trois scénarios d'aménagement forestier (*Statu quo*, *Mosaïque* et *Écosystémique*) pour une période de 300 ans.

La perte de couvert forestier pour le scénario *Mosaïque* est de 23 à 41 km<sup>2</sup>. La perte annuelle de couvert forestier est stable à 41 km<sup>2</sup> pour le scénario *Statu quo*.

## ACCESSIBILITÉ AU TERRITOIRE ET FRAGMENTATION PAR LES ROUTES

Pour mesurer l'évolution de l'accessibilité au territoire et de la fragmentation par le réseau routier, le nombre cumulatif de kilomètres de routes primaires et secondaires a été compilé pour chaque scénario (Figure 2.6). Tous les scénarios finissent éventuellement par saturer le paysage à plus d'une route primaire par km<sup>2</sup>. Les résultats montrent cependant que la saturation est atteinte presque deux fois plus rapidement avec le scénario *Mosaïque* (50 ans, comparativement à 80 ans pour les scénarios *Statu quo* et *Écosystémique*). Le scénario *Mosaïque* nécessite également la construction d'environ 30 % plus de routes secondaires que les deux autres scénarios et cette différence s'exprime dès le début de la simulation.

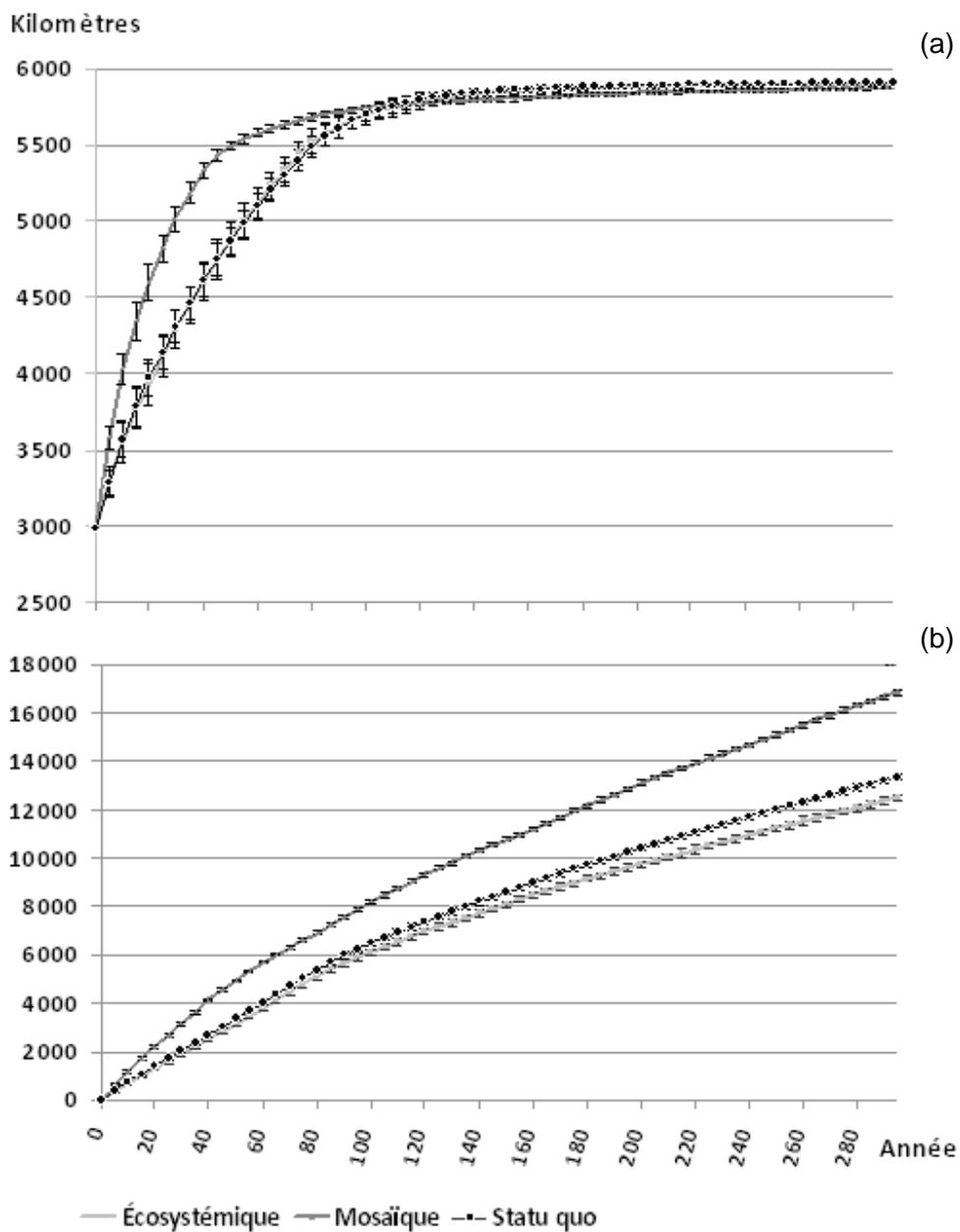


Figure 2.6 : Nombre de kilomètres de routes primaires (a) et secondaires (b) construites annuellement en fonction du scénario d'aménagement simulé, pour une période de 300 ans.

## DISCUSSION

La prise en compte du point de vue des peuples autochtones dans la planification des activités d'aménagement forestier est désormais incontournable et la modélisation de scénarios d'aménagement forestier peut aider à explorer des alternatives et ainsi permettre une meilleure compréhension des effets à long terme et à l'échelle du paysage de différentes approches envisageables pour un territoire occupé par une communauté autochtone. Bien que les indicateurs sélectionnés dans cette étude puissent servir à évaluer l'aménagement forestier durable dans plusieurs contextes, leur interprétation est faite ici en fonction de critères autochtones de foresterie et se base sur des travaux réalisés en collaboration avec la communauté algonquine de Kitcisakik (Québec, Canada) par St-Arnaud *et al.* (en préparation)..

Parmi les trois scénarios investigués dans cette étude, le scénario *Écosystémique* est celui qui a permis de conserver, à l'échelle du paysage et à long terme (> 100 ans), une structure d'âge des peuplements plus près des valeurs typiques de la variabilité naturelle (préindustrielle) du territoire de Kitcisakik, dont le cycle de feux a été estimé à 150 ans (Lesieur et al., 2004; Grenier et al., 2005). Il importe toutefois de préciser que le scénario *Écosystémique* du MAFK ne restreint pas la coupe en fonction de la structure d'âge des peuplements, mais crée plutôt la structure de la forêt désirée en fonction de la proportion de chaque type de coupe paramétré (totale, Cp2 et Cp3). En d'autres termes, le modèle n'a aucun paramètre le forçant à maintenir des proportions spécifiques de 1<sup>ère</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes. Les résultats montrent que seul le scénario *Écosystémique* permet de recréer une structure d'âge pour laquelle au moins le quart des peuplements sont plus vieux que 100 ans (qui n'ont pas été complètement perturbés), grâce à l'utilisation de plusieurs types de coupes tel que suggéré par Harvey *et al.* (2002). Les peuplements de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes, considérés comme des vieilles forêts, sont d'une importance considérable en raison de leur contribution au maintien de la biodiversité (Spies et Franklin, 1996; Burton et al., 1999). En plus de leur signification écologique, les vieilles forêts sont

inextricablement liées à la conservation des cultures autochtones (Nation haïda c. Colombie-Britannique, 2004). Ces types de peuplements font l'objet d'une grande préoccupation puisque leur proportion a considérablement diminué au cours des dernières décennies.

Les résultats montrent également que le recrutement de peuplements de 2<sup>e</sup> cohorte se fait dès le début de la simulation et atteint un sommet à plus de 50 % de la superficie forestière pour le scénario *Écosystémique* après seulement 45 ans de simulation (plus de 20 % de plus que les deux autres scénarios). Le recrutement de ces peuplements s'effectue également plus rapidement pour ce scénario comparativement aux autres alternatives. Cela est explicable au fait que les peuplements matures de première cohorte ayant subi des coupes partielles peuvent passer malgré ce traitement en deuxième cohorte et plus tard en troisième cohorte. Les deux autres scénarios ont permis aussi le recrutement de peuplements en deuxième cohorte (dans une moindre mesure, soit 35 %) sans toutefois maintenir cette proportion à long terme. Par conséquent, les gens d'une communauté autochtone pourraient observer l'augmentation marquée de l'abondance des peuplements de ces peuplements de leur vivant, et ce plus rapidement pour le scénario *Écosystémique*, ce qui pourrait contribuer à un changement de position face à l'aménagement forestier dit « destructeur » (St-Arnaud *et al.*, en préparation).

Comparativement au Statu quo, l'augmentation du niveau des peuplements de seconde cohorte du scénario *Mosaïque* après les 45 premières années, est explicable par la diminution du taux de récolte (qui correspond à la perte de couvert forestier) engendrée par les contraintes de dispersion et d'âge de la forêt résiduelle.

Pour tous les scénarios, la proportion des peuplements de troisième cohorte restent à des niveaux extrêmement faibles pendant les 100 premières années de simulation. Cela s'explique par le fait que le territoire a été fortement affecté par la coupe forestière durant les dernières décennies, causant la quasi disparition des plus vieux

peuplements durant cette période. À partir de la 100<sup>ème</sup> année de simulation, les scénarios *Écosystémique* et *Mosaïque* ont permis le recrutement de peuplements de deuxième cohorte vers la troisième cohorte, mais c'est le scénario *Écosystémique* qui en a recruté le plus (25 %) et plus rapidement. Le recrutement de peuplements de plus de 200 ans sous le scénario *Mosaïque* est, comme le recrutement de seconde cohorte, explicable par la diminution du taux de récolte causé par les contraintes de dispersion et d'âge de forêt résiduelle. Tandis que le scénario *Statu quo* n'a recruté aucun de ces peuplements durant toute la durée de simulation.

Le scénario *Écosystémique* a permis de maintenir au moins une parcelle de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes de plus grande dimension que les autres scénarios pour toute la durée de la simulation. Les peuplements de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes doivent être de superficie suffisante pour maintenir l'intégrité écologique et la diversité des espèces du milieu forestier (Angermeier et Karr, 1994; Haeussler et Kneeshaw, 2003). De ce fait, le scénario *Écosystémique* serait plus à même de soutenir des populations d'espèces d'intérêt autochtone à des niveaux viables.

Malgré que le point de départ des simulations était un territoire déjà fortement perturbé (coupé à près de 50 %), le scénario *Écosystémique* a permis de restaurer et de maintenir à long terme une certaine proportion de vieilles forêts (> 100 ans) sur l'ensemble des aires de trappe familiales. Par conséquent, contrairement aux scénarios *Mosaïque* et *Statu quo* qui résultent en un nombre plus faible de vieilles forêts, regroupées en certains endroits, le scénario *Écosystémique* a le potentiel de satisfaire aux besoins de l'ensemble d'une communauté plutôt qu'à un certain nombre de familles seulement.

Un autre avantage du scénario *Écosystémique* pour les communautés autochtones est le maintien d'un couvert forestier sur la moitié de la superficie totale aménagée. Malgré la présence de coupes partielles dans les peuplements résiduels, le maintien du couvert forestier constitue un avantage considérable pour la poursuite des

activités traditionnelles, notamment la chasse et le piégeage. Le maintien d'un couvert forestier après coupe à également le potentiel d'amenuiser le sentiment de responsabilité qu'ont les Autochtones face à la détérioration de l'écosystème forestier suite à la récolte industrielle. Le maintien d'un couvert forestier à le potentiel d'offrir (si certaines conditions sont respectées) un habitat de plus grande valeur pour certaines espèces fauniques d'intérêt autochtone comme la martre d'Amérique (*Martes americana*) et le pékan (*Martes pennanti*), qui délaissent les coupes totales récentes (Arthur, 1989; Chapin *et al.*, 1998; Potvin *et al.*, 2000; Zielinski *et al.*, 2004). De plus, certaines espèces arborescentes de grand intérêt pour la communauté de Kitcisakik, comme le thuya occidental (*Thuja occidentalis*) et le pin blanc (*Pinus strobus*), pourraient être laissées sur pied lors d'une coupe partielle. Le maintien d'un couvert forestier permet donc, en tout ou en partie, la poursuite d'activités traditionnelles et serait écologiquement et visuellement plus acceptable (St-Arnaud *et al.*, en préparation).

Les scénarios *Écosystémique* et *Mosaïque* n'ont pas réduis le nombre de routes primaires et secondaires à construire, comparativement au scénario *Statu quo*. Bien que l'accès au territoire semble attrayant pour les Autochtones (facilite l'accès aux territoires de trappe familiaux) la construction de chemins contribue à la détérioration de l'écosystème forestier (Trombulak, 2000; Gucinski *et al.*, 2001; Seiler, 2001; Bourgeois *et al.*, 2005). En permettant l'accès à des territoires autrefois inaccessibles et de plus en plus éloignés à un nombre grandissant de chasseurs, pêcheurs et villégiateurs sur les territoires de chasse familiaux, le réseau routier peut engendrer des situations conflictuelles entre les membres d'une communauté autochtone et d'autres utilisateurs occasionnels si l'accès au territoire ancestral est laissé sans aucune forme de contrôle.

Le scénario *Statu quo* est celui qui altère le plus la structure d'âge des peuplements forestiers en maintenant les peuplements de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes à des niveaux très bas. De plus, ces peuplements sont plus concentrés que dans les autres scénarios

et, par conséquent, plus susceptibles de disparaître suite à un feu, par exemple. De plus, le fait que les peuplements soient peu dispersés sur le territoire est un élément négatif pour la majorité des familles dont les aires de trappe familiales seraient dénuées de vieilles forêts (> 100 ans).

Le scénario *Mosaïque* pourrait être considéré comme un intermédiaire entre les scénarios *Écosystémique* et *Statu quo* concernant la structure d'âge des peuplements forestiers. Ce scénario a engendré trois fois plus de peuplements de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes que le scénario *Statu quo*, mais deux fois moins que le scénario *Écosystémique*. L'atteinte de ces proportions de 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes est principalement explicable par le fait que ce scénario n'atteint pas le taux de récolte paramétré (1 %), probablement en raison des contraintes de dispersion associées au maintien de 50 % de forêt résiduelle de plus de 7 mètres en tout temps. Le maintien du couvert forestier est donc plus élevé que pour le scénario *Statu quo*, mais en raison d'une diminution substantielle de la récolte de bois. Cette diminution du taux de récolte engendré par les contraintes de dispersion est sans conteste un élément négatif de ce scénario du point de vue de la rentabilité.

Le principal élément négatif du scénario *Mosaïque* est la grande quantité de routes primaires et secondaires qu'il nécessite en une courte période de temps. En effet, le scénario *Mosaïque* a nécessité la construction de 30 % plus de routes secondaires et sature le territoire en routes primaires deux fois plus rapidement que les autres scénarios évalués dans cette étude. Cette différence avec les deux autres scénarios vient probablement du fait de l'augmentation de la dispersion des parterres de coupe et de leur plus petite superficie. Du point de vue de l'aménagement forestier, des coûts importants sont associés à la construction et à l'entretien des routes et les nombreux chemins résultent en autant de pertes de superficies productives. Qui tourne autour de 550 km<sup>2</sup> de perte de superficie pour les routes primaires au point de saturation du territoire.

## CONCLUSION

Le développement d'outils d'aide à la décision est désormais devenu incontournable en foresterie compte tenu de la tendance à concilier les valeurs économiques, sociales et environnementales. L'utilisation de modèles spatiotemporels simulant la dynamique forestière et les processus anthropiques comme le MAFK permettent de nous éclairer dans l'analyse et l'évaluation des effets à long terme de différents scénarios d'aménagement forestier sur le paysage forestier. Cette étude a permis de mettre en évidence que le scénario *Écosystémique* serait plus près des valeurs autochtones étudiées que les scénarios *Mosaïque* et *Statu quo*. Les caractéristiques de l'aménagement écosystémique observées dans cette étude et qui en font une meilleure option du point de vue autochtone sont le maintien d'une structure d'âge des peuplements plus près de ce qui est observé naturellement, une répartition plus équitable sur le territoire des différents types de peuplements et le maintien de plus grandes superficies sous couvert forestier. L'aménagement écosystémique comporte cependant des lacunes, notamment en ce qui concerne la densité du réseau routier. Des études supplémentaires utilisant le MAFK permettront d'approfondir et de raffiner différents scénarios d'aménagement écosystémique afin d'améliorer la conciliation entre les besoins de l'industrie forestière et des communautés autochtones.

## RÉFÉRENCES

- Anderson, D., R. Wishart, A. Murray et D. Honeyman. 2000. Sustainable forestry in Gwin'in settlement area: ethnographic and ethnohistoric perspectives. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, AB. 32 p
- Angermeier, P.L. et J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directions. *BioScience*. 44: 690-697.
- Arthur, S.M., W.B. Krohn et J.R. Gilbert. 1989. Habitat use and diet of fishers. *Journal of Wildlife Management* 53: 680-688.
- Bélanger, L. 1992a. La forêt mosaïque : une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec, 2<sup>ème</sup> article. *L'Aubelle* 89: 15-18.
- Bélanger L. 1992b. La forêt mosaïque : une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec, 3<sup>ème</sup> article. *L'Aubelle* 90: 10-11.
- Bélanger, L. et H. Jacqmain. 2002. Projet Ndoho Istchee : comprendre, documenter et articuler la notion d'écozone telle que définie par les Cris de Waswanipi. Université Laval. 42 p.
- Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires : recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *Forestry Chronicle* 83:72-83.
- Castro, A.P. et E. Nielson. 2001. Indigenous people and co-management : implications for conflict management. *Environmental Science & Policy* 4: 229-239.
- Chapin, T.G., D.J. Harrison et D.D. Katnik. 1998. Influence of landscape pattern on habitat use by American marten in an industrial forest. *Conservation Biology* 12: 1327-1337.
- Chiasson, G., J.L. Boucher et M. Thibault. 2005. La forêt plurielle : nouveau mode de gestion et d'utilisation de la forêt, le cas de la Forêt de l'Aigle. *VertigO* 6(2).
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission Coulombe). 2004. Rapport final. 307 p.
- Conseil de la Nation Huronne-Wendat. 2004. Mémoire présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- Côté, M.-A., et L., Bouthillier. 2000. Analysis of the relationship among stakeholders affected by sustainable development and forest certification. *Forestry Chronicle* 75: 961-965.
- 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 Modeling* 200: 45-58.
- Dickason, O.P. 1996. Les Premières Nations du Canada. Depuis les temps les plus lointains jusqu'à nos jours. Les éditions du Septentrion. 511 p.
- Fall, A. et J.A. Fall. 2001. Domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling* 141: 1-18.
- Fall, A., M.J. Fortin, D. Kneeshaw, S. 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* 34: 310-322.

- Fall, A., D.G. Morgan et D. Daust. 2001. A framework and software tool to support collaborative landscape analysis: fitting square pegs into square holes *Transaction in GIS* 5: 67-86.
- Forest Stewardship Council (FSC) Canada. 2004. Norme boréale nationale. 211 p.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C.S. Holling, B. Walker, J. Bengtsson, F. Berkes, J. Colding, K. Danell, M. Falkenmark, L. Gordon, R. Kaspersen, W. Kautsky, A. Kinzig, S. Levin, K.-G. Mäler, F. Moberg, L. Ohlsson, P. Olsson, E. Ostrom, W. Reid, J. Rockström, H. Savenije, et U. Svedin. 2002. *Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations*. International Council for Science, ICSU Series on Science for Sustainable Development No. 3. [Online] URL: <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/resiliens.pdf>
- Franklin, J.F. et R.T.T. Forman. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting : Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1: 5-18.
- Franklin, J.F., T.A. Spies, R.V. Pelt, A.B. Carey, D.A. Thornburgh, D.R. Berg, D.B. Lindenmayer, M.E. Harmon, W.S. Keeton, D.C. Shaw, K. Bible et J. Chen. 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management* 155: 399-423.
- Gladu, J.P. et C. Watkinson. 2004. Measuring sustainable forest management: a compilation of aboriginal indicators. A report for the Canadian model forest network - aboriginal strategic initiative.
- Gouvernement du Québec. 2002. Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec. « La paix des braves ». Gouvernement du Québec. 34 p.
- Grainger, S., E. Sherry et G. Fond Dahl. The John Prince Research forest: Evolution of a co-management partnership in northern British Columbia. *Forestry Chronicle* 82: 484-495.
- Grumbine, R.E. 1994. What is ecosystem management? *Conservation Biology* 8:27-39.
- Gucinski, H., M.J. Furniss, R.R. Ziemer et M.M. Brookes. 2001. Forest roads: a synthesis of scientific information. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-509. 103 p.
- Haeussler, S. et D.D. Kneeshaw. 2003. Comparing forest management to natural process. Dans *Towards sustainable management of boreal forest*. Éditeurs: P.J. Burton, C. Messier, D.W. Smith et W.L. Adamowicz. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. pp. 307-368.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Harvey, B.D, T. Nguyen-Xuan, Y. Bergeron, S. Gauthier et A. Leduc. 2003. Forest management planning based on natural disturbance and forest dynamics. Dans : Burton P. J., C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz, éditeurs. *Towards*

- sustainable management of the boreal forest. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. pp. 395-432.
- Hickey, C. et M. Nelson. 2005. Partenariat entre les Premières nations et le secteur forestier : une enquête nationale. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton (Alberta). 34 p.
- Institut des Premières Nations du Québec et du Labrador (IDDPNQL). 2004. Les actes du colloques : Les Premières Nations et les mesures d'harmonisation en milieu forestier. Assemblée des Premières Nations du Québec et du Labrador. 44 p.
- Jaeger, J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115-130.
- Jones, J.R., R. Martin, et E.T. Bartlett. 1995. Ecosystem management: The U.S. Forest Service's response to social conflict. *Society & Natural Resources* 8:161-168.
- Karjala, M.K., E.E. Sherry et S.M. Dewhurst. 2004. Criteria and indicators for sustainable planning: a framework for recording Aboriginal resource and social values. *Forest Policy and Economics* 6: 95-110.
- Krcmar, E., G.C. van Kooten, H. Nelson, I. Vertinsky et J. Webb. The Little river Cree Nation's forest management strategies under a changing forest policy. *Forestry Chronicle* 82: 529-537.
- Lesieur, D., P. Lefort, Y. Bergeron et È. Lauzon. 2004. Reconstitution de l'histoire des perturbations naturelles et de la composition de la forêt pré-industrielle au sud de Val d'Or. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable. Rapport produit pour Domtar inc. secteur Val d'Or.
- Lindenmayer, D.B. et J.F. Franklin. 2002. *Conserving biodiversity: a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington D.C.
- McGarigal, K., et B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report. PNW-351.
- Messier, C., M.-J. Fortin, F. Schmiegelow, F. Doyon, S.G. Cumming, J.P. Kimmins, B. Seely, C. Welham et J. Nelson. 2003. Forest management planning based on natural disturbance and forest dynamics. Dans : Burton P. J., C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz, éditeurs. *Towards sustainable management of the boreal forest*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. p. 395-432.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). 1999. Mise à jour du régime forestier. Point de vue des organismes et des communautés autochtones. Consultation publique, automne 1998. Bibliothèque nationale du Québec. RN99-3095.
- Ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs (MRNFP). 2004. Système d'information écoforestières (SIEF) – Produits de diffusion – Spécifications techniques. Direction des inventaires forestiers.
- Nation Haïda c. Colombie-Britannique (Ministre des Forêts), [2004] 3 R.C.S. 511, 2004 CSC. 73
- Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). Situation des forêts du monde. <http://www.fao.org/docrep/005/y7581f/y7581f00.HTM>

- Papatie, J. 2004. Vécu et réflexion de la communauté Anicinapek de Kitcisakik avec le régime forestier des Québécois. Mémoire présenté à la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 27 p.
- Paquêt, J. et L. Bélanger. 1997. Public acceptability thresholds of clearcutting to maintain visual quality of boreal balsam fir landscape. *Forest Science* 43:46-55.
- Parsons, R. et G. Prest. 2003. Aboriginal forestry in Canada. *Forestry Chronicle* 79: 779-784.
- Pelletier, M. 2002. Augmenter la participation des Cris en améliorant le processus de planification de l'aménagement forestier. Forêt modèle crie de Waswanipi. Réseau de forêts modèles. 30 p.
- Picard, P. et S.R.J. Sheppard. 2001. Visual resource management in British Columbia: Part I. The effect of visual resource management on timber availability: A review of case studies and policy. *B.C. Journal of Ecosystems and Management* 1: 2-12.
- Potvin, F., L. Bélanger et K. Lowell. 2000. Marten habitat selection in a clearcut boreal landscape. *Conservation Biology* 14: 844-857.
- Rusnak, G. 1997. Co-management of natural resources in Canada : A review of concepts and case studies. Working paper series of IDRC program initiative: Minga – Managing natural resources in Latin America and Caribbean. 23 p. [www.idrc.ca/minga](http://www.idrc.ca/minga)
- Saint-Arnaud, M., L. Sauvé et D. Kneeshaw. 2005. Forêt identitaire, forêt partagée : trajectoire d'une recherche participative chez les Anicinapek de Kitcisakik. *Vertigo* 6(2).
- Saucier, J.-P., J.-F. Bergeron, P. Grondin et A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (troisième version). *L'Aubelle* 124: S1-S12.
- Seiler, A. 2001. Ecological effects of roads. A review. Department of Conservation Biology, SLU, Uppsala. Introductory Research Essay no 9.
- Sheppard, S.R.J. 2005. Participatory decision support for sustainable forest management: a framework for planning with local communities at the landscape level in Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1515-1526.
- Sherry, E. et R. Halseth. 2003. Joint resource management alternative. A bibliography of national and international resources. University of North British Columbia, Geography Program in partnership with Chuzghun Resources Corporation.
- Sherry, E., R Halseth, G. Fondahl, M. Karjala et B. Leon. 2005. Local-level criteria and indicators: an Aboriginal perspective on sustainable forest management. *Forestry* 78: 513-539.
- Spies, T.A. et J.F. Franklin. 1996. The diversity and maintenance of old-growth forests. Dans: Szaro, R.C. et D.W. Johnson. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford, New York, pp. 296–314.
- Sturtevant, B.R., A. Fall, D.D. Kneeshaw, N.P.P. Simon, M.J. Papaik, K. Berninger, F. Doyon, D.G. Morgan et C. Messier. 2007. A toolkit modeling approach for sustainable forest management planning: achieving balance between science and local needs. *Ecology and society* 12(7): 7

- Trombulak, S. C. et C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Zielinski, W.J., R.L. Truex, G.A. Schmidt, F.V. Schlexer, K.N. Schmidt et R.H. Barrett. Home rage characteristics of fishers in California. *Journal of Mammalogy* 85:649-657.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

Les impacts écologiques de la foresterie industrielle ont le potentiel d'affecter d'une manière significative le mode de vie des communautés autochtones du Québec et d'ailleurs dans le monde. Ces impacts affectent entre autres la diversité biologique et structurelle des écosystèmes forestiers, la qualité visuelle du paysage et l'accessibilité au territoire forestier. La modélisation de différents scénarios d'aménagement forestier peut aider à l'élaboration de stratégies d'aménagement forestier qui tiennent davantage compte des besoins et du mode de vie des Autochtones.

Nos travaux de modélisation ont offert aux différents groupes concernés (communauté algonquine de Kitcisakik, MRNFQ et compagnies forestières), de l'information sur l'évolution spatiotemporelle d'indicateurs de foresterie durable appliqués au contexte autochtone. Dans cette étude, nous avons utilisé un tel outil afin de comparer les impacts de trois scénarios d'aménagement forestier en regard d'une gamme de valeurs autochtones. L'interprétation des résultats de cette étude se base sur le cadre autochtone de critères et indicateurs de foresterie durable développé avec la collaboration de la communauté de Kitcisakik (Asselin et Irola, en préparation; Saint-Arnaud *et al.*, en préparation).

Les résultats des simulations faites dans le cadre de cette étude ont mis en évidence que le scénario *Écosystémique* était plus près du point de vue autochtone que les scénarios *Statu quo* et *Mosaïque*. Les caractéristiques de l'aménagement écosystémique observées dans cette étude et qui en font une meilleure option du point de vue autochtone sont le maintien d'une structure d'âge des peuplements plus près de ce qui est observé naturellement, une répartition plus équitable sur le territoire des différents types de peuplements et le maintien de plus grandes superficies sous couvert forestier. L'aménagement écosystémique comporte cependant des lacunes, notamment en ce qui concerne la densité du réseau routier. Malgré qu'il ne comporte pas que des avantages, l'aménagement écosystémique

semble une piste intéressante à considérer pour l'élaboration d'une foresterie dite « autochtone ». L'aménagement écosystémique s'inspire des principales caractéristiques clés des perturbations naturelles des paysages forestiers telles que les feux de forêts (Perera *et al.*, 2004), incluant la distribution de l'âge des peuplements, la distribution des types de peuplements et leurs dimensions, et l'arrangement spatial et la forme des parcelles à travers le paysage (Bergeron *et al.*, 1999, 2002; Franklin *et al.*, 2002). Nos résultats ont démontré qu'en faisant varier les types de coupe, il serait possible d'atteindre des objectifs de distribution des classes d'âge des peuplements dans le but de maintenir une portion acceptable de vieilles forêts (2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> cohortes). Les vieilles forêts sont d'une importance considérable en raison de leur contribution au maintien de la biodiversité (Spies et Franklin, 1996; Burton *et al.*, 1999) et parce qu'elles sont inextricablement liées aux cultures autochtones.

Finalement, le MAFK permettra d'explorer d'autres scénarios plus raffinés, notamment en incorporant des cartes d'affectation du territoire dans la modélisation et en s'attardant à d'autres indicateurs qui n'ont pas été traités dans cette étude. Comme par exemple, explorer les impacts de différents scénarios de zonage fonctionnel sur les indicateurs utilisés dans cette étude, mais également en y incorporant une évaluation des coûts (en terme d'approvisionnement) pour l'industrie.

## BIBLIOGRAPHIE GENERALE

- Adam M.C. et D. Kneeshaw. Sous presse. Local level criteria and indicator frameworks: A tool used to assess aboriginal forest ecosystem values. *Forest Ecology and Management*.
- Adrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Ananda, J. et G. Herath. 2003. Incorporating stakeholder values into regional forest planning : a value function approach. *Ecological Economics* 45: 75-90.
- Anderson, D., R. Wishart, A. Murray, D. Honeyman. 2000. Sustainable forestry in Gwin'in settlement area: ethnographic and ethnohistoric perspectives. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, AB. 32 p.
- Ashley, E.P. et J.T. Robinson. 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point Causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist* 110: 403-412.
- Bangs, E.E., T.N. Bailey et M.F. Portner. 1989. Survival rates of adult female moose on the Kenai Peninsula, Alaska. *Journal of Wildlife Management* 53: 557-56.
- Beckley, T., J. Parkins, et S. Sheppard. 2006. La participation du public à l'aménagement des forêts – Manuel de référence. Traduit de l'anglais, Titre original : Public Participation in Sustainable Forest Management: A Reference Guide. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta. 62 p.
- Bélanger, L. 1992a. La forêt mosaïque : une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec, 2<sup>ème</sup> article. *L'Aubelle* 89: 15-18.
- Bélanger L. 1992b. La forêt mosaïque : une stratégie d'aménagement socialement acceptable pour la forêt boréale du Québec, 3<sup>ème</sup> article ». *L'Aubelle* 90: 10-11.
- Bélanger, L. et H. Jacqmain. 2002. Projet Ndoho Istchee : comprendre, documenter et articuler la notion d'écozone telle que définie par les Cris de Waswanipi. Université Laval. 42 p.
- Belleau, A., Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et A. Fall. 2007. Using spatially explicit simulations to explore size distribution and spacing of regenerating areas produced by wildfires : recommendations for designing harvest agglomerations for the Canadian boreal forest. *Forestry Chronicle*. 83:72-83.
- Bergeron, Y. et H. Le Goff. 2005. Doit-on remettre en question notre façon d'aménager la forêt boréale canadienne ? *Vertigo* 6(2).
- Bergeron, Y., P.J.H. Richard, C. Carcaillet, S. Gauthier, M. Flannigan et Y.T. Prairie. 1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Conservation Ecology* [online] 2(2): Disponible par Internet. url : <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art6/>
- 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* 75: 55-61.

- Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime : a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Sylva Fennica*. 36 :81-95.
- Blanchette, P. 1995. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) au Québec. Gouv. du Québec, Min. de l'Environnement et de la faune, Direction générale de la ressource faunique et des parcs, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 95/.
- Bourgeois, L., D. Kneeshaw et G. Boisseau. 2005. Les routes forestières au Québec : les impacts environnementaux, sociaux et économiques. *Vertigo*. Vol. 6 no 2.
- Brody, A.J. et M.R. Pelton. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 17: 5-10.
- Burton, P.J., D.D. Kneeshaw, K.D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *Forestry Chronicle*. 75: 623–631.
- Castro, A.P. et E. Nielson. Indigenous people and co-management: implications for conflict management. *Environmental Science & Policy* 4: 229-239.
- Chalfoun, A.D., F.R. Thompson, M.J. Ratnaswamy. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16: 137-147.
- Chevalier, P. 1993. Gestion des ressources renouvelables : secteurs agricole et forestier. Presse de l'Université du Québec. 558 p.
- Chiasson, G., J.L. Boucher et M. Thibault. 2005. La forêt plurielle : nouveau mode de gestion et d'utilisation de la forêt, le cas de la Forêt de l'Aigle. *Vertigo* 6(2).
- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Commission Coulombe). 2004. Rapport final. 307 p.
- Commission des Nations Unies sur l'environnement et le développement (CNUED). 1992. Notre avenir à tous, Éditions du Fleuve / Les publications du Québec, Montréal. 434 p.
- Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF). 2003. Définir l'aménagement forestier durable au Canada : critères et indicateurs. Conseil canadien des ministres des forêts. Accès Fev. 2004 url : [http://www.ccfm.org/2000pdf/CI\\_Booklet\\_e.pdf](http://www.ccfm.org/2000pdf/CI_Booklet_e.pdf).
- Conseil de la Nation Huronne-Wendat. 2004. Mémoire présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction de la faune et des habitats, Service de la faune terrestre, doc. tech. 93/1, 49 p.
- Courtois, R., J.P. Ouellet, L. Breton, A. Gingras et C. Dussault. 2002. Effet de la fragmentation du milieu sur l'utilisation de l'espace et la dynamique de population chez le caribou forestier. Société de la faune et des parcs du Québec. Université du Québec à Rimouski. Direction de la recherche sur la faune. 51 p.
- Daigle, P. et R. Dawson. 1996. Management concepts for landscape ecology. Extension Note no. 1. Ministry of Forests Research Program, Victoria, BC. url: <http://www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/En/En07.htm>

- De Bellefeuille, S. et M. Poulin. 2004. Mesures de mitigation visant à réduire le nombre de collisions routières avec les cervidés. Étude et recherche en transport. Ministère des Transports du Québec, rapport RTQ-04-05, 119p.
- Delgamuukw c. Colombie-Britannique, [1997] 3 R.C.S. 1010
- DeMaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230-261.
- Dickason, O.P. 1996. Les Premières nations du Canada. Depuis les temps les plus lointains jusqu'à nos jours. Les éditions du Septentrion. 511 p.
- Environmental Systems Research Institute Inc. (ESRI) 1998. ArcView GIS, version 3.2. Redlands, California.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fall, A. 2002. SELES Model builder's guide. Rapport non publié de Gowlland Technologies Ltd.
- Fall, A. et J.A. Fall. 2001. Domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling* 141: 1-18.
- Fall, A., M.J. Fortin, D. Kneeshaw, S. 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* 34: 310-322.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C.S. Holling, B. Walker, J. Bengtsson, F. Berkes, J. Colding, K. Danell, M. Falkenmark, L. Gordon, R. Kaspersen, W. Kautsky, A. Kinzig, S. Levin, K.-G. Måler, F. Moberg, L. Ohlsson, P. Olsson, E. Ostrom, W. Reid, J. Rockström, H. Savenije, et U. Svedin. 2002. *Resilience and Sustainable Development: Building Adaptive Capacity in a World of Transformations*. International Council for Science, ICSU Series on Science for Sustainable Development No. 3. [Online] URL: <http://www.sou.gov.se/mvb/pdf/resiliens.pdf>
- Forman, R.T.T. et L.E. Alexander. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207-231.
- Galindo-Leal, C. et F.L. Bunnell. 1995. Ecosystem management: implications and opportunities of a new paradigm. *Forestry Chronicle* 71: 601-606.
- Gauthier, S., A. Leduc et Y. Bergeron. 1996. Forest dynamics modelling under a natural fire cycle: a tool to define natural mosaic diversity in forest management. *Environmental Monitoring and Assessment* 39: 417-434.
- Gouvernement du Québec. 2002. Entente concernant une nouvelle relation entre le gouvernement du Québec et les Cris du Québec. « La paix des braves ». Gouvernement du Québec. 34 p.
- Haeussler, S. et D. Kneeshaw. 2003. Comparing forest management to natural processes. Dans : Burton P. J., C. Messier, D. W. Smith et W. L. Adamowicz, éditeurs. *Towards sustainable management of the boreal forest*. NRC Research Press, Ottawa, Ontario. p. 307-368.
- Nation Haïda c. Colombie-Britannique (Ministre des Forêts), [2004] 3 R.C.S. 511, 2004 CSC. 73

- Hannon, S.J. et C. McCallum. 2004. La conservation de la biodiversité des paysages forestiers aménagés au moyen d'une approche axée sur des espèces cibles. Réseau sur la Gestion Durable des Forêts. 60 p.
- Harvey, B.D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155: 369-385.
- Haskell, 1999. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern Appalachian mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.
- Hickey, C. et M. Nelson. 2005. Partenariat entre les Premières nations et le secteur forestier : une enquête nationale. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton (Alberta). 34 p.
- Hobson, K.A., et J. Schieck. 1999. Changes in bird communities in boreal mixedwood forest: harvest and wildfire effects over 30 years. *Ecological Applications* 9: 849-863.
- Hunter, M.L. 1993. Natural fire regime as spatial models for managing boreal forests. *Biological Conservation* 65: 115-120.
- Imbeau, L., L. Savard et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1850-1860.
- Institut de développement durable des Premières Nations du Québec et du Labrador (IDDPNQL). 2004. Mémoire présenté à la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- Jones, J.A., F.J. Swanson, B.C. Wemple et K.U. Snyder. 2000. Effects of roads on hydrology, geomorphology, and disturbance patches in stream networks. *Conservation Biology* 14: 76-85.
- Karjala, M.K., E.E. Sherry et S.M. Dewhurst. 2004. Criteria and indicators for sustainable planning: a framework for recording Aboriginal resource and social values. *Forest Policy and Economics* 6: 95-110.
- Kimmins, J.P. 2004. *Forest ecology: a foundation for sustainable forest management and environmental ethics in forestry*. Prentice Hall.
- Kneeshaw, D., S. Gauthier. 2003. Old growth in the boreal forest : a dynamic perspective at the stand and landscape level. *Canadian Journal of Forest Research*. 11:S99-S114.
- Kneeshaw, D., A. Leduc, P. Drapeau, S. Gauthier, D. Paré, R. Carignan, R. Doucet, L. Bouthillier et C. Messier. 2000a. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *Forestry Chronicle* 76: 481-493.
- Kneeshaw, D., C. Messier, A. Leduc, P. Drapeau, R. Carignan, D. Paré, J.P. Ricard, S. Gauthier, R. Doucet et D. Greene. 2000b. Vers une foresterie écologique : proposition d'indicateurs de GDF qui s'inspirent des perturbations naturelles. Rapport no 2. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, AB. 58 p.
- Kneeshaw, D., S.H. Yamasaki, M.J. Fortin, A. Leduc et C. Messier. 2000c. Développement d'indicateurs et d'outils d'évaluation de GDF à une échelle opérationnelle : un défi d'intégration. *L'Aubelle* 134: 20-22 et 135:19-20.

- La première nation de Betsiamites c. Procureur général du Canada *et al.* (2005). Cour supérieure du Québec; 500-17-022878-048. Montréal.
- Lafèche, V., J.C. Ruel et L. Archambault. 2000. Évaluation de la coupe avec protection de la régénération et des sols comme méthode de régénération de peuplements mélangés du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec, Canada. *Forestry Chronicle* 76: 653-663.
- LaRue, P. 1992. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour la martre d'Amérique (*Martes americanus* Turton) au Québec. Gouv. Du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, doc. tech. 92/7.
- Lee, P., C. Smyth et S. Boutin. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management* 70: 165-180
- Leroux, J., R. Chamberland, E. Brazeau et C. Dubé. 2004. Au pays des peaux de chagrin : Occupation et exploitation territoriales à Kitcisakik (Grand- Lac-Victoria) au XXIème siècle. Les Presses de l'Université Laval. Québec. 255 p.
- Lindenmayer, D.B. et J.F. Franklin. 2002. Conserving biodiversity: a comprehensive multiscaled approach. Island Press, Washington D.C.
- Lindenmayer, D.B., C.R. Margules et D. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.
- Lugo, A.E. et H. Gucinski. 2000. Function, effects, and management of forest roads. *Forest Ecology and Management* 133: 249-262.
- McGarigal, K. et B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122p.
- McRae, D.J., L.C. Duchesne, B. Freedman, T.J. Lynham et S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9: 223-260.
- Mech, L.D., S. Fritts, G.L. Radde et W.J. Paul. 1988. Wolf distribution and road density in Minnesota. *Wildlife Society Bulletin* 16: 85-87.
- Ministère des Ressources naturelles de la faune et des parcs (MRNFP). 2005. url : <http://www.mrn.gouv.qc.ca>
- Monderie, R. et R. Desjardins. 1998. L'erreur boréale. Casette vidéo. Montréal.
- Noss, R.F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience* 33:700-706.
- Noss, R.F. 1999. Assessing and monitoring forest biodiversity: a suggested framework and indicators. *Forest Ecology and Management* 115: 135-146.
- Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO). 2003. Situation des forêts du monde. <http://www.fao.org/docrep/005/y7581f/y7581f00.HTM>
- Oxley, D.J., M.B. Fenton et G.R. Carmody. 1974. The effects of roads on populations of small mammals. *Journal of Applied Ecology* 11: 51-59.

- Papatie, J. 2004. Vécu et réflexion de la communauté Anicinapek de Kitcisakik avec le régime forestier des Québécois. Mémoire présenté à la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 27 p.
- Parendes, L.A. et J.A. Jones. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H. J. Andrews Experimental Forest, Oregon. *Conservation Biology* 14: 64-76.
- Parsons, R. et G. Prest. 2003. Aboriginal forestry in Canada. *Forestry Chronicle* 79: 779-784.
- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. Dans : Shugart, H.H., R. Leemans et G.B. Bonan, éditeurs. *A systems analysis of the global boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 144-169.
- Pelletier, M. 2002. Augmenter la participation des Cris en améliorant le processus de planification de l'aménagement forestier. Forêt modèle crie de Waswanipi. Réseau de forêts modèles. 30 p.
- Perera A.H., L.J. Buse, et M.G. Weber. 2004. *Emulating natural forest landscape disturbances: concepts and applications*. Columbia University Press, New York.
- Potvin F. et N. Bertrand. 2004. Leaving forest strips in large clearcut landscape of boreal forest: a management scenario suitable for wildlife? *Forestry Chronicle* 80: 44-53.
- Potvin, F., R. Courtois et L. Bélanger. 1999. Short-term response of wildlife to clear-cutting in Quebec boreal forest: multiscale effects and management implication. *Canadian Journal of Forest Research* 29: 1120-1127.
- Premières Nations Mamit Innuat. 2004. Mémoire présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- Première Nation de Timiskaming. 2004. Mémoire présenté à la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise.
- Première nation Tlingit de Taku River c. Colombie-Britannique (Directeur d'évaluation de projet), 2004 CSC 74, [2004] 3 R.C.S. 550
- Probst, J.R. et T.R. Crow. 1991. Integrating biological diversity and resource management. *Journal of Forestry* 89 : 12-17.
- Rateaud, W., H. Jolicoeur et P. Etcheverry. 2001. Habitat du loup dans le sud-ouest du Québec : occupation actuelle et modèles prédictifs. Ministère de l'Environnement du Québec. Société de la faune et des parcs. 56 p.
- Reed, A.R., J. Johnson-Barnard et W.L. Baker. 1996. Contribution of roads to forest fragmentation in the Rocky Mountains. *Conservation Biology* 10: 1098-1106.
- Rivard, D. et M. Seaby. 2003. Road systems as indicators of status and trends in land use in and surrounding Canada's national parks. *Science and Management of Protected Areas Association (SAMPAA), 5<sup>th</sup> international SAMPAA conference*. 9 p. url: [http://www.sampaa.org/search\\_a.htm](http://www.sampaa.org/search_a.htm).
- Saint-Arnaud, M., L. Sauvé et D. Kneeshaw. 2005. Forêt identitaire, forêt partagée : trajectoire d'une recherche participative chez les Anicinapek de Kitcisakik. *Vertigo* 6(2).
- Serrouya, R. et R. D'Eon. 2004. Variable retention forest harvesting : Research synthesis and implementation guidelines. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, AB. 53 p.

- Seymour, R.S. et M.L. Hunter Jr.. 1999. Principles of ecological forestry. Dans: Hunter, M.L. Jr. (Ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press. Cambridge, UK. p. 22–61.
- Sheppard, S.R.J. 2005. Participatory decision support for sustainable forest management: a framework for planning with local communities at the landscape level in Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 1515-1526.
- Sherry, E., R Halseth, G. Fondahl, M. Karjala et B. Leon. 2005. Local-level criteria and indicators: an Aboriginal perspective on sustainable forest management. *Forestry* 78: 513-539.
- Simon, N., F. Schwab, M. Lecoure, F. Phillips et P. Trimper. Effects of trapper access on a marten population in central Labrador. *Northeast Wildlife* 54: 73-76.
- Song, S.J., éditeur. 2002. *Ecological basis for stand management: a synthesis of ecological responses to wildfire and harvesting*. Alberta Research Council Inc., Vegreville, AB.
- Spence, J.R., Langor, D.W., Niemelä, J., Cárcamo, H.A. et Currie, C.R. 1996: Northern forestry and carabids: the case for concern about old-growth species. *Annales Zoologici Fennici* 33: 173-184.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager et F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31: 79-92.
- The Montreal Process. 1999. *Criteria and indicators for conservation and sustainable management of temperate and boreal forests*. Second edition. 16 p.
- Trombulak, S.C. et C.A. Frissell. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14: 18-30.
- Wyatt, S. 2004. *Co-existence of Atikamekw and industrial forestry paradigms. Occupation and management of forestlands in the St-Maurice river basin, Québec*. Thèse de Doctorat. Université Laval. 385 p.

## ANNEXES

Annexe 1 : Liste des compagnies forestières impliquées dans le projet de foresterie autochtone à Kitcisakik.

Bois Oméga limitée  
Bowater Produits Forestiers du Canada inc.  
Cdex (9008-6760 Québec inc.)  
Industries Norbord Inc.  
La Compagnie Commonwealth Plywood Ltée  
Louisiana-Pacific Canada Limitée  
Produits forestiers Domtar Inc.  
Tembec Inc.

Annexe 2 : Document technique remis aux partenaires industriels et communautaires lors de la rencontre du 8 mars 2006 décrivant brièvement le modèle d'aménagement forestier de Kitcisakik (KLM).

## **MODÈLE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE KITCISAKIK**

### **BUT DU MAFK**

Les modèles informatiques sont des illustrations simplifiées de l'écosystème forestier et ne prétendent pas prédire le futur. Le MAFK ne doit pas être vu comme un outil permettant de prédire ce qui arrivera au territoire de Kitcisakik, mais plutôt comme un outil permettant d'évaluer des tendances possibles. Le but du MAFK est de permettre d'explorer plusieurs scénarios d'aménagement et d'en déceler les impacts respectifs sur l'évolution d'indicateurs autochtones d'aménagement forestier durable. Ce modèle est un outil d'aide à la décision permettant d'illustrer les conséquences dans le temps et l'espace de nos actions sur la forêt.

## RÉSOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE

Le MAFK utilise une résolution spatiale de 0,25 ha par pixel. La résolution spatiale du MAFK est de 10 ans, et les attributs servant d'indicateurs peuvent être enregistrés dans un dossier « output » à des temps variables (10, 20, 50 ou 100 ans, dépendamment de l'indicateur). Chaque simulation couvre un horizon de 300 ans.

## DONNÉES INITIALES

Les cartes matricielles utilisées pour le MAFK sont dérivées des données du troisième inventaire décennal du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Le MAFK utilise l'âge dominant des peuplements, les espèces, les lacs et les routes.

## DIFFÉRENTES ZONES D'AMÉNAGEMENT

Avec le MAFK nous pouvons utiliser un ou plusieurs types d'aménagement en même temps. Chaque zone d'aménagement est associée à un type d'aménagement ou à une zone de protection.

## LES TYPES D'AMÉNAGEMENT SIMULÉS AVEC LE MAFK

Chacun des types d'aménagement est dirigé par un objectif de récolte, soit un pourcentage de la forêt récolté à chaque année. Chaque zone a une unique gamme de paramètres (décrits ci-dessous).

Statu quo (SQ) : Représente les pratiques des dernières décennies. Aucune contrainte de dispersion.

Coupe mosaïque (Mosaïque) : dispersion des aires de coupe à l'intérieur d'une unité territoriale de référence (UTR). Le MAFK met en réserve aléatoirement une superficie équivalente à une aire de coupe à l'intérieur d'une UTR particulière.

Aménagement écosystémique (Éco) : La proportion de trois traitements (coupe totale et deux types de coupe partielle) est définie en fonction de la proportion de chaque classe d'âge dans une forêt naturelle (selon le cycle de feux). La taille des coupes est déterminée en fonction de trois classes de superficie des feux de forêts.

Classes d'âges (CA) : La coupe est guidée par la distribution des classes d'âge.

Aménagement intensif (AI) : Est similaire au statu quo, mais inclut des zones de plantations à croissance rapide avec une courte révolution (non utilisé dans la présente étude).

Aires protégées (AP) : Aucune coupe forestière (non utilisé dans la présente étude).

## LES ÉVÈNEMENTS DU PAYSAGE INCLUS DANS LE MAFK

Le MAFK comprend 9 sous-modèles simulant différents événements du paysage ou permettant de suivre l'état d'indicateurs dans le temps. Voici une brève description de chacun d'eux et l'ordre dans lequel ils surviennent à chaque unité de temps pendant une simulation :

« CreateSpurRoads » : Construit des routes secondaires en reliant les parterres de coupe au réseau routier principal.

« UpdateRoads » : Met à jour le réseau routier à mesure que les coupes s'effectuent.

« UpdateDist2Rds » : Met à jour la distance maximale d'une route où le modèle de coupe forestière peut placer un parterre de coupe.

« Succession » : La composition ne change pas dans cette version, c'est uniquement l'âge des différents regroupements d'espèces qui augmente.

« Report Results » : Sous-modèle permettant d'extraire l'information provenant des différentes couches à des intervalles de temps définis. Information sur la forêt, les coupes et les routes.

« Fire » : Le sous-modèle de feux de forêts est un modèle empirique, dirigé par le cycle de feux et la taille moyenne de ceux-ci. Le nombre moyen de feux par année est déterminé par :

$$\text{Nbr feux} = \text{Superficie du paysage} / (\text{taille moyenne} * \text{cycle de feux})$$

« Planing » : Identifie les aires disponibles pour les différents types de coupe en fonction de leurs restrictions propres (âge minimum de récolte, accessibilité, contiguïté des parterres de coupe).

« Operating Area » : Ce sous-modèle simule des chantiers de coupe. Il sélectionne des aires où la probabilité de coupe sera favorisée en fonction de l'âge minimum de récolte des peuplements, et ce pour une période de temps paramétrée.

« Logging » : Le sous-modèle de coupe forestière est construit de façon à simuler les éléments essentiels des différentes pratiques forestières tel que l'agglomération des parterres de coupe, la coupe mosaïque et l'aménagement écosystémique (décrit dans la section : scénarios d'aménagement).

Annexe 3: Description des paramètres et des valeurs attribuées pour les simulations de ce projet de recherche.

Paramètres	Valeurs attribuées lors des simulations			
Nombre de chantiers sur le territoire et leur durée dans le temps	5 chantiers pendant 5 ans			
Taux de récolte (superficie ou pourcentage)	1 % annuellement (4 055 hectares/an)			
Âge minimum de récolte (AMR) de chaque type de coupe		Totale	Cp2	Cp3
	SQ	75 ans	NA	NA
	Mo	75 ans	NA	NA
	Éco	75 ans	75 ans	75 ans
Proportion de chaque type de coupe		Totale	Cp2	Cp3
	SQ	100 %	0 %	0 %
	Mo	90 %	0 %	0 %
	Éco	50 %	25 %	25 %
Intervalle de temps entre les coupes partielles	Cp2	10 ans		
	Cp3	10 ans		
Classes de superficie de coupe (hectares)		Petites	Moyennes	Grandes
	SQ	70 -100	101-150	N/A
	Mo	50 - 70	71-150	N/A
	Éco	100 -150	151-300	301-400
Proportion de chaque classe de superficie de coupe		Petites	Moyennes	Grandes
	SQ	90 %	10 %	0 %
	Mo	90 %	10 %	0 %
	Éco	70 %	25 %	5 %
Âge moyen de la forêt à 7 mètres	35 ans			
Proportion de forêt résiduelle de plus de 7 mètres par UTR (mosaïque)	50 %			
Distance maximale entre un bloc de coupe et une route existante	2 kilomètres			
Distance entre une route existante et un bloc de coupe qui ne nécessite pas la construction d'une nouvelle route	500 mètres			

Annexe 4: Valeurs des indices de configuration spatiale à chaque 50 ans pour une période totale de simulation de 300 ans.

Année	Scénario	Cohorte	Indices de configuration		
			SGP	NP	SMP
0	État initial	1	264755	1745	215
		2	524	894	17
		3	261	900	17
50	Écosystémique	1	17973	4077	45
		2	25049	5430	38
		3	363	1386	11
	Mosaïque	1	39232	4678	56
		2	9241	6103	22
		3	288	978	10
Statu quo	1	128829	1988	139	
	2	18097	2688	46	
	3	318	563	14	
100	Écosystémique	1	9611	6067	33
		2	6974	7136	27
		3	470	1806	8
	Mosaïque	1	102266	3915	78
		2	2691	5154	18
		3	422	775	9
Statu quo	1	267402	1505	247	
	2	6118	1244	27	
	3	328	193	10	
150	Écosystémique	1	10322	6635	30
		2	2932	6365	15
		3	3116	7387	15
	Mosaïque	1	80818	4739	61
		2	1839	6262	10
		3	1688	1693	31
Statu quo	1	258030	1733	215	
	2	6561	1032	28	
	3	1985	262	26	
200	Écosystémique	1	11299	6658	30
		2	2333	8076	13
		3	3327	8126	13
	Mosaïque	1	75524	4629	62
		2	1553	6546	10
		3	1626	1298	40
Statu quo	1	239078	1731	214	
	2	4963	1258	26	
	3	680	81	12	
250	Écosystémique	1	11023	6903	29
		2	2301	8403	13
		3	3652	8386	12
	Mosaïque	1	71348	4797	60
		2	1354	6887	9
		3	1615	1530	38
Statu quo	1	261086	1834	203	
	2	5771	1170	29	
	3	572	66	14	
300	Écosystémique	1	11758	7118	28
		2	2328	8429	13
		3	2439	8844	11
	Mosaïque	1	74942	4883	58
		2	1434	7034	9
		3	1516	1594	38
Statu quo	1	250378	1760	214	
	2	5038	1248	25	
	3	459	41	15	

**SGP**: parcelle la plus grande; **NP**: Nombre des parcelles; **SMP**: Superficie moyenne des parcelles.