

## TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS .....	ix
LISTE DES FIGURES .....	xv
LISTE DES TABLEAUX.....	xvi
LISTE DES ANNEXES .....	xvii
RÉSUMÉ .....	xxi
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE .....	1
1.1. Contexte.....	1
1.1.1. Forêts tempérées mixtes.....	1
1.1.2. Altération des forêts mixtes .....	2
1.1.3. Dépendance des communautés autochtones aux forêts mixtes.....	3
1.1.4. Prise en compte des communautés autochtones dans l'aménagement .....	4
1.2. Objectifs de la recherche .....	5
1.3. Aire d'étude.....	5
CHAPITRE II	
ATTRIBUTS DE LA SAPINIÈRE À BOULEAU JAUNE DE L'OUEST AUX PÉRIODES PRÉINDUSTRIELLE ET ACTUELLE EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE, QUÉBEC .....	8
2.1 Résumé .....	9
2.2 Introduction .....	10
2.3 Matériel et méthodes .....	12
2.3.1 Aire d'étude .....	12
2.3.2 Cartes écoforestières .....	13
2.3.3 Archives récentes des perturbations naturelles et anthropiques.....	14

2.3.4	Historique des feux .....	14
2.3.5	Cycle de feux .....	15
2.3.6	Superficies affectées par les perturbations anthropiques .....	15
2.3.7	Caractéristiques de la végétation.....	16
2.3.8	Analyses statistiques .....	17
2.4	Résultats et discussion.....	17
2.4.1	Historique des feux et superficies affectées .....	17
2.4.2	Épidémies d'insectes.....	20
2.4.3	Coupes forestières.....	20
2.4.4	Caractéristiques de la végétation dans les décennies 1970 et 2000 .....	21
2.4.4.1.	Couvert, classes d'âge et densité.....	21
2.4.4.2.	Groupes d'essences et classes d'âge .....	22
2.4.5	Impacts des perturbations sur les groupes d'essences.....	25
2.5	Conclusion.....	28
2.6	Remerciements .....	29
2.7	Références .....	30
2.8	Annexes .....	36
CHAPITRE III		
IMPACTS DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER SUR LA DISPONIBILITÉ DES BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX POUR UNE COMMUNAUTÉ AUTOCHTONE EN FORÊT TEMPÉRÉE MIXTE .....		
3.1.	Résumé .....	44
3.2.	Introduction .....	45
3.3.	Matériel et méthodes .....	46
3.3.1.	Aire d'étude .....	46
3.3.2.	Identification, classification et évaluation des BSE.....	48

3.3.3.	Analyse de l'état et de l'évolution des BSE.....	50
3.4.	Résultats .....	52
3.4.1.	Répartition spatiale des BSE.....	52
3.4.2.	Interactions entre les BSE.....	53
3.4.3.	Écarts entre les BSE à l'échelle des terrains de trappe et du territoire.....	56
3.4.4.	Diversité des BSE .....	58
3.5.	Discussion.....	63
3.5.1.	Diminution des pessières, des sapinières et des érablières .....	63
3.5.2.	Diminution des vieilles forêts .....	64
3.5.3.	Augmentation du bois de chauffage.....	64
3.5.4.	Augmentation des habitats fauniques de bonne qualité.....	65
3.5.5.	Relations des BSE fauniques .....	66
3.3.5.1.	Synergies .....	66
3.3.5.2.	Compromis entre la faune et les autres BSE.....	66
3.3.6.	Augmentation apparente de certains BSE culturels.....	67
3.4.	Conclusion.....	69
3.5.	Remerciements .....	70
3.6.	Références .....	71
3.7.	Annexes .....	79
	CHAPITRE IV.....	80
	PROCESSUS PARTICIPATIF POUR L'ÉLABORATION ET LA MISE EN ŒUVRE DE SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE : CAS DE LA COMMUNAUTÉ ALGONQUINE DE KITCISAKIK (CANADA).....	80
4.1	Résumé .....	81
4.2	Introduction .....	82
4.3	Matériel et méthodes .....	84

4.3.1.	Aire d'étude .....	84
4.3.2.	Utilisation du cadre d'analyse des « 4R ».....	85
4.3.3.	Sélection des participants et entrevues.....	88
4.3.4.	Traitement et analyse des informations .....	89
4.4	Résultats .....	90
4.4.1	État de la forêt et des BSE .....	90
4.4.2	Principales parties prenantes .....	90
4.4.3	Droits .....	91
4.4.4	Responsabilités .....	92
4.4.5	Retombées socioéconomiques et socioécologiques .....	97
4.4.6	Relations avec les autres parties prenantes et avec la forêt.....	100
4.4.7	Enjeux et solutions.....	106
4.5	Discussion.....	107
4.5.1	Manque de reconnaissance des droits des communautés autochtones.....	107
4.5.2	Difficultés des communautés autochtones à trouver des responsabilités dans l'aménagement des forêts .....	108
4.5.3	Accès insuffisant aux retombées de la forêt.....	108
4.5.4	Nécessité des partenariats pour une participation effective de la communauté.....	109
4.6	Implication et participation de la communauté .....	111
4.6.1	Identification des objectifs .....	111
4.6.2	Amélioration du cadre d'harmonisation .....	111
4.6.3	Définition des responsabilités .....	112
4.6.4	Mise en œuvre d'un programme de renforcement des capacités .....	114
4.7	Remerciements .....	117

4.8	Références .....	118
CHAPITRE V		
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	129
5.1	Portraits de la forêt aux périodes préindustrielle et actuelle.....	129
5.2	Lien entre la forêt et la communauté .....	130
5.3	Nécessité d'une implication et participation active de la communauté à la gestion de la forêt.....	132
5.4	Enjeux et solutions .....	132
5.5	Limites de la thèse .....	140
5.6	Recommandations générales .....	141
5.7	Références (Introduction générale et Conclusion générale).....	143

## LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 : Localisation de la zone étudiée.....	6
2.1 : Localisation de la zone étudiée.....	13
2.2 : Historique des feux pour les décennies 1880-1990. ....	20
2.3 : Superficies affectées par type de coupe (ha).....	21
2.4 : Proportions de superficies occupées par les groupes d'essences dans la décennie 1970 (jeunes forêts en vert foncé et vieilles forêts en vert clair) et dans la décennie 2000 (jeunes forêts en marron foncé et vieilles forêts en marron clair).....	24
2.5 : Proportions de superficies affectées par type de perturbation sévère et par groupe d'essences.....	26
2.6 : Proportions de superficies affectées par type de perturbation légère et par groupe d'essences.....	27
3.1 : Territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik.....	47
3.2 : Diversité et abondance des BSE par terrain de trappe en 1970 (les terrains sont représentés du haut vers le bas suivant l'axe nord-sud). La longueur des pétales représente l'abondance d'un service et le nombre de pétales la diversité de services.....	58
3.3 : Diversité et abondance des BSE par terrain de trappe en 2000 (les terrains sont représentés du haut vers le bas suivant l'axe nord-sud). La longueur des pétales représente l'abondance d'un service et le nombre de pétales la diversité de services.....	59
3.4 : Diversité et abondance des BSE par groupes de terrains de trappe en 1970. ....	61
3.5 : Répartition des groupes de terrains de trappe sur le territoire en 1970.....	61
3.6 : Diversité et abondance des BSE par groupes de terrains de trappe en 2000. ....	62
3.7 : Répartition des groupes de terrains de trappe sur le territoire en 2000.....	62
4.1 : Territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik.....	85
5.1 : Arbre à problèmes de l'altération de la forêt et de la perte d'habitats fauniques.....	134
5.2 : Arbre à solutions de la restauration de la forêt et des habitats fauniques.....	135
5.3 : Arbre à problèmes du manque de collaboration.....	136
5.4 : Arbre à solutions du développement de partenariat.....	137

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 : Occurrences, superficies et pourcentage du territoire affecté par les feux cartographiés depuis 1880.....	18
2.2 : Comparaison des proportions de superficie par classe d'âge et par type de couvert entre les décennies 1970 et 2000 (avec $p < 0,05 = *$ ; $p < 0,01 = **$ ; $p < 0,001 = ***$ )... 22	22
3.1 : Liste des BSE selon les catégories du Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005a) et les mesures utilisées.....	50
3.2: Répartition spatiale (aléatoire ou groupée) du degré d'abondance des BSE en 1970 et en 2000 (test d'autocorrélation du I de Moran; * : $p < 0,05$ , ** : $p < 0,01$ et *** : $p < 0,001$ ). .....	53
3.3 : Relations de synergies (corrélations positives) et de compromis (corrélations négatives) entre les BSE en 1970 et en 2000. ....	55
3.4 : Écarts des proportions de BSE entre les deux périodes (2000-1970).....	57
3.5 : Groupes de terrains de trappe en 1970 et en 2000 .....	60
4.1 : Contenu des « R » de la communauté dans le cadre de la gestion de la forêt.....	88
4.2 : Portrait des droits de la communauté.....	92
4.3 : Portrait des responsabilités. ....	94
4.4 : Portrait des retombées.....	98
4.5 : Portrait des relations entre la communauté et les autres parties prenantes. ....	102
4.6 : Portrait du rapport de la communauté à la forêt.....	105
5. 1: Suggestions de techniques sylvicoles pour faire face à l'enjeu de la baisse du potentiel culturel .....	138
5. 2: Approches de gouvernance suggérées pour faire face à l'enjeu du manque de partenariats.....	140

## LISTE DES ANNEXES

Annexe	Page
2.1 : Proportions de superficie par classe de densité (A = > 80% de couvert formé par la projection au sol des cimes, B = 61-80%, C = 41-60% et D = 25-40%) et par type de couvert en 1970 et en 2000, avec $p < 0,05 = *$ ; $p < 0,01 = **$ ; $p < 0,001 = ***$ ).....	36
2.2 : Proportions de changement des groupes d'essences entre 1970 et 2000 selon le type de perturbation (les changements majeurs sont indiqués en caractères gras).....	37
3.1 : Répartition spatiale (aléatoire ou groupée) du degré d'abondance des BSE en 1970 et en 2000 (test d'autocorrélation du I de Moran; * : $p < 0,05$ , ** : $p < 0,01$ et *** : $p < 0,001$ ). .....	79
4.1 : Guide d'entretien semi-directif.....	128



## LISTE DES ABRÉVIATIONS

AFD	Aménagement forestier durable
ANFA	Association nationale de foresterie autochtone
ASSSAT	Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue
BR	Brûlis
BRP	Brûlis partiel
BSE	Biens et services environnementaux
CEF	Centre d'étude de la forêt
CHP	Chablis partiel
CHT	Chablis total
CP	Coupe partielle
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols
CPT	Coupe avec protection des petites tiges marchandes.
CREAT	Conseil régional de l'environnement de l'Abitibi-Témiscamingue
CRR	Coupe avec récolte de tiges résiduelles et de rebuts
CRSNG	Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada
CT	Coupe totale
EL	Épidémie légère

ENCR	École nationale des cadres ruraux
ENS	Ensemencement
ES	Épidémie sévère
ETR	Élimination de tiges résiduelles
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FRQNT	Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies
FSC	<i>Forest Stewardship Council</i>
GIRT	Gestion intégrée des ressources et du territoire
GTZ	<i>Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit</i>
IQH	Indice de qualité d'habitat
IRF	Institut de recherche sur les forêts
MEA	<i>Millenium Ecosystem Assessment</i>
MRN	Ministère des Ressources naturelles
MRNF	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
OIFQ	Ordre des ingénieurs forestiers du Québec
P	Plantation
RCAP	<i>Royal Commission on Aboriginal Peoples</i>
RIMA	Relevé des insectes et des maladies

SAB-BOJ	Sapinière à bouleau jaune
SAB-BOP	Sapinière à bouleau blanc
SET	Savoirs écologiques traditionnels
TBE	Tordeuse des bourgeons de l'épinette
UNEP	<i>United Nations Environmental Programme</i>
UQÀM	Université du Québec à Montréal
UQAR	Université du Québec à Rimouski
UQAT	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

## RÉSUMÉ

Les forêts tempérées mixtes constituent un écosystème complexe d'un point de vue écologique et sociétal. Elles occupent une place importante dans la vie des communautés autochtones de l'est de l'Amérique de Nord. Cependant, elles font l'objet d'opérations forestières qui conduisent à des changements importants dans la composition et la structure des peuplements. Ces changements affectent les biens et services que la forêt procure aux communautés autochtones qui en dépendent pour la satisfaction de leurs besoins. C'est le cas de la communauté des Algonquins de Kitcisakik, dont le territoire est situé dans la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (SAB-BOJ-O), en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). Afin d'étudier l'impact de l'altération des forêts mixtes sur la communauté, nous avons procédé en trois étapes.

Dans le premier chapitre, nous avons comparé les portraits de la forêt du territoire de Kitcisakik pendant les périodes préindustrielle (<1980) et actuelle (≥1980). La comparaison de leurs attributs a révélé que le régime de perturbations qui était naguère dominé par les perturbations naturelles secondaires, l'est maintenant par les coupes totales. Cette partie de l'étude a permis de mettre en évidence les changements intervenus dans le paysage, actuellement caractérisé par un rajeunissement et un enfeuillage.

Dans le chapitre 3, nous avons étudié l'évolution spatiotemporelle de biens et services environnementaux (BSE) importants pour la communauté. Cette étape nous a permis d'étudier la relation forêt-société. Nous avons identifié les impacts de ces évolutions sur la forêt elle-même et sur la communauté de Kitcisakik. Les résultats montrent qu'entre les deux périodes, la moitié des BSE ont augmenté en proportion (Tableau 3.4). Il s'agit principalement du lièvre, de l'orignal et du bois de chauffage, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, de l'écorce de bouleau blanc, du thuya, et du castor. Des BSE ont diminué, principalement le bois de construction d'épinette et de sapin, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, les vieilles forêts et le sirop d'érable. Les BSE forêt en santé et pin blanc sont demeurés relativement stables à l'échelle du territoire. Cependant, il convient de noter que ces portraits à l'échelle du territoire cachent une variabilité au sein des terrains de trappe.

Ainsi, certains BSE ont pu connaître des augmentations par endroits et des diminutions ailleurs. C'est le cas du castor, du sirop d'érable, des vieilles forêts, des forêts en santé, du pin blanc et de l'écorce de bouleau blanc. Aussi bien en 1970 qu'en 2000, les terrains de trappe familiaux de la communauté se répartissaient en sept groupes, qui ont légèrement changé entre les deux périodes, reflétant la tendance à l'enfeuilletement et au rajeunissement. Même si les terrains de trappe associés au groupe culturel ont augmenté, le potentiel des activités culturelles a diminué lorsque les fonctions culturelles d'autres BSE sont prises en compte, comme la faune, l'épinette et le sapin. Les interactions entre les BSE ont révélé, d'une part, une augmentation des synergies, notamment entre les BSE ayant des attributs de vieilles forêts et, d'autre part, des compromis entre la faune et les autres BSE. Cela indique que les BSE liés aux forêts mûres et surannées ont tendance à devenir moins abondants et localisés dans certains terrains de trappe, tandis que les BSE liés aux jeunes forêts sont mieux répartis sur le territoire.

Dans le chapitre 4, nous avons réalisé un diagnostic de la communauté, notamment en ce qui concerne les contraintes liées à sa participation active à la gestion de la forêt. Pour ce faire, nous avons utilisé le cadre d'analyse des « 4R » (*rights, responsibilities, relations, returns*, c.-à-d. droits, responsabilités, retombées, relations, retombées). Cette partie de l'étude a révélé, entre autres, que les contraintes rencontrées par la communauté sont liées à des facteurs externes. En effet, le droit de consultation et d'accommodement n'est pas toujours observé à la satisfaction de la communauté par le gouvernement et les compagnies forestières. La communauté aspire à des responsabilités qu'elle n'arrive pas à assumer puisqu'elles ne sont pas reconnues. De plus, elle a du mal à établir des relations de partenariat avec les différentes parties prenantes et retire peu de retombées de l'exploitation des ressources. Les contraintes sont aussi intrinsèques, dans la mesure où la communauté manque de capacités du point de vue des aspects techniques de la gestion et de l'aménagement forestier. Nous avons proposé un processus qui favoriserait l'implication et la participation effective de la communauté dans la gestion de la forêt.

Deux principaux enjeux ont été identifiés dans cette thèse. Le premier, relatif à l'altération de la forêt, a été documenté quantitativement dans les chapitres II et III et qualitativement dans le chapitre IV. Cet enjeu nécessitera de faire appel à des scénarios d'aménagement visant la

restauration de la forêt et des habitats, notamment pour améliorer le potentiel culturel et les retombées socioécologiques. Le second enjeu, documenté au chapitre IV, est lié au manque de collaboration entre la communauté et les autres parties prenantes du secteur forestier. Cet enjeu nécessitera une approche de gouvernance qui favorisera une implication effective de la communauté et une augmentation des retombées socioéconomiques, ainsi que des ententes d'aménagement et la réduction des conflits.

## CHAPITRE I

### INTRODUCTION GÉNÉRALE

#### 1.1. CONTEXTE

##### 1.1.1. Forêts tempérées mixtes

La superficie mondiale des forêts tempérées mixtes a été évaluée par la FAO à 777 millions d'hectares (FAO, 1993). Elles sont pour l'essentiel situées dans l'hémisphère Nord (Amérique du Nord, Europe et Asie orientale), entre le 45° et le 50° degré de latitude. Leur qualité et la manière dont elles sont aménagées et utilisées suscitent un intérêt croissant auprès du grand public (Korotkov, 1993; FAO, 2014). La zone tempérée du nord-est de l'Amérique du Nord est constituée par le secteur compris entre les 42° et 48° degrés de latitude Nord et entre les 90° et 60° degrés de longitude ouest. Au Québec, la forêt tempérée mixte correspond au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (SAB-BOJ) qui s'étend de la frontière de l'Ontario jusqu'à la pointe de la Gaspésie, pour la majeure partie entre les 47° et 48° degrés de latitude Nord (Prévost et al., 2003). La sapinière à bouleau jaune couvre 98 600 km<sup>2</sup>, soit 6,5 % du territoire du Québec (OIFQ, 2009) et les principales formations végétales de fin de succession y sont des peuplements mélangés de sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) (Prévost et al., 2003). Le domaine de la sapinière à bouleau blanc fait partie de la forêt boréale (Bergeron et Harvey, 1997). Il couvre 139 000 km<sup>2</sup> (9,2 % de la superficie du Québec) et s'étend entre les 48° et 49° degrés de latitude Nord (OIQF, 2009). Dans la zone boréale, les perturbations naturelles comme les feux, les épidémies d'insectes et les chablis, engendrent une dynamique qui favorise l'établissement de communautés forestières pionnières dominées par le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.). On y retrouve le sapin baumier, l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) (Bergeron et al., 2014). Ces forêts se transforment peu à peu en peuplements mélangés, pour finalement évoluer, en fin de succession, vers la sapinière.

La forêt mixte est un milieu riche qui répond à des besoins diversifiés. À maints égards, les forêts mixtes représentent plus que la simple somme des propriétés de leurs composantes feuillue et résineuse. En effet, les peuplements mixtes sont plus résistants que les peuplements purs aux perturbations telles que les feux, les chablis et les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) (Larsen, 1995). Ils contribuent à une plus grande diversité à l'échelle du paysage (Cavard et al., 2011). De plus, certaines espèces sont plus abondantes dans les peuplements mixtes que dans les peuplements purs (Macdonald et al., 2010) et certaines espèces sont même exclusives aux forêts mixtes (Girard et al., 2004; Young et al., 2005; Cavard et al., 2011). En outre, les forêts mixtes qui n'ont pas encore été altérées par la coupe industrielle présentent, à plusieurs endroits, des caractéristiques de vieilles forêts (Boucher et al., 2009).

#### 1.1.2. Altération des forêts mixtes

Au cours des 50 dernières années, les interventions humaines ont modifié les écosystèmes plus rapidement et plus profondément que durant toute autre période comparable dans l'histoire, en grande partie pour répondre de plus en plus rapidement aux demandes en nourriture, en eau douce, en bois de construction, en fibres et en combustible (MEA, 2005). La structure et la composition des forêts mixtes tempérées et boréales ont été altérées par rapport aux forêts préindustrielles (Etheridge et al., 2005; Alvarez, 2011; Boucher et al., 2009). Parmi les changements observés, notons le déclin de certaines espèces de conifères mal adaptées à de courts intervalles entre les coupes (le thuya occidental) (Bergeron et al., 1998); l'augmentation d'espèces pionnières (peuplier faux-tremble) (Harvey et Bergeron, 1989) ou à forte capacité de régénération après coupe (sapin baumier) (Fortin et al., 2003); le remplacement de forêts mûres et surannées par des peuplements jeunes ou en régénération (Bergeron et Harvey, 1997; Prévost et al., 2003). La plupart du temps, le développement économique est passé au premier plan, devant les considérations écologiques et sociales (Fréchette, 2009). L'ampleur des impacts nécessite d'en tenir compte explicitement dans les stratégies de gestion et de conservation (Kneeshaw et al., 2000; Berkes, 2004; Elmqvist et al., 2004; Beier et al., 2008).



### 1.1.3. Dépendance des communautés autochtones aux forêts mixtes

En plus des considérations d'ordre écologique évoquées à la section précédente, la problématique de la forêt, de manière générale, se pose également en termes d'occupation et d'utilisation par des populations diverses. En effet, à travers le monde, beaucoup de collectivités locales, y compris un grand nombre de communautés autochtones, vivent à l'intérieur ou à proximité des forêts et en dépendent pour leur subsistance ou pour la pratique d'activités culturelles (Gracey, 2000; Elanchezian et al., 2007; Moss et al., 2007; Couillard et Gilbert, 2009). Au Canada, près de 80 % des communautés autochtones se trouvent dans les forêts dites « productives » (ANFA, 2003) et les territoires ancestraux de plusieurs communautés sont situés en forêt mixte. Depuis fort longtemps, les peuples autochtones du Canada se tournent vers la forêt pour combler leurs besoins culturels, spirituels et matériels. D'ailleurs, les rapports des consultations publiques et commissions d'étude sur les peuples autochtones ou sur l'aménagement des forêts, de même que des jugements des différentes cours de justice, regorgent de témoignages sur la relation de respect et de réciprocité qu'entretiennent les Autochtones avec la Terre (Saint-Arnaud, 2009). L'économie de subsistance est encore très importante dans les communautés appartenant à plusieurs nations qui vivent en étroite association avec les forêts mixtes et les biens et services environnementaux (BSE) qu'elles procurent.

Le lien entre les populations et la forêt peut être examiné en étudiant la diversité des BSE qu'elle procure. Les BSE sont définis comme étant les bénéfices que les populations tirent gratuitement des écosystèmes (De Groot, 2002; Wallace, 2007; Costanza, 2008; Fisher et Turner, 2008; Fisher et al., 2009). On reconnaît généralement quatre grands types de BSE : les BSE d'auto-entretien, non directement utilisés par les humains, mais qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (e.g. recyclage des nutriments, production primaire), les BSE d'approvisionnement ou de prélèvement, qui constituent des biens appropriables (e.g. aliments, matériaux et fibres, remèdes, eau douce, bioénergies), les BSE de régulation, c'est-à-dire la capacité à moduler dans un sens favorable à l'humain des phénomènes comme le climat, l'occurrence et l'ampleur des maladies ou différents aspects du cycle de l'eau (crues, étiages, propriétés physico-chimiques) et, enfin, des BSE culturels, à savoir l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques, culturelles et spirituelles (MEA 2003; 2005a).

#### 1.1.4. Prise en compte des communautés autochtones dans l'aménagement

La gestion forestière doit prendre en compte de façon spécifique la présence autochtone sur le territoire, notamment en associant les communautés à la préparation des plans d'aménagement forestier et au développement économique qui en découle (Gouvernement du Québec, 2008). L'acceptation sociale devient de plus en plus une exigence dans les politiques ou pratiques d'aménagement forestier (Ford et al., 2008; Rousseau, 2008). Or, les paradigmes industriel (développement économique, rendement soutenu) et autochtone (développement social, traditions, gestion durable) sont aux antipodes (Wyatt, 2004; Saint-Arnaud, 2009) et l'intégration des savoirs traditionnels dans la gestion forestière tarde à se concrétiser.

Il apparaît nécessaire de mettre en place un processus d'harmonisation des différents usages de la forêt pour un aménagement véritablement durable où toutes les dimensions sont réellement prises en compte. De nos jours, il est largement accepté que l'aménagement forestier durable (AFD) ne se limite pas à la production soutenue de matière ligneuse (Peterken, 1996; Chandrashekara et Sankar, 1998; Kokou et al., 2005; Agnoletti, 2006; Rochel, 2008). Les principes énoncés lors de la Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement reflètent la complexité multidimensionnelle de l'AFD (Rametsteiner et Simula, 2003). L'AFD intègre l'ensemble des valeurs et services des forêts et devrait être « plus qu'un processus purement scientifique » (Adamowicz et Burton, 2003). De ce point de vue, l'AFD ouvre une porte aux savoirs écologiques traditionnels (SET) que les communautés autochtones ont développés depuis plusieurs siècles. Les SET constituent un ensemble de connaissances, de pratiques et de croyances transmises culturellement de génération en génération, concernant la relation des êtres vivants (y compris les humains) entre eux et avec leur environnement (Berkes, 2012).

La mise en œuvre d'un aménagement durable passe par une analyse des rôles des différentes parties prenantes (Dubois 1998; Mayers, 2005) afin de favoriser, d'une part, leur participation au processus de prise de décision et, d'autre part, leur accès aux bénéfices qui proviennent de la forêt (Asch et Zlotkin, 1997; Hickey et Nelson, 2005; Wyatt, 2008). La participation des Autochtones pourrait être d'autant plus favorisée que des jugements de la Cour suprême du Canada ont confirmé l'obligation de les consulter et de les accommoder lors de la

planification des activités d'aménagement forestier (Schulze, 2005). De plus, la certification environnementale par le *Forest Stewardship Council* (FSC) exige l'obtention du consentement libre, préalable et éclairé des communautés autochtones concernées (Collier et al., 2002).

## 1.2. OBJECTIFS DE LA RECHERCHE

Ce projet de recherche avait pour but de documenter les impacts, pour la communauté des Algonquins de Kiteisakik, des altérations de la forêt mixte dues à l'exploitation industrielle. De manière spécifique, il s'agissait de (1) reconstituer les attributs de la sapinière à bouleau jaune préindustrielle et les comparer à ceux de la forêt actuelle, (2) quantifier l'évolution spatiotemporelle des BSE que la communauté tire de la forêt mixte, et (3) réaliser un diagnostic du rôle de la communauté à travers ses droits, ses responsabilités, ses relations avec les parties prenantes et les retombées qu'elle tire de la gestion et de l'aménagement de la forêt et proposer un processus participatif pour une implication effective de la communauté dans la mise en œuvre de l'aménagement forestier durable.

## 1.3. AIRE D'ÉTUDE

La zone étudiée fait partie du territoire ancestral de la communauté algonquine de Kiteisakik (Figure 1.1) qui se situe en partie dans la Réserve faunique La Vérendrye, dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). Le territoire couvre environ 6000 km<sup>2</sup> et s'étend entre 46° 50' et 48° N et entre 77° et 78°25' O. Le territoire est à cheval entre deux sous-domaines bioclimatiques : la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (SAB-BOJ-O) au sud et la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (SAB-BOP-O) au nord. La zone étudiée est essentiellement (81 %) située dans la SAB-BOJ-O (Saucier et al., 1998; MNRF, 2003). Le territoire est divisé en 29 terrains de trappe familiaux (Leroux *et al.*, 2004). Il comprend une variété de types forestiers, allant des peuplements résineux purs aux peuplements feuillus purs, en passant par les peuplements mélangés. Les essences principales sont le sapin baumier, le bouleau jaune, le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), le thuya occidental, l'épinette blanche (*Picea glauca* Moench), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Le bouleau blanc, le peuplier faux-tremble, l'épinette noire et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sont aussi présents par endroits (OIFQ,

2009), sur les sites extrêmes (xériques ou hydriques) ou récemment perturbés. La sapinière à bouleau blanc de l'ouest constitue la limite sud de la forêt boréale. Les principales essences y sont le sapin baumier, le pin gris, l'épinette noire, l'épinette blanche, le thuya occidental, le bouleau blanc et le peuplier faux-tremble (Robitaille et Saucier, 2008).

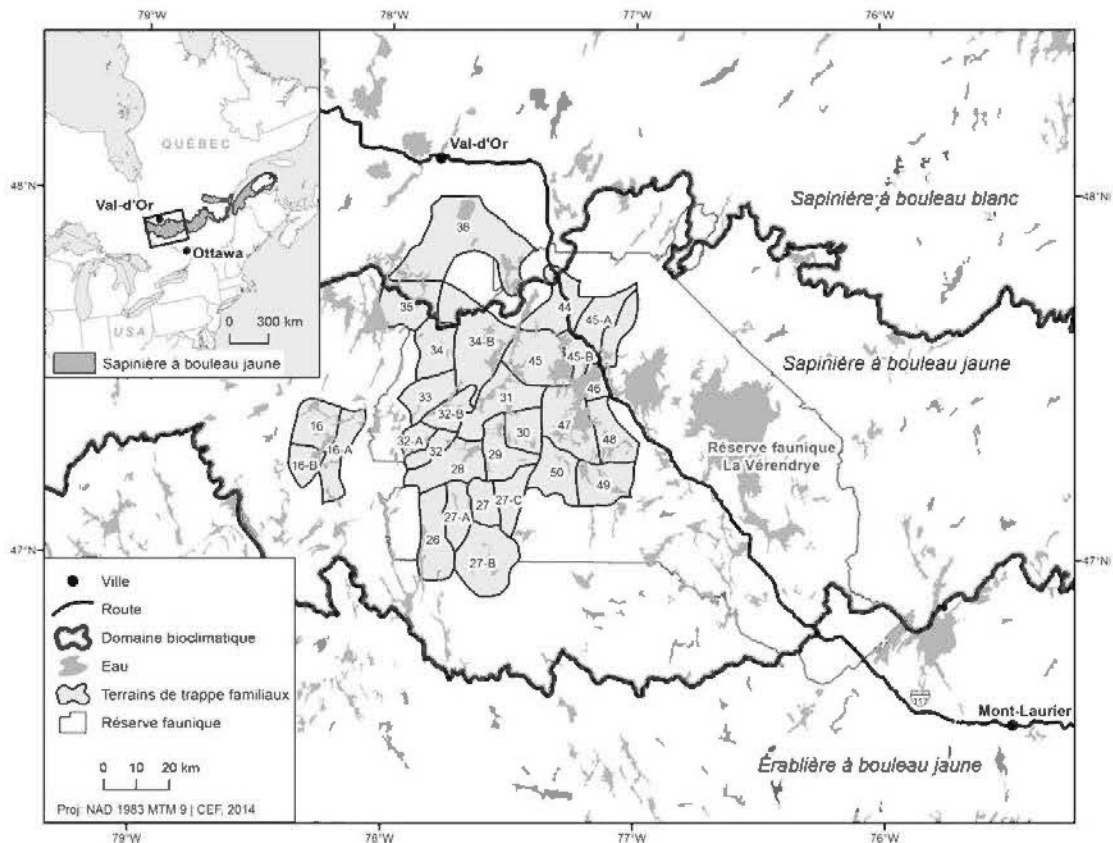


Figure 1. 1 : Localisation de la zone étudiée.

La communauté algonquine de Kitcisakik compte un peu plus de 460 membres, avec un taux de croissance moyen de 2,5% par année (Riendeau, 2007). Les jeunes de moins de 30 ans représentaient environ 70% de la population en 2006 (Statistique Canada, 2007). Le sentiment de frustration que la communauté a exprimé par des vagues de protestation et d'opposition au milieu des années 1990 (Saint-Arnaud, 2009) a fait suite au constat de rétrécissement de son milieu de vie (Leroux et al. 2004) dû à une augmentation croissante des coupes forestières qui ont affecté plus de 60% du territoire depuis la fin des années 1970 (Saint-Arnaud et al. 2009). Le Conseil de bande a mis en place le Département *Aki* dont la

mission consiste à « Protéger, défendre et promouvoir le territoire *Aki* et le patrimoine culturel de Kitcisakik pour répondre aux besoins de la communauté et des générations futures en mettant en œuvre des projets de développement et de gestion du territoire et en favorisant l'acquisition et le partage des connaissances traditionnelles et scientifiques » (Département *Aki* de Kitcisakik, 2012).

## CHAPITRE II

ATTRIBUTS DE LA SAPINIÈRE À BOULEAU JAUNE DE L'OUEST AUX PÉRIODES  
PRÉINDUSTRIELLE ET ACTUELLE EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE, QUÉBEC

Papa Déthié Ndione, Daniel Lesieur, Hugo Asselin, et Yves Bergeron

Manuscrit à soumettre à  
*Canadian Journal of Forest Research*

## 2.1 RÉSUMÉ

Les forêts tempérées mixtes constituent un écosystème complexe d'un point de vue écologique. Elles sont surtout présentes dans l'hémisphère nord. Dans l'est du Canada, elles correspondent au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune. La conservation de l'état préindustriel de cet écosystème constitue un enjeu de plus en plus important avec le développement des activités anthropiques. Nous avons comparé les attributs d'une portion de territoire située dans la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest aux périodes préindustrielle et actuelle. Notre étude a révélé que le paysage préindustriel (< 1980) était marqué par les couverts mixtes, qui occupaient 45% du territoire. Les vieilles forêts (> 90 ans) s'étendaient sur 32% du territoire, principalement constitué de pessières, de peuplements mixtes (feuillus intolérants avec résineux). Le régime de perturbations naturelles de la forêt préindustrielle était marqué par les perturbations secondaires comme les épidémies d'insectes et les trouées qui auraient contrôlé la structuration du paysage. À partir de la décennie 1980, la coupe totale est devenue le principal agent dynamisant des peuplements dans l'aire d'étude. Nous avons noté plusieurs altérations dans la forêt actuelle, notamment une baisse de 3% de la superficie productive de la forêt, un enfeuillement par les essences de début de succession et un rajeunissement.

Mots-clés : forêt préindustrielle, feux, épidémies d'insectes, coupes forestières, rajeunissement des forêts, enfeuillement.

## 2.2 INTRODUCTION

La forêt tempérée mixte, présente en Europe, en Asie et en Amérique du Nord, est constituée à la fois de feuillus et de conifères. La zone tempérée du nord-est de l'Amérique du Nord englobe le secteur compris entre le 42° et le 48° degré de latitude Nord et entre le 90° et le 60° degré de longitude ouest. Au Québec, la forêt tempérée mixte correspond au domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune (SAB-BOJ) (Prévost et al., 2003). Ce domaine joue un rôle important pour l'industrie forestière avec certains de ses types forestiers qui sont parmi les plus productifs au Québec (MRN, 1994; Prévost et Dumais, 2013). La structure de la SAB-BOJ est influencée par les perturbations naturelles et par les interactions entre les espèces arborescentes (Doyon et Lafleur, 2004). Les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana* (Clemens)) et les feux sont les deux principales perturbations naturelles affectant la dynamique forestière de la SAB-BOJ (Grenier et al., 2005; Bouchard et al., 2006; Drever et al., 2006; MRNF, 2008). Les épidémies de TBE y jouent un rôle important, tant dans la succession forestière que dans les cycles des éléments nutritifs et les patrons de diversité biologique (Morin et al., 1993). Des épidémies de la livrée des forêts (*Malacosoma disstria* Hbn.) sont aussi fréquentes (Cooke et Lorenzetti, 2006).

Sur le plan de l'aménagement forestier, les besoins en bois de sciage (Boucher, 2012) ont favorisé les coupes totales (Archambault et al., 1998; Laflèche et al., 2000) et une réduction de l'intervalle entre les coupes (Bergeron et al., 2001; Grenier et al., 2005). Les coupes visant certaines espèces de conifères ont conduit à une inversion de la matrice forestière allant de résineuse à mixte et à feuillue (Boucher et al., 2009). Les coupes totales et les coupes partielles ont défavorisé la régénération des principales espèces caractérisant la SAB-BOJ (Archambault et al., 1998). En effet, la régénération en bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) et en sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) est limitée par l'envahissement par des arbustes compétitifs comme l'érable à épis (*Acer spicatum* Lam.), le noisetier à long bec (*Corylus cornuta* Marshall), le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica* L.) et la viorne à feuilles d'aulne (*Viburnum alnifolium* Michx.) (Roy et Prévost 2001; Prévost, 2008). Les peuplements ont subi un écrémage par les coupes à diamètre limite et les coupes sélectives, qui ont causé la dégradation de nombreux peuplements de bouleau jaune (Metzger et Tubbs,



1971). L'effet combiné des coupes forestières et des épidémies de TBE a entraîné une augmentation des peuplements de faible densité (Roy et al., 2011).

Les aménagistes forestiers sont confrontés au fait qu'il reste peu de sites et de paysages qui pourraient servir de témoins naturels de la SAB-BOJ. Or, la forêt préindustrielle et l'étendue historique de variabilité des processus qui y sont associés (succession végétale, régime de perturbations, etc.) servent de base pour élaborer les pratiques d'aménagement forestier écosystémique (Gauthier et al., 2008; Cyr et al., 2009; Pinna et al., 2009). Un portrait de la forêt préindustrielle permet de décrire les attributs liés au fonctionnement des écosystèmes (Pinna et al., 2009), de documenter les changements au sein de l'écosystème et d'en déterminer les agents responsables (Whitney, 1994). La forêt tempérée mixte préindustrielle a fait l'objet d'études dans différentes régions et des éléments méthodologiques ont été préconisés pour sa reconstitution (e.g. Larsen, 1995; Etheridge et al., 2005; Pinto et al., 2008; Boucher et al., 2009; Amos-Binks et al., 2010; Alvarez et al., 2011).

La présente étude avait un double objectif. Dans un premier temps, il s'agissait de procéder à une reconstitution de la forêt préindustrielle d'une partie de la SAB-BOJ-O. En second lieu, de comparer les attributs de la forêt préindustrielle avec ceux de la forêt actuelle. Les deux portraits permettront d'approfondir les connaissances sur l'historique et la dynamique des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis) et anthropiques (coupes forestières). Ils permettront d'étudier l'évolution des caractéristiques de la végétation en relation avec les perturbations. Dans ce travail, nous considérons que la décennie 1980 correspond au début de la période préindustrielle. En effet, même si les coupes forestières ont commencé au début du XX<sup>e</sup> siècle dans l'aire d'étude, les coupes totales mécanisées ont débuté dans la seconde moitié de la décennie 1970 (Harvey et Bergeron, 1989; Lecomte et al., 2010). Nous posons trois hypothèses, inspirées des travaux réalisés antérieurement dans d'autres secteurs de la forêt mixte. En comparant les attributs de la forêt tempérée mixte actuelle et préindustrielle, nous posons l'hypothèse (H1) que la proportion de forêts mûres et surannées est plus faible dans la forêt tempérée mixte actuelle que préindustrielle en raison de la prévalence des coupes totales à courte rotation (Bergeron et Harvey 1997; Prévost et al., 2003). Nous posons également comme hypothèse (H2) que les espèces arborescentes pionnières sont plus abondantes actuellement que dans la période préindustrielle (Laquerre et

al., 2009, 2011). Finalement, nous posons l'hypothèse (H3) que la coupe forestière a remplacé les perturbations naturelles comme principal agent dynamisant de la mosaïque forestière (Etheridge et al., 2005; Boucher et al., 2009).

## 2.3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 2.3.1 Aire d'étude

La SAB-BOJ couvre 98 600 km<sup>2</sup>, soit 6,5% du territoire du Québec (OIFQ, 2009) et les principales formations végétales de fin de succession y sont des peuplements mixtes de sapin baumier et de bouleau jaune (Prévost et al., 2003). Outre ces deux espèces, on trouve aussi dans la SAB-BOJ le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss.), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sont aussi présents par endroits (OIQF, 2009), sur les sites extrêmes (xériques ou hydriques) ou récemment perturbés. Dans la SAB-BOJ, les précipitations annuelles atteignent 914 mm et la température moyenne annuelle  $1,2 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$  (Environment Canada, 2011). La SAB-BOJ-O se distingue de la SAB-BOJ-E par un climat continental sec et par la présence de bétulaies jaunes à sapin sur les sites mésiques (MRN, 2003).

La zone d'étude ayant servi à caractériser l'historique des feux couvre une superficie de 9724 km<sup>2</sup> alors que la zone d'étude ayant servi à caractériser les changements dans la composition forestière couvre 5350 km<sup>2</sup>. Cette dernière s'étend sur une portion du territoire ancestral de la communauté algonquine de Kitcisakik (Figure 2.1). Elle correspond à 81% de l'ensemble du territoire de la communauté (Saint-Arnaud, 2009). La zone étudiée compte 28 terrains de trappe familiaux sur les 29 qui composent le territoire ancestral. Les terrains de trappe familiaux constituent l'unité territoriale de référence pour les familles de Kitcisakik, qui y réalisent la majorité de leurs activités traditionnelles (trappe, chasse, pêche, cueillette, etc.).

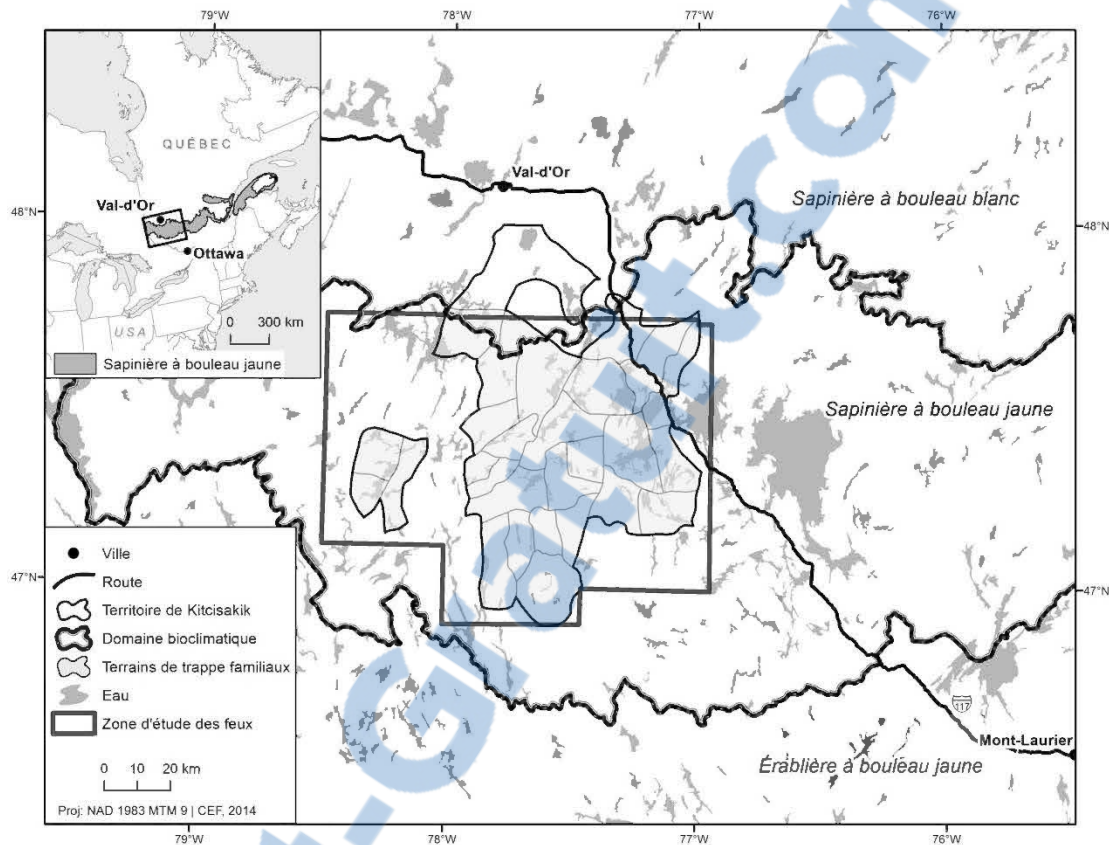


Figure 2.1 : Localisation de la zone étudiée.

### 2.3.2 Cartes écoforestières

Les données d'inventaires forestiers que nous avons utilisées ont été extraites des cartes écoforestières. Depuis 1970, un inventaire forestier est réalisé environ tous les dix ans au Québec. Sur les cartes écoforestières, les perturbations naturelles et anthropiques sont identifiées selon deux catégories en fonction de leur sévérité : 1) les perturbations totales qui éliminent plus de 75% de la surface terrière d'un peuplement et 2) les perturbations moyennes ou partielles qui éliminent de 25% à 74% de la surface terrière du peuplement (MRNF, 2011). Les perturbations naturelles répertoriées sur les cartes écoforestières concernent principalement les feux sévères (BR) et partiels (BRP), les épidémies sévères (ES) et légères (EL), les chablis totaux (CHT) et partiels (CHP).

### 2.3.3 Archives récentes des perturbations naturelles et anthropiques.

Les perturbations ayant affecté le territoire de la décennie 1940 à la décennie 2000 ont été recensées puisque ces éléments étaient visibles sur les photographies aériennes ayant servi à la production des cartes. Cependant, il faut noter que pour les épidémies d'insectes et les chablis, les cartes écoforestières n'indiquent pas de date précise. Nous avons utilisé la base de données sur les feux du ministère des Ressources naturelles (MRN). Comme elle a été développée à l'échelle du Québec, les feux de petite taille n'ont pas été cartographiés. Pour le territoire de la présente étude, le plus petit feu cartographié avait une superficie de 4,7 hectares.

Les cartes écoforestières mentionnent les épidémies de la TBE, tandis que les épidémies de la livrée des forêts n'ont pas été répertoriées. Bien que ces dernières aient couvert une bonne partie du territoire et de ses environs (Cooke et Lorenzetti, 2006; Campbell, 2008; Charbonneau et al., 2012; Moulinier et al., 2011, 2013), elles n'ont commencé à faire l'objet d'un suivi documenté qu'à partir des années 1980. Nous avons consulté les archives de la Direction de la protection des forêts (DPF) du MRN pour obtenir les données concernant les dommages causés par la livrée des forêts à partir de 1985. La compilation et le traitement des données ont permis de déterminer les superficies de territoire affectées par les perturbations naturelles par décennie.

### 2.3.4 Historique des feux

Étant donné que les cartes écoforestières sont basées sur des photographies aériennes récentes, des feux anciens (< 1940) n'ont probablement pu être cartographiés puisque leur contour s'atténue avec le temps. Des photos d'archives provenant de la photocardothèque nationale du Canada ont permis d'allonger la période couverte par les feux jusqu'aux années 1880. Certaines photographies aériennes utilisées ont été prises en 1926 dans différentes parties du territoire. D'autres datant de 1938 et de 1946 ont respectivement couvert les parties Nord et Nord-Ouest du territoire. Dans les trois cas, l'échelle de résolution est fine, environ 1:15 000. Des photos aériennes datant de 1973 couvraient la partie Nord du territoire à une échelle de 1:36 000. Dans tous les cas, les secteurs incendiés pouvaient être facilement identifiés et leur contour reporté sur une carte suivant leur numérisation. L'année du feu a été

estimée d'après l'année de la photographie et la régénération visible sur la photographie. La combinaison des données des photos aériennes (à partir de 1880) et des cartes écoforestières (à partir de 1970), nous a permis de comparer les superficies brûlées par décennie depuis 1880 jusqu'en 2010 et pour deux périodes spécifiques de trente années (décennies 1950, 1960 et 1970 et décennies 1980, 1990 et 2000).

### 2.3.5 Cycle de feux

Une grille avec mailles de  $10 \times 10 \text{ km}^2$  a été appliquée sur le territoire et le temps depuis le dernier feu a été déterminé pour chacune des cases de la grille ( $N = 119$ ). Parmi ces points, il y en a 88 dont la date a été déterminée par la cartographie des feux, 15 par des placettes-échantillon dans les zones où les feux n'ont pas été cartographiés et 16 à partir des placettes permanentes ou temporaires du MRN. Le cycle des feux est le temps requis pour brûler une superficie équivalente à l'aire d'étude (Johnson et Gutsell, 1994). Il est égal à l'inverse des superficies moyennes brûlées annuellement. En supposant un cycle de feux constant dans le temps, la distribution des classes d'âge dans le paysage suit une exponentielle négative dont le centroïde correspond au cycle de feux (Johnson et Gutsell, 1994). Les données d'archives ont ainsi été compilées et confrontées à une distribution exponentielle négative.

### 2.3.6 Superficies affectées par les perturbations anthropiques

Les cartes écoforestières renseignent sur les superficies affectées par les perturbations anthropiques. Ces perturbations sont principalement les coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS), les coupes totales (CT), les différentes formes de coupes partielles (CP) et les plantations (P) qui ont été faites sur le territoire dans la période de la décennie 1950 à la décennie 2000. D'autres formes de perturbations liées à l'activité humaine sont recensées. Elles ont une envergure moins importante, mais elles sont prises en compte dans le cumul des perturbations anthropiques. Il s'agit des récoltes de tiges résiduelles et de rebuts (CRR), des ensemencements (ENS), de l'élimination de tiges résiduelles (ETR) et des coupes avec protection des petites tiges marchandes (CPT). La superficie considérée pour étudier les perturbations anthropiques couvre 351 606 ha, dans la mesure où la partie nord du territoire de Kitcisakik qui est dans la SAB-BOB et d'autres parties au sud où les données n'étaient pas disponibles, n'ont pas été prises en compte. La compilation et le traitement des

données sur les coupes ont permis de calculer les proportions de territoire touchées par décennie.

### 2.3.7 Caractéristiques de la végétation

Pour étudier les caractéristiques de la végétation, nous avons utilisé le logiciel ArcGIS 10.0 (ESRI, Redlands CA, USA) pour extraire les données des cartes écoforestières produites à partir du premier inventaire forestier (décennie 1970) et du quatrième inventaire forestier (décennie 2000). Les photographies aériennes qui ont été utilisées pour réaliser le premier inventaire décennal du territoire de Kitcisakik ont été prises entre 1970 et 1974. Le quatrième inventaire, qui a démarré en 2002 a déjà couvert la région de l'Abitibi-Témiscamingue. Il se poursuivra sur l'ensemble du Québec jusqu'en 2017. Les données analysées concernent les types de couvert, les groupes d'essences, les classes d'âge et les classes de densité. Les couverts sont répartis en trois grands types : feuillus, résineux et mixtes. Le groupe d'essences décrit plus précisément la composition forestière du peuplement. Il est déterminé par le pourcentage de la surface terrière occupé par les essences ou les groupes d'essences les plus importants du peuplement (MRNF, 2009). Parmi les essences feuillues, on distingue les tolérantes et les intolérantes. La classification des groupes d'essences est plus détaillée dans le quatrième inventaire décennal. Nous avons procédé à des regroupements selon l'essence dominante pour établir les équivalences avec la classification du premier inventaire décennal, afin de pouvoir comparer les deux périodes. Les classes d'âge sont également plus détaillées dans le quatrième inventaire décennal. Pour les comparer à celles du premier inventaire, nous avons procédé à un regroupement des classes 30 ans, 50 ans, 70 ans, Jeune inéquienne (JIN) et Jeune irrégulière (JIR) dans une seule classe (jeunes forêts). Les classes 90 ans, 120 ans, Vieille inéquienne (VIN) et Vieille irrégulière (VIR) ont été regroupées dans la classe de vieilles forêts (90 ans et plus). La densité est le pourcentage de couvert formé par la projection au sol des cimes qui composent le peuplement et conséquemment, qui dépassent le stade de régénération (MRN, 2007). Elle est répartie en quatre classes (> 80% (A), 61-80% (B), 41-60% (C) et 25-40% (D)). Dans le reste du texte nous considérerons que A = densité très élevée, B = densité élevée, C = densité moyenne et D = densité faible.

### 2.3.8 Analyses statistiques

Les données ont été analysées avec le logiciel R (R Core Team 2013) pour déterminer s'il existait des différences entre les décennies 1970 et 2000 en ce qui concerne les superficies affectées par les perturbations, les superficies occupées par les types de couverts et les groupes d'essences selon les classes d'âge. L'indépendance des données, la normalité des résidus, et l'homogénéité des variances ont été vérifiées auparavant. Lorsque nécessaire, nous avons procédé à des transformations par racine carrée ou par logarithme.

Les caractéristiques de la végétation dans les décennies 1970 et 2000 ont été comparées au moyen d'un test t pour échantillons appariés (intervalle de confiance 95%). Pour analyser les changements intervenus dans les groupes d'essences et déterminer l'impact des perturbations sur les caractéristiques de la végétation. Dans un premier temps, nous avons, à partir des codes de peuplements en 1970 et des indications de perturbations de la base de données, élaboré un tableau de contingence pour chaque type de perturbation afin de comparer les groupes d'essences (les plus représentés sur le territoire) en 2000 et en 1970 et ainsi déterminer les proportions dans lesquelles ils ont été transformés en d'autres groupes d'essences. Ensuite, à partir du tableau de contingence, nous avons pu élaborer une base de données indiquant pour chaque groupe d'essences les proportions de superficies affectées par type de perturbation entre les décennies 1970 et 2000.

## 2.4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 2.4.1 Historique des feux et superficies affectées

L'essentiel des superficies brûlées qui ont été cartographiées (99,96%) l'ont été durant la période préindustrielle (Tableau 2.1, Figure 2.2). Durant cette période de 100 ans, les feux ont affecté un peu moins de 20% du territoire. Suivant une distribution exponentielle négative, le cycle des feux est estimé à 464 ans. Les plus grandes superficies cartographiées brûlées l'ont été entre 1900 et 1920. En excluant les décennies 1910 et 1920 (effet de la colonisation), seulement 5% du territoire a brûlé, ce qui équivaut à un cycle de 1876 ans selon l'exponentielle négative.

Durant la période industrielle, seulement 80 ha de forêt ont brûlé, ce qui représente un cycle de feux de 365 000 ans selon l'exponentielle négative. Les superficies affectées par les feux ont été près de 85 fois plus importantes pour les décennies 1950-1970 (6793 ha) que pour les décennies 1980-2000 (80 ha).

Tableau 2.1 : Occurrences, superficies et pourcentage du territoire affecté par les feux cartographiés depuis 1880.

Décennie	Occurrences	Superficies brûlées (ha)	Écart type	% superficie totale brûlée
1880	2	1669	823	0,89
1890	0	0	0	0,00
1900	2	39058	25939	20,72
1910	7	91740	16021	48,66
1920	7	46227	7827	24,52
1930	0	0	0	0,00
1940	1	2953	0	1,57
1950	2	917	220	0,49
1960	7	4110	651	2,18
1970	5	1766	651	0,94
Sous-total	33	188439	5213	99,96
1980	0	0	0	0,00
1990	2	54	6	0,03
2000	1	26	0	0,01
Sous-total	3	80	2	0,04
Total	36	188519		100,00

La réduction importante des feux depuis la décennie 1930 confirme une tendance observée et généralisée dans plusieurs autres régions du Québec (Bergeron et al., 2001; Grenier et al., 2005; Lauzon et al 2007; Drever et al 2008). Cette baisse serait en partie attribuable à la suppression active des feux, ainsi qu'au réchauffement climatique enregistré depuis la fin du Petit Âge Glaciaire (~1850) (Bergeron et Archambault, 1993). Ce réchauffement aurait favorisé une augmentation des précipitations dans l'Est de l'Amérique du Nord, diminuant ainsi la susceptibilité des peuplements au feu. Cependant, il faut noter que seuls les feux plus grands que 4,7 ha ont été cartographiés. Il se pourrait donc que le nombre réel de feux ait été



plus élevé (et par conséquent les superficies brûlées). Toutefois, étant donné leur faible taille, la somme de leurs superficies serait négligeable et influencerait peu l'estimation du cycle. L'interprétation des résultats doit néanmoins être faite avec précaution dans la mesure où les estimations des cycles de feux ne sont basées que sur une très courte période de temps et qu'une seule année de grands feux dans le futur pourrait modifier drastiquement les résultats. Par ailleurs, la fréquence des feux dans la période 1900 à 1920 devrait être analysée sous l'angle de l'arrivée des colons Eurocanadiens qui ont eu recours au feu pour préparer les forêts défrichées à l'agriculture (Bergeron et al., 2004). Le cycle de feux pour la période préindustrielle (464 ans) est comparable au cycle de 494 ans trouvé par Drever et al. (2006) dans une zone plus au sud, au Témiscamingue. Cependant, ce cycle est différent de ceux calculés ailleurs dans la SAB-BOJ-O (Bergeron et al., 2001; Chabot et al., 2003; Grenier et al., 2005; Doyon et Bouffard, 2009) et dans la zone de transition entre la forêt mixte et la forêt boréale (Bergeron et al., 2004) où il varie entre 100 et 350 ans. La diminution des occurrences et de la superficie des feux dans la SAB-BOJ-O entre la période préindustrielle et la période actuelle peut aussi trouver une partie de son explication dans l'abondance accrue des essences feuillues et la fragmentation du paysage par les routes, qui agissent comme coupe-feu et contribuent à réduire la dimension et la sévérité des feux (Hély et al., 2000 ; Bergeron et al., 2004).

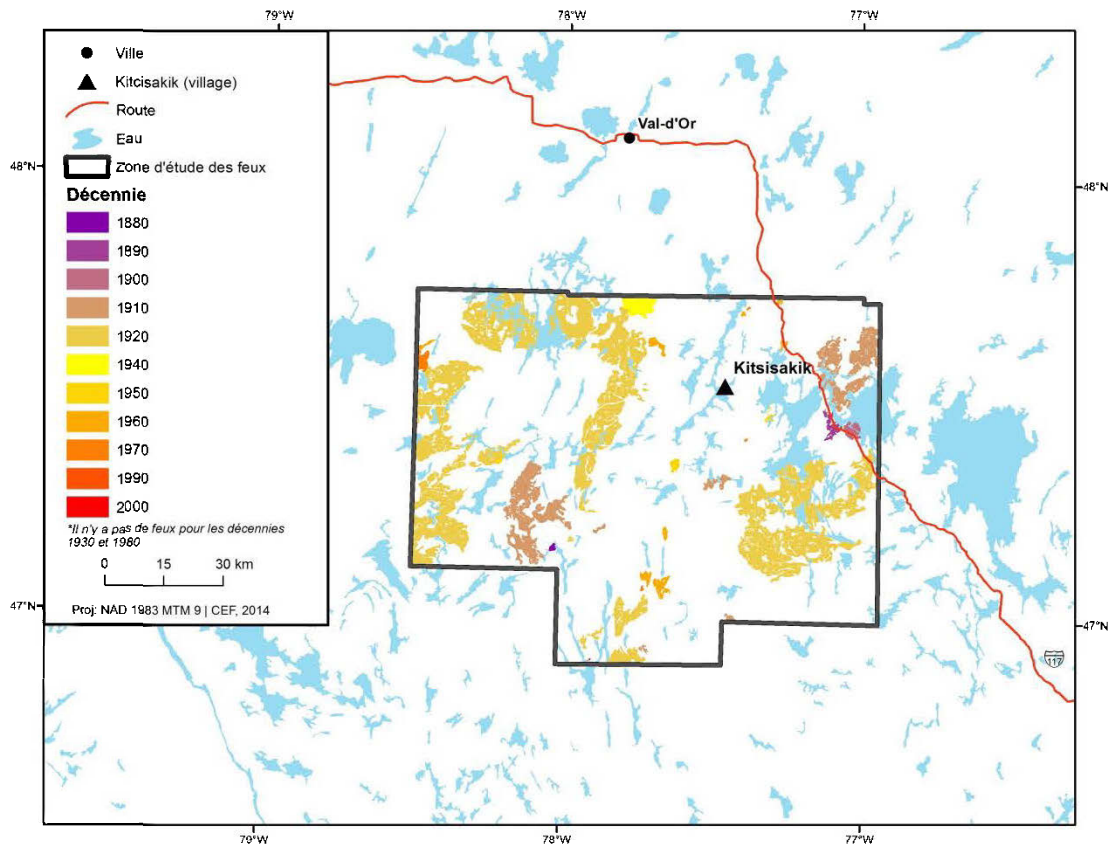


Figure 2.2 Historique des feux pour les décennies 1880-1990.

#### 2.4.2 Épidémies d'insectes

Les épidémies de la livrée des forêts ont couvert 46% du territoire pendant les décennies 1980-2000. Le territoire a été affecté jusqu'à 25% par les épidémies de TBE légères (17%) et sévères (8%). Le chablis a affecté moins de 2% du territoire. Les épidémies sévères de TBE ont pu constituer un facteur important de changement de types de couvert, comme cela a été rapporté ailleurs au Québec (MacLean, 1980; Bouchard et al., 2005, 2006).

#### 2.4.3 Coupes forestières

Depuis le milieu du XX<sup>e</sup> siècle jusque dans les années 2000, la partie du territoire étudiée pour les perturbations anthropiques a subi des coupes sur 43% de sa superficie. Ces coupes, essentiellement des coupes totales et des coupes partielles (respectivement 94 559 ha et

40 521 ha) (Figure 2.3) sont en grande partie plus anciennes que les éclaircies commerciales et les coupes de jardinage (respectivement sur 5 691 ha et 2 270 ha), qui n'ont commencé qu'à partir des années 1980. Les superficies affectées par les coupes ont doublé entre les décennies 1950-1970 et les décennies 1980-2000. Les plantations, très peu fréquentes avant la décennie 1970, ont augmenté de façon géométrique à partir de 1980.

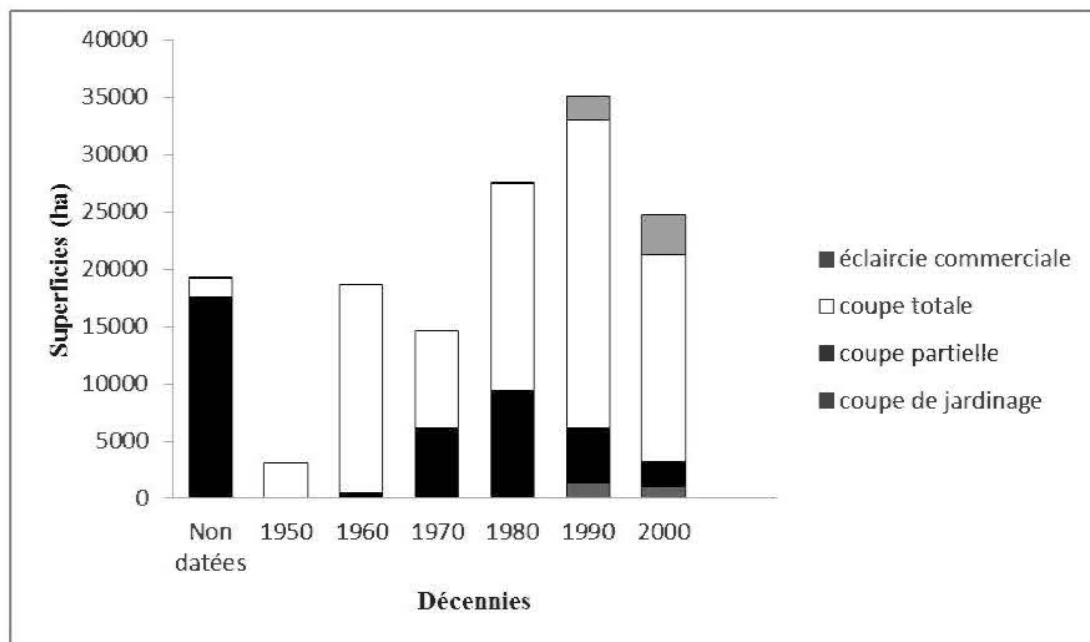


Figure 2.3 : Superficies affectées par type de coupe (ha).

#### 2.4.4 Caractéristiques de la végétation dans les décennies 1970 et 2000

##### 2.4.4.1 Couvert, classes d'âge et densité

Les forêts mixtes ont dominé le paysage pendant la période préindustrielle (45%) (Tableau 2.3). En ce qui concerne les classes d'âge, les vieilles forêts mixtes étaient plus représentées (32%). Le paysage de la forêt actuelle est encore dominé par les forêts mixtes, qui ont même augmenté (57%). L'augmentation de la proportion de peuplements mixtes s'est surtout faite au détriment des résineux qui ont connu une baisse de l'ordre de 13% entre les décennies 1970 et 2000. La proportion de couverts feuillus n'a pas changé. Le portrait a changé de manière significative dans les classes de jeunes et vieilles forêts mixtes et dans les jeunes et

vieilles forêts résineuses (Tableau 2.3). De manière générale, on note une augmentation dans les types de couverts mixtes au niveau de la classe des jeunes forêts. Par contre, les vieilles forêts mixtes et résineuses ont diminué en importance. La comparaison des superficies occupées par les types de couverts montre qu'il y a eu une perte de 3% de territoire productif entre les décennies 1970 et 2000. Pour l'ensemble des types de couvert, la classe de densité B (élevée) est plus représentée dans la forêt préindustrielle (Annexe 2.1). Les superficies occupées par les feuillus de densité A (très élevée), par les résineux de densité C (moyenne) et par les résineux de densité D (faible) ne sont pas différentes entre les deux périodes. La proportion de superficies où une classe de densité a été assignée est passée de 96% à 85% entre les décennies 1970 et 2000. Ainsi, le pourcentage de territoire où la végétation est absente ou ne dépasse pas le stade de régénération a plus que triplé entre les décennies 1970 et 2000.

Tableau 2. 2 : Comparaison des proportions de superficie par classe d'âge et par type de couvert entre les décennies 1970 et 2000 (avec  $p < 0,05 = *$ ;  $p < 0,01 = **$ ;  $p < 0,001 = ***$ )

	1970	2000	Écart (2000-1970)
jeune forêt feuillue	12	14	2
vieille forêt feuillue	8	8	0
Total feuillus	20	21	2
jeune forêt mixte	13	34***	21
vieille forêt mixte	32	22***	-10
Total mixtes	45	57	12
jeune forêt résineuse	15*	14	-1
vieille forêt résineuse	21***	8	-12
Total résineux	36	22	-13

#### 2.4.4.2. Groupes d'essences et classes d'âge

Dans la période préindustrielle, les groupes d'essences étaient dominés par les feuillus intolérants avec ou sans résineux (FI, FIR et FIRF), les pessières pures ou avec sapin (E et ES), les bétulaies blanches avec résineux (BBR) et les sapinières (S) (Figure 2.4). Le paysage de la forêt actuelle connaît des changements importants. Il est caractérisé par une réduction des proportions de superficies occupées par les feuillus intolérants (FI, FIR et FIRF) et les

peSSIères (E). Par contre, on note une augmentation des bétulaies (BB et BBRF) et des résineux (R). Le tremble (TR) fait une apparition.

Dans la classe des jeunes forêts, les FI, les E, les pinèdes grises (PG) et les S étaient plus représentés dans le paysage préindustriel. Le paysage de la forêt actuelle est différent. Les FI, les E, les PG et les S ont globalement diminué, alors que les BB ont augmenté. Les BB, les E et les TR sont plus abondants. Certains peuplements classés FI en 1970 sont probablement maintenant classés BB ou TR.

Dans la classe des vieilles forêts, les FIR, BBR et bétulaies jaunes avec résineux (BJR) étaient plus représentés dans le paysage préindustriel. Le paysage de la forêt actuelle est différent. Les FI ont presque disparu, de même que les PG et les S. Les E ont aussi beaucoup diminué. Autant les vieilles BB que les vieilles BBRF ont augmenté. Il n'y a que les BBR qui ont diminué. Les vieilles bétulaies jaunes avec résineux et feuillus intolérants (BJRF) ont aussi augmenté. Même si en faible proportion, les cédrières (C) sont plus apparentes. Les TR quant à elles, restent relativement stables. Certaines cédrières pouvaient avoir été classées résineux (R) en 1970.

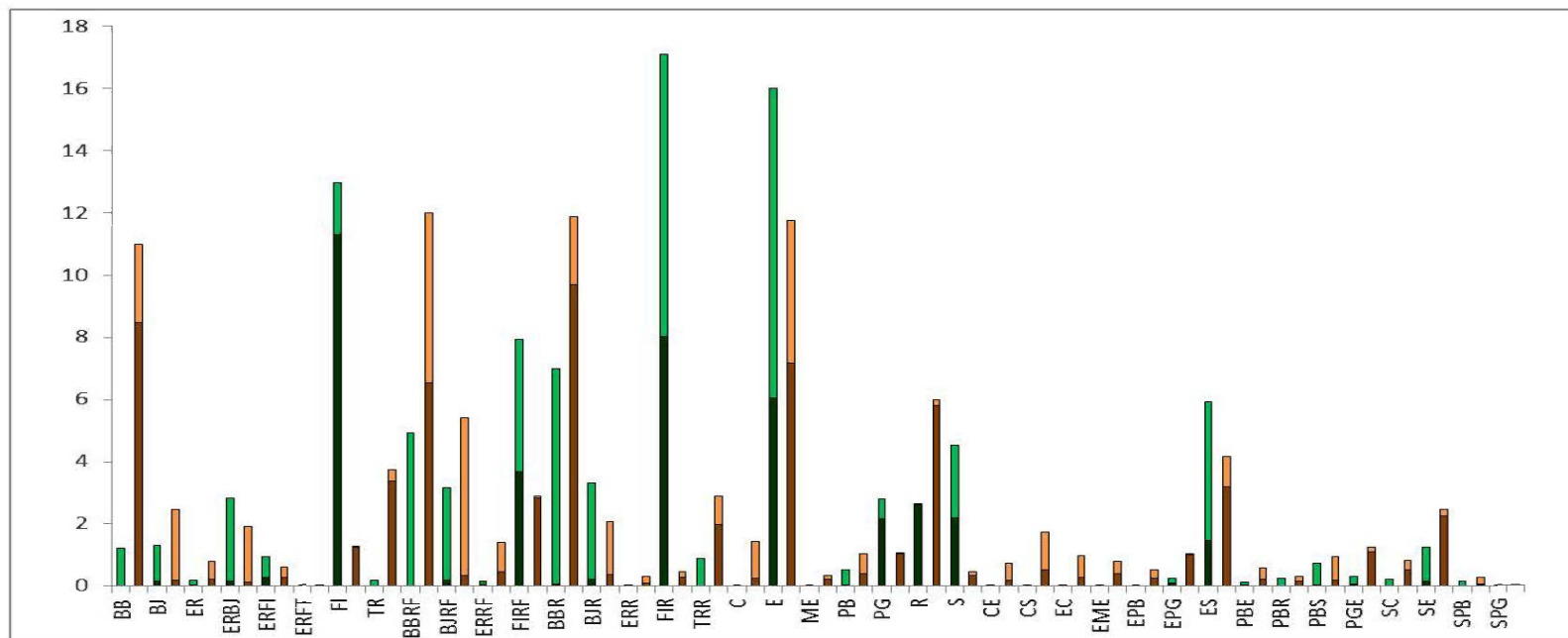


Figure 2.4 : Proportions de superficies occupées par les groupes d'essences dans la décennie 1970 (jeunes forêts en vert foncé et vieilles forêts en vert clair) et dans la décennie 2000 (jeunes forêts en marron foncé et vieilles forêts en marron clair) avec BB = bétulaie blanche, BJ = bétulaie jaune, ER = érablière, ERBJ = érablière à bouleau jaune, FI = feuillus intolérants, TR = tremblaie, BBRF = bétulaie blanche avec résineux et feuillus intolérants, BJRF = bétulaie jaune avec résineux et feuillus intolérants, ERRF = érablière avec résineux et feuillus, FIRF = feuillus intolérants avec résineux et feuillus, BBR = bétulaie blanche avec résineux, BJR = bétulaie jaune avec résineux, ERR = érablière avec résineux, FIR = feuillus intolérants avec résineux, TRR = tremblaie avec résineux, C = cédrière, E = pessière, ME = mélèze, PB = pinède blanche, PG = pinède grise, R = résineux, S = sapinière, CE = cédrière avec épinette, CS = cédrière avec sapin, EC = pinède avec thuya, EME = pessière avec mélèze, EPB = pessière avec pin blanc, EPG = pessière avec pin gri, ES = pessière avec sapin et/ou épinette blanche, PBE = pinède blanche avec épinette, PBR = pinède blanche avec résineux, PBS = pinède blanche avec sapin, PGE = pinède grise avec épinette, SC = sapinière avec thuya, SE = sapinière avec épinette noire et/ou rouge, SPB = sapinière avec pin blanc, SPG = sapinière avec pin gris).

La prédominance des vieilles forêts et des types de couverts mixtes que nous avons mis en évidence correspondent aux résultats de Alvarez et al. (2011) qui ont étudié un secteur plus à l'Est de la SAB-BOJ-O. L'hypothèse 1 selon laquelle la proportion de forêts mûres et surannées est plus faible dans la forêt tempérée mixte actuelle que préindustrielle est confirmée pour les couverts mixtes et résineux. Ceux-ci ont connu respectivement une baisse de 10 et de 12% de leurs vieilles forêts. La même tendance au rajeunissement des forêts a été observée ailleurs au Québec (Boucher et al., 2006; Grondin et al., 2010; Lecomte et al., 2010), au Canada (Etheridge et al., 2006), aux États-Unis (Russell et al., 1993; Turner et al., 2003; Keeton, 2006), et en Europe de l'Est (Veen et al., 2010; Knorn et al., 2012). La dominance actuelle des peuplements mixtes (57%) est comparable à ce qui a été observé en Outaouais, dans le sud-ouest du Québec (Forget et Charbonneau, 2010). Sur l'ensemble du territoire, la proportion de feuillus purs a légèrement augmenté. Les mêmes tendances ont été notées dans d'autres secteurs de la SAB-BOJ (Bouffard et al., 2003; MRNF, 2008; Doyon et Bouffard, 2009; Alvarez et al., 2011). L'augmentation des proportions des jeunes bétulaies et des forêts mixtes met en évidence le phénomène de l'enfeuillage qui a été relaté en forêt boréale (Laquerre et al., 2009). L'abondance du peuplier faux-tremble demeurerait toutefois relativement faible dans la décennie 2000 sur le territoire que nous avons étudié. Son classement modeste dans la liste des groupes d'essences semble indiquer que l'espèce n'est pas en peuplements purs, mais qu'elle est plutôt associée à l'épinette ou au sapin.

L'augmentation des jeunes bétulaies confirme l'hypothèse 2 selon laquelle les espèces arborescentes pionnières sont plus abondantes dans la période actuelle que par le passé. Le phénomène d'enfeuillage a été noté ailleurs en forêt tempérée au Québec (Archambault et al., 1998; Prévost, 2008; Lecomte et al., 2010; Roy et al., 2010) et ailleurs au Canada (McRae et al., 2001). Il a été observé en forêt boréale au Québec (Laquerre et al. 2009) et en Suède où, à partir des années 1950 jusqu'aux années 1990, le bouleau et le peuplier ont été considérés comme « graves menaces » pour les résineux (Axelsson et al., 2002).

#### 2.4.5 Impacts des perturbations sur les groupes d'essences

Sur 100% de superficies de groupe d'essences affectées par les perturbations sévères, c'est la coupe totale qui a affecté des proportions de superficies plus importantes. C'est le cas pour

l'ensemble des groupes d'essences considérés sauf pour les ES et les SE, affectées par la dernière épidémie de TBE ayant eu lieu dans les années 1970 et 1980 (Morin et al. 1993). Les proportions coupées sont plus importantes chez les PB, PBS, PG, R, TR, BB et FI (Figure 2.5).

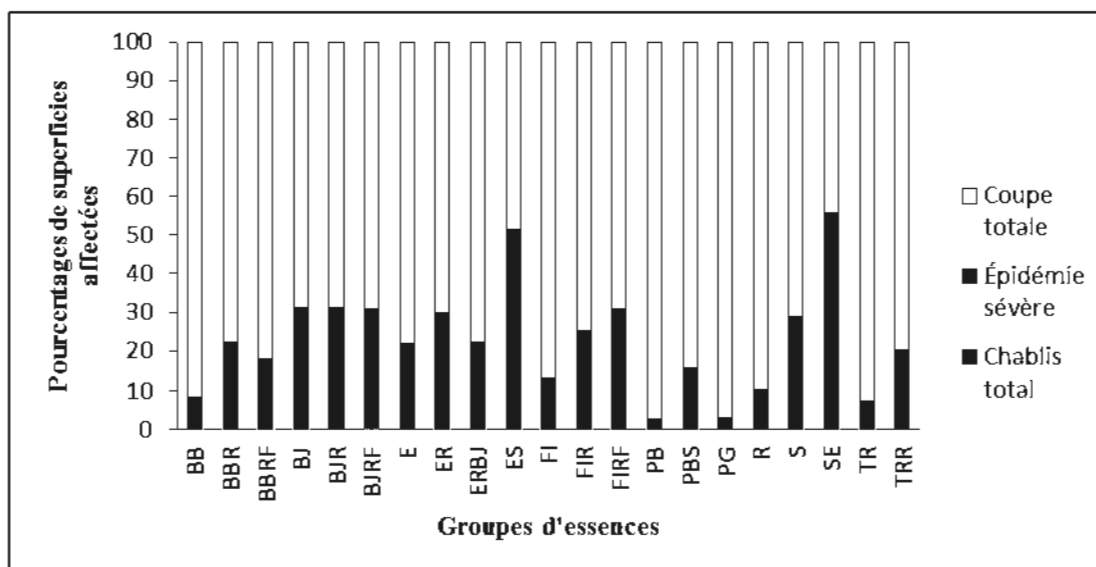


Figure 2.5 : Proportions de superficies affectées par type de perturbation sévère et par groupe d'essences.

En ce qui concerne les perturbations légères, les épidémies ont affecté plus de proportions de superficies de groupes d'essences entre les décennies 1970 et 2000 (Figure 2.6), particulièrement les TR, TRR, et FIRF. Les coupes partielles ont particulièrement ciblé les ER, ERBJ et PG.



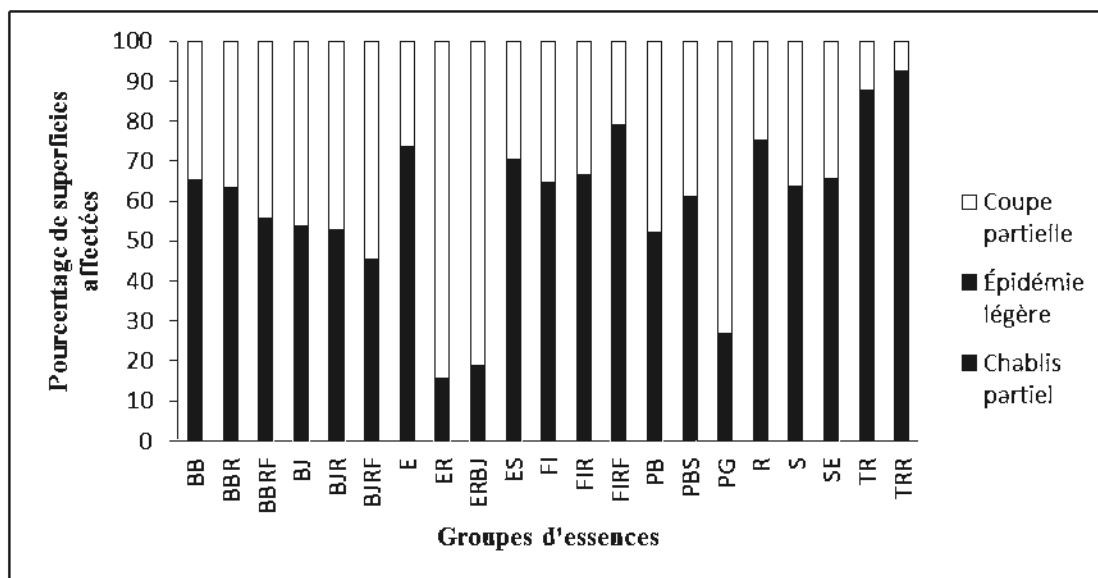


Figure 2.6 : Proportions de superficies affectées par type de perturbation légère et par groupe d'essences.

Dans les parties du territoire qui ont été affectées par les chablis partiels, la plupart des groupes d'essences de 1970 sont devenus des pessières ou des bétulaies blanches dans la forêt actuelle (Annexe 2.2). Les coupes partielles ont maintenu les bétulaies de manière générale et favorisé le remplacement des autres groupes d'essences par des bétulaies blanches ou jaunes. Les épidémies légères ont presque eu les mêmes effets que les coupes partielles. Les chablis sévères ont donné des peuplements dominés par des épinettes et plus généralement des résineux. La plupart des peuplements traités en coupe totale ont régénéré en feuillus intolérants, en bétulaies et en résineux. Les épidémies sévères ont presque eu les mêmes effets que les coupes totales.

Nos résultats sur l'historique des feux, sur l'évolution des coupes et sur l'impact des perturbations sur les types de couvert et sur les groupes d'essences, semblent ne pas confirmer la troisième hypothèse selon laquelle, pendant la période actuelle la coupe forestière a remplacé les perturbations naturelles comme principal agent dynamisant de la SAB-BOJ-O. Il s'agirait plutôt d'un effet additif des coupes (surtout totales) sur les perturbations naturelles (surtout secondaires), qui ont persisté dans les deux périodes. En effet, tandis que les feux ont diminué drastiquement entre la période préindustrielle (décennies 1950-1970) et la période actuelle (décennies 1980-2000), les coupes totales ont

augmenté du simple au double et les coupes partielles (y compris les coupes de jardinage) ont presque triplé.

Les coupes totales créent une mosaïque de peuplements plus jeunes (Mladenoff et al., 1993; Whitney 1994; Friedman et Reich 2005; Schulte et al., 2007; Rhemtulla et al., 2007). L'augmentation des coupes au détriment des perturbations naturelles a été observée en Scandinavie, où la coupe totale est devenue la méthode de coupe prépondérante (Kuuluvainen, 2002) et a remplacé les feux comme le facteur le plus important qui influence le paysage (Axelson et Ostlund, 2001, Axelson et al., 2002). De même, en Europe de l'Est (Roumanie), les pratiques d'aménagement sont la principale cause de la perte de vieilles forêts (Knorn et al., 2012). Dans la période actuelle, la baisse observée des vieilles forêts montre qu'elles ont particulièrement subi les coupes qui ont été accentuées à partir de la décennie 1980. L'accent mis sur les peuplements d'épinette et de sapin matures est reflété par la proportion de ces peuplements qui a fortement diminué entre les décennies 1970 et 2000. La baisse des résineux a été notée à l'est du Québec, surtout dans la sapinière (Archambault et al., 1998). Elle a aussi été notée dans la forêt boréale mixte où les grandes coupes totales ont facilité la dominance d'espèces feuillues intolérantes à l'ombre (Harvey et Bergeron, 1989; Carleton et MacLellan 1994; Jackson et al., 2000, McRae et al., 2001). L'enfeuilletement n'est pas survenu de manière naturelle dans ce cas, puisqu'il a suivi l'extirpation des résineux. Toutefois, il a été établi que le développement des feuillus était aussi lié au feu (Chen et al., 2009). Il en est de même en Suède où, avant l'avènement des coupes intensives et de la politique d'extinction des incendies au XX<sup>e</sup> siècle, l'invasion par les feuillus était plus liée aux feux (Esseen et al., 1997; Angelstam, 1998; Engelmark, 1999; Axelson et al., 2002).

## 2.5 CONCLUSION

La présente étude nous a permis de reconstituer la SAB-BOJ-O préindustrielle, qui a persisté jusque dans les années 1970. Le paysage préindustriel était marqué par les couverts mixtes, qui occupaient 45% du territoire. Les vieilles forêts s'étendaient sur 32% du territoire, principalement constituées de pessières, de peuplements de feuillus intolérants avec résineux et de bétulaies blanches avec résineux. Avant les années 1970, il y avait des coupes mais la forêt préindustrielle était surtout marquée par des perturbations naturelles secondaires et des feux peu fréquents. La comparaison de la forêt préindustrielle avec la forêt actuelle a permis

de noter plusieurs altérations liées à des changements majeurs des régimes de perturbations. Parmi ces altérations, nous avons évoqué les phénomènes d'enfeuillage et de rajeunissement de la forêt. Ces altérations sont survenues alors que les coupes ont connu une augmentation marquée entre les décennies 1970 et 2000. Durant cette période, de très faibles superficies ont brûlé, mais les épidémies de TBE et de livrée des forêts ont continué à affecter le territoire, à des degrés de sévérité variables. Même si les perturbations naturelles sont toujours présentes dans la période actuelle, les coupes sont devenues le principal agent dynamisant des peuplements dans la SAB-BOJ-O.

## 2.6 REMERCIEMENTS

Nous remercions tout d'abord la communauté de Kitcisakik qui a accueilli ce projet, les aides de terrain (Maxime Charron et Alexandre Tremblay), les aides de laboratoire (Danny Bisson, Benoît Tendeng, Eliana Molina, Abdoul Ousmane Dia et Marc Mazerolle) et les organismes qui ont soutenu financièrement ce projet (Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone, Chaire en aménagement forestier durable, Chaire Desjardins en développement des petites collectivités, Fonds québécois de recherche - Nature et technologies, Réseau Dialog, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue). Nous remercions également Mélanie Desrochers du Centre d'étude de la forêt (Université du Québec à Montréal) pour la Figure 2.1 et 2.2, Dominique Deshaies et Louis Prévost et le Ministère des Ressources naturelles pour leur collaboration.

## 2.7 RÉFÉRENCES

- Alvarez, E., Bélanger, L., Archambault, L., et Raulier, F. 2011. Portrait préindustriel dans un contexte de grande variabilité naturelle : une étude de cas dans le centre du Québec (Canada). *For. Chron.*, 7: 612-624.
- Amos-Binks, L.J., MacLean, D.A., Wilson, J.S., et Wagner, R.G. 2010. Temporal changes in species composition of mixedwood stands in northwest New Brunswick: 1946-2008. *Can. J. For. Res.*, **40**: 1-12.
- Angelstam P.K. 1998. Maintaining et restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes. *J. Veg. Sci.*, 9: 593-602.
- Archambault, L., Morissette, J., et Bernier-Cardou, M. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Quebec, Canada. *For. Ecol. Manage.*, **102**:61-74.
- Axelsson, A.L., et Östlund, L. 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *For. Ecol. Manage.*, **147**: 109-122.
- Axelsson, A.L., Ostlund L., et Hellberg E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866-1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecol.*, **17**: 403-418.
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M, Kafka V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec. *Ecology* **85**(7): 1916-32.
- Bergeron, Y., et Archambault, S. 1993. Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec et its relation to global warming since the end of the « Little Ice Age ». *Holocene*, **3**: 255-259.
- Bergeron, Y., et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.*, **92**: 235-242.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., et Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* **31**(3): 384-391.
- Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Carcaillet, C., Gauthier, S., Flannigan, M., et Prairie, Y. 1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Cons. Ecol.*, **2**(6).
- Bouchard, M., Kneeshaw, D., et Bergeron, Y. 2005. Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *For. Ecol. Manage.*, **204**(2-3): 297-313.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D., et Bergeron, Y. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, **87**(9): 2319-2329.

- Boucher, Y. 2012. L'impact des coupes en forêt mixte. In Raymond, P., Dumais, D. et Prévost, M. (eds). *Écologie et sylviculture de la forêt : qu'avaons-nous appris au cours de la dernière décennie?* Carrefour Forêt Innovations, 6 octobre 2001, Québec. Pp. 29-32
- Boucher, Y., Arseneault, D., et Sirois, L. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Can. J. For. Res.*, **36**: 505-517.
- Boucher, Y., Arseneault, D., et Sirois, L. 2009. Logging history (1820-2000) of a heavily exploited southern boreal forest landscape: Insights from sunken logs and forestry maps. *For. Ecol. Manage.*, **258**: 1359-1368.
- Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., et Blais, L. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecol.*, **24**: 171-184.
- Bouffard, D., F. Doyon et E. Forget, 2003. Historique et dynamisme écologique de la végétation forestière de la réserve faunique Rouge-Matawin de 1930 à nos jours. Rapport de l'Institut quonos jours'amstitut quonos jours. Rapport dea 75 p. + annexes.
- Campbell, E.M., MacLean, D.A., et Bergeron, Y. 2008. The severity of budworm-caused growth reductions in balsam fir/spruce stands varies with the hardwood content of surrounding forest landscapes. *For. Sci.* **54**: 195–205.
- Carleton, T.J., et MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience*, **1**: 141-152.
- Chabot, M., Huot, M., et Dumont, Y. 2003. Les cycles de feux au Québec au sud de la limite nordique des attributions, version préliminaire. Rapport présenté au comité de coordination des calculs de possibilité (CCCCP), Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, direction de la conservation des forêts. 24p.
- Charbonneau, D., Lorenzetti, F., Doyon, F., et Mauffette, Y. 2012. The influence of stand and landscape characteristics on forest tent caterpillar (*Malacosoma disstria*) defoliation dynamics: the case of the 1999-2002 outbreak in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, **42**: 1827-1836.
- Chen, H.Y.H., Vasiliauskas, S., Kayahara, G.J., et Ilisson, T., 2009. Wildfire promotes broadleaves and species mixture in boreal forest. *For. Ecol. Manage.*, **257**: 343-350.
- Cooke, B.J., et Lorenzetti, F. 2006. The dynamics of forest tent caterpillar outbreaks in Québec, Canada. *For. Ecol. Manage.*, **226**(1-3): 110-121.
- Cyr, D., Gauthier, S., Bergeron, Y., et Carcaillet, C. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Front. Ecol. Environ.*, **7**: 519-524.
- Doyon, F., et Bouffard, D. 2009. Reconstitution historique du dynamisme du paysage forestier de l'UAF 064-51 au cours du 20ième siècle. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Québec. Rapport technique. 93 p.

- Doyon, F., et Lafleur, B. 2004. Caractérisation de la structure et du dynamisme des peuplements mixtes à bouleau jaune : pour une sylviculture irrégulière proche de la nature. Institut québécois d'aménagement de la forêt feuillue, Ripon, Québec. Rapport technique. 137p.
- Drever, C.R., Drever, M.C., Messier, C., Bergeron, Y., et Flannigan, M. 2008. Fire and the relative roles of weather, climate and landscape characteristics in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Canada. *J Veg Sci*, 19: 57-66.
- Drever, C.R., Messier, C., Bergeron, Y., et Doyon, F. 2006. Large severe fires and canopy composition in a northern hardwood landscape in Témiscamingue, Québec. *For. Ecol. Manage.*, 231: 27-37.
- Engelmark, O. 1999. Boreal forest disturbances. In: Walker L.R. (dir.), *Ecosystems of disturbed ground*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands. Pp 161-186.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals 1971-2000. [http://www.climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html).
- Esseen P.A., Ehnström, B., Ericson, L., et Sjöberg, K. 1997. Boreal forests. In: Hansson L. (dir.), *Boreal ecosystems and landscapes: Structures, processes and conservation of biodiversity*. Pp 16-47.
- Etheridge, D.A., MacLean, D.A., Wagner, R.G., et Wilson, J.S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.*, 35: 1965-1977.
- Forget, É., et Charbonneau, J.-A. 2010. Portrait de la forêt historique de l'UAF 073-51. Document préparé dans le cadre de la certification FSC. Nova Sylva inc. 34 p. + annexes.
- Friedman, S.K., et Reich, P.B. 2005. Regional legacies of logging: departure from presettlement forest conditions in northern Minnesota. *Ecol. Appl.* 15: 726-744.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P., et Bergeron, Y. 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 568p.
- Grenier, D.J., Bergeron, Y., Kneeshaw, D., et Gauthier, S. 2005. Fire frequency for the transitional mixedwood forest of Timiskaming, Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.*, 35, 656-666.
- Grondin, P., Hotte, D., Boucher, Y., Tardif, P., et Noël, J. 2010. Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique. Mémoire de recherche forestière no 158, Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources Naturelles et de la Faune, Québec. 96 p.
- Harvey, B. D., et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, 19:1458-1469.
- Hély, C., Bergeron, Y., et Flannigan, M.D. 2000. Effect of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest. *J. Veg. Sci.*, 11: 813-824.

- Jackson, S. Pinto, M., F. Malcolm, J. R., et Wilson, E. R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Can. J. For. Res.*, **30** : 605-612.
- Johnson, E.A., et Gutsell, S.L. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Adv. Ecol. Res.*, **25**: 239-287.
- Keeton, W.S. 2006, Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *For. Ecol. Manage.*, **235**(1-3): 129-142.
- Knorn, J., Kuemmerle, T., Radeloff, V.C., Szabo, A., Mindrescu, M., Keeton, W.S., Abrudan, I., Griffiths, P., Gancz, V., et Hostert, P. 2012. Forest restitution and protected area effectiveness in post-socialist Romania. *Conserv. Biol.*, **146**(1): 204-212.
- Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fenn.*, **36**: 5-11.
- Lafleche, V., J.-C. Ruel, et L. Archambault, 2000. Évaluation de la coupe avec protection de la régénération et des sols comme méthode de régénération des peuplements mélangés du domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec, Canada. *For. Chron.* **76**(4): 653-663.
- Laquerre, S., Harvey, B. et Leduc, A. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands *Forest. Chron.*, **87**(1):77-85
- Laquerre, S., Leduc, A., et Harvey, B. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. *Écoscience*, **16**(4): 483-491
- Larsen, J.B. 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *For. Ecol. Manage.*, **73**: 85-96.
- Lauzon, E., Kneeshaw, D., Bergeron, Y. 2007. Reconstruction of fire history (1680–2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *For Ecol Manage* **244**(1–3):41–9.
- Lecomte, N., Crocker, P., Cyr, D., Fréchette, E., Laib, B., Valeria, O., et Angers V.-A. 2010. Détermination des enjeux écologiques reliés à la mise en place d'un aménagement écosystémique et propres aux forêts de l'Abitibi-Témiscamingue. Rapport interne de la Conférence régionale des élus de l'Abitibi-Témiscamingue. 158 p.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *Forest. Chron.*, **56**: 213-221.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J., et Woodley, S., 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.*, **9**: 223-260.
- Metzger, F.T., et Tubbs, C.H. 1971. The influence of cutting method on regeneration of second-growth northern hardwoods. *J. For.* **69**(9): 559-564.
- Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 1994. Une stratégie : Aménager pour mieux protéger les forêts. MRN, Québec. 197p.

- Mladenoff, D.J., White, M.A., Pastor, J., et Crow, T.R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscape. *Ecol. Appl.*, **3**: 294-306.
- Morin, H., Laprise, D., et Bergeron, Y. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks in the Lake Duparquet region, Abitibi, Québec. *Can. J. For. Res.*, **23** : 1497-1506.
- Moulinier, J., Lorenzetti, F., et Bergeron, Y. 2011. Gap dynamics in aspen stands of the clay belt of northwestern Quebec following a forest tent caterpillar outbreak. *Can. J. For. Res.*, **41**(8): 1606-1617.
- Moulinier, J., Lorenzetti, F., et Bergeron, Y. 2013. Effects of a forest tent caterpillar outbreak on the dynamics of mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Ecoscience*, **20**(2): 182-193.
- MRN. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec En ligne disponible :<https://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/inventaire/inventaire-zones-carte.jsp>
- MRNF. 2008. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2008r, En ligne disponible : <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-zones-carte.jsp>
- MRNF. 2009. Norme de cartographie troisième inventaire écoforestier (Version révisée). Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.
- MRNF. 2011. Norme de cartographie quatrième inventaire écoforestier (Version provisoire). Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.
- OIFQ. 2009. Manuel de foresterie. 2<sup>e</sup> édition. Éd. Multi. Pp 236-262.
- Pinna, S., Jacqmain, H., Bouchard, M., Boucher, Y., Barrette M., et Côté, M. 2009. Aménagement écosystémique des forêts au Québec - Guide d'élaboration d'un portrait de la forêt préindustrielle comme paysage naturel de référence, Québec, Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 28p.
- Pinto F., Romaniuk, S., et Ferguson, M. 2008. Changes to preindustrial forest tree composition in central and northeastern Ontario, Canada. *Can. J. For. Res.*, **38**: 1842-1854.
- Prévost, M. 2008. Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.*, **38**: 317-330.
- Prévost, M. et Dumais, D. 2013. Decennial growth and mortality following uniform partial cutting in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.*, **43**: 224-233.
- Prévost, M., Vincent, R., et Raymond, P. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Note de recherche forestière 125.
- R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Autriche. <http://www.R-project.org/>



- Rhemtulla, J.M., Mladenoff, D.J., et Clayton, M.K. 2007. Regional land-cover conversion in the U.S. upper Midwest: magnitude of change and limited recovery (1850-1935-1993). *Landscape Ecol.*, **22**:57-75.
- Roy, M-È., Doyon, F., et Markgraf, R. 2011. Caractérisation des structures, de la régénération et de l'hétérogénéité spatiale dans les peuplements dégradés de la sapinière à bouleau jaune de l'Outaouais dans une optique de remise en production. 2011. Rapport final. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. 107p. + annexes
- Roy, M-È., McCullough, V., Mauriortuno, E. et Doyon, F. 2010. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 67 p. + annexes.
- Roy, V., et Prévost, M. 2001. Caractérisation des bétulaies jaunes résineuses dégradées de la sapinière à bouleau jaune. Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, Volet 1, Direction de la recherche forestière, Ministère des ressources naturelles du Québec. 24p.
- Russell E.W.B., Davis R.B., Anderson R.S., Rhodes T.E., et Anderson D.S. 1993. Recent centuries of vegetational change in the glaciated north-eastern United States. *J. Ecol.*, **64**: 647-664.
- Saint-Arnaud, M. 2009. Contribution à la définition d'une foresterie autochtone : le cas des Anicinapek de Kitcisakik (Québec). Thèse de doctorat en sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal. 503p.
- Schulte L.A., Mladenoff, D.J., Crow, T.R., Merrick L., et Cleland D.T. 2007. Homogenization of northern U.S. Great Lakes forests as a result of land use. *Landscape Ecol.*, **22**: 1089-1103.
- Turner, M.G., Pearson S.M., Bolstad P., et Wear, D.N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern Appalachian Mountains (USA). *Landscape Ecol.*, **18**: 449-464.
- Veen, P., Fanta, J., Raev, I., Biris, I.-A., de Smidt, J., et Maes, B. 2010. Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodivers. Conserv.*, **19**(6): 1805-1819
- Whitney, G.G. 1994. From coastal wilderness to fruited plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present. Cambridge University Press, Cambridge.

## 2.8 ANNEXES

Annexe 2.1 : Proportions de superficie par classe de densité (A = > 80% de couvert formé par la projection au sol des cimes, B = 61-80%, C = 41-60% et D = 25-40%) et par type de couvert en 1970 et en 2000, avec  $p < 0,05 = *$ ;  $p < 0,01 = **$ ;  $p < 0,001 = ***$ )

Types de couvert	Classes de densité	Écart		
		1970	2000	(2000-1970)
Feuillus	A	3	5	2
	B	14*	7	-7
	C	1	5***	3
	D	0	1***	1
Mixtes	A	1	2**	1
	B	28***	18	-9
	C	12	21**	8
	D	2	5**	3
Résineux	A	0	1*	0
	B	20***	5	-15
	C	11	9	-2
	D	3	3	0

Annexe 2.2 : Proportions de changement des groupes d'essences entre 1970 et 2000 selon le type de perturbation (les changements majeurs sont indiqués en caractères gras).

		2000																					
	Chablis partiel %	BB	BBR	BBRF	BJ	BJR	BJRF	E	ER	ERBJ	ES	FI	FIR	FIRF	PB	PBS	PG	R	S	SE	TR	TRR	Total
		<b>1970</b>	<b>BB</b>	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>BBR</b>	<b>42</b>	0	0	0	0	0	<b>45</b>	5	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>BBRF</b>	0	0	<b>52</b>	0	0	0	<b>30</b>	0	0	<b>19</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>BJ</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<b>BJR</b>	0	<b>13</b>	0	0	0	0	<b>88</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>BJRF</b>	0	0	<b>13</b>	0	0	<b>16</b>	<b>29</b>	0	0	<b>42</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>E</b>	1	0	7	0	0	0	<b>82</b>	0	0	4	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	4	<b>100</b>
	<b>ER</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<b>ERBJ</b>	<b>80</b>	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>ES</b>	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>FI</b>	<b>29</b>	1	<b>17</b>	0	0	0	<b>20</b>	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	<b>20</b>	9	<b>100</b>
	<b>FIR</b>	<b>19</b>	1	<b>11</b>	0	0	0	<b>37</b>	0	0	9	0	0	0	0	0	1	0	0	0	7	<b>14</b>	<b>100</b>
	<b>FIRF</b>	0	0	<b>67</b>	0	0	0	<b>33</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>PB</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<b>PBS</b>	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>PG</b>	0	4	6	0	0	0	<b>40</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>41</b>	0	0	0	0	10	<b>100</b>
	<b>R</b>	0	0	0	0	0	0	<b>99</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>S</b>	0	0	0	0	0	0	<b>96</b>	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>SE</b>	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>TR</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>0</b>
	<b>TRR</b>	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>
	<b>MOYENNE</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>8</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>53</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>81</b>

2000

	<b>Coupe partielle %</b>																						<b>Total</b>
	<b>BB</b>	<b>BBR</b>	<b>BBRF</b>	<b>BJ</b>	<b>BJR</b>	<b>BJRF</b>	<b>E</b>	<b>ER</b>	<b>ERBJ</b>	<b>ES</b>	<b>FI</b>	<b>FIR</b>	<b>FIRF</b>	<b>PB</b>	<b>PBS</b>	<b>PG</b>	<b>R</b>	<b>S</b>	<b>SE</b>	<b>TR</b>	<b>TRR</b>		
	<b>25</b>	<b>36</b>	<b>25</b>	1	0	7	2	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	<b>100</b>	
	<b>23</b>	<b>12</b>	<b>24</b>	<b>13</b>	3	<b>13</b>	2	1	2	1	0	2	0	0	1	0	2	0	0	1	1	<b>100</b>	
	<b>34</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>13</b>	3	<b>11</b>	1	2	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>100</b>	
	<b>38</b>	<b>14</b>	6	<b>27</b>	2	7	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>100</b>	
	<b>12</b>	<b>24</b>	<b>12</b>	9	5	<b>28</b>	0	1	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	<b>100</b>	
	<b>11</b>	6	<b>21</b>	<b>20</b>	3	<b>26</b>	0	1	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	<b>100</b>	
	8	<b>14</b>	<b>16</b>	5	2	6	8	0	1	4	0	1	1	0	1	3	<b>15</b>	1	3	5	6	<b>100</b>	
	2	0	<b>14</b>	6	5	<b>14</b>	0	<b>16</b>	<b>32</b>	1	0	0	0	0	2	0	0	1	3	0	4	<b>100</b>	
	3	2	<b>10</b>	<b>12</b>	5	<b>34</b>	0	8	<b>25</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	<b>100</b>	
	9	<b>10</b>	<b>20</b>	6	5	<b>28</b>	3	1	6	2	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	5	<b>100</b>	
	<b>32</b>	5	<b>14</b>	4	0	3	2	1	3	0	0	0	1	0	1	1	2	2	1	<b>22</b>	7	<b>100</b>	
1970	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	7	4	<b>11</b>	4	2	3	2	0	0	1	0	1	2	7	1	3	3	3	<b>100</b>	
	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>30</b>	4	1	8	1	1	1	1	0	1	0	0	9	1	1	2	2	9	8	<b>100</b>	
	<b>13</b>	<b>34</b>	<b>14</b>	3	1	9	2	5	3	3	0	0	1	0	4	0	7	0	0	0	0	<b>100</b>	
	<b>19</b>	9	<b>15</b>	<b>17</b>	0	<b>13</b>	2	1	5	1	0	0	0	0	4	0	<b>12</b>	0	2	0	0	<b>100</b>	
	2	3	2	0	0	0	5	2	0	0	0	0	1	0	0	<b>37</b>	<b>45</b>	0	1	0	1	<b>100</b>	
	<b>12</b>	7	<b>23</b>	1	0	2	<b>11</b>	1	6	5	0	1	2	0	2	8	8	0	2	0	8	<b>100</b>	
	8	7	<b>25</b>	7	3	<b>24</b>	3	0	4	1	0	1	0	0	0	0	<b>13</b>	0	1	1	0	<b>100</b>	
	6	3	<b>22</b>	8	8	<b>47</b>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	<b>100</b>	
	<b>16</b>	<b>26</b>	9	0	0	<b>28</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	<b>19</b>	<b>100</b>	
	<b>14</b>	<b>29</b>	<b>11</b>	<b>16</b>	0	<b>14</b>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	2	<b>11</b>	<b>100</b>	
	<b>15</b>	<b>13</b>	<b>17</b>	<b>9</b>	<b>2</b>	<b>16</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>100</b>	

## 2000

Épidémie légère %	2000																					
	BB	BBR	BBRF	BJ	BJR	BJRF	E	ER	ERBJ	ES	FI	FIR	FIRF	PB	PBS	PG	R	S	SE	TR	TRR	Total
BB	1	11	53	2	0	7	2	0	0	3	0	0	0	0	13	0	0	5	0	0	2	100
BBR	13	18	24	5	3	9	8	1	0	7	0	0	0	0	4	0	1	1	4	0	1	100
BBRF	12	14	29	7	8	10	5	0	0	3	0	0	0	0	4	0	1	1	2	1	2	100
BJ	12	12	21	7	6	31	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	0	0	1	3	100
BJR	6	31	16	2	8	20	1	0	0	4	1	0	0	0	1	0	5	1	1	0	0	100
BJRF	4	12	18	9	7	32	3	1	0	4	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	4	100
E	6	13	10	1	2	4	36	2	0	14	0	0	0	0	2	0	1	0	3	2	3	100
ER	0	3	6	0	26	53	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	100
ERBJ	5	7	22	3	26	29	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	2	1	0	0	100
ES	6	10	20	6	5	12	17	0	0	12	0	0	0	0	1	0	0	0	4	4	2	100
FI	12	15	24	2	3	8	14	1	0	5	0	0	0	0	3	0	1	0	1	4	8	100
FIR	10	20	22	2	3	11	7	1	0	8	0	0	0	0	3	0	1	1	4	2	4	100
FIRF	12	13	20	2	6	7	5	1	0	6	0	2	0	0	8	0	0	2	3	3	8	100
PB	3	9	19	6	8	12	3	0	1	9	0	5	0	2	7	0	2	0	3	3	6	100
PBS	1	4	26	3	3	17	5	0	0	3	0	0	0	9	19	0	4	2	2	0	3	100
PG	4	11	7	0	0	2	12	4	0	24	0	0	0	0	2	9	6	0	5	6	8	100
R	11	12	18	2	0	2	20	0	0	16	0	0	0	0	2	1	0	0	8	4	4	100
S	5	19	16	3	2	9	15	1	0	20	0	0	0	0	1	0	1	0	4	1	2	100
SE	2	18	19	5	5	25	6	0	0	11	0	0	0	0	1	0	0	2	4	0	2	100
TR	7	3	9	0	1	0	9	3	0	1	0	0	0	0	14	0	1	0	0	13	38	100
TRR	20	10	27	2	0	5	3	3	0	5	0	0	0	0	3	0	4	1	1	6	10	100
MOYENNE	7	13	20	3	6	15	8	1	0	8	0	0	0	1	4	1	1	1	3	2	5	100

1970

2000

Chablis total																						
%	BB	BBR	BBRF	BJ	BJR	BJRF	E	ER	ERBJ	ES	FI	FIR	FIRF	PB	PBS	PG	R	S	SE	TR	TRR	Total
	BB	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
	BBR	0	0	0	0	0	62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	35	0	3	0	0	100
	BBRF	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
	BJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	BJR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100
	BJRF	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	E	0	0	0	0	0	10	0	0	9	2	3	3	0	0	0	72	0	1	0	0	100
	ER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	ERBJ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	88	0	0	0	0	100
	ES	0	0	0	0	0	26	0	0	4	0	0	0	0	0	0	41	0	30	0	0	100
1970	FI	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	47	0	0	0	48	0	0	0	0	100
	FIR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20	0	7	0	0	0	73	0	0	0	0	100
	FIRF	0	0	0	0	0	16	0	0	0	7	0	48	0	0	0	29	0	0	0	0	100
	PB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100
	PBS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	100
	PG	0	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	0	0	0	0	100
	R	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	15	0	0	0	0	69	0	0	0	0	100
	S	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94	0	0	0	0	100
	SE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0	90	0	0	0	0	100
	TR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	TRR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	MOYENNE	0	1	0	0	0	11	0	0	5	2	1	6	0	0	0	48	0	2	0	0	76

2000

Coupe totale %		BB	BBR	BBRF	BJ	BJR	BJRF	E	ER	ERBJ	ES	FI	FIR	FIRF	PB	PBS	PG	R	S	SE	TR	TRR	Total
1970	BB	9	20	9	0	0	0	9	0	0	5	14	0	20	0	0	0	7	0	1	5	2	100
	BBR	9	23	10	0	0	0	7	0	0	6	6	1	14	0	0	0	18	1	3	1	1	100
	BBRF	16	22	8	0	0	1	4	0	0	4	10	0	15	0	0	0	14	0	2	1	1	100
	BJ	9	5	8	11	0	3	0	0	0	0	12	0	31	0	0	0	21	0	0	0	0	100
	BJR	3	19	7	2	0	2	0	0	0	1	2	0	34	0	0	0	18	10	0	1	0	100
	BJRF	8	7	10	1	1	5	1	0	0	6	5	0	17	0	0	0	31	2	6	1	0	100
	E	1	6	3	0	0	0	11	0	0	5	6	2	13	0	0	1	46	1	2	2	1	100
	ER	23	6	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	52	0	6	3	0	100
	ERBJ	11	14	38	2	1	8	1	0	0	1	1	0	7	0	0	0	11	0	1	3	0	100
	ES	3	19	7	0	0	1	3	0	0	5	4	0	10	0	0	2	40	0	6	0	1	100
	FI	8	2	3	0	0	0	1	0	0	1	34	1	20	0	0	0	17	1	0	10	2	100
	FIR	5	12	7	1	0	0	4	0	0	3	9	1	21	0	0	1	28	0	1	2	2	100
	FIRF	4	8	7	0	0	0	1	0	0	3	11	1	26	0	0	1	26	2	4	5	0	100
	PB	6	43	18	0	0	0	0	0	0	1	0	0	7	0	0	1	13	0	6	1	3	100
	PBS	2	20	11	0	0	0	0	0	0	4	3	0	19	0	0	0	28	0	9	5	0	100
	PG	0	3	2	0	0	0	2	0	0	1	4	0	16	0	0	8	59	0	0	1	2	100
	R	1	8	4	0	0	0	51	1	0	14	1	0	2	0	0	1	13	0	3	0	1	100
	S	4	13	7	0	0	0	17	1	0	10	3	2	11	0	0	0	28	0	3	1	1	100
	SE	0	11	2	0	7	13	0	0	0	11	2	0	13	0	0	0	31	0	9	0	0	100
	TR	8	20	4	0	0	0	29	1	0	7	17	2	0	0	0	0	12	0	0	0	2	100
TRR	1	7	12	0	0	0	9	2	0	5	9	2	17	0	0	1	18	0	4	2	11	100	
MOYENNE	6	14	8	1	1	2	7	0	0	4	7	1	15	0	0	1	25	1	3	2	1	100	

2000

Épidémie sévère %	2000																					
	BB	BBR	BBRF	BJ	BJR	BJRF	E	ER	ERBJ	ES	FI	FIR	FIRF	PB	PBS	PG	R	S	SE	TR	TRR	Total
BB	0	29	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	51	0	13	0	0	100
BBR	0	12	4	0	0	0	3	0	0	5	2	3	36	0	0	0	25	0	10	0	0	100
BBRF	7	15	2	0	0	0	2	0	0	5	12	0	21	0	0	0	31	0	5	0	0	100
BJ	0	11	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	78	0	0	0	0	100
BJR	0	18	2	0	0	0	2	0	0	1	0	0	40	0	0	0	36	1	1	0	0	100
BJRF	1	17	8	0	0	0	1	0	0	3	0	1	9	0	0	0	49	0	11	0	0	100
E	1	16	2	0	0	0	3	0	0	6	3	4	14	0	0	0	45	1	5	0	0	100
ER	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	82	0	0	0	0	100
ERBJ	0	9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	25	0	0	0	61	1	1	0	0	100
ES	2	20	4	0	0	0	2	0	0	7	6	1	11	0	0	0	40	1	7	0	0	100
FI	2	20	4	0	0	0	2	0	0	1	6	1	10	0	0	0	44	4	5	0	0	100
FIR	1	12	2	0	0	0	1	0	0	5	3	4	26	0	0	0	35	0	10	0	0	100
FIRF	3	15	8	0	0	0	2	1	0	2	1	1	12	0	0	0	37	2	16	0	0	100
PB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	22	0	0	0	72	0	6	0	0	100
PBS	0	8	3	0	0	0	1	0	0	20	0	0	19	0	0	0	46	0	4	0	0	100
PG	0	3	2	0	0	0	3	0	0	12	0	3	17	0	0	0	54	0	6	0	0	100
R	0	13	3	0	0	0	5	0	0	13	2	7	22	0	0	0	20	0	15	0	0	100
S	0	9	4	0	0	0	1	0	0	5	1	7	29	0	0	0	38	0	7	0	0	100
SE	5	30	6	0	0	0	0	0	0	8	1	0	3	0	0	0	36	0	11	0	0	100
TR	31	0	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	100
TRR	0	1	24	0	0	0	9	0	0	26	0	4	17	0	0	0	19	0	0	0	0	100
MOYENNE	3	12	4	0	0	0	2	0	0	9	2	2	18	0	0	0	43	0	6	0	0	100

1970



### CHAPITRE III

IMPACTS DE L'AMÉNAGEMENT FORESTIER SUR LA DISPONIBILITÉ DES BIENS ET SERVICES ENVIRONNEMENTAUX POUR UNE COMMUNAUTÉ AUTOCHTONE EN FORÊT TEMPÉRÉE MIXTE

Papa Déthié Ndione, Hugo Asselin, Marc Mazerolle et Yves Bergeron

Manuscrit à soumettre à  
*Ecology & Society*

### 3.1. RÉSUMÉ

Les forêts tempérées mixtes constituent un écosystème riche répondant à divers besoins, aussi bien pour l'industrie forestière que pour les communautés autochtones. Cependant, l'exploitation industrielle qui y est menée suscite de plus en plus de préoccupations. Au Québec, le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune est marqué par des changements importants entre les périodes préindustrielle et actuelle, notamment un enfeuillement et un rajeunissement suite à une augmentation marquée des coupes totales depuis les années 1980. Nous avons comparé l'évolution spatiotemporelle de 12 biens et services environnementaux (BSE) importants pour la communauté autochtone de Kitcisakik. Nos résultats ont montré que la moitié des BSE ont augmenté en proportion (Tableau 3.4). Il s'agit principalement du lièvre, de l'orignal et du bois de chauffage, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, de l'écorce de bouleau blanc, du thuya, et du castor. Des BSE ont diminué, principalement le bois de construction d'épinette et de sapin, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, les vieilles forêts et le sirop d'érable. Les BSE forêt en santé et pin blanc sont demeurés stables à l'échelle du territoire. Cependant, il convient de noter que ces portraits à l'échelle du territoire cachent une variabilité au sein des terrains de trappe. Ainsi, certains BSE ont pu connaître des augmentations par endroits et des diminutions ailleurs. C'est le cas du castor, du sirop d'érable, des vieilles forêts, des forêts en santé, du pin blanc et de l'écorce de bouleau blanc. Aussi bien en 1970 qu'en 2000, les terrains de trappe familiaux de la communauté se répartissaient en sept groupes, qui ont légèrement changé entre les deux périodes, reflétant la tendance à l'enfeuillement et au rajeunissement. Même si les terrains de trappe associés au groupe culturel ont augmenté, le potentiel des activités culturelles a diminué lorsque les fonctions culturelles d'autres BSE sont prise en compte, comme la faune, l'épinette et le sapin. Les interactions entre les BSE ont révélé, d'une part, une augmentation des relations de synergies, notamment entre les BSE ayant des attributs de vieilles forêts et, d'autre part, des compromis entre la faune et les autres BSE. Cela indique que les BSE liés aux forêts mûres et surannées ont tendance à devenir moins abondants et localisés dans certains terrains de trappe, tandis que les BSE liés aux jeunes forêts sont mieux répartis sur le territoire.

Mots-clés : Biens et services environnementaux (BSE), exploitation forestière, autochtones.

### 3.2. INTRODUCTION

Les forêts mixtes représentent plus que la simple somme des propriétés de leurs composantes feuillue et résineuse. Elles constituent un milieu riche qui répond à des besoins diversifiés (Prévost et al., 2003). Au Québec, les forêts du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest ont subi l'effet des perturbations naturelles (feux, épidémies d'insectes, chablis) et des coupes forestières durant la période préindustrielle (avant la décennie 1980) (Chapitre 2). Cependant, les coupes totales mécanisées se sont intensifiées à partir de la fin des années 1970 (Boucher, 2009; Lecomte et al., 2010) en réponse à des tendances nouvelles dans l'économie forestière (Lortie, 1979), au point de devenir le principal agent dynamisant dans la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest (Chapitre 2). Dans plusieurs régions, les coupes totales ont contribué à des changements importants dans la composition et la structure des peuplements, ainsi que dans les dynamiques de succession (Jackson et al., 2000, McRae et al., 2001; Kuuluvainen, 2002; Axelson et al., 2002; Knorn et al., 2013). Le phénomène de l'enfeuillage, la perte de vieilles forêts et la fragmentation des habitats constituent des changements majeurs ayant affecté les forêts tempérées mixtes au cours des dernières décennies (Rhemtulla et al., 2007; Lecomte et al., 2010; Chapitre 2).

Des communautés appartenant à cinq nations autochtones occupent et utilisent la forêt tempérée mixte au Québec. Par exemple, le territoire ancestral de la communauté algonquienne de Kitecisakik se trouve dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest (Robitaille et Saucier, 1998). La forêt procure à la communauté de Kitecisakik des biens et services environnementaux (BSE) qui remplissent des fonctions socioéconomiques et culturelles importantes. Les BSE sont définis comme étant les bénéfices que les populations tirent gratuitement des écosystèmes (Costanza, 2008; Fisher et al., 2009; UNEP, 2009). On reconnaît généralement quatre grands types de BSE : les BSE d'auto-entretien, qui conditionnent le bon fonctionnement des écosystèmes (ex. recyclage des nutriments, production primaire); les BSE d'approvisionnement ou de prélèvement (e.g. aliments, matériaux et fibres, remèdes, eau potable, combustibles); les BSE de régulation (du climat, des cycles biogéochimiques, des épidémies d'insectes, etc.); et les BSE culturels, à savoir l'utilisation des écosystèmes à des fins récréatives, esthétiques et spirituelles (MEA, 2005a). La communauté de Kitecisakik trouve l'essentiel des BSE dont elle a besoin dans la forêt

(Saint-Arnaud et al., 2009). Or, le rajeunissement et l'enfeuillement des forêts dus à l'exploitation industrielle mécanisée pourraient avoir eu des répercussions sur la disponibilité des BSE pour la communauté.

L'analyse des BSE constitue une manière d'étudier le lien forêt-société (MEA, 2005a, b, c; Carpenter et al., 2009). La présente recherche s'inscrit dans cette dynamique et avait comme principal objectif de mesurer l'évolution spatio-temporelle des BSE que la forêt procure à la communauté autochtone de Kitcisakik au cours des 30 années qui ont suivi le début de l'exploitation forestière industrielle sur le territoire. De manière spécifique, elle se propose (1) de comparer la répartition et l'abondance des BSE pour les périodes préindustrielle et actuelle; et (2) d'identifier les impacts des changements observés sur la communauté de Kitcisakik.

### 3.3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 3.3.1. Aire d'étude

L'aire d'étude se trouve dans la forêt tempérée mixte du Québec et correspond au territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik, qui chevauche les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (SAB-BOJ-O) au sud (sur 81 % de sa superficie) et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (SAB-BOP-O) au nord (Saucier et al., 1998; Saint-Arnaud, 2009) (Figure 3.1). Dans la SAB-BOJ, en plus des peuplements mixtes de sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) représentant les principales formations végétales de fin de succession (Prévost et al., 2003), on trouve le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss.), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sont aussi présents par endroits (OIQF, 2009), sur les sites extrêmes (xériques ou hydriques) ou récemment perturbés. Dans la SAB-BOJ les précipitations annuelles atteignent 914 mm et la température moyenne annuelle de  $1,2 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$  (Environment Canada, 2011).

La communauté de Kitcisakik compte plus de 460 membres. Son territoire s'étend sur environ 6000 km<sup>2</sup> et est divisé en 29 terrains de trappe familiaux, dont la plupart sont dans le domaine bioclimatique de la SAB-BOJ-O. Même si le mode de vie semi-nomade n'a plus cours depuis le milieu du XX<sup>e</sup> siècle, plusieurs membres de la communauté vivent encore en forêt une bonne partie de l'année ou dépendent partiellement des ressources forestières pour leur subsistance ou pour la pratique d'activités culturelles (Saint-Arnaud et al., 2009). Entre 1940 et 2000, une partie importante du territoire (plus de 60%) a subi différentes formes de coupes forestières (Saint-Arnaud et al. 2009; Chapitre 2). Le sentiment de frustration de la communauté a atteint un point culminant au milieu des années 1990, ce qui a provoqué des vagues de protestation et d'opposition à l'intensification de l'exploitation forestière (Saint-Arnaud, 2009) qui continuait à rétrécir le milieu de vie (Leroux et al. 2004).

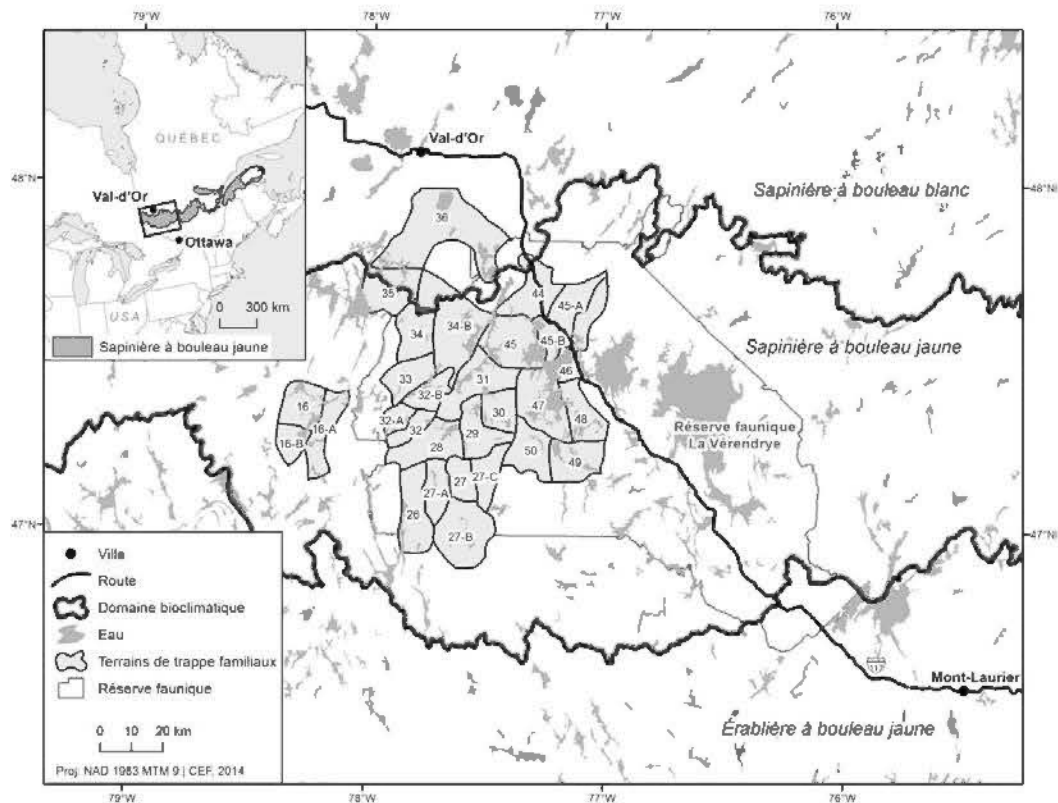


Figure 3. 1: Territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik.

### 3.3.2. Identification, classification et évaluation des BSE

Dans un premier temps, l'identification et la classification des BSE ont été faites à partir d'une revue de littérature. Des études antérieures ont évoqué différents BSE que la communauté de Kitcisakik tire de la forêt depuis plusieurs siècles (e.g. Davidson 1928; Saint-Arnaud et al., 2009). Les membres du Département *Aki* (Territoire) de la communauté ont contribué à dresser la liste des BSE. Le croisement et l'analyse de ces informations ont permis d'établir une première liste, à partir de laquelle le choix final des BSE à l'étude a été guidé d'une part par la pertinence pour la communauté (selon les membres du Département *Aki*) et d'autre part par la possibilité de mesurer l'état et l'évolution des BSE avec les données provenant des inventaires forestiers décennaux du Ministère des Ressources naturelles.

Les 12 BSE sélectionnés représentent trois des quatre catégories définies par le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005a) : les BSE d'approvisionnement (n=7), les BSE de régulation (n=2) et les BSE culturels (n=3) (Tableau 3.1). Le castor (*Castor canadensis*) est surtout prisé pour sa fourrure. Le lièvre (*Lepus americanus*) et l'orignal (*Alces alces*) constituent une part importante du « garde-manger » de la communauté (Saint-Arnaud, 2009). Ces BSE sont exprimés sous forme d'indices de qualité d'habitat (IQH). L'IQH est un modèle mathématique qui permet d'évaluer, pour une espèce faunique donnée, la valeur en tant qu'habitat d'une série de peuplements forestiers. Le territoire est subdivisé en cellules homogènes adjacentes et l'IQH de chaque cellule est présenté selon quatre classes de valeur (A = élevée, B = moyenne, C = faible et D = nulle). Pour chaque terrain de trappe familial, nous avons considéré les proportions de superficies occupées par les classes A et B. Le jeune bouleau blanc est particulièrement prisé comme bois de chauffage parce qu'il produit moins de fumée que les autres essences. Les épinettes et le sapin sont utilisés dans la construction et la rénovation des maisons. Le sirop d'érable est couramment utilisé dans l'alimentation et sa récolte est une activité culturelle importante (Saint-Arnaud, 1992). Les vieilles forêts constituent un indicateur de maintien de la biodiversité tandis que les pinèdes blanches à sapin sont indicatrices de « forêts en santé » (Saint-Arnaud, 2009). Le thuya occidental a de multiples usages médicinaux (Uprety et al., 2012a). Le pin blanc est considéré comme une espèce culturelle clé (Uprety et al., 2013). L'écorce des vieux bouleaux blancs est utilisée dans la fabrication de différents produits d'artisanat (paniers, canots) (Emery et al., 2014).

Les BSE ont été obtenus à partir de deux types de données qui ont été extraites des cartes écoforestières produites à partir des premier (décennie 1970) et quatrième (décennie 2000) inventaires forestiers décennaux du Ministère des Ressources naturelles du Québec. Le logiciel ArcGIS 10.0 (ESRI, Redlands CA, USA) a été utilisé pour extraire les données. L'interprétation des cartes écoforestières indique l'abondance et la répartition spatiale des différents BSE. Compte tenu des informations disponibles, deux classes de structure d'âge ont été considérées pour les BSE relatifs aux groupes d'essences : (1) la proportion de superficies occupées par les jeunes forêts (classes 30 ans, 50 ans, 70 ans, Jeune inéquienne (JIN) et Jeune irrégulière (JIR)) pour le bois de chauffage (bouleau blanc); et (2) les vieilles forêts (classes 80 ans, 120 ans, vieilles inéquiennes (VIN) et vieilles irrégulières (VIR) de 90 ans et plus) pour le bois de construction (épinette et sapin), le sirop d'érable (érablière), la forêt en santé (pinède blanche à sapin), les plantes médicinales (thuya occidental), le pin blanc et l'écorce de bouleau blanc.

Tableau 3.1 : Liste des BSE selon les catégories du Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005a) et les mesures utilisées.

Catégorie de BSE	Sous-catégorie de BSE	BSE	Mesure	
Approvisionnement	Fourrure	Castor	Indice de qualité d'habitat (IQH)	
	Viande	Lièvre		
		Orignal		
	Bois de chauffage	Bouleau blanc		% superficies peuplements < 80 ans
	Bois de construction	Épinette		% superficies peuplements > 80 ans
Sapin				
	Sirop d'érable	Érablière		
Régulation	Maintien de la biodiversité	Vieilles forêts		
	Forêt-santé	Pinède blanche à sapin		
Culturel	Plante médicinale	Thuya occidental		
	Espèce culturelle-clé	Pin blanc		
	Écorce pour l'artisanat	Bouleau blanc		

### 3.3.3. Analyse de l'état et de l'évolution des BSE

Nous avons utilisé la méthodologie proposée par Raudsepp-Hearne et al. (2010) pour définir des groupes de BSE associés dans l'espace. Les terrains de trappe familiaux, d'une superficie moyenne de  $209 \pm 116 \text{ km}^2$ , ont servi d'unité territoriale de référence. Les analyses ont été faites avec le logiciel R (version 3.1.0; R Development Core Team 2014). Les analyses ont été faites pour deux périodes distinctes, représentant l'état préindustriel de référence des différents BSE (équivalant à la décennie 1970) et la période « actuelle » (équivalant à la décennie 2000) (voir Chapitre 2). Cela nous a permis d'évaluer l'impact de la foresterie industrielle sur les BSE disponibles pour la communauté de Kitcisakik.

La statistique du I de Moran a été utilisée, à l'échelle du terrain de trappe, pour déterminer si le patron de répartition spatiale des BSE pris individuellement était aléatoire, systématique ou



groupé. Cette analyse nous a permis de mettre en évidence des BSE qui avaient le même patron de répartition (synergies) ou qui, à l'inverse, avaient des relations de compromis (répartitions spatiales différentes). Des cartes de répartition spatiale de chaque BSE ont été réalisées avec ArcGIS (ESRI) pour les deux périodes considérées (1970 et 2000).

Nous avons déterminé le degré d'abondance de chaque BSE selon une échelle de 1 à 4 (1 = très peu abondant, 2 = peu abondant, 3 = abondant et 4 = très abondant), représentée par un gradient de couleur sur la carte du territoire. Nous avons élaboré une carte pour matérialiser la répartition et l'abondance de chaque BSE sur la base des quartiles. Cependant nous n'avons considéré que les niveaux 3 et 4 dans la suite des analyses. Nous avons aussi réalisé un diagramme en fleurs pour chaque terrain de trappe et pour chaque période considérée (1970 et 2000). La longueur des pétales indique l'abondance de chaque BSE et le nombre de pétales indique la diversité. La carte et les diagrammes nous ont permis de faire des comparaisons entre les BSE.

Nous avons calculé les corrélations à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson sur les paires de BSE à l'échelle du terrain de trappe, en 1970 et en 2000. Une corrélation positive indiquait une relation de synergie entre deux BSE. Quand, par contre, la corrélation était négative, elle mettait en évidence une relation de compromis.

Une analyse de groupement nous a permis de déterminer les groupes de terrains de trappe qui avaient des similitudes quant aux BSE qu'ils renfermaient (synergies). Nous avons utilisé l'analyse de groupement selon l'association moyenne, qui considère que la distance entre deux groupes de terrains de trappe est la moyenne de toutes les distances entre des paires de terrains pris dans chaque groupe. Pour ce faire, nous avons utilisé la commande « average » de la fonction *hclust*. Un diagramme à fleurs a été élaboré pour chaque groupe de terrains de trappe et pour chaque période (1970 et 2000). Nous avons comparé la longueur des pétales (indiquant l'abondance des BSE) entre les groupes de BSE. Autrement dit, les diagrammes illustrent les différences entre les services à travers les groupes et permettent de déterminer dans quel(s) groupe(s) les BSE sont plus ou moins abondants. Le nombre de groupes retenu a été fixé à 7 pour les deux périodes à l'étude. Un nombre de groupes inférieur à 7 diluait des informations importantes et regroupait des terrains de trappe qui présentaient des différences importantes en termes de composition et d'abondance de BSE. Inversement, un nombre de

groupes supérieur à 7 dissociait des terrains de trappe qui présentaient des similitudes marquées. Nous avons réalisé une carte du territoire de Kitcisakik où chaque terrain de trappe prenait une couleur différente selon le groupe auquel il avait été assigné par l'analyse de groupement pour les deux périodes.

### 3.4. RÉSULTATS

#### 3.4.1. Répartition spatiale des BSE

En 1970, 3 BSE sur 12 étaient répartis aléatoirement : le castor, l'orignal et le bois de chauffage (Tableau 3.2; Annexe 3.1). Les 9 autres BSE étaient davantage présents (agrégés) dans certains terrains de trappe. En 2000, le nombre de BSE réparti aléatoirement est passé à 5 : au bois de chauffage et à l'orignal se sont ajoutés l'épinette et le sapin (bois de construction) et l'écorce de bouleau blanc. Le castor est cependant devenu concentré dans certains terrains de trappe.

En 2000, peu de BSE ont gardé le même patron de répartition qu'en 1970. Alors que le sirop d'érable et les vieilles forêts sont pratiquement restés dans les mêmes terrains de trappe qu'ils occupaient respectivement en 1970, la répartition des autres BSE a changé. La qualité de l'habitat du castor s'est déplacée vers l'est et le sud-est. La qualité de l'habitat du lièvre, qui était principalement concentrée au nord, s'est étendue vers les terrains de trappe du centre et du sud du territoire. La qualité de l'habitat de l'orignal, qui était plus vers l'ouest et le sud-est, s'est déplacée vers le centre et le sud du territoire. Le bois de chauffage a diminué au centre et augmenté à l'est. Le bois de construction d'épinette a diminué au centre au profit de l'est, tandis que le sapin a diminué au nord et augmenté au sud. Les forêts en santé ont diminué au centre, mais sont restées au sud et au sud-est. Le pin blanc (espèce culturelle clé) et le thuya (plante médicinale) ont augmenté au sud-est tandis que l'écorce de bouleau blanc a diminué au nord au profit des parties ouest et sud-ouest du territoire.

Tableau 3. 2: Répartition spatiale (aléatoire ou groupée) du degré d'abondance des BSE en 1970 et en 2000 (test d'autocorrélation du I de Moran; \* :  $p < 0,05$ , \*\* :  $p < 0,01$  et \*\*\* :  $p < 0,001$ ).

	1970	2000
Castor		*
Lièvre	***	***
Orignal		
Bois de chauffage		
Bois de construction d'épinette	*	
Bois de construction de sapin	***	
Sirop d'érable	***	***
Vieilles forêts	***	**
Forêt en santé	***	***
Plante médicinale	***	*
Pin blanc	*	***
Écorce	**	

#### 3.4.2. Interactions entre les BSE

Sur 66 possibilités d'interactions entre les BSE, il y avait 31 synergies, 27 compromis et 8 cas sans corrélation en 1970. En 2000, les nombres de synergies et de cas sans corrélation ont augmenté respectivement jusqu'à 36 et 14 au détriment des compromis qui n'étaient plus que 16 (Tableau 3.3). L'augmentation des synergies est surtout attribuable aux bois de construction d'épinette et de sapin qui sont devenus positivement corrélés (généralement avec des corrélations allant de moyennes à élevées) avec tous les BSE en lien avec les vieilles forêts (sirop d'érable, vieilles forêts, forêts en santé, plantes médicinales, pin blanc et écorce de bouleau).

La forêt actuelle est aussi marquée par les compromis de la faune avec les autres BSE. Les habitats fauniques de bonne qualité ne sont pas bien corrélés entre eux, et ce, dans les deux périodes. Le castor est en synergie avec les vieilles forêts et le bois de chauffage dans les deux périodes. Il l'est moins avec le bois de construction d'épinette et l'écorce en 1970. C'est le lièvre qui développe le plus de compromis avec les BSE, particulièrement avec le sirop d'érable et la forêt en santé (compromis élevé) et les vieilles forêts (compromis

modéré). L'original n'est que faiblement corrélé aux autres BSE. Cependant, le nombre de faibles compromis qu'il avait en 1970 s'est accru en 2000.

C'est le bois de construction de sapin qui a les plus hautes synergies, et ce, dans les deux périodes. Il est rejoint en 2000 par le bois de construction d'épinette. Les bois de constructions sont en bonne synergie avec les érablières, les vieilles forêts, la forêt en santé, le thuya, le pin blanc et l'écorce. Le bois de chauffage a plus de corrélations négatives. Ses compromis passent de faibles en 1970 à modérés en 2000 avec le bois de construction et la forêt en santé. Le bois de chauffage est toutefois en synergie modérée avec le castor. L'écorce a gardé une synergie élevée avec le bois de construction de sapin et les vieilles forêts dans les deux périodes. Cependant, la synergie élevée (la plus haute valeur) qu'elle avait avec le thuya s'est estompée en 2000.

Tableau 3. 3 : Relations de synergies (corrélations positives) et de compromis (corrélations négatives) entre les BSE en 1970 et en 2000.

	1970	Castor	Lièvre	Orignal	Bois de chauffage	Bois de construction épinette	Bois de construction sapin	Sirop d'érable	Vieille forêt	Forêt_santé	Plante médicinale	Pin blanc	Écorce
<b>2000</b>													
Castor		<b>1</b>	0,0	0,1	0,3	0,1	-0,3	0,0	0,4	-0,1	-0,1	-0,1	0,1
Lièvre		0,0	<b>1</b>	-0,3	0,2	-0,1	-0,2	-0,5	-0,4	-0,5	-0,1	0,1	0,0
Orignal		0,0	0,1	<b>1</b>	-0,2	-0,1	0,0	-0,1	-0,1	0,1	0,0	0,2	0,0
Bois de chauffage		0,3	-0,3	-0,2	<b>1</b>	0,1	-0,3	0,1	0,1	-0,3	-0,1	-0,1	-0,2
Bois de construction épinette		0,0	0,2	-0,2	-0,2	<b>1</b>	0,1	0,3	0,3	-0,1	0,1	0,3	0,0
Bois de construction sapin		0,0	-0,3	-0,1	0,0	0,4	<b>1</b>	0,4	0,3	0,2	0,6	-0,1	
Sirop d'érable		0,2	-0,4	0,3	0,0	0,0	0,4	<b>1</b>	0,6	0,4	0,3	-0,1	0,2
Vieille forêt		0,3	-0,3	0,1	0,1	0,3	0,6	0,7	<b>1</b>	0,1	0,4	-0,3	
Forêt_santé		0,0	-0,3	-0,1	-0,1	0,4	0,7	0,1	0,3	<b>1</b>	-0,1	0,1	-0,2
Plante médicinal		0,1	0,2	0,2	-0,1	0,3	0,2	0,2	0,1	0,0	<b>1</b>	0,0	
Pin blanc		0,0	0,0	-0,1	-0,1	0,5	0,2	-0,2	0,0	0,3	0,3	<b>1</b>	-0,1
Écorce		0,2	0,0	-0,2	0,1	0,3	0,5	0,1	0,7	0,2	0,0	0,1	<b>1</b>

\*Corrélations positives (synergies) : élevée ( $1 < r \leq 0,5$ ), moyenne ( $0,5 < r \leq 0,3$ ), faible ( $r < 0,3$ ), et corrélations négatives (compromis) : élevée ( $r \geq -0,5$ ), moyenne ( $-0,5 < r \geq -0,3$ ), faible ( $r < -0,3$ ), sans corrélation ( $r = 0$ ), corrélation parfaite ( $r = 1$ ).

### 3.4.3. Écarts entre les BSE à l'échelle des terrains de trappe et du territoire

À l'échelle du territoire, entre 1970 et 2000, la moitié des BSE ont augmenté en proportion (Tableau 3.4). Il s'agit principalement du lièvre, de l'orignal et du bois de chauffage, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, de l'écorce de bouleau blanc, du thuya, et du castor. Des BSE ont diminué, principalement le bois de construction d'épinette et de sapin, mais aussi, quoique dans une moindre mesure, les vieilles forêts et le sirop d'érable. Les BSE forêt en santé et pin blanc sont demeurés stables à l'échelle du territoire. Cependant, les variations d'abondance des BSE entre 1970 et 2000 ont été variables pour certains BSE, montrant des augmentations dans certains terrains de trappe et des diminutions ailleurs. C'est le cas du castor, du sirop d'érable, des vieilles forêts, des forêts en santé, du pin blanc et de l'écorce de bouleau blanc.

Tableau 3. 4 : Écart des proportions de BSE entre les deux périodes (2000-1970).

No	Castor	Lièvre	Orignal	Bois chauffage	Const. épinette	Const. sapin	Sirop d'érable	Vieilles forêts	Forêts santé	Thuya	Pin blanc	Écorce
36	0	15	15	3	-21	-4	0	-1	0	0	0	0
35	-3	9	12	1	-5	-3	0	0	0	0	0	0
44	-2	10	12	6	-3	-3	1	2	0	0	0	1
45-A	8	-9	-17	12	2	-1	1	9	0	0	0	7
46	10	-5	-14	8	-2	-1	-2	-2	0	0	0	0
34	-11	4	15	6	-8	-4	0	1	0	0	0	0
34-B	5	25	20	2	-11	-10	0	-1	-1	1	0	0
45	0	20	20	3	-6	0	-1	2	0	2	1	1
45-B	5	10	4	8	1	-1	-1	6	0	1	0	8
33	-2	6	8	67	-17	-2	-1	-1	-2	2	0	1
32-B	-1	30	32	0	-19	-4	-3	3	-1	3	3	3
31	6	23	17	2	-12	-1	-2	2	0	4	0	2
47	14	16	2	9	-5	-3	-2	4	-1	3	0	1
48	6	15	9	5	-1	-1	0	1	-3	3	0	1
16	0	4	3	28	-14	-8	2	-1	2	0	0	3
16-A	-1	13	14	15	-12	-10	-8	-11	3	1	0	-3
16-B	-5	7	11	42	-3	-6	-1	-11	1	0	0	-4
32-A	-20	9	29	9	-9	-1	-1	-14	1	2	8	1
32	-28	5	33	-1	-12	1	-1	-33	13	2	4	4
28	-3	13	17	-1	-17	-4	-8	-14	7	1	1	3
29	-5	17	22	3	-8	0	-1	-4	-1	1	0	1
30	-1	13	14	5	-15	0	0	3	0	4	-4	1
50	2	0	-2	11	-6	0	0	0	-1	0	-1	1
49	4	11	7	9	-7	-1	0	2	-3	2	-2	2
26	9	4	-6	15	-22	-1	-3	15	0	3	1	8
27-A	19	13	-6	1	-2	-8	-4	-6	-7	1	0	1
27	7	12	5	0	-11	-1	4	1	-3	2	0	0
27-C	4	14	10	1	-17	-4	-2	-6	-7	2	-1	0
Moyenne	1	11	10	10	-9	-3	-1	-2	0	1	0	2
Écart type	9	8	12	14	7	3	2	9	4	1	2	3

### 3.4.4. Diversité des BSE

La diversité et l'abondance des BSE étaient plus élevées au sud qu'au nord du territoire, tant en 1970 qu'en 2000 (Figures 3.2 et 3.3).

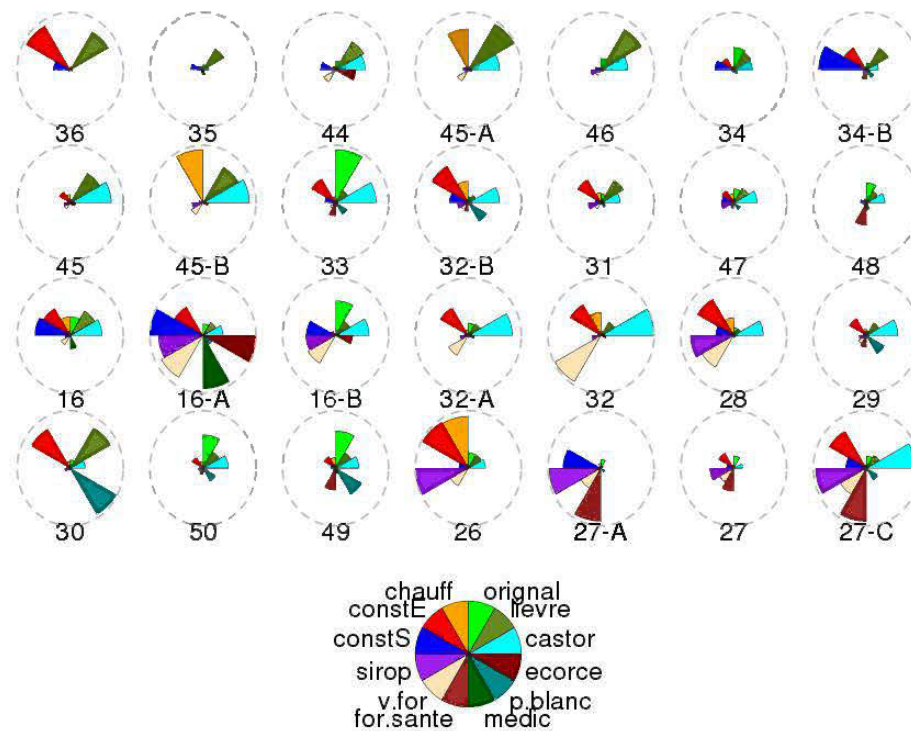


Figure 3. 2: Diversité et abondance des BSE par terrain de trappe en 1970 (les terrains sont représentés du haut vers le bas suivant l'axe nord-sud). La longueur des pétales représente l'abondance d'un service et le nombre de pétales la diversité de services.



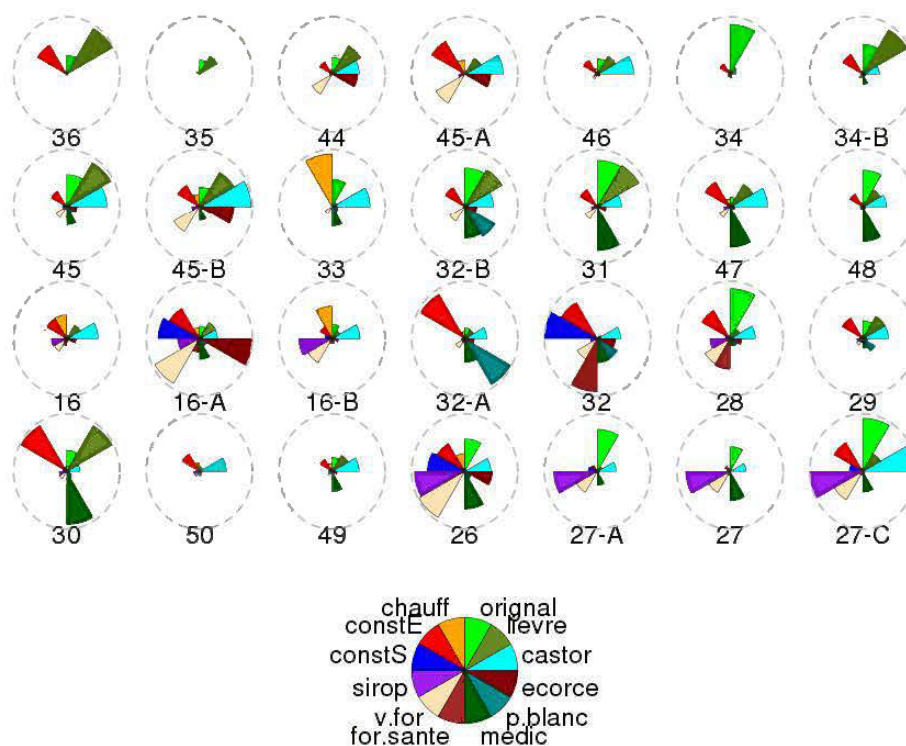


Figure 3. 3: Diversité et abondance des BSE par terrain de trappe en 2000 (les terrains sont représentés du haut vers le bas suivant l'axe nord-sud). La longueur des pétales représente l'abondance d'un service et le nombre de pétales la diversité de services.

L'analyse de groupements a fait ressortir, dans les deux périodes, sept groupes de terrains de trappe selon les similarités qu'ils présentent en termes de diversité et d'abondance des BSE (Tableau 3.5, Figures, 3.4, 3.5, 3.6 et 3.7). Le groupe « Bois de chauffage » de 1970 comprenait, en plus du bois de chauffage des habitats de bonne qualité de lièvre et de castor. En 2000, ce groupe n'était plus composé que d'un seul terrain de trappe où l'habitat du lièvre avait été remplacé par celui de l'original. Le groupe « Culturel » est passé d'un seul à deux terrains de trappe, mais a accusé une baisse d'abondance des BSE associés aux conifères (thuya, épinette, sapin). Le groupe « Érablières et sapinières » qui n'était composé que d'un seul terrain de trappe en 1970 est devenu le groupe « Érablières » composé de 4 terrains de trappe en 2000. Les sapinières, les vieilles forêts et les forêts en santé y ont nettement diminué. Le groupe « Pinèdes blanches » est passé d'un seul terrain de trappe en 1970 à 2 terrains de trappe en 2000, avec toutefois une baisse des habitats de bonne qualité pour le

lièvre. Le groupe « Vieilles forêts » de 1970 comprenait quatre terrains de trappe et était caractérisé par les BSE vieilles forêts, bois de construction d'épinette, sirop d'érable, bois de chauffage et habitats du castor et de l'orignal. En 2000, ce groupe n'était plus composé que d'un seul terrain de trappe et a été renommé « Forêts en santé » parce que principalement caractérisé par les BSE forêts en santé et bois de construction de sapin et d'épinette. L'abondance des vieilles forêts y a diminué, de même que le bois de chauffage et les habitats du castor et de l'orignal. Le groupe « Érablières et pessières » était aussi caractérisé par son abondance en forêts en santé, en habitats du castor et de l'orignal et en vieilles forêts en 1970. En 2000, ce groupe a été renommé « Pessières et cédrières » et était aussi caractérisé par les habitats du lièvre et de l'orignal. Finalement, le groupe « Autres » comprenant le reste des terrains de trappe est passé de 18 terrains en 1970 à 17 terrains en 2000. Ce groupe était principalement caractérisé par les habitats fauniques et les pessières, autant en 1970 qu'en 2000, mais le peu de sapins qu'on y trouvait avait presque disparu et l'abondance des habitats fauniques de qualité a diminué en 2000.

Tableau 3. 5 : Groupes de terrains de trappe en 1970 et en 2000

Nom du groupe	1970	Nom du groupe	2000
	Terrain(s) dans le groupe		Terrain(s) dans le groupe
Bois de chauffage	45-A, 45-B	Bois de chauffage	33
Culturel	16-A	Culturels	16-A, 26
Érablières et sapinières	27-A	Érablières	27, 27-A, 27-C, 28
Érablières et pessières	27-C	Pessières et cédrières	30
Pinèdes blanches	30	Pinèdes blanches	32-A, 32-B
Vieilles forêts	32-A, 32, 28, 26	Forêts en santé	32
Autres	Les 18 terrains restant	Autres	Les 17 autres terrains restant

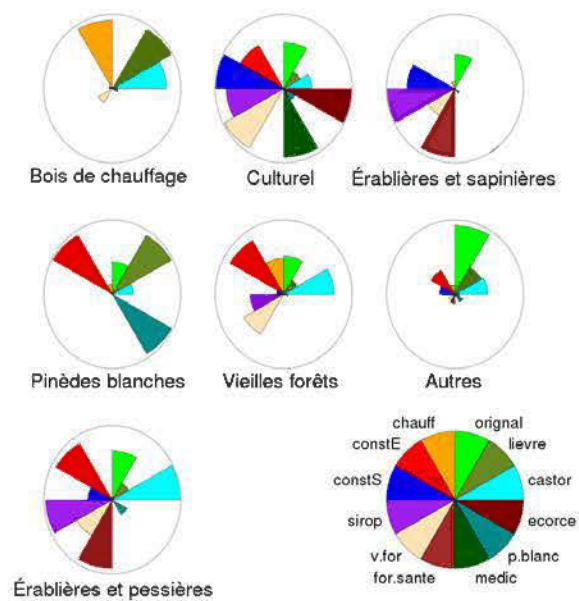


Figure 3. 4: Diversité et abondance des BSE par groupes de terrains de trappe en 1970.

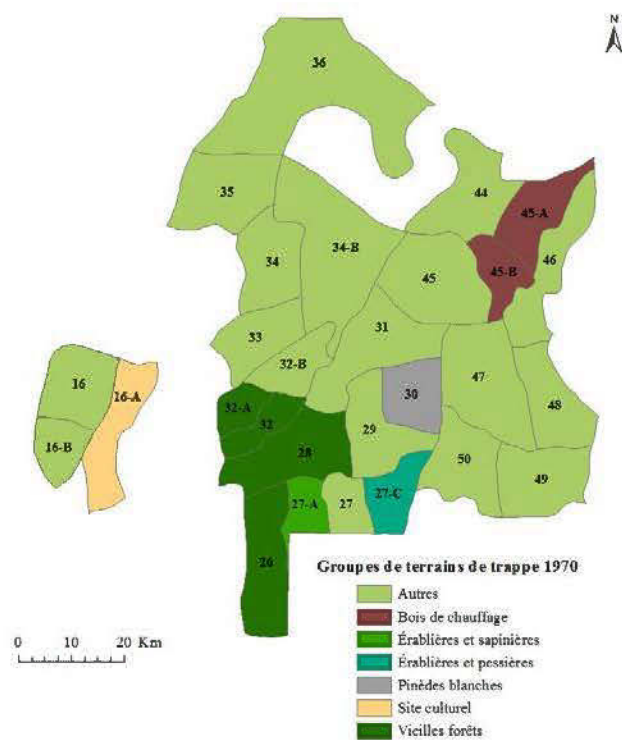


Figure 3. 5 : Répartition des groupes de terrains de trappe sur le territoire en 1970.

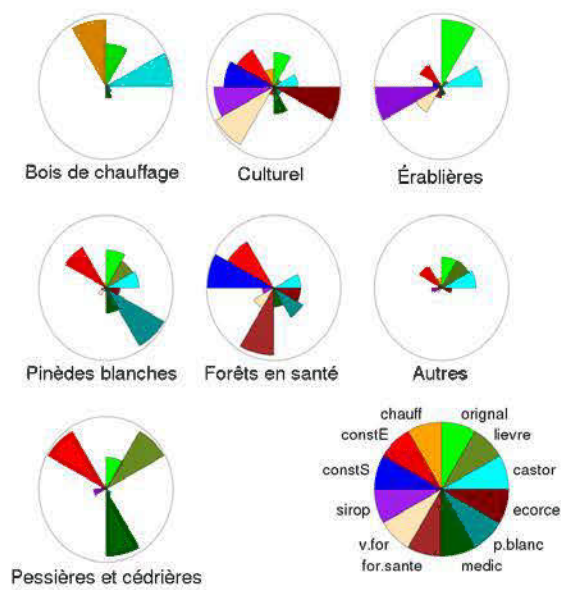


Figure 3. 6: Diversité et abondance des BSE par groupes de terrains de trappe en 2000.

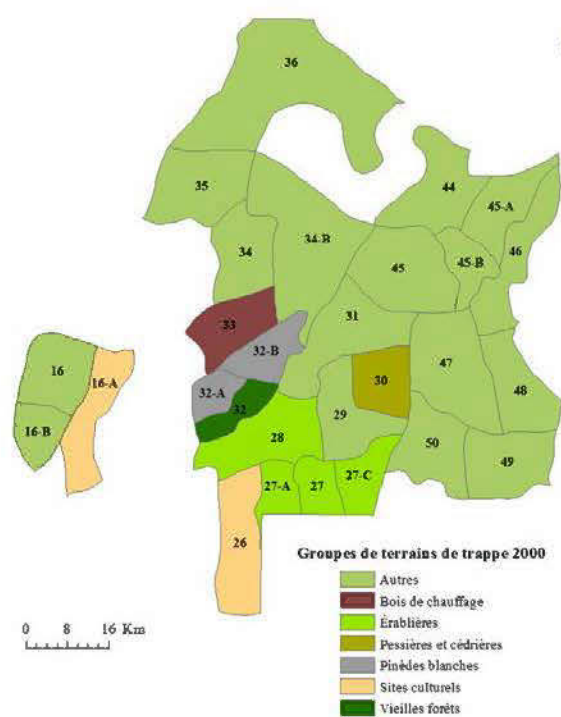


Figure 3. 7 : Répartition des groupes de terrains de trappe sur le territoire en 2000.

### 3.5. DISCUSSION

Le territoire des Algonquins de Kitcisakik a connu des changements en termes de répartition et d'abondance des BSE. En 2000, les interactions entre les BSE ont révélé une augmentation des relations de synergies et de cas sans corrélation en 2000. Elles ont surtout mis en évidence les synergies entre les BSE associés aux forêts mûres et surannées (bois de construction d'épinette et de sapin, sirop d'érable, vieilles forêts, forêts en santé, thuya occidental, pin blanc et écorce de bouleau blanc). De plus, la forêt actuelle est marquée par les compromis de la faune avec les autres BSE. L'analyse de groupement a fait ressortir un groupe « Autres » comprenant plus de 60% des terrains de trappe familiaux et qui était principalement caractérisé par les habitats fauniques et les pessières, autant en 1970 qu'en 2000. L'abondance des habitats fauniques de qualité y a diminué en 2000. Les autres groupes ont aussi connu des changements en termes de diversité et d'abondance de BSE. Ainsi, le territoire de Kitcisakik présente des similitudes avec, par exemple, la zone étudiée par Raudsepp-Hearne et al. (2010) qui distinguait plusieurs groupes correspondant à des zones de vocation distinctes (agriculture, noyaux villageois, chalets, tourisme, zone périurbaine). Les changements notés dans le territoire de Kitcisakik, largement forestier, pourraient être vus comme une preuve de vulnérabilité aux perturbations naturelles et anthropiques. Toutefois, le fait que les BSE soient toujours présents sur le territoire laisse plutôt présager une certaine résilience, quoique le groupe majoritaire soit composé d'une diversité élevée de BSE, mais en faible abondance.

#### 3.5.1. Diminution des pessières, des sapinières et des érablières

Les BSE associés aux forêts mûres et surannées d'épinette, de sapin et d'érable ont diminué entre 1970 et 2000, probablement sous l'effet combiné des coupes forestières et de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Chapitre 2). Une diminution de l'abondance de l'épinette et du sapin a aussi été notée dans les sapinières de l'Est-du-Québec (Archambault et al., 1998) et dans la forêt boréale mixte (Harvey et Bergeron, 1989; Carleton et MacLellan, 1994; Jackson et al., 2000; McRae et al., 2001). L'épinette et le sapin sont utilisés par la communauté de Kitcisakik, entre autres dans la construction de maisons et d'abris (Saint-Arnaud, 2009). Ces espèces ont de nombreux usages médicinaux (Uprety et al. 2012a). Par exemple, l'écorce et les branches du sapin, ainsi que les aiguilles de l'épinette sont utilisées dans le traitement des

symptômes du diabète (McCune et Johns, 2007). Au Québec méridional (Payette et al., 1996) et ailleurs en Amérique du Nord (Horsley et al., 2000; Horsley et al., 2002), les érablières sont en déclin, surtout pour des raisons respectivement liées à l'influence combinée de la sécheresse, des insectes défoliateurs, et à un problème d'apport en éléments nutritifs. Le sirop d'érable, dont la fabrication est maintes fois séculaire pour les autochtones dans l'Est de l'Amérique du Nord (Munson, 1989), a encore une importante valeur culturelle pour la communauté de Kitcisakik (Saint-Arnaud, 1992).

### 3.5.2. Diminution des vieilles forêts

Les vieilles forêts sont en diminution sur le territoire de Kitcisakik. Les vieilles pessières constituent un habitat important du point de vue culturel puisqu'elles sont associées aux belles forêts à sous-bois dégagé où la promenade est plaisante, ainsi qu'à la forêt préindustrielle qui offrait de « beaux » paysages (Saint-Arnaud, 2009; Chapitre 4). Elles sont associées à la martre d'Amérique (*Martes americana*) (Beauchesne, 2000; Higgelke et MacLeod, 2000) qui est aussi un BSE culturel pour la communauté de Kitcisakik (Saint-Arnaud, 2009). En plus des aspects sociaux, la perte de vieilles forêts soulève des questions d'ordre écologique avec les préoccupations grandissantes de rétablissement des écarts entre la forêt préindustrielle et actuelle prônée par l'aménagement forestier écosystémique (Gauthier et al., 2008). Les vieilles forêts jouent par ailleurs un rôle important dans le maintien de la biodiversité (Gibson et al., 2011) et la séquestration du carbone (Holeksa et al., 2009; Keeton et al., 2010, 2011). Le rajeunissement des forêts sur le territoire (Chapitre 2) est un phénomène répandu, qu'on retrouve ailleurs au Québec (Boucher et al., 2006; Grondin et al., 2010; Lecomte et al., 2010), au Canada (Etheridge et al., 2006), aux États-Unis (Russell et al., 1993; Turner et al., 2003; Keeton, 2006), et en Europe de l'Est (Veen et al., 2010; Knorn et al., 2013).

### 3.5.3. Augmentation du bois de chauffage

Le bois de chauffage (jeunes bouleaux blancs) se trouve typiquement en début de succession, après perturbations naturelles ou anthropiques. C'est ce qui explique ses relations de compromis avec pratiquement tous les autres BSE, associés aux forêts mûres et surannées. Cependant, la préoccupation quant à la disponibilité du bouleau blanc comme bois de

chauffage, qui constituait encore récemment un enjeu pour la communauté de Kitcisakik (Saint-Arnaud, 2009), reste actuelle aux abords du village, même si les proportions de superficies que les jeunes bouleaux blancs occupent sur l'ensemble du territoire ont augmenté (Chapitre 2). La diminution du nombre de terrains de trappe où les jeunes bétulaies blanches dominant ne signifie donc pas que le bouleau blanc est moins abondant sur le territoire, mais plutôt qu'il est moins concentré dans certains terrains.

Le remplacement de l'épinette et du sapin par le bouleau blanc est un phénomène connu en Suède, où les peuplements feuillus ont pris le relais après la coupe des forêts résineuses (Axelsson et al., 2002). Le bouleau blanc est une espèce pionnière adaptée aux sites perturbés (Davidson, 1977). Les jeunes peuplements en régénération de bouleau blanc et d'espèces associées fournissent un premier couvert pour le chevreuil (*Odocoileus virginianus*) et l'orignal (Shaw, 1969, Stocker et Gilbert, 1977). Le bouleau blanc est l'une des essences caractéristiques de l'enfeuillement après coupe (Axelsson et al., 2002; Roy et al., 2010; Laquerre et al., 2011). L'augmentation de jeunes forêts de bouleau blanc est un enjeu pour le maintien de la biodiversité, dans la mesure où les jeunes forêts présentent moins de caractéristiques favorables à la diversité. Cette augmentation constitue aussi un phénomène étendu observé dans d'autres endroits de la forêt tempérée au Québec (Archambault et al., 1998; Prévost, 2008; Lecomte et al., 2010; Roy et al., 2010) et ailleurs au Canada (McRae et al., 2001). En Scandinavie, l'enfeuillement est devenu un enjeu économique dans la mesure où le développement du bouleau et du peuplier étaient perçus comme une menace pour l'approvisionnement en espèces résineuses, au point d'utiliser des méthodes sylvicoles pour les éliminer du paysage entre les années 1950 et 1990 (Östlund et al., 1997; Axelsson et al., 2002).

#### 3.5.4. Augmentation des habitats fauniques de bonne qualité

Pour les trois espèces que nous avons étudiées, les superficies occupées par les habitats de bonne qualité ont augmenté, quoique moindrement pour le castor. Le constat de l'augmentation pour l'orignal que nous avons fait confirme des travaux antérieurs (St-Louis et Bastille-Rousseau, 2011; Tendeng, 2014). En effet, l'orignal trouve majoritairement sa nourriture dans les peuplements en régénération avec une couche arbustive dense (Courtois et al., 1993; Peek, 2007) récemment perturbés par l'exploitation forestière, les épidémies

d'insectes ou le feu (Peek, 2007; Potvin et al., 2004). Cependant, il semble y avoir un paradoxe entre l'augmentation de la qualité de l'habitat de l'orignal dans presque l'ensemble du territoire entre 1970 et 2000 et l'appauvrissement de la forêt en certaines espèces résineuses telle que montrée par l'évolution des groupes de BSE. La composante résineuse, essentielle comme couvert d'abri pour l'orignal a beaucoup diminué à différents endroits en 2000, ce qui pourrait expliquer que, quelques années plus tard, les membres de la communauté de Kitecisakik ont noté une baisse de la population d'orignal (Chapitre 4). Dans le territoire que nous avons étudié, les conditions qui favorisent le développement du lièvre semblent être réunies. En effet, une augmentation rapide de l'abondance du lièvre survient avec la régénération végétale 10 à 30 ans après une perturbation (Koehler, 1991; Newbury et Simon 2005, Robinson 2006).

### 3.5.5. Relations des BSE fauniques

#### 3.3.5.1. Synergies

Les synergies entre les BSE fauniques aussi bien en 1970 (castor et orignal) qu'en 2000 (orignal et lièvre) montrent que les trois espèces étudiées partagent certains besoins en ce qui concerne leurs habitats. Le castor (Slough et Sadleir 1977; Thompson 1988), l'orignal (Hundermark et al., 1990; Loranger et al., 1991; Crête et al., 1995) et le lièvre (Carreker 1985; Guay 1994) sont associés aux forêts jeunes où la nourriture ligneuse (brout) est abondante (Potvin et al., 2004) après perturbation. La synergie entre le castor et les jeunes bétulaies montre qu'il n'est pas perturbé par les coupes. Celles-ci augmentent la disponibilité de la nourriture et la qualité de ses habitats (Slough et Sadleir, 1977). Toutefois le castor s'alimente généralement à moins de 20 à 30 m des lacs et des cours d'eau autour desquels une lisière boisée riveraine d'au moins 20 m est conservée lors des coupes (Thompson, 1988; Barnes et Mallik, 2001; Potvin et al., 2004). L'augmentation des BSE fauniques associés aux jeunes forêts montre un déséquilibre dans les structures d'âge à l'échelle du paysage.

#### 3.3.5.2. Compromis entre la faune et les autres BSE

La faune présente le nombre le plus élevé de compromis avec les autres BSE. Aussi bien en 1970 qu'en 2000, la faune présentait globalement de faibles corrélations qui, pour la plupart étaient négatives avec l'épinette et le sapin. Cela pourrait être dû à un déficit de certaines



composantes de l'habitat. Par exemple, les orignaux préfèrent des habitats offrant un entremêlement de nourriture et d'abri (Dussault et al., 2005) et particulièrement les forêts mixtes où les densités sont plus importantes (Courtois, 1993; Romito et al., 1999; Patterson et al., 2013). À l'exception du castor (qui développe une faible synergie), la faune n'est pas corrélée ou est en compromis avec l'écorce de bouleau. Cela montre que la faune évite les vieilles bétulaies où elle ne trouve pas une alimentation suffisante. Par exemple, le lièvre préfère les plantes herbacées, les graminées et les feuilles tendres d'arbustes et d'arbres en été (Beauchesne, 2000; Carreker, 1985; Higgelke et MacLeod, 2000) et les ramilles et les bourgeons de différents feuillus, dont le bouleau, en hiver (Beauchesne, 2000; Guay, 1994; Higgelke et MacLeod, 2000).

Le groupe « Autres », qui était principalement caractérisé par les habitats fauniques en 1970, les a vus diminuer en 2000. De plus, dans les deux périodes, la répartition des habitats fauniques de bonne qualité n'est pas homogène sur l'ensemble du territoire. Des terrains de trappe en ont perdu au profit d'autres. Cela remet en cause la disponibilité de cette faune pour certaines familles de la communauté de Kitcisakik qui se voient obligées de se déplacer plus loin qu'autrefois pour trapper ou pour chasser (Saint-Arnaud, 2009; Chapitre 4). Toutefois, globalement, l'habitat de la faune a augmenté entre 1970 et 2000 sur le territoire. Les compromis entre les BSE fauniques en 1970 (entre le lièvre et l'orignal) et le manque de corrélation en 2000 (entre d'une part le castor et d'autre part le lièvre et l'orignal), montrent que les trois espèces ne fréquentent pas toujours les mêmes terrains de trappe au même moment.

### 3.3.6. Augmentation apparente de certains BSE culturels

Le thuya n'était pas souvent distingué des autres espèces de résineux lors du premier inventaire décennal (1970). Ainsi, son augmentation relative entre 1970 et 2000 pourrait être un artéfact dû à la meilleure précision des groupes d'essences du quatrième inventaire. Sur le territoire de Kitcisakik, cette augmentation apparente (Chapitre 2) pourrait aussi être liée à l'épidémie de TBE des années 1970-1980, qui a éliminé la plupart des sapins matures (Morin et al., 1993), laissant la voie libre aux thuyas déjà présents en sous-étage. Dans la même logique, l'augmentation du thuya peut avoir été facilitée par les coupes partielles des autres résineux. Les inventaires décennaux montrent une augmentation du volume marchand du

thuya sur l'ensemble du Québec entre le premier et le troisième inventaire décennal (Larouche, 2006), mais l'espèce est maintenant en diminution dans la majorité de son aire de répartition au Québec (Boucher et al. 2006), en Ontario (Jackson et al., 2000; Cogbill et al., 2002), au Nouveau-Brunswick (Etheridge et al., 2005) et aux États-Unis (Cornett et al., 2000).

L'augmentation des bouleaux blancs matures pourrait être liée au fait qu'ils n'ont pas fait l'objet de coupes. Ce faisant, des peuplements appartenant aux jeunes classes d'âge (environ 60 à 70 ans) en 1970 seraient venus s'ajouter à ceux qui étaient déjà matures à cette époque. L'augmentation peut être aussi un artéfact, parce que plusieurs bétulaies étaient classés « feuillus intolérants » en 1970. Comme les vieux bouleaux sont rarement en peuplements purs, ils ont aussi pu être occultés par les espèces dominantes, alors que la nouvelle classification est plus précise. Cette augmentation pourrait être relativisée dans la mesure où même si de vieux/gros bouleaux sont encore présents dans les forêts de Kitcisakik, ils n'ont pas nécessairement les caractéristiques requises pour assurer la fourniture d'écorce de qualité pour l'artisanat selon les membres de la communauté de Kitcisakik (Chapitre 4). Les bouleaux blancs matures constituent un bon habitat pour certaines espèces de lichens et de bryophytes (Boudreault et al., 2000) et d'oiseaux (Drapeau et al., 2009). L'écorce de bouleau blanc occupe une place importante pour les peuples autochtones de l'Est du Canada et des États-Unis qui l'utilisent pour fabriquer de nombreux produits (abris, canots, portes-bébés, ustensiles de cuisine, literie, etc.) (Moerman, 1998; Turner et al., 1990; Peyton, 1994, Emery et al., 2014).

Le pin blanc a une importance culturelle, spirituelle et écologique pour la communauté de Kitcisakik (Uprety et al., 2013). Il en est de même pour d'autres communautés autochtones au Canada et aux États-Unis, qui l'utilisent entre autres comme plante médicinale (Schroeder, 1992; Uprety et al., 2012). Même si les superficies occupées par le pin blanc stagnent sur le territoire de Kitcisakik, l'espèce connaît une baisse dans le sud-ouest du territoire. Le pin blanc est par ailleurs en déclin dans la majorité de son aire de répartition (Weyenberg et al., 2004; Latremouille et al., 2008; Ostry et al., 2010). Une réduction importante du pin blanc pourrait avoir des répercussions sur différentes espèces fauniques, dont certaines qui ont une

importance culturelle pour la communauté (p.ex. : orignal, pygargue à tête blanche) (Uprety et al., 2013).

#### 3.4. CONCLUSION

Nous avons étudié 12 BSE que la communauté autochtone de Kitcisakik tire de la forêt. Ces BSE sont répartis parmi les catégories de services d'approvisionnement, de régulation et culturels, telles que définies par le MEA (2005). Nous avons pu mettre en évidence leur évolution spatiotemporelle sur une période de 30 ans. Nos résultats ont montré que des BSE ont augmenté, certains ont diminué et d'autres ont stagné entre 1970 et 2000.

Nous avons observé une diminution des pessières, des sapinières et des érablières. Cette diminution étant probablement due à l'effet combiné des coupes forestières et de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Chapitre 2). L'importance de ces espèces réside dans le fait qu'elles sont utilisées par la communauté de Kitcisakik qui s'en sert dans la construction d'habitations et d'abris, mais aussi à des fins médicinales (McCune et Johns, 2007; Uprety et al., 2012a) et pour la production de sirop (érable) (Munson, 1989; Saint-Arnaud, 1992). Les vieilles forêts associées à la forêt préindustrielle et aux beaux paysages (Saint-Arnaud, 2009; Chapitre 4) ont aussi diminué. À l'inverse, nous avons constaté une augmentation du bois de chauffage qui se trouve typiquement en début de succession, après des perturbations naturelles ou anthropiques. Les habitats fauniques de bonne qualité ont aussi augmenté. Les synergies et les compromis entre les BSE fauniques montrent que même si les trois espèces étudiées partagent certains besoins en ce qui concerne leurs habitats, elles ne sont pas toujours au même endroit. Nous avons observé une augmentation des BSE culturels comme le thuya, qui aurait pu profiter de la disparition du sapin suite à l'épidémie de TBE des années 1970-1980. L'augmentation des bétulaies blanches matures pourrait être due au fait que le bouleau a été relativement épargné par les coupes, mais aussi par le fait que l'espèce aurait pu être occultée par les espèces dominantes en 1970, alors que la nouvelle classification est plus précise.

Dans le groupe « Autres » composé par la majeure partie des terrains de trappe les habitats fauniques de bonne qualité ont diminué. Ainsi, même si les sites culturels ont augmenté, le

potentiel des activités culturelles a diminué avec la prise en compte des fonctions culturelles d'autres BSE comme la faune, l'épinette et le sapin.

Ces différents constats nous font reconnaître que l'importance croissante et l'ampleur des impacts des activités humaines sur les écosystèmes exigent maintenant leur incorporation explicite dans des stratégies de gestion et de conservation (Berkes, 2004; Elmqvist et al., 2004; Beier et al., 2008; Kneeshaw et al., 2009). Pour ce faire, ces stratégies gagneraient à mettre à contribution les savoirs traditionnels (Upreti et al., 2012b). Cette prise en compte serait une avenue pour favoriser leur intégration aux connaissances scientifiques pour un aménagement plus en phase avec la dynamique des écosystèmes (Olsson et Folke, 2001; Rist et al., 2010).

### 3.5. REMERCIEMENTS

Nous remercions tout d'abord la communauté de Kitcisakik qui a accueilli ce projet. Nous remercions aussi Danny Bisson et Benoît Tendeng pour leur aide avec ArcGIS, ainsi que Mélanie Desrochers pour la Figure 1. Ce projet a reçu le soutien financier de la Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone, de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en aménagement forestier durable, de la Chaire Desjardins en développement des petites collectivités, du Fonds québécois de recherche - Nature et technologies, du Réseau DIALOG, et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

## 3.6. RÉFÉRENCES

- Archambault, L., Morissette, J., et Bernier-Cardou, M. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir-yellow birch ecosystems of eastern Quebec, Canada. *For. Ecol. Manage.*, **102**:61-74.
- Axelsson, A.L., Ostlund L., et Hellberg E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866-1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecol.*, **17**: 403–418.
- Barnes, D.M., et Mallik, A.U. 2001. Effects of beaver, *Castor canadensis*, herbivory on streamside vegetation in a northern Ontario watershed. *Can. Field-Nat.*, **115**: 9–21.
- Beauchesne, P. 2000. Caractérisation des lots forestiers intra-municipaux - MRC de Papineau. 85 p.
- Beier, C.M., Patterson, T.M., et Chapin, F.S. 2008. Ecosystem services and emergent vulnerability in managed ecosystems: A geospatial decision-support tool. *Ecosystems*, **11**(6): 923-938.
- Berkes, F. 2004. Rethinking community-based conservation. *Conserv. Biol.*, **18**(3): 621-630
- Boucher, Y. 2009. Aménagement écosystémique et forêt préindustrielle. Histoire forestière du Québec. Hiver-printemps 2009. **1**(2) : 17-21.
- Boucher, Y., Arseneault, D., et Sirois, L. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Can. J. For. Res.*, **36**: 505-517.
- Boudreault, C., Gauthier, S., et Bergeron, Y. 2000. Epiphytic lichens and bryophytes on *Populus tremuloides* along a chronosequence in the southwestern boreal forest of Quebec, Canada. *The bryologist*, **103**: 725-738.
- Carleton, T.J., et MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Ecoscience*, **1**: 141-152.
- Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., Defries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., Duraiappah, A.K., Oteng-Yeboah, A., Pereira, H.M., Perrings, C., Reid, W.V., Sarukhan, J., Scholes, R.J., et Whyte, A. 2009. Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *PNAS*, **106**, 1305–12. Cogbill, C.V., Burk, J., et Motzkin, G. 2002. The forests of presettlement New England, USA: spatial and composition patterns based on town proprietor surveys. *J. Biogeogr.*, **29**: 1279-1304.
- Carreker, R.G. 1985. Habitat suitability index models : Snowshoe hare. *U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep.*, **82** (10.101). 21 p.
- Cogbill, C., Burk, J., et Motzkin, G. 2002. The forests of presettlement New England, USA: spatial and compositional patterns based on town proprietor surveys. *J. Biogeogr.*, **29**: 1279–1304.

- Cornett, M.W., Frelich, L.E., Puettmann, K.J., et Reich, P.B. 2000. Conservation implications of browsing by *Odocoileus virginianus* in remnant upland *Thuja occidentalis* forests. *Biol. Conserv.*, **93**: 359-369.
- Costanza, R. 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Conserv. Biol.*, **141**: 350-352.
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces alces*) au Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, Québec, document technique 93/1, 56 p.
- Courtois, R., Crête, M., et Barnard, F. 1993. Productivité de l'habitat et dynamique d'une population d'orignaux du sud de la taïga québécoise, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 52p.
- Crête, M., Drolet, B., Huot, J., Fortin, M.J., et Doucet, G.J. 1995. Chronoséquence après feu de la diversité de mammifères et d'oiseaux au nord de la forêt boréale québécoise. *Can. J. For. Res.*, **25**: 1509-1518.
- Davidson, D.S. 1928. The Family Hunting Territories of the Grand Lake Victoria Indians. *Atti del XXII Congresso Internaz. degli Amercanisti*, p. 69-95. Rome.
- Davidson, W.H. 1977. Birch species survive well on problem coal mine spoils. In *Proceedings, Twenty-fourth Northeastern Forest Tree Improvement Conference*. p. 95–101. Northeastern Forest Experiment Station, Broomall, PA.
- Drapeau, P., Leduc, A., Kneeshaw, D.D., et Gauthier, S. 2009 An adaptive framework for monitoring ecosystem management in the boreal black spruce forest. In: *Ecosystem Management in the Boreal Forest*. Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D.D., Morin, H., Drapeau, P. et Bergeron, Y. (dir.). Québec: Presses de l'Université du Québec. Pp. 343-372.
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. et Jolicoeur, H. 2005. Linking moose habitat selection to limiting factors. *Ecography* **28**: 619-628.
- Elmqvist, T., Berkes, F., Folke, C., Angelstam, P., Crépin, A.-S., et Niemela, J. 2004. The dynamics of ecosystems, biodiversity management and social institutions at high northern latitudes. *Ambio*, **33**: 350-355.
- Emery, M.R., Wrobel, A., Hansen, M.H., Dockry, M., Moser, W.K., Stark, K.J., et Gilbert, J.H. 2014. Using traditional ecological knowledge as a basis for targeted forest inventories: Paper birch (*Betula papyrifera*) in the US Great Lakes Region. *J. For.*, **112**(2): 207-214.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals 1971-2000. [http://www.climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html).
- Etheridge, D.A., MacLean, D.A., Wagner, R.G., et Wilson, J.S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.*, **35**: 1965-1977.

- Etheridge, D.A., MacLean, D.A., Wagner, R.G., et Wilson, J.S. 2006. Effects of intensive forest management on stand and landscape characteristics in northern New-Brunswick, Canada (1945-2027). *Landscape Ecol.*, **22**: 509-524.
- Fisher, B., Turner, R.K., et Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.*, **68**: 643–653.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P., et Bergeron, Y. (dir). 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Presses de l'Université du Québec, Québec. 568p.
- Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Gardner, T.A., Barlow, J., Peres, C.A., Bradshaw, C.J.A., Laurance, W.F., Lovejoy, T.E., et Sodhi, N.S. 2011. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, **478**(7369): 378-381.
- Grondin, P., Hotte, D., Boucher, Y., Tardif, P., et Noël, J. 2010. Comparaison des paysages forestiers actuels et des paysages forestiers naturels du sud de la forêt boréale du Québec à des fins d'aménagement écosystémique. Mémoire de recherche forestière No 158, DRF MRNF. 96 p.
- Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/6. 59 p.
- Harvey, B.D., et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, **19**:1458-1469.
- Higgelke, P.E. et MacLeod, H.L. 2000. Marten (*Martes americana*). KBM Forestry consultants inc for millar western forest products biodiversity assessment project. 14 p.
- Holeksa, J., Saniga, M., Szwagrzyk, J., Czerniak, M., Staszynska, K., et Kapusta, P. 2009. A giant tree stand in the West Carpathians. An exception or a relic of formerly widespread mountain European forests? *Forest Ecol. Manag.*, **257**(7): 1577-1585.
- Horsley, S.B., Long, R.P., Bailey, S.W., Hallett, R.A., et Hall, T.J. 2000. Factors associated with the decline disease of sugar maple on the Allegheny Plateau. *Can. J. For. Res.* **30**: 1365–1378
- Horsley, S.B., Long, R.P., Bailey, S.W., Hallett, R.A., et Wargo, P.M. 2002. Health of eastern North American sugar maple forests and factors affecting decline. *North J. Appl. For.*, **19**: 34–44
- Hundermark, K.J., Eberhardt, W.L., et Ball, R.E. 1990. Winter habitat use by moose in southeastern Alaska: Implications for forest management. *Alces* **26**: 108-114.
- Jackson, S.M., Pinto, F., Malcolm, J.R., et Wilson, E.R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Can. J. For. Res.*, **30**: 605-612.
- Keeton, W.S. 2006, Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *For. Ecol. Manage.*, **235**(1-3): 129-142.

- Keeton, W.S., Chernyavskyy, M., Gratzner, G., Main-Knorn, M., Shpylchak, M., et Bihun, Y. 2010. Structural characteristics and aboveground biomass of old-growth spruce–fir stands in the eastern Carpathian mountains, Ukraine. *Plant Biosyst.*, **144**(1): 148-159.
- Keeton, W.S., Whitman, A.A., McGee, G.C., et Goodale, C.L. 2011. Late-successional biomass development in northern hardwood-conifer forests of the northeastern United States. *Forest Sci.*, **57**(6): 489-505.
- Kneeshaw, D.D., Larouche, M., Asselin, H., Adam, M.-C., Saint-Arnaud, M., et Reyes, G. 2010. Road rash: Ecological and social impacts of road networks on First Nations. Pp 169-184 (Chapitre 8), M.G. Stevenson et D.C. Natcher (dir.), *Planning Co-existence: Aboriginal considerations and approaches in land use planning*. Edmonton: Canadian circumpolar institute press.
- Knorn, J., Kuemmerle, T., Radeloff, V. C., Keeton, W. S., Gancz, V., Biris, I.-A., Svoboda, M., Griffiths, P., Hahatis, A., et Hostert, P. 2013. Continued loss of temperate old-growth forests in the Romanian Carpathians despite an increasing protected area network. *Environ. Conserv.*, **40**(2): 182-193.
- Koehler, G. M. 1991. Snowshoe hare, *Lepus americanus*, use of forest successional stages and population-changes during 1985-1989 in North-Central Washington. - *Canadian Field-Naturalist* 105: 291-293.
- Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fenn.*, **36**:5-11.
- Laquerre, S., Harvey, B., et Leduc, A. 2011. Spatial analysis of response of trembling aspen patches to clearcutting in black spruce-dominated stands. *For. Chron.*, **87**(1):77-85
- Larouche, C. 2006. Raréfaction du thuja. Chapitre 5. In : Grondin, P., et Cimon, A. (Coord.). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière.. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier. 32 p.
- Latremouille C, Parker, W.C., McPherson, S., Pinto F., Fox, B., et McKinnon, L. 2008. Ecology and management of white pine in the Lake Abitibi (3E) and Lake Temagami (4E) ecoregions of Ontario. Science development and transfer series no. 004. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario.
- Lecomte, N., Crocker, P., Cyr, D., Fréchette, E., Laib, B., Valeria, O., et Angers V.-A. 2010. Détermination des enjeux écologiques reliés à la mise en place d'un aménagement écosystémique et propres aux forêts de l'Abitibi-Témiscamingue. Rapport interne de la Conférence régionale des élus de l'Abitibi-Témiscamingue. 158 p.
- Leroux, J., Chamberland, R., Brazeau, E. et Dubé, C. 2004. Au pays des peaux de chagrin : Occupation et exploitation territoriale à Kitchisakik (Grand lac Victoria) au XX<sup>e</sup> siècle. Québec : Les Presses de l'Université Laval et le Musée canadien des civilisations. 272p.
- Loranger, A.J., Bailey, T.N. et Larned, W.W. 1991. Effects of forest succession after fire in moose wintering habitats on the Kenai peninsula, Alaska. *Alces* **27**: 100-109.
- Lortie, M. 1979. Les grands traits de l'histoire forestière. La forêt au Québec. N.F.F. XXXI. No. sp. 6p.



- McCune, L.M., Johns, T. 2007. Antioxidant activity relates to plant part, life form and growing condition in some diabetes remedies. *J. Ethnopharmacol.*, **112**(3): 461-469.
- McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J., et Woodley, S., 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environ. Rev.*, **9**: 223-260.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* (Island Press, Washington, DC).
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. *Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios* (Island Press, Washington, DC).
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005c. *Ecosystems and Human Well-Being: Multiscale Assessments* (Island Press, Washington, DC).
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005d. *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends* (Island Press, Washington, DC).
- Moerman, D.E. 1998. *Native American ethnobotany*. Timber Press: Portland, Oregon. 123p.
- Morin, H., Laprise, D., et Bergeron, Y. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks in the Lake Duparquet region, Abitibi, Québec. *Can. J. For. Res.*, **23** : 1497-1506.
- Munson, P. 1989. Still more on the antiquity of maple sugar and syrup in aboriginal eastern north America. *J. Ethnobiol.* **9**(2):159-170
- Newbury, T. L. and Simon, N. P. P. 2005. The effects of clearcutting on snowshoe hare (*Lepus americanus*) relative abundance in central Labrador. - *Forest Ecology and Management* **210**: 131-142.
- OIFQ. 2009. *Manuel de foresterie*. 2e édition. Éd. Multi. Pp 236-262.
- Olsson, P., et Folke, C. 2001. Local ecological knowledge and institutional dynamics for ecosystem management: A study of Lake Racken Watershed, Sweden. *Ecosystems*, **4**: 85-104.
- Östlund L., Zackrisson, O., et Axelsson A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. For. Res.*, **27**: 1198-1206.
- Ostry, M.E., Laflamme, G., et Katovich, S.A. 2010. Silvicultural approaches for management of eastern white pine to minimize impacts of damaging agents. *Forest Pathol.*, **40**: 332-340.
- Patterson, B.R., Benson, J.F., Middel, K.R., Mills, K.J., Silver, A., et Obbard, M.E. 2013. Moose calf mortality in central Ontario, Canada. *J. Wildlife Manag.*, **77**(4): 832-841.
- Payette, S., Fortin, M.-J., et Morneau, C. 1996. The recent sugar maple decline in southern Quebec: probable causes deduced from tree rings. *Can. J. For. Res.* **26**: 1069-1078.
- Peek, J.M. 2007. Habitat relationships. In *Ecology and management of the North American moose* (Second edition). Franzmann, A.W. and Schwartz, C.C. (eds). University press of Colorado, Boulder. pp. 403-440.

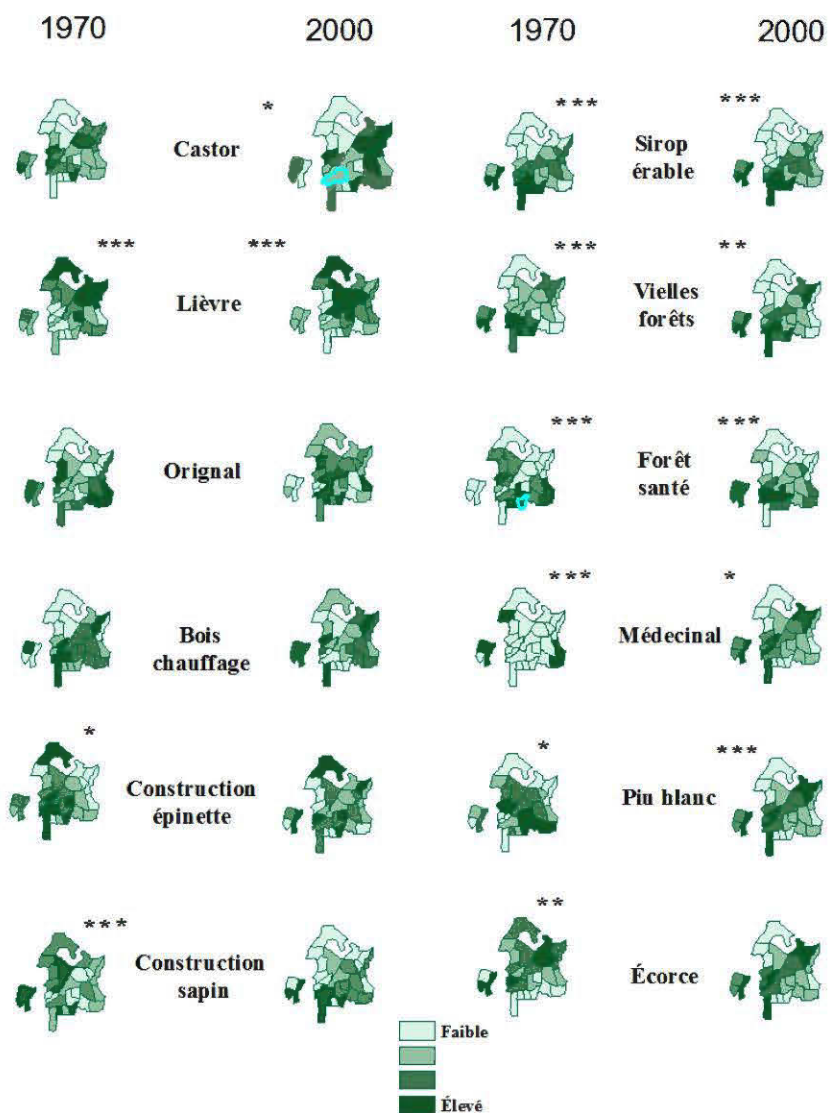
- Peyton, J.L. 1994. The birch, bright tree of life and legend. Blacksburg, Virginia, The McDonald and woodward publishing company.
- Potvin, F., Breton L., et Courtois, R. 2004. Réaction du castor, de l'orignal et du lièvre à la coupe totale en forêt boréale: une réévaluation après 10 ans. Direction de la recherche sur la faune
- Prévost, M. 2008. Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.*, **38**: 317-330.
- Prévost, M., Vincent, R., et Raymond, P. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Note de recherche forestière 125.
- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienne, Autriche. <http://www.R-project.org/>.
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proc Natl Acad Sci USA*. **107**(11): 5242-5247.
- Rhemtulla, J.M., Mladenoff, D.J., et Clayton, M.K. 2007. Regional land-cover conversion in the U.S. upper Midwest: magnitude of change and limited recovery (1850-1935-1993). *Landscape Ecol.*, **22**:57-75.
- Rist, L., Shaankar, R.U., Milner-Gulland E.J., et Ghazoul, J. 2010. The use of traditional ecological knowledge in forest management: An example from India. *Ecol. Soc.*, **15**: 3.
- Robinson, L. 2006. Ecological relationships among partial harvesting, vegetation, snowshoe hares, and Canada lynx in Maine. M.Sc. University of Maine. Orono, ME. 204 pp.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Québec. Les publications du Québec, 213 p.
- Romito, T., Smith, K., Beck, B., Beck, J., Todd, M., Bonar, R., et Quinlan, R. 1999. Moose winter habitat suitability index model. Version 5. Foothills model forest, Alberta, Canada.
- Roy, M.-È., McCullough, V., Mauriortuno, E., et Doyon, F. 2010. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue. 67p. et annexes.
- Russell, E.W.B., Davis, R.B., Anderson, R.S., Rhodes, T.E., et Anderson, D.S. 1993. Recent centuries of vegetational change in the glaciated north-eastern United States. *J. Ecol.*, **64**: 647-664.
- Saint-Arnaud, M. 1992. Acériculture algonquine à Kitcisakik (Abitibi) et limite nord de répartition de l'érablière à sucre. Mémoire de maîtrise. Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, xxx p.
- Saint-Arnaud, M. 2009. Contribution à la définition d'une foresterie autochtone : le cas des anicinapek de Kitcisakik (Québec). Université du Québec à Montréal. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement. 503 p.

- Schroeder, H.W. 1992. The tree of peace: Symbolic and spiritual values of the white pine. In: Stine, R.A., et Baughman, M.J. (dir.). Proceedings of the white pine symposium: History, ecology, policy and management. Department of Forestry Resources, University of Minnesota, St. Paul. Pp. 73-83.
- Shaw, S.P. 1969. Management of birch for wildlife habitat. In Proceedings, Birch Symposium. p. 181-183. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA.
- Slough, B.G., et Sadleir, R.M.S. 1977. A land capability classification system for beaver (*Castor canadensis*). *Can. J. Zool.*, **55**: 1324-1335.
- St-Louis, A., et Bastille-Rousseau, G. 2011. Influence de l'habitat, de la prédation et des modalités de chasse sur l'évolution des densités d'originaux au Québec. Rapport d'étude, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et Université Laval, 60 p.
- Stocker, M., et Gilbert, F. F. 1977. Vegetation and deer habitat relations in southern Ontario: application of habitat classification to white-tailed deer. *J. Appl. Ecol.*, **14**:433-444.
- Tendeng, B. 2014. Utilisation conjointe des savoirs traditionnels et scientifiques pour évaluer la qualité de l'habitat de l'original en forêt feuillue. Mémoire de maîtrise en biologie, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 85 p.
- Thompson, I.D. 1988. Habitat needs of furbearers in relation to logging in boreal Ontario. *For. Chron.*, **64**: 251–261.
- Turner, M.G., Pearson, S.M., Bolstad, P., et Wear, D.N. 2003. Effects of land-cover change on spatial pattern of forest communities in the Southern appalachian mountains (USA). *Landscape Ecol.*, **18**: 449–464.
- Turner, N.J., Thompson, L.C., Thompson, M.T., et York, A.Z. 1990. Thompson ethnobotany: knowledge and usage of plants by the Thompson Indians of British Columbia. Victoria: Royal British Columbia Museum, (3).
- UNEP (United Nations Environment Programme). 2009. Ecosystem management programme. A new approach to sustainability. Nairobi: United Nations Environment Program. 24p.
- Uprety, Y., Asselin, H., Dhakal, A., et Julien, N. 2012a. Traditional use of medicinal plants by aboriginal people of boreal Canada: Review and perspectives. *J. Ethnobiol. Ethnomed.*, **8**: 7.
- Uprety, Y., Asselin, H., et Bergeron, Y. 2013. Cultural importance of white pine (*Pinus strobus* L.) to the Kitchisakik Algonquin community of western Quebec, Canada. *Can. J. For. Res.*, **43**: 544-551.
- Uprety, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F., et Boucher, J.-F. 2012b. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Écoscience*, **19**: 225-237.
- Veen, P., Fanta, J., Raev, I., Biris, I.-A., De Smidt, J., et Maes, B. 2010. Virgin forests in Romania and Bulgaria: results of two national inventory projects and their implications for protection. *Biodivers. Conserv.*, **19**(6): 1805-1819.

Weyenberg, S.A., Frelich, L.E., et Reich, P.B. 2004. Logging versus fire: How does disturbance type influence the abundance of *Pinus strobus* regeneration? *Silva Fenn.*, 38(2): 179-194.

## 3.7. ANNEXES

Annexe 3. 1 : Répartition spatiale (aléatoire ou groupée) du degré d'abondance des BSE en 1970 et en 2000 (test d'autocorrélation du I de Moran; \* :  $p < 0,05$ , \*\* :  $p < 0,01$  et \*\*\* :  $p < 0,001$ ).



## CHAPITRE IV

### PROCESSUS PARTICIPATIF POUR L'ÉLABORATION ET LA MISE EN ŒUVRE DE SCÉNARIOS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE : CAS DE LA COMMUNAUTÉ ALGONQUINE DE KITCISAKIK (CANADA)

Papa Déthié Ndione, Hugo Asselin, et Yves Bergeron

Manuscrit à soumettre à  
*Journal of Environmental Management*

#### 4.1 RÉSUMÉ

L'implication et la participation des communautés autochtones constituent de plus en plus une exigence pour une gestion durable des forêts. Cependant, la confrontation des paradigmes industriel (développement économique, rendement soutenu) et autochtone (développement social, gestion durable) constitue un frein important. Il y a un besoin de développement d'outils de diagnostic de situations territoriales afin d'orienter les décisions. Dans cette optique, nous présentons le cadre d'analyse des «4R» («Rights», «Responsibilities», «Relations», «Returns»), que nous avons utilisé pour étudier le cas de la communauté de Kitcisakik dans l'est du Canada en faisant un diagnostic et une analyse des contraintes auxquelles elle faisait face en matière d'implication et de participation à l'aménagement forestier. L'étude a révélé des contraintes extrinsèques, comme le manque d'accès aux bénéfices tirés de la forêt et le droit de consultation et d'accommodement qui n'est pas toujours observé à la satisfaction de la communauté par le gouvernement et les compagnies forestières. Les contraintes sont aussi intrinsèques, dans la mesure où la communauté souffre d'un manque de capacités, ce qui constitue un frein aux aspirations d'assumer des responsabilités dans la gestion de la forêt. Le manque de partenariats avec les autres parties prenantes ne favorise pas la participation active de la communauté. Nous proposons un processus pour faciliter l'implication et la participation de la communauté à la gestion et à l'aménagement de la forêt.

Mots-clés : autochtones, droits, responsabilités, partenariats, renforcement de capacités, bénéfices, participation, gestion forestière.

## 4.2 INTRODUCTION

À travers le monde, beaucoup de collectivités locales, y compris un grand nombre de communautés autochtones, vivent à l'intérieur ou à proximité des forêts et en dépendent pour leur subsistance (Gracey, 2000; Elanchezhian et al., 2007; Moss et al., 2007; Couillard et Gilbert, 2009). L'économie de subsistance est d'ailleurs encore très importante dans les communautés appartenant à plusieurs nations qui vivent en étroite association avec les forêts et les biens et services environnementaux (BSE) qu'elles procurent (Ohmagari et Berkes, 1997; Nelson et al., 2008; Natcher, 2009; Kuokkanen, 2011; Felt et Natcher, 2012). Au Canada, près de 80 % des communautés autochtones se trouvent dans les forêts dites « productives » (ANFA, 2003). Depuis longtemps, les peuples autochtones du Canada se tournent vers la forêt pour combler leurs besoins culturels, spirituels et matériels. Cependant, l'industrialisation et la mécanisation des coupes forestières ont affecté la relation entre les communautés autochtones et les ressources forestières. Au Canada, plusieurs études ont montré les effets de l'exploitation forestière commerciale sur les autochtones : baisse de la disponibilité de certains animaux pour la chasse (Adamowicz et al., 2004); baisse de la qualité de l'eau et de la santé des animaux (Karjala et al., 2003); assèchement de certaines zones humides, interruption des cours d'eau suite au développement de chemins forestiers, inondations (Parlee et al., 2012). De plus, on observe une corrélation inverse entre l'exploitation des ressources, d'une part, et l'intégrité des écosystèmes et le bien-être des collectivités d'autre part (Anielski, 2001; Timoney et Lee, 2001; Schneider et al., 2003; Nielsen et al., 2006).

Les communautés locales font généralement peu partie du processus de prise de décision en foresterie (Hughes, 1996; Castro et Nielsen, 2001). Cela ouvre la porte à des conflits entre les décideurs et les communautés locales (Pendzich et al., 1994; Castro, 1995, 1996) pouvant conduire à la violence, à la dégradation des ressources, à la remise en cause de moyens de subsistance et au déchirement du tissu social (Suliman, 1998; Maturi, 2001). Au Canada, de tels conflits se posent entre le gouvernement et les communautés autochtones, sur fond de confrontation de paradigmes (Sandberg, 1992; Blakney, 1998, 2000, 2003; Wyatt, 2004). Ces conflits poussent les autochtones à manifester leur sentiment de frustration envers les gouvernements et les compagnies forestières (Castro et Nielsen, 2001; Saint Arnaud, 2009).



Pourtant, l'implication des communautés autochtones à la prise de décision dans la gestion forestière est de plus en plus encouragée (NAFA/IOG, 2000; Wilson et Graham, 2005; Wyatt, 2008). Cependant, les outils et les ressources manquent pour favoriser une bonne gouvernance du territoire et des ressources. La gouvernance se réfère aux interactions entre les structures, les processus et les traditions qui déterminent la manière dont les pouvoirs et les responsabilités sont exercés, les décisions sont prises et les citoyens ou les autres parties prenantes sont écoutés (Graham et al., 2003). La « nouvelle gouvernance » décrit un mode de gouvernance qui montre une préférence pour les approches concertées entre les acteurs gouvernementaux et non gouvernementaux du secteur privé et de la société civile (Howlett et Rayner, 2007). Il y a un impératif moral à aider les populations dépendantes des forêts à faire valoir leurs droits aux ressources naturelles pour soutenir leurs moyens de subsistance et à renforcer leurs organisations et leurs capacités à exercer ces droits face à une concurrence croissante pour les ressources (Macqueen et al., 2012). Pour ce faire, il y a un besoin d'outils qui permettraient de faire des diagnostics de situations et d'orienter les décisions. Certains cadres d'analyse développés ailleurs pourraient s'appliquer au Canada. C'est le cas notamment du cadre des « 4R » (« *Rights* », « *Responsibilities* », « *Relations* », « *Returns* ») (Dubois, 1998), c.-à-d. l'analyse des droits (conférés par les lois et les règles coutumières), des responsabilités (vis-à-vis des ressources), des relations (entre les acteurs) et des retombés (tirés de l'exploitation des ressources) des acteurs concernés. Le cadre d'analyse des « 4R » a été développé et utilisé en Afrique et en Asie (Dubois, 1998; Ibro et al., 1998; Pokharel et Larsen, 2007; Macqueen et al., 2012).

Nous avons appliqué le cadre d'analyse des « 4R » à la situation du territoire d'une communauté autochtone du Québec. Plusieurs parties prenantes interviennent sur ce territoire, dont les points de vue diffèrent parfois fortement. Par exemple, les paradigmes industriel (développement économique, rendement soutenu) et autochtone (développement social, traditions, gestion durable) sont contrastés (Wyatt, 2004; Saint-Arnaud, 2009). Le principal objectif de notre étude était d'établir un diagnostic et d'analyser la situation de la communauté de Kitchisakik, y compris les contraintes auxquelles elle fait face dans le cadre de la gestion de la forêt.

## 4.3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 4.3.1. Aire d'étude

L'aire d'étude se trouve en Abitibi-Témiscamingue (Québec), entre les 47° et 48° degrés de latitude Nord (Prévost et al., 2003). Elle est à cheval entre les sous-domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau jaune de l'ouest (SAB-BOJ-O) au sud et de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest (SAB-BOP-O) au nord (Saucier et al., 1998). Dans la SAB-BOJ-O, qui compte pour environ 80% de l'aire d'étude, le sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) et le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) dominent les principales formations végétales de fin de succession (Prévost et al., 2003). On trouve aussi le pin blanc (*Pinus strobus* L.), le pin rouge (*Pinus resinosa* Ait.), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.), l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss.), l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.). Le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] BSP) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sont aussi présents par endroits, sur les sites extrêmes (xériques ou hydriques) ou récemment perturbés (OIQF, 2009).

Les précipitations annuelles atteignent 914 mm et la température moyenne annuelle de  $1,2 \pm 0,9^{\circ}\text{C}$  (Environnement Canada, 2011). L'aire d'étude se situe en partie dans la Réserve faunique La Vérendrye et correspond au territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik qui s'étend sur environ 6000 km<sup>2</sup> et qui est divisé en 29 terrains de trappe familiaux (Leroux et al., 2004) (Figure 4.1).

La communauté, qui compte environ 460 membres, mène actuellement une vie plus sédentaire comparée au début du XX<sup>e</sup> siècle, mais continue cependant à vivre dans la forêt (Saint-Arnaud et al., 2009). Bien que des coupes forestières aient été faites sur le territoire depuis le début du XX<sup>e</sup> siècle, leur intensité a augmenté de façon marquée avec l'avènement des coupes mécanisées à partir de la deuxième moitié des années 1970. Plus de 60% du territoire a été affecté par les coupes au cours des 40 dernières années (Saint-Arnaud et al., 2009), entraînant l'augmentation des espèces pionnières feuillues (p. ex. bouleau blanc) suite au remplacement des forêts mûres et surannées par des peuplements jeunes ou en régénération (Chapitre 2). L'augmentation des superficies coupées et l'intensification des

opérations forestières sont perçues par la communauté comme causes de rétrécissement de son milieu de vie et ont été à l'origine de conflits entre la communauté d'une part et le gouvernement et les compagnies forestières d'autre part (Leroux et al., 2004; Saint-Arnaud, 2009).

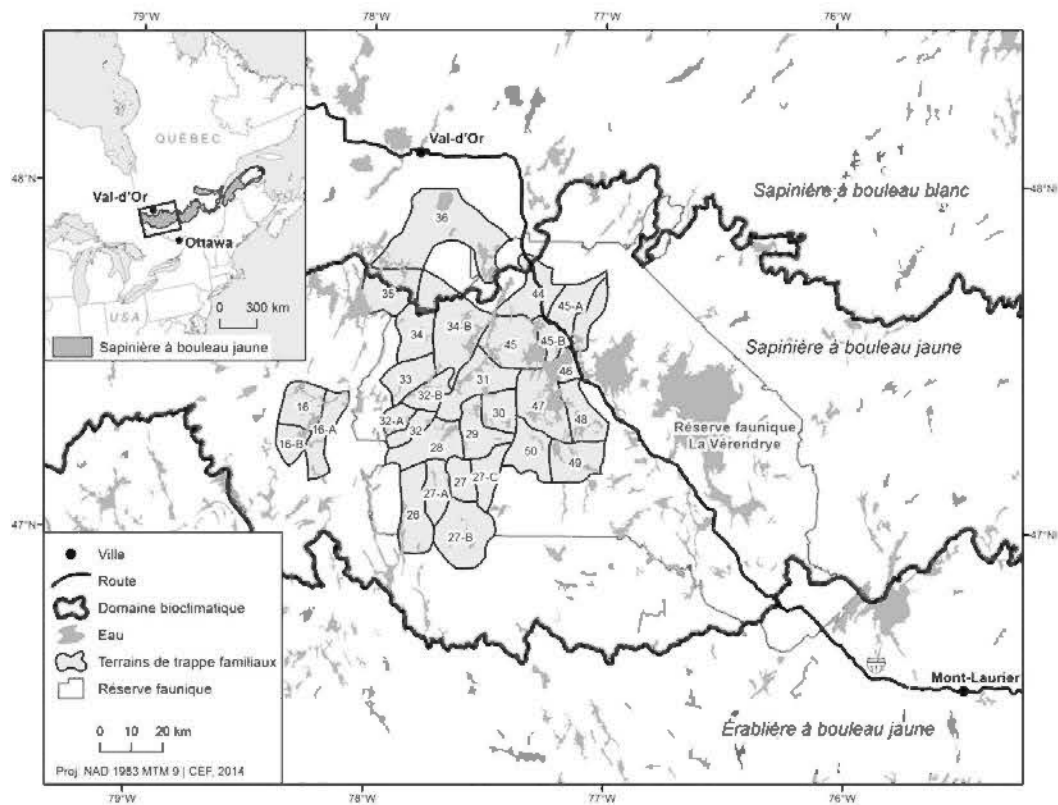


Figure 4.1 : Territoire de la communauté algonquine de Kitcisakik.

#### 4.3.2. Utilisation du cadre d'analyse des « 4R »

Il existe différentes approches d'analyse des parties prenantes (Friedman et Miles, 2004; Reed et al., 2009). Les approches descriptives qui se limitent à la description des relations entre un phénomène particulier et ses parties prenantes (Donaldson et Preston, 1995). Les approches normatives qui ont été de plus en plus préconisées dans la mesure où l'analyse des parties prenantes a été adoptée dans la politique, le développement et les cercles de gestion des ressources naturelles. Elles mettent l'accent sur la légitimité de la participation des parties prenantes et l'autonomisation dans les processus décisionnels (Reed et al., 2009). Les

approches instrumentales permettent de comprendre comment les organisations, les projets et les décideurs peuvent identifier, expliquer et gérer le comportement des intervenants pour atteindre les résultats souhaités (Reed et al., 2009). Dans le domaine de la gestion des ressources naturelles, elles ont été utilisées pour surmonter les obstacles à l'adoption de nouvelles technologies, adapter les technologies à des groupes d'utilisateurs concernés, ou diffuser les mêmes technologies de différentes manières à différents groupes (Johnson et al., 2004). Le cadre d'analyse des « 4R » est un outil de facilitation entre les acteurs du milieu forestier, leur permettant d'identifier leur rôle dans la gestion des forêts et de détecter tout déséquilibre entre les « 4R » (droits, responsabilités, relations, retombées) (Dubois, 1998; Lynam et al., 2007). Le cadre d'analyse des « 4R » se prête bien au cas de Kitcisakik. Il a été utilisé dans des contextes similaires dans plusieurs pays d'Afrique et d'Asie, notamment pour évaluer les rôles des parties prenantes et les relations entre eux, diagnostiquer des problèmes, évaluer des politiques, et faciliter des processus de négociation (Makano et al., 1997; Ibro et al., 1998; Dubois, 1999, 2007; Dubois et Lowore, 2000; Teckwe et Percy, 2000; Mayers, 2005; Vermeulen, 2005; Salam et Noguchi, 2006; Gebremariam et al., 2009; Macqueen, et al., 2012). Les informations nécessaires au cadre d'analyse ont été recueillies lors d'entrevues semi-dirigées menées individuellement avec des membres de la communauté appartenant à différentes catégories socioprofessionnelles. L'utilisation du cadre d'analyse des « 4R » suit quatre principales étapes (Mayers, 2005) : i) la recherche documentaire pour cerner les facteurs historiques et le contexte actuel; ii) l'appréciation des rôles réels des principales parties prenantes; iii) la négociation des rôles permettant d'aboutir à un accord sur les changements requis dans les « 4R » pour arriver à une gestion durable de la forêt; et iv) l'identification des capacités nécessaires pour engendrer les niveaux souhaitables des « 4R ».

La détermination des facteurs historiques et du contexte actuel a reposé sur deux études précédentes ayant porté sur la comparaison des attributs des forêts préindustrielle et actuelle (Chapitre 2) et sur l'analyse de la dynamique spatiotemporelle des biens et services environnementaux (Chapitre 3) sur le territoire de Kitcisakik. La forêt préindustrielle a ainsi été utilisée comme état de référence à partir duquel des enjeux ont été identifiés.

Nous avons commencé l'étape de l'identification des rôles et des pouvoirs des parties prenantes par le biais d'une revue de la littérature. Nous avons consulté la Loi sur

l'aménagement durable du territoire forestier (MRNF, 2014) qui précise les types de responsabilités pouvant être déléguées aux différentes parties prenantes par le gouvernement. Des études portant sur les représentations de la forêt dans la communauté (Saint-Arnaud et al., 2009) et des entrevues semi-dirigées ont contribué à compléter les informations. Nous avons fait le choix, parmi les parties prenantes, de nous concentrer sur la communauté de Kitcisakik. La communauté satisfait parfaitement les sept critères définis par Colfer (1995) pour identifier les intervenants dont le bien-être est étroitement lié à la gestion des forêts : (1) la proximité de la forêt, (2) les droits préexistants, (3) la dépendance à la forêt, (4) la pauvreté, (5) les connaissances locales, (6) l'intégration entre la forêt et la culture et (7) le déficit de l'alimentation (Colfer, 1995).

Nous avons procédé à la définition du contenu des « 4 R » (Tableau 4.1) qui constitue le point de départ de l'étape de la négociation des rôles. Cette phase vise à aboutir à un accord sur les changements souhaitables pour arriver à une gestion durable des ressources forestières (Mayers, 2005). Afin de préparer l'étape de négociation pour la communauté, nous avons identifié les souhaits qu'elle a pour le futur. Ils sont relatifs aux droits qu'elle veut faire respecter, aux responsabilités qu'elle veut assumer, aux rapports qu'elle veut entretenir avec les autres parties prenantes et aux retombées provenant de la forêt dont elle veut bénéficier. Cette négociation ne fait pas partie de la présente étude. Elle sera menée ultérieurement, à l'initiative de la communauté.

Tableau 4.1 : Contenu des « R » de la communauté dans le cadre de la gestion de la forêt

Désignation	Contenu
Droits	<ul style="list-style-type: none"> <li>- droits que la communauté s'est donnés dans l'utilisation de la forêt</li> <li>- droits reconnus à la communauté (par la constitution et par les jugements de la Cour Suprême du Canada)</li> </ul>
Responsabilités	<ul style="list-style-type: none"> <li>- mandats que la communauté s'est elle-même donnés selon son rapport à la forêt</li> <li>- mandats donnés à la communauté par le gouvernement relativement à la gestion de la forêt</li> </ul>
Relations	<ul style="list-style-type: none"> <li>- type et qualité des relations entre la communauté et les autres parties prenantes</li> <li>- rapport de la communauté à la forêt (relation de réciprocité)</li> <li>- ressources humaines, financières, matérielles et organisationnelles; connaissances et pratiques de la communauté</li> </ul>
Retombées	<ul style="list-style-type: none"> <li>- conséquence ou répercussion à court, moyen ou long terme</li> <li>- retombées socioéconomiques et socioécologiques (positives ou négatives)</li> </ul>

#### 4.3.3. Sélection des participants et entrevues

Cette étude répond à une demande de la communauté de Kitcisakik qui, via le Conseil de bande, nous a délivré les autorisations nécessaires. Ce projet a aussi été approuvé par le Comité d'éthique de la recherche de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Le Département *Aki* (Territoire) de Kitcisakik nous a facilité le contact avec les membres de la communauté. À partir d'une première liste d'informateurs clés suggérés par le Département *Aki*, d'autres membres de la communauté ont été sélectionnés selon la méthode « boule de neige » (Gamborg et al., 2012). Le nombre de personnes interrogées a été déterminé par l'atteinte de la saturation de l'information, c'est-à-dire le moment où la réalisation d'entrevues supplémentaires ne permet pas l'obtention de nouvelles informations (Marshall, 1996). Dans le cadre de cette étude, nous avons rencontré 18 personnes : 2 jeunes (hommes), 9 adultes (3 femmes, 6 hommes), 4 aînés (2 femmes et 2 hommes) et 3 employés non autochtones (deux hommes adultes et un âgé).

Le guide d'entretien semi-directif a été réalisé sur la base d'une quinzaine de thématiques issues des échanges que nous avons eus avec les membres du Département *Aki*. Elles concernent la forêt et les BSE qu'elle procure, les principales activités menées dans la forêt et les parties prenantes impliquées, les « 4R », l'aménagement de la forêt et les opérations forestières, les projets et activités de la communauté, les connaissances traditionnelles, les impacts des activités sur la forêt et sur la communauté, le point de vue de la communauté sur l'aménagement forestier.

#### 4.3.4. Traitement et analyse des informations

Nous avons procédé à une analyse thématique des verbatim des entrevues. Les différents éléments de la grille d'entrevue constituaient des thèmes prédéterminés, auxquels se sont ajoutés d'autres thèmes en cours d'analyse, sur la base d'un processus inductif. Pour chacun des « R », nous avons regroupé les informations selon qu'elles décrivaient une situation passée (période préindustrielle, c.-à-d. avant la décennie 1980), présente ou future (situation souhaitée). La description de la situation dans les trois temps nous a permis d'identifier les déséquilibres entre les perceptions de la communauté et des autres intervenants, mais aussi de déceler les écarts entre la réalité et les aspirations de la communauté pour chacun des « R ». Nous avons répertorié et réparti dans les « R » concernés les contraintes et les opportunités identifiées par les membres de la communauté. À partir des informations recueillies, nous avons extrait les enjeux et les solutions qui étaient le plus partagées par les membres de la communauté. Enfin, nous avons validé avec les membres du Département *Aki* la synthèse des informations recueillies lors des entrevues. Pour illustrer les résultats obtenus pour les « 4R », nous avons sélectionné des citations avec des codes qui permettent de préserver l'anonymat des personnes interviewées. Ces codes comprennent quatre lettres et un nombre : une lettre pour identifier le genre (H = homme; F = femme), deux lettres pour identifier le groupe d'âge (Je = jeune; Ad = adulte; Pa = aîné(e)), une lettre pour identifier les répondants autochtones (K = Kitcisakik) ou non autochtones (T = *Tikoci*, mot par lequel les Algonquins désignent les non autochtones) et un numéro séquentiel.

## 4.4 RÉSULTATS

### 4.4.1 État de la forêt et des BSE

Le contexte forestier actuel est marqué par un rajeunissement et un enfeuillement par le bouleau blanc. Entre 1970 et 2000, certains BSE d'approvisionnement comme le lièvre, l'orignal et le bois de chauffage, et dans une moindre mesure, le castor, et des BSE culturels comme l'écorce de bouleau blanc et les plantes médicinales (thuya) ont augmenté. Cependant, les bois de construction d'épinette et de sapin, le sirop d'érable et les vieilles forêts ont diminué. Les forêts en santé et le pin blanc sont demeurés relativement stables. Dans la majeure partie du territoire, les habitats de bonne qualité de l'orignal ont diminué. Ainsi, même si les sites culturels ont augmenté, le potentiel des activités culturelles a diminué avec la prise en compte des fonctions culturelles que d'autres BSE comme la faune, l'épinette et le sapin peuvent assurer.

### 4.4.2 Principales parties prenantes

L'aménagement de la forêt est du ressort du gouvernement provincial, qui élabore et met en œuvre les politiques de gestion de la forêt. Le Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs est responsable de l'aménagement durable et de la gestion des forêts publiques, ce qui signifie qu'il est responsable de la planification forestière, du suivi et du contrôle des interventions forestières, de l'attribution des droits forestiers ainsi que du mesurage des bois (MRN, 2014). Les compagnies forestières s'occupent des opérations forestières et de la certification environnementale. La communauté de Kitcisakik tire divers biens et services de la forêt (Chapitre 3) et plusieurs membres s'adonnent encore à diverses activités culturelles et traditionnelles (Saint-Arnaud, 2009). La communauté a mis en place le Département *Aki* pour s'occuper des questions liées à la forêt et jouer le rôle d'interface avec les autres parties prenantes. Le Département *Aki* a pour mission de « Protéger, défendre et promouvoir le territoire *Aki* et le patrimoine culturel de Kitcisakik pour répondre aux besoins de la communauté et des générations futures en mettant en œuvre des projets de développement et de gestion du territoire et en favorisant l'acquisition et le partage des connaissances traditionnelles et scientifiques » (Département *Aki* de Kitcisakik, 2012). La communauté a aussi mis en place les fondements d'une foresterie autochtone avec un cadre de critères et



d'indicateurs d'aménagement forestier durable (Saint-Arnaud et al., 2009) qu'elle considère comme document de référence pour l'aménagement de la forêt sur son territoire.

Les tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (GIRT) réunissent la plupart des autres parties prenantes du domaine forestier. Elles visent à assurer la prise en compte, dans la planification forestière, des intérêts et des préoccupations des personnes et organismes touchés par les activités d'aménagement forestier (Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, article 55, paragraphe 10) (Desrosiers et al., 2010). Outre les représentants du gouvernement, des compagnies forestières et des communautés autochtones, les tables GIRT peuvent aussi comprendre des représentants du Conseil régional de l'environnement, des villégiateurs, des chasseurs, des trappeurs et des exploitants d'érablière à des fins acéricoles, des locataires d'une terre à des fins agricoles.

#### 4.4.3 Droits

Les membres de la communauté continuent à exercer leur droit d'usage (Tableau 4.2) qui leur permet de satisfaire leurs différents besoins. L'obligation de consulter et d'accommoder les autochtones est enchâssée dans la constitution canadienne et a été réaffirmée à plusieurs reprises par la Cour suprême de Canada. Cependant, la communauté considère que le processus de consultation n'est pas réalisé assez tôt et qu'il sert surtout au gouvernement à se donner bonne conscience.

*On ne consulte pas la communauté sur tous les projets qui sont faits par les différents intervenants, tant au niveau des mines, de l'eau, de l'aménagement du territoire et de la forêt, du développement touristique. Les lois sont claires dans ce domaine, mais elles ne sont pas appliquées.[...] Pour moi, le point de départ c'est la consultation et l'acceptation qu'il y a des gens sur le territoire. HAdK1*

*Le gouvernement dit qu'il va consulter, mais par expérience le mot consultation ne veut pas dire la même chose pour nous dans la mesure où les choses sont pratiquement décidées à l'avance au niveau du gouvernement. C'est juste pour donner l'impression qu'il nous a consultés. FAdK1*

Tableau 4.2 : Portrait des droits de la communauté.

Passé	Présent	Futur
- Droit d'usage	- Droit d'usage  - Règles coutumières non prises en compte  - Application du droit de consultation non satisfaisante pour la communauté	- Droit d'usage  - Prise en compte des règles de gestion coutumières (p. ex. : contingentement de la chasse)  - Respect rigoureux du droit de consultation et d'accommodement  - Droit d'opposition à certaines activités

Les coupes continuent à être menées sur le territoire par des compagnies forestières qui détiennent des contrats. Cependant, la communauté n'a pas de volume de bois qui lui est attribué. Elle achète du bois ailleurs pour certains de ses besoins. Lorsqu'elle coupe du bois sur le territoire, elle doit le faire sous le couvert d'acteurs attirés (la plupart du temps, des non autochtones). Elle déplore certaines interdictions qui semblent remettre en cause son droit d'usage.

*La communauté n'a pas de contrôle sur les coupes. C'est le gouvernement qui décide. Ça ne nous empêche pas de faire des propositions au gouvernement qui parfois en tient compte. [...] Les activités qui se passent dans la réserve faunique se font sans notre consentement. HAdK2*

*À un certain moment on nous interdisait de manger du canard, du doré. Pourtant ils permettent à des touristes de venir pêcher. FAdK1*

#### 4.4.4 Responsabilités

Les membres de la communauté considèrent qu'ils ont des responsabilités à assumer en accord avec leurs traditions (Tableau 4.3). La Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier prévoit un partage des responsabilités découlant du régime forestier entre l'État, des organismes régionaux, des communautés autochtones et des utilisateurs du territoire forestier (MRNF, 2010). Pourtant, les membres de la communauté déplorent le manque de

reconnaissance formelle par le gouvernement et le manque de collaboration des compagnies forestières. Par exemple, selon eux, les compagnies forestières ne respectent pas toujours les limites des bandes de protection riveraines aux abords des lacs.

Les membres de la communauté reconnaissent avoir pris du retard dans la prise de conscience collective sur les enjeux liés aux coupes forestières. Ils souhaitent s'impliquer de plus en plus.

*On a manqué notre rôle au début, car on n'était pas conscient de ce qui se passait avec les coupes de bois, la pêche, etc., avant de réaliser qu'on pouvait changer le système. Si on avait pris conscience plus tôt, on serait intervenu pour freiner l'exploitation. Aujourd'hui on s'implique parce qu'on voit les changements. Il faut agir. HAdK2*

*Ils [les autochtones] commencent à comprendre qu'ils ont un pouvoir et qu'ils pourraient jouer le rôle de gardien de la forêt, perpétuer le rôle de guide qui était obligatoire avant. [...] Cependant, il y a un certain laisser-aller, une sorte de lassitude. Il faut que les aînés donnent le goût aux plus jeunes d'aller en forêt. C'est primordial. HPaT1*

Tableau 4.3 : Portrait des responsabilités.

Passé	Présent	Futur
Surveillance, protection et préservation	Responsabilités de surveillance, protection et de préservation non reconnues par le gouvernement et l'industrie	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Vision à bâtir pour le Département Aki sur un type de gestion forestière à promouvoir par la communauté</li> <li>- Projets sur une superficie de forêt ayant une masse critique de ressources à gérer par la communauté</li> <li>- Ententes qui donnent à la communauté la possibilité de couper du bois</li> <li>- Développement d'activités génératrices de revenus : production de bois d'œuvre et de construction, développement du tourisme, valorisation des produits forestiers non ligneux</li> <li>- Sensibilisation des jeunes de la communauté pour une fréquentation accrue de la forêt</li> <li>- Sensibilisation des parties prenantes, surveillance et rôle de guide en forêt</li> <li>- Meilleure gestion (Conseil de bande) des conflits internes et externes</li> <li>- Élaboration et application (Conseil de bande) des règles coutumières de protection de la faune et des poissons</li> <li>- Rôle (Conseil de bande) à jouer dans la protection de la forêt pour préserver l'équilibre de la faune et permettre à la communauté de vivre de manière durable dans la forêt</li> <li>- Élaboration et mise en œuvre d'un agenda (Conseil de bande) pour atteindre une autonomie sociale, économique et culturelle</li> <li>- Acquisition de compétences nouvelles (opérations forestières, gestion, etc.) pour assumer des responsabilités plus importantes</li> </ul>

Il y avait autrefois une forme de répartition des responsabilités au sein de la communauté et au sein des familles. Certains membres estiment qu'il faudrait la revitaliser.

*C'est elle [la famille] qui doit donner son point de vue par rapport à l'aménagement du territoire (terre, eaux, forêts, etc.). Nous avons oublié cette forme traditionnelle de division des tâches. La responsabilité maintenant se joue au niveau du Comité forêt [Département Aki] qui doit aller chercher des mandats clairs auprès de la communauté, approuvés par une résolution du Conseil de bande. HAdK1*

L'exploitation des ressources forestières non ligneuses, notamment les ressources fauniques, fait l'objet de conflits sur le territoire. À Kiteisakik, on reconnaît la part de responsabilité de certains membres de la communauté dans le déclin des populations d'esturgeon jaune exploité pour le caviar. Le territoire est aussi sollicité par des membres de communautés autochtones environnantes, de même que par des chasseurs non autochtones. Certains d'entre eux coupent des arbres dans les bandes de protection riveraine et construisent de nouveaux chemins sans autorisation.

La communauté a le sentiment que le gouvernement n'assume pas entièrement ses responsabilités dans la conservation des ressources, se concentrant essentiellement sur les espèces à valeur commerciale comme l'original, le doré, l'ours noir et les animaux à fourrure. Selon certains membres, le suivi des populations est déficient et ne permet pas de bien mesurer les effets cumulatifs de la coupe forestière et de l'exploitation des ressources fauniques.

*Le gouvernement donne toujours des permis de toute sorte (bois, pêche, tourisme, etc.) sans réellement étudier les impacts [...]. On disait qu'il y a des lacs où il y a une surpêche. Les compagnies ne respectent pas les limites de coupes aux abords des lacs. FAdK1*

*Je pense qu'il faut connaître le portrait du territoire, identifier toutes les préoccupations du territoire, les zones sensibles, les trajets, les portages, l'occupation du territoire. Il faut connaître les ravages d'originaux, les capacités en termes de faune à fourrure. Il faut vraiment connaître les espèces d'arbres pour faire un bon plan d'aménagement. Il faut intégrer les activités culturelles. HAdK1*

La volonté de la communauté de préserver les ressources forestières a mené le Conseil de bande à édicter des règles de gestion coutumières visant notamment l'établissement de quotas de chasse.

*Nous n'avons pas besoin de permis [pour chasser]. Il y a des règles dans la communauté. Chaque famille a le droit de tuer un nombre limité d'originaux. Nous avons un comité de trappe qui gère ça et qui s'occupe des gens qui exagèrent. FPaK1*

La communauté pourrait assumer des responsabilités plus importantes dans le cadre de projets menés en collaboration avec d'autres parties prenantes.

*Le gouvernement et les autres parties prenantes doivent accompagner la communauté et fonctionner à son rythme. Au fur et à mesure qu'elle acquiert de nouvelles compétences, ils lui céderaient des responsabilités nouvelles pour assurer une transition harmonieuse vers son autonomie passant par des ententes avec des municipalités, des conventions de gestion de forêts de proximités, sur un horizon de 10, 15, 20 ans, selon sa capacité à suivre et à prendre en main les projets. HAdT1*

Selon certains membres de la communauté, le gouvernement a une part de responsabilité dans les conflits qui existent dans le territoire, notamment à cause de sa gestion du foncier. Ils ne se reconnaissent pas dans le mode d'affectation des terrains de trappes familiaux.

*Les territoires appartenaient aux familles et pas des individus. C'est pourquoi la répartition du territoire faite par le gouvernement a fait des conflits. Le gouvernement a divisé pour mieux régner. Aujourd'hui certaines familles disent que telle partie du territoire leur appartient alors qu'elle appartient à la bande. HAdK1*

Cependant, les lenteurs notées dans les processus de prise de décision contribuent en partie à exacerber les conflits qui divisent les membres de la communauté. Elles sont attribuables à un

manque de leadership sur les questions de développement du territoire et de gestion forestière.

*Actuellement la communauté veut participer à la gestion de la forêt, mais il n'y a pas de leadership. Il faut qu'il ait des leaders qui se développent pour décider des projets à faire aller de l'avant pour le bien commun. Les gens trouvent toujours un prétexte pour reculer devant une décision importante. HPaT1*

#### 4.4.5 Retombées socioéconomiques et socioécologiques

La communauté tire moins de revenus de l'exploitation des ressources que par le passé, notamment avec la vente des produits et sous-produits de la chasse et de la trappe (Tableau 4.4). Certaines actions entreprises par des organismes externes qui influencent les décisions relativement à la gestion forestière, sans avoir consulté la communauté au préalable, ont eu des répercussions sur les activités traditionnelles.

*Quand Greenpeace a fait sa sortie pour protéger la faune, ça a baissé notre économie. Le problème s'est exacerbé. La valeur de la fourrure est en train de remonter. C'est pourquoi les gens ne veulent pas que la forêt soit coupée. FAdK1*

La communauté considère qu'elle ne profite pas de l'une des missions essentielles du ministère des Ressources naturelles, qui consiste à créer de la richesse. Elle ne reçoit pas de compensation provenant du gouvernement et des compagnies forestières.

*Quand on parlait de dédommagement, ils n'ont jamais voulu accepter. Mon père a demandé juste qu'on bâtisse sa maison, qu'on ait des planches, de petites choses. Il n'a rien reçu. Quand nous leur demandons de nous construire des chemins et des ponts pour avoir un meilleur accès à nos territoires, ils les construisent ailleurs. HAdK3*

Tableau 4.4 : Portrait des retombées.

Passé	Présent	Futur
- Pas de revenu provenant de l'exploitation forestière	- Peu de revenus provenant de l'aménagement forestier - Obtention d'emplois - Produits de la scierie - Recettes touristiques provenant de quelques visites d'étudiants	- Système de redevances pour faire bénéficier directement la communauté de l'aménagement forestier - Augmentation des revenus par une diversification et développement des activités génératrices de revenus
- Revenus tirés de la trappe et de la chasse	- Revenus tirés de la trappe et de la chasse, mais en baisse	
- Nourriture	- Nourriture moins disponible	- Disponibilité accrue de la nourriture
- Approvisionnement en bois de chauffage et de construction	- Approvisionnement en bois de chauffage	
- Disponibilité d'espaces culturels, d'épanouissement et de ressourcement	- Disponibilité d'espaces culturels, d'épanouissement et de ressourcement - Repos de la forêt consécutif au ralentissement des activités des compagnies forestières	Forêt restaurée et mieux conservée par l'augmentation des superficies protégées et/ou la conversion de la réserve faunique La Vérendrye en Parc National (statut de protection plus élevé)

Les retombées pourraient être plus importantes si les activités menées en forêt étaient plus diversifiées.

*Il faut diversifier. Je pense que la communauté doit, comme elle l'a fait dans le temps, continuer à faire les activités traditionnelles. Un canot d'écorce coûte environ 10 000\$. La sculpture avec des panaches se vend*



*très bien comme œuvre d'art. Les produits forestiers non ligneux pourraient être mieux utilisés. Par exemple, la gomme de sapin est utilisée dans les télescopes. C'est la seule matière qui peut être mise entre deux lentilles sans affecter la visibilité. Je disais à un ancien chef qu'avant de chasser les orignaux à l'automne, il pourrait faire des revenus en faisant du tourisme avec des Européens. HPaT1*

La coupe forestière, la chasse et la pêche sont considérées comme étant des activités économiques. Cependant, elles ont eu des impacts négatifs sur la forêt et sur la communauté. La communauté déplore le manque d'études concernant ces impacts. Des BSE d'approvisionnement et culturels importants pour la communauté sont en baisse. Les gros bouleaux sont plus rares. Il faut parcourir de longues distances pour en trouver. Les activités de trappe sont de moins en moins pratiquées.

*La forêt était saine. Les meilleurs bois ont été coupés. Il y avait beaucoup de pins et pas de trop de feuillus dedans. La forêt était belle. Aujourd'hui, la forêt pousse en bouquet. C'est difficile de se promener. Les résineux ont diminué. HAdK2*

La diminution de certains BSE laisse la place à d'autres moins prisés par la communauté.

*Il n'y en avait pas tant que ça de tremble. Là où il y a du tremble, les autres arbres résineux et même feuillus poussent moins [...]. À chaque fois qu'on coupe quelque part, le tremble a la capacité de pousser plus vite. FAdK2*

Selon les membres de la communauté, plusieurs espèces fauniques se sont réfugiées dans les forêts résiduelles avec l'augmentation des coupes forestières. Ils estiment que cela a contribué à une baisse de l'approvisionnement en viande et autres sous-produits de la chasse, importants pour la communauté. De plus, ils soutiennent que la santé de la faune a été affectée, notamment par le cadmium pour l'orignal et le castor; ce qui a diminué la qualité de leur viande, et par le mercure pour le poisson.

*Aujourd'hui tu en vois [des orignaux] une fois sur dix. Quand j'étais plus jeune, on voyait toujours des orignaux en traversant la réserve La Vêrandrye. [...] Curieusement quand je vais en Ontario, à 200 km d'ici, j'en vois presque tous les jours. Pourtant, il se coupe autant de bois en Ontario qu'ici. Là-bas, ils ferment presque tous les chemins rendant l'accès pour la chasse plus difficile. Ils n'ont pas le droit d'installer des camps permanents. Ils font des tirages au sort pour avoir droit au mâle ou à la femelle. C'est géré de manière plus serrée. HAdT2*

*On nous a dit qu'il y a une concentration anormale de cadmium qui se trouve dans le sang de l'orignal et du castor. Ça vient de l'exploitation minière. On nous a demandé de ne pas manger le foie et les reins de l'orignal. Les Anicinapek ne peuvent pas comprendre ne pas pouvoir manger ces parties qui sont parmi les plus appréciées. [...] Il y a du mercure dans la chair du poisson à cause des inondations. FAdK2*

#### 4.4.6 Relations avec les autres parties prenantes et avec la forêt

Dans l'ensemble, les relations entre la communauté et le gouvernement sont marquées par des divergences (Tableau 4.5). La communauté déplore les courts délais que le gouvernement lui accorde lors des consultations, alors que certaines questions nécessitent du temps et de l'expertise.

*En réalité, les consultations qui sont faites dans le cadre de l'harmonisation ne sont pas d'égal à égal puisque la loi sur la forêt prime sur les préoccupations de la communauté. La législation n'est pas là pour la communauté. HAdK4*

Cependant, lors des séances d'harmonisation, les représentants du Département *Aki* obtiennent parfois gain de cause pour certaines de leurs demandes. Ils arrivent à extraire des zones à la coupe, négocient des bandes riveraines plus larges, des fermetures de chemins, ou la protection des portages. Ils essaient de maintenir des habitats pour la martre et l'orignal et des territoires culturels, entre autres. Ils proposent des coupes totales sur de plus petites

superficiés. Ils essaient de maintenir la construction de chemins loin des frayères, de concentrer les opérations en hiver, et d'augmenter le pourcentage de superficies traitées en coupes partielles.

De manière générale, les relations avec les compagnies forestières sont plutôt conflictuelles, la communauté les percevant comme n'étant intéressées que par l'exploitation des ressources et les retombées qu'elles en tirent. Néanmoins, les compagnies qui privilégient les coupes de jardinage ou les coupes partielles ont la faveur de la communauté, de même que celles qui acceptent que le Département *Aki* fasse un suivi des opérations.

*Les compagnies ne respectaient pas souvent nos discussions et nos souhaits. Nous ne devrions pas nous casser la tête pour avoir notre bois de chauffage ici. Les compagnies auraient pu nous en donner. Ils ne veulent pas qu'on coupe du bois mais on le fait pareil. HAdK4*

*L'industrie ne conçoit pas que la communauté a des droits réels. Elle a tout le temps l'impression que c'est elle qui fait des concessions à la communauté. Les besoins sont là, les ressources sont là, comment concilier les deux? HPaT1*

*Les compagnies n'avaient pas les mêmes objectifs de coupes ni les mêmes préférences sur les espèces. [...] L'implication de la communauté par certaines compagnies a été bien perçue. D'autres étaient moins à l'écoute des aînés. FAdK3*

Tableau 4. 5 : Portrait des relations entre la communauté et les autres parties prenantes.

Autres parties prenantes	Passé	Présent	Futur
Gouvernement	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Décisions ignorant la présence autochtone sur le territoire</li> <li>- Inexistence de partenariat</li> <li>- Savoirs écologiques traditionnels (SET) non pris en compte</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Débuts d'échanges (harmonisation)</li> <li>- Manque de confiance</li> <li>- Promesses non tenues</li> <li>- Partialité en faveur des compagnies</li> <li>- Partenariat faible</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Partenariat d'égal à égal à travers le processus d'harmonisation</li> <li>- Prise en compte de la communauté</li> <li>- Prise en compte des SET</li> <li>- Participation de la communauté (cogestion et autres formes)</li> <li>- Gestion des conflits (internes et externes)</li> </ul>
Compagnies forestières	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Activités ignorant la présence autochtone</li> <li>- Conflits</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Conflits</li> <li>- Manque de respect des règles coutumières et gouvernementales</li> <li>- Faible niveau de partenariat</li> <li>- Début de collaboration et d'accommodement de la communauté</li> </ul>	
Autres membres des tables GIRT	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Manque de prise en compte des autochtones par les élus régionaux</li> <li>- Faible niveau de partenariats</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Relations plus sereines</li> <li>- Respect et soutien mutuels</li> <li>- Manque de prise en compte des autochtones par les élus régionaux</li> <li>- Partenariat faible</li> </ul>	

La communauté reste ouverte à la discussion dans la mesure où elle reconnaît que les autres parties prenantes peuvent aussi vivre de la forêt. C'est l'une des raisons pour lesquelles elle accepte de participer de temps en temps aux rencontres des tables de gestion intégrée des ressources et du territoire (GIRT).

*Pour que l'aménagement soit socialement acceptable, il y a les tables GIRT. Ça leur fait plein de contraintes pour l'aménagement, car chacune des parties prenantes veut sauver le peu qu'il peut sauver dans son coin. Les compagnies ont de moins en moins de marge de manœuvre dans la mesure où la forêt est de plus en plus jeune. Les massifs sont de plus en plus loin [des usines]. Les résineux sont de plus en plus dans les forêts mixtes donc plus difficiles à aller chercher. Ça leur revient plus cher. HAdT2*

Cependant, il n'y a pas de stratégie bien articulée et des ouvertures assez claires pour prendre en compte de manière plus effective les intérêts de la communauté.

*On constate que rien n'a été fait comme efforts tangibles pour documenter les préoccupations des Premières Nations [aux plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire]. Dans le fond, c'est comme si personne ne veut savoir ce que les Premières Nations pensent vraiment dans la mesure où leur point de vue risque de freiner les activités des autres utilisateurs. Ce qui est important [...] c'est juste d'avoir le nom d'un de leurs représentants dans la liste de présence aux rencontres. Il n'y a pas les outils nécessaires pour articuler ce que les autochtones disent. La région n'est pas rendue là. HAdT1*

La communauté est sceptique face à la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, dans la mesure où elle considère que c'est une autre manière d'exploiter la forêt, toujours à l'avantage des compagnies. Elle veut s'impliquer davantage dans l'aménagement de la forêt. Seulement, elle se heurte au manque de capacité dans les différents aspects qui entourent l'aménagement.

*En ce qui concerne les activités forestières, la communauté n'a pas les moyens pour faire de l'exploitation forestière comme les compagnies forestières, mais elle pourrait trouver des financements auprès de bailleurs de fonds. Elle n'a pas les ressources humaines qu'il faut. Elle a besoin de quelques personnes qui en savent plus et qui sont conscientes des impacts des coupes sur la forêt pour la diriger dans ce domaine. HAdK1*

La discontinuité dans la transmission des connaissances des aînés vers les jeunes ne joue pas en faveur de la perpétuation des traditions (Tableau 4.6). Certaines occupations professionnelles ou de divertissement entraînent inévitablement des changements dans les modes de vie. Ces changements sont surtout observés chez les jeunes sur lesquels la communauté reconnaît avoir de moins en moins de contrôle. Ils sont de plus en plus attirés par les jeux modernes et l'informatique au détriment de la vie traditionnelle.

*La foresterie sera de moins en moins influencée par la communauté si rien n'est fait pour que nos jeunes arrivent à maintenir notre culture. Il y a des jeunes qui s'en vont. Ils ont des besoins qu'ils ne peuvent pas satisfaire dans le bois, comme les gadgets, l'informatique et autres. Les jeunes ne vivent qu'avec ce qu'ils ont appris. HAdK5*

La communauté a mis en place le Département *Aki* pour l'aider à réfléchir aux questions liées à la forêt. Des spécialistes de la foresterie et de la biologie ont été recrutés. Ces derniers sont en phase avec la culture autochtone et défendent les intérêts de la communauté. Des membres de la communauté ont été formés pour comprendre le langage et les techniques utilisés et pour occuper certains métiers de la foresterie. Cependant, la communauté n'a pas les moyens de recruter du personnel additionnel. La communauté a bénéficié des expériences et des études réalisées par des chercheurs sur le territoire. Certains membres déplorent le manque de moyens pour soutenir dans le temps ces activités.

*Ce qui serait intéressant avec la forêt c'est de voir comment on peut la développer avec les connaissances des aînés et en faire bénéficier les jeunes. Il faut arriver à équilibrer les approches d'apprentissage rapides et pratiques. [...] On utilise notre approche de foresterie autochtone pour faire*

*prévaloir notre manière de voir. Parfois quand on discute avec les gens de l'industrie, ils en font allusion. FAdK3*

Tableau 4. 6 : Portrait du rapport de la communauté à la forêt.

Passé	Présent	Futur
- Identitaire et culturel	- Identitaire et culturel	- Identitaire et culturel
- Milieu de vie, d'épanouissement et de ressourcement	- Milieu de vie, d'épanouissement et de ressourcement	- Milieu de vie, d'épanouissement et de ressourcement
- Source de nourriture	- Source de nourriture	- Source de nourriture
- SET pour la conservation de la forêt	- Diminution de la fréquentation de la forêt	- Intégration et valorisation des SET dans l'aménagement des forêts
- Transmission intergénérationnelle de connaissances	- Discontinuité de la transmission des SET aux jeunes	- Fréquentation assidue de la forêt par les membres de la communauté
- Règles coutumières par les membres de la communauté	- Faiblesse de l'utilisation des SET dans l'aménagement forestier	- Ressources financières suffisantes pour des projets de restauration/ conservation/ valorisation de la forêt
	- Manque de ressources humaines et financières	- Développement de compétences modernes pour mieux participer à la gestion de la forêt
	- Manque de connaissances techniques modernes	

#### 4.4.7 Enjeux et solutions

La communauté a identifié trois principaux enjeux. Elle ne rejette pas en bloc l'idée d'aménager la forêt. Cependant, les solutions qu'elle propose indiquent sa claire opposition à certaines pratiques. Elle met l'accent sur la conservation de la forêt, la restauration et le maintien des écosystèmes. Le premier enjeu est lié à la diminution des produits forestiers ligneux, surtout des résineux. Pour y faire face, la communauté propose une diminution des territoires aménagés, l'arrêt des coupes totales de grandes superficies, l'augmentation des coupes partielles et la plantation en remettant les mêmes espèces qui ont été prélevées par les coupes. Le second enjeu concerne la dégradation de la forêt et la diminution du potentiel culturel avec la prise en compte des fonctions culturelles que d'autres BSE comme la faune, l'épinette et le sapin peuvent assurer. Pour les rétablir, la communauté réclame l'augmentation des superficies protégées, notamment par la transformation de la Réserve faunique La Vérendrye en Parc National. Pour elle, un moratoire sur les coupes pour une période déterminée, permettrait de restaurer les écosystèmes. De même, la fermeture de certains chemins existants, la limitation de l'ouverture de nouveaux chemins, l'élargissement des bandes de protection riveraines et la réalisation des opérations pendant l'hiver permettent de donner plus de repos à la forêt. Pour faire face à la diminution des retombées socio-économiques et culturelles, la communauté considère que la mise en œuvre d'un projet de forêt de proximité serait une avenue intéressante. En effet, le concept de forêt de proximité comporte les deux éléments importants que sont le caractère communautaire de la gestion de la forêt et la notion de proximité (MRNF, 2011). La mise en place des forêts de proximité a pour objectifs de : i) donner aux communautés un pouvoir de décision ainsi que certaines responsabilités liées à la gestion et à la mise en valeur d'un territoire forestier public et de certaines de ses ressources; ii) permettre un retour direct, dans les communautés, des bénéfices socioéconomiques tirés de la gestion et de la mise en valeur du territoire constitué en forêt de proximité et de ses ressources. Les retombées suscitées par la mise en valeur des forêts de proximité devraient être multiples et permettre aux communautés de diversifier leurs activités socioéconomiques (p. ex. : ressources ligneuses et fauniques, tourisme, récréotourisme, partenariats économiques, développement social et communautaire, etc.); iii) permettre à ces communautés de développer ou de consolider une expertise en matière de gestion du territoire forestier et de ses ressources (MRNF, 2011). Le troisième enjeu est



relatif à la diminution des retombées socio-écologiques et socio-économiques. Pour y faire face, la communauté préconise la diversification des activités menées dans la forêt (écotourisme, artisanat, développement des PFNL, chasse, trappe et pêche).

## 4.5 DISCUSSION

### 4.5.1 Manque de reconnaissance des droits des communautés autochtones

Le manque de reconnaissance des droits des autochtones déploré par les membres de la communauté de Kiteisakik est une réalité rencontrée un peu partout à travers le monde (p. ex. : Sillanpää, 1997; Kenrick et Lewis, 2001; Hooker, 2005, Feary et al., 2010). La gestion durable et la gouvernance traditionnelles ne seront possibles que si le gouvernement reconnaît les droits ancestraux (Curran et M'Gonigle, 1999). Les peuples autochtones bénéficient du droit de consultation et d'accommodement provenant d'une protection constitutionnelle (Ross et Smith, 2003). Cependant, les processus de consultation prennent rarement la participation des autochtones dans la prise de décision et les traitent comme « juste une autre partie prenante » (Smith, 1995; Stevenson et Webb, 2003). Les pratiques canadiennes doivent, dans ce domaine, rattraper les politiques publiques et les engagements internationaux (Quaile et Smith, 1997). Cela sera facilité par l'importance croissante de la certification au Canada (Takahashi et al., 2003), notamment le principe 3 du *Forest Stewardship Council* (FSC), qui atteste les droits légaux et coutumiers des autochtones de posséder, d'utiliser et de gérer leurs terres, territoires et ressources, doivent être reconnus et respectés (Collier et al., 2002).

Cependant, la reconnaissance des droits ne garantit pas que les communautés autochtones seront en mesure de gérer les terres forestières. Elle constitue plutôt une étape vers des structures de gouvernance qui leur permettront de développer leurs propres systèmes de gestion et de négocier la gestion des terres forestières avec d'autres parties prenantes (Raynard, 2000). Même si la communauté de Kiteisakik exerce son droit d'usage, ce droit mériterait d'être mieux défini. Des Premières Nations comme les Cris de la Baie James (Curran et M'Gonigle, 1999; Scott, 2001) et les Nisga'a de la Colombie-Britannique (Notzke, 1994), ont signé des ententes de gestion des ressources avec les gouvernements fédéral et provincial. La communauté de Kiteisakik pourrait s'inspirer de ces expériences, mais elle fait

face à un manque de volonté politique de la part des gouvernements, n'ayant pas de levier de négociation.

#### 4.5.2 Difficultés des communautés autochtones à trouver des responsabilités dans l'aménagement des forêts

L'absence de responsabilité formellement reconnue suggère que la communauté de Kitcisakik a du retard dans le domaine de l'implication à la gestion des ressources par rapport à la mouvance actuelle. En effet, plusieurs communautés autochtones ont pris un rôle plus important dans la foresterie et dans l'utilisation des ressources dans les 30 dernières années (Wyatt, 2008), suite à de nombreux conflits et malentendus, ainsi que des succès et des progrès (Quaile et Smith, 1997). L'implication des communautés autochtones dans le secteur forestier peut contribuer à leur autonomie par les avantages économiques ou par une influence accrue sur l'utilisation des terres traditionnelles (Wyatt et al., 2010). Afin de contourner les difficultés liées à l'obtention d'un rôle dans la foresterie et l'aménagement forestier, certaines communautés ont cherché la participation économique dans l'industrie en créant des firmes et des partenariats de cogestion (Wilson et Graham, 2005, Wyatt, 2008). Le manque de reconnaissance de responsabilité de la part du gouvernement ne doit cependant pas occulter l'exercice des « responsabilités tacites » que la communauté s'est elle-même donnée. Ils font référence à un « mode d'engagement » qui se traduit par les éléments représentationnels de la « forêt-responsabilité » et de la « forêt-héritage » (Saint-Arnaud, 2009).

#### 4.5.3 Accès insuffisant aux retombées de la forêt

Les difficultés qui sont apparues à partir de la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle dans l'économie de subsistance de la communauté de Kitcisakik ont aussi atteint d'autres communautés autochtones (Usher et al., 2003). L'insuffisance de retombées socioéconomiques que les communautés autochtones tirent de la forêt est en partie due au fait que l'économie de subsistance est étroitement liée à la trappe. Les ressources ligneuses n'ont pas été considérées parmi les sources de revenus. En effet, les membres de la communauté n'ont pas caché leur sentiment de regret face aux coupes, même s'ils affirment que c'est la manière dont elles sont faites qui les désole. Ils percevaient les coupes comme un symbole de colonisation et

n'arrivaient pas à se faire à l'idée qu'une coupe pouvait être « acceptable » (Saint-Arnaud, 2009). Ce faisant, l'insuffisance des retombées pouvait aussi être attribuée, en partie, par leur comportement « contemplatif » (Faye, 2006) vis-à-vis des ressources forestières. L'accès insuffisant aux retombées est une réalité chez les communautés autochtones riveraines de forêts. Des analyses ont montré qu'elles avaient des revenus et des taux d'emplois sensiblement inférieurs à ceux qui vivaient dans d'autres milieux (Gysbers et Lee, 2003). De nos jours, la tendance est en train de changer. Comme dans le cas de Kitcisakik, les communautés cherchent de plus en plus à accéder aux bénéfices provenant du développement des ressources dans leurs territoires, y compris par l'exploitation forestière (Asch et Zlotkin, 1997; Hickey et Nelson, 2005; Wyatt, 2008). Il y a un besoin urgent de créer des emplois (Royal Commission on Aboriginal Peoples (RCAP), 1996) et des opportunités de contrats d'exploitation forestière (Hickey et Nelson, 2005; Wilson et Graham, 2005). Cependant, on note qu'au Canada par exemple, les aspirations des communautés autochtones, leur choix sur le développement, ou leurs points de vue sur l'accès et la répartition des avantages économiques peuvent entrer en conflit avec les objectifs du gouvernement ou de l'industrie dans le cadre de la gestion des terres forestières (Ross et Smith, 2002). La prise en compte de leurs préoccupations est une contrainte supplémentaire puisqu'elle contribue à une diminution de la possibilité forestière (Dhital et al., 2013). Pourtant, les retombées identifiées par la communauté de Kitcisakik ne sont pas seulement d'ordre financier ou socioéconomique. Elles peuvent aussi être d'ordre écologique et socioculturel. Cette perception de la communauté de Kitcisakik est partagée dans d'autres régions. En effet, les nouveaux modes de tenure des terres, le respect du devoir de consultation des gouvernements (Ross et Smith, 2002) mais aussi les gains d'ordre socioculturel et environnemental (Hickey et Nelson, 2005; Baker et al., 2001) sont considérés comme des retombées importantes.

#### 4.5.4 Nécessité des partenariats pour une participation effective de la communauté

Les difficultés notées dans les relations entre la communauté et le gouvernement sont en grande partie inhérentes aux deux différentes approches qui les caractérisent. En effet, le rôle prépondérant du gouvernement dans la gestion forestière est fondé sur le fait que les forêts sont du domaine public. Ce faisant, l'aménagement forestier se fait suivant une approche « top-down » ou descendante. Cette approche utilise les « acteurs du sommet » (les pouvoirs

publics, l'administration forestière, les experts, les scientifiques) qui se basent essentiellement sur des connaissances scientifiques et imposent aux « acteurs de la base » (gestionnaires locaux, usagers, etc.) ce qu'il y a lieu de faire (Reed et al., 2006; Chorfi, 2008). Les savoirs écologiques traditionnels (SET) sont l'accumulation de connaissances, de pratiques et de croyances évoluant par un processus adaptatif, transmises culturellement de génération en génération, concernant les relations entre les organismes vivants (y compris les humains) et leur environnement (Berkes, 2008). Le recours aux SET permet d'éviter les problèmes environnementaux dans la mesure où ils sont adaptés au milieu (Gaye, 2011). Ils obéissent par conséquent à une démarche dite « bottom-up » (ascendante) qui recommande une approche participative (Reed et al., 2006). De telles approches ont été développées en partenariat avec différentes communautés locales ou autochtones au Canada (Karjala et al., 2004; Lévesque et Montpetit, 1997; Saint-Arnaud et al., 2009; Sherry et al., 2005;) et ailleurs dans le monde (Kokou et al., 2007; Pokharel et Larsen, 2007; Taylor, 2008). Ces approches sont basées sur des principes relatifs à l'épanouissement culturel, à l'intégrité écologique, à l'implication communautaire, à la transmission des savoirs et de l'éducation interculturelle et à la mise en valeur de la forêt et du territoire (Saint-Arnaud, 2009).

Les communautés autochtones ont des besoins, des connaissances et des savoir-faire (Beaudoin, 2012; Cheveau et al., 2008; Jacquain et al., 2012; Wyatt, 2008) qui doivent être pris en compte pour faciliter leur participation à la gestion forestière. Plusieurs autres auteurs mettent l'accent sur la nécessité de cette participation (Brunson, 1996; Forest Stewardship Council, 2004; Saint-Arnaud, 2009; Wyatt et al., 2011). Les obstacles à la participation de la communauté de Kitcisakik dans le secteur forestier ont aussi été rapportés ailleurs. Ils concernent les aspects liés aux conditions du marché, au cadre réglementaire, et au manque de capacités (Wilson et Graham, 2005). La communauté de Kitcisakik s'est maintes fois montrée intéressée à faire des partenariats avec d'autres parties prenantes du monde forestier. Ces partenariats permettraient de réduire les conflits, d'obtenir plus de bénéfices et d'emplois, de renforcer les capacités, d'accroître la reconnaissance de la culture, d'augmenter l'accès aux ressources et de mieux les gérer (Hickey et Nelson, 2005).

## 4.6 IMPLICATION ET PARTICIPATION DE LA COMMUNAUTÉ

L'importance croissante et l'ampleur des impacts des activités humaines sur les écosystèmes exigent maintenant leur incorporation explicite dans des stratégies de gestion et de conservation (Berkes, 2004; Elmqvist et al., 2004; Beier et al., 2008). Cependant, ces stratégies doivent être mises en place dans le cadre d'un processus bien planifié, en accord avec les différentes parties prenantes impliquées dans la gestion de la forêt et du territoire. Dans le cas de Kitcisakik, ces stratégies peuvent être articulées autour des points suivants.

### 4.6.1 Identification des objectifs

À partir des enjeux et des solutions qui ont été identifiés par la communauté, des objectifs pourront être fixés. Pour ce faire, les critères déterminés par la communauté (Saint-Arnaud et al., 2009), notamment pour les principes écologique, culturel et économique, vont servir de référence. Les enjeux relatifs à chaque critère pourront permettre d'établir des objectifs, dont l'atteinte sera mesurée au moyen d'indicateurs de suivi. Les objectifs feront l'objet de négociations avec les différentes parties prenantes, notamment le gouvernement dans le cadre de l'harmonisation et les compagnies forestières. Les parties prenantes de la table de gestion intégrée des ressources et du territoire pourront être intégrées au processus. Les objectifs identifiés vont constituer une base de travail pour le reste du processus.

### 4.6.2 Amélioration du cadre d'harmonisation

Le gouvernement et les communautés autochtones mettent en place des stratégies pour exercer un contrôle sur la gestion des forêts (Blakney, 2003; Wyatt, 2004). Cependant, les divergences entre les deux paradigmes doivent être aplanies pour favoriser des relations plus sereines. La collaboration entre les parties prenantes doit permettre de satisfaire leurs besoins et intérêts (Wyatt, 2010). Le cadre d'harmonisation qui existe déjà entre la communauté de Kitcisakik et le gouvernement pourrait être renforcé dans ce sens. En effet, en plus des échanges sur les sites à préserver et sur certaines considérations techniques, son intérêt consistera à monter d'un palier pour traiter des questions liées à une implication et une participation plus actives et concrètes de la communauté dans la gestion de la forêt. Par exemple, le projet de forêt de proximité initié par le gouvernement (MRNF, 2011) et dont les

orientations et objectifs rencontrent parfaitement les préoccupations de la communauté, pourrait être une base pour les échanges entre la communauté et le gouvernement. De plus, le gouvernement pourrait jouer un rôle important dans la facilitation des relations entre la communauté et l'industrie (Wyatt, 2010). La mise en œuvre de projet de forêt de proximité pourrait faciliter le rapprochement entre les deux paradigmes. Cependant, si l'évolution vers la foresterie communautaire reste bloquée dans une polarisation, avec un pôle de foresterie « classique » et un autre des îlots de foresterie communautaire, on ne peut guère attendre des effets significatifs. Il faut que la foresterie communautaire devienne une composante centrale au niveau national (Stieglitz, 2000).

#### 4.6.3 Définition des responsabilités

Les responsabilités que la communauté veut assumer pourront être identifiées à partir des activités qu'elle veut mettre en œuvre relativement à la gestion de la forêt. La gestion de ressources, dans des superficies de forêts qui leur seraient affectées, pourrait se faire dans le cadre d'un projet de forêts de proximité. Les activités génératrices de revenus qui seront réalisées pourraient l'être dans le cadre d'une approche participative qui aurait pour objectif principal d'associer étroitement la population dans la conception et la gestion de toutes les activités de développement de leur milieu et de leur terroir (FAO, 1995). Elles pourraient aussi être menées dans le cadre de l'approche « gestion des terroirs », qui associe des groupes et des communautés à une terre traditionnellement reconnue, et aide ces communautés à renforcer leurs niveaux de compétences et à développer des institutions locales pour la mise en œuvre de plans de gestion durable (World Bank, 1998). L'approche « gestion des terroirs » permet d'intégrer l'environnement social et physique selon le point de vue du village (Lund, 2000). Elle utilise simultanément la responsabilisation locale et le renforcement des capacités locales pour répondre tant aux besoins socio-économiques immédiats de la population locale qu'aux problèmes à long terme de la gestion durable des sols et des ressources naturelles (Baumann et al., 2004).

L'identification et la réalisation des différentes activités ainsi que les responsabilités y afférentes pourront être menées dans un cadre légal. À moyen et long terme, la cogestion constitue une avenue pour la mise en œuvre de projets. En effet, en plus de raisons juridiques comme dans les revendications territoriales autochtones, l'intérêt de la cogestion réside dans

la combinaison des forces et l'atténuation faiblesses des acteurs étatiques et locaux (Pomeroy et Berkes, 1997). Le terme cogestion se réfère à un ensemble de dispositifs qui s'appuient sur divers degrés de partage du pouvoir et des responsabilités entre les gouvernements et les communautés locales (Cash et al., 2006). Les partenariats de gestion des forêts peuvent donner aux Premières Nations un plus grand degré de contrôle (Wyatt, 2008). Cependant, il faut prendre en compte le fait que d'une part, l'État est rarement unitaire, étant un amalgame de différentes succursales, agences, et de factions politiques, et d'autre part, la communauté est l'hôte d'une foule de différents d'intérêts, de perspectives, et d'acteurs politiques (Carlsson et Berkes, 2005). La cogestion réussie naît souvent de l'adaptation, l'auto-organisation de processus d'apprentissage par la pratique plutôt que d'un partage du pouvoir optimal entre les différents niveaux (Singleton, 1998; Berkes et Folke, 2002; Folke et al., 2002). Les dynamiques de cogestion incluent la construction d'une vision, le leadership et la confiance. Ils permettent de créer des opportunités, combinent différents types de connaissances et soutiennent l'apprentissage collaboratif (Olsson et al., 2004).

En attendant d'avoir les capacités nécessaires pour mener à bien la cogestion et éviter les risques de déséquilibre dans la représentation (Wyatt et al., 2010), l'élaboration de conventions locales pourrait être envisagée à court terme. En effet, négociés entre acteurs locaux (groupements professionnels, utilisateurs des ressources, chefs coutumiers, collectivités locales, représentants de l'État, partenaires, etc.), ces accords fixent les règles, les droits et les devoirs de chacun dans l'utilisation et la gestion d'espaces locaux et de ressources naturelles (Granier, 2006). Les textes de loi sont souvent mal connus des populations et sont par définition appliqués à un territoire trop grand et diversifié. Or les populations dans le cadre de la gestion des ressources forestières ont besoin de règles locales adaptées à leur milieu. La plupart de ces règles plus concrètes et détaillées apportent souvent des réponses à une gestion durable des ressources naturelles. Une convention locale, ou code local, est un outil de gouvernance en matière de gestion des ressources naturelles et comprend des règles consensuelles (Bodian et Jorez, 2009). Dans un tel contexte, le Département *Aki* pourrait être mis dans les conditions pour mieux assumer les responsabilités d'un organisme intermédiaire qui joue un rôle considéré comme d'interface ou de pont (Cash, 2001; Guston, 1999, 2001; Folke et al., 2005) entre la communauté et les autres parties prenantes.

#### 4.6.4 Mise en œuvre d'un programme de renforcement des capacités

Le manque de capacité est l'une des contraintes les plus importantes à l'accès des communautés autochtones aux maints avantages de la foresterie et de l'exploitation forestières (NTREE, 2005; Stevenson et Perreault, 2008) mais aussi pour s'engager dans différentes formes de collaboration à des niveaux plus élevés (Wyatt, 2010). C'est l'une des raisons pour lesquelles, le renforcement de capacité occupe une place de plus en plus importante pour les communautés autochtones (Stevenson et Perreault, 2008). Cependant, le renforcement des capacités doit mettre l'accent sur les capacités nécessaires pour les acteurs locaux (organismes publics, collectivités et opérateurs privés) pour s'adapter à l'évolution de la situation écologique, socio-économique et institutionnelle, y compris les événements indésirables et les possibilités d'amélioration des moyens de subsistance (Dia, 1996). En effet, le renforcement des capacités n'est pas une question spécifique aux peuples autochtones. Les gouvernements non-autochtones et les industries ont des besoins lorsqu'il s'agit de développer des relations économiques et écologiques durables avec les ressources forestières, mais aussi pour faire face aux demandes sociales, économiques et culturelles émergentes ainsi qu'aux réalités politiques des communautés autochtones (Stevenson et Perreault, 2008).

De nombreux programmes gouvernementaux supportent le renforcement de capacités des communautés autochtones (Stevenson et Perreault, 2008). La communauté de Kitcisakik pourrait s'y inscrire en proposant un programme de renforcement adapté à son contexte. Ce programme passe par une évaluation des besoins de la communauté. Il pourrait avoir des objectifs précis et des échéances pour permettre à la communauté, à terme, de mieux participer aux processus définis par les autres parties prenantes afin de faire prévaloir son agenda. Il pourra être articulé autour du développement de partenariats et de la formation, qui pourraient contribuer de manière importante au renforcement des capacités de la communauté (Hickey et Nelson, 2005). À l'instar de ce qui se fait en Afrique, aux Caraïbes, dans le Pacifique et dans l'Union européenne dans le domaine de l'agriculture (CTA, 2012), les jeunes pourraient être intéressés par l'utilisation des technologies de l'information et de la communication adaptées au domaine de la forêt. Le renforcement d'institutions existantes pourrait contribuer à la prise en charge effective des questions forestières sur le territoire. Un plan stratégique définissant les axes, les objectifs et les actions a été élaboré par le



Département *Aki*. Des moyens conséquents pourraient être alloués à ce département pour lui permettre de poursuivre sa mise en œuvre. En ce moment les locaux du département *Aki* sont installés à Val-d'Or, à plus d'une heure de route du village. Leur implantation dans le village pourrait contribuer à un intérêt accru et à une meilleure prise en charge par la communauté des questions relatives à la foresterie. Des mandats plus clairs pourraient aussi être identifiés pour le Conseil de bande et les différents projets qui seront élaborés et mis en œuvre par la communauté avec ses partenaires.

Le renforcement des capacités passe par la participation de la communauté à la conception et la mise en œuvre de l'aménagement qui nécessitent des connaissances. Ils donneront l'occasion, d'intégrer les SET et les connaissances scientifiques. Cette intégration permet d'établir des alliances entre le gouvernement, les utilisateurs locaux et les scientifiques dans le cadre de l'évaluation et de l'aménagement des écosystèmes au niveau local (Folke, 2004). Elle favorise un partage d'informations, verticalement du niveau local au niveau national et horizontalement parmi les groupes autochtones (Gadgil et al., 2003). Elle joue un rôle important dans la cogestion, la gestion adaptative de la biodiversité et des dynamiques des écosystèmes dans les systèmes socioécologiques (Olsson et al., 2004). L'interaction entre les différentes parties prenantes favorise un enrichissement par l'acquisition de stratégies et de techniques (Gaye, 2011). La recherche pourrait jouer un rôle important dans la mesure où elle contribue à renforcer la capacité des Peuples autochtones à préserver leur culture, leur langue et leur identité, tout en facilitant leur participation et leur contribution (Asselin et Basile, 2012).

Le renforcement des capacités de la communauté passe par un meilleur partage des retombées économiques tirées de la forêt (Stevenson et Perreault, 2008). Ces retombées doivent être portées à la connaissance de la communauté dans le cadre d'un processus transparent. Cela permettra à la communauté de mieux planifier son développement. Ces retombées pourront provenir de l'instauration d'un système de redevances (NAFA, 2000), d'allocation de quotas bois comme pour les Cris (NAFA/IOG, 2000) et d'activités génératrices de revenus comme la production de bois d'œuvre, d'artisanat et de construction, l'écotourisme, le développement des produits forestiers non ligneux provenant de la chasse, de la trappe et des produits pour l'artisanat, etc. Le développement des activités se fera dans

le cadre d'une démarche participative, qui aura pour objectif principal d'associer étroitement les populations dans la conception et la gestion de toutes les activités de développement de leur milieu et de leur terroir (FAO, 1995).

Les capacités de la communauté en matière de gestion de projet devront être renforcées pour sa participation effective au processus de prise de décision et à l'aménagement de la forêt. En effet, l'établissement des partenariats, l'élaboration des projets et leur gestion nécessitent des compétences particulières que la communauté pourra acquérir par le biais de formations spécifiques et d'expériences concrètes de mise en œuvre de projet. Les cas des Menominee (Burgess, 1996), des Hoopa (SmartWood, 1999), de la Nation des Innus (Deering et Forsyth, 2003) pourraient constituer des exemples à suivre pour la communauté de Kitchisakik, à travers des visites d'échanges et autres formes de collaboration avec ces Nations. Des stages au sein d'entreprises pourront être organisés pour contribuer à l'apprentissage.

Les divergences de points de vue qui existent entre d'une part membres de la communauté et d'autre part entre eux et les autres parties prenantes sont déjà prises en compte dans le cadre d'un processus de résolution de conflits. Cependant, elles nécessitent l'élaboration et la mise en place d'un dispositif de gestion des conflits. En effet, les efforts visant à améliorer la participation des populations locales dans le processus de prise de décision concernant les ressources forestières peuvent être consolidés par le renforcement des capacités des communautés locales à gérer les conflits qui surgissent inévitablement à différents niveaux (Pendzich et al., 1994). Le dispositif permettra de prévenir, de résoudre et d'assurer un suivi des conflits entre les parties prenantes.

#### 4.7 REMERCIEMENTS

Nous remercions tout d'abord la communauté de Kitcisakik qui a accueilli ce projet. Nous remercions aussi Mélanie Desrochers pour la Figure 1. Ce projet a reçu le soutien financier de la Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone, de la Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en aménagement forestier durable, de la Chaire Desjardins en développement des petites collectivités, du Fonds québécois de recherche - Nature et technologies, du Réseau DIALOG, et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.

## 4.8 RÉFÉRENCES

- Adamowicz, W., Boxall, P., Haener, M., Zhang, Y., Dosman, D., et Marois, J. 2004. An assessment of the impacts of forest management on aboriginal hunters: evidence from stated and revealed preference data. *Forest Sci.*, **50**(2): 139-152.
- ANFA. 2003. Tenures forestières concédées aux Autochtones au Canada 2002-2003. En ligne disponible : [http://www.nafaforestry.org/docs/Tenure%20Report\\_Final-F.pdf](http://www.nafaforestry.org/docs/Tenure%20Report_Final-F.pdf)
- Anielski, M. 2001. Alberta sustainability trends 2000: Genuine progress indicators report 1961-1999. Pembina Institute.
- Asch, M., et Zlotkin, N. 1997. Affirming aboriginal title: A new basis for comprehensive claims negotiations" in *aboriginal and treaty rights in canada: essays on law, equality, and respect for difference*. Michael, A. (eds). University of British Columbia Press, Vancouver.
- Asselin, H., et Basile, S. 2012. Éthique de la recherche avec les Peuples autochtones : Qu'en pensent les principaux intéressés? *Éthique publique*, **14**(1): 333-345.
- Baker, R., Davies, J. et Young, E. 2001. Managing country. An overview of the Prime Issues, In Baker, R., Davies, J. et Young, E. (dir.). *Working on country*, Oxford University Press, Melbourne, pp. 3-22.
- Baumann, P. Bruno, M., Cleary, D., Dubois, O., et Flores, X. 2004. Les approches de développement centrées sur les gens mises en œuvre à la FAO. Quelques leçons pratiques. En ligne disponible : <http://www.fao.org/docrep/007/j3137f/j3137f00.htm#Contents>
- Beaudoin, J.-M. 2012. Aboriginal economic development of forest resources: How can we think outside the wood box? *Forest. Chron.*, **88**(5): 571-577
- Beier, P., Majka, D. R., et Spencer, W.D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildlife linkages. *Conserv. Biol.*, **22**:836-851.
- Berkes, F. 2004. Rethinking community-based conservation. *Conserv. Biol.*, **18**(3): 621-630
- Berkes, F. 2008. *Sacred ecology*. Second edition. New York: Routledge
- Berkes, F., et C. Folke. 2002. Back to the future: ecosystems dynamics and local knowledge. In Gunderson, L. H., et Holling, C. S. (eds). *Panarchy: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, D.C., USA. Pp 121-146
- Blakney, S.L. 1998. The Aboriginal management of natural resources within federal and customary legal systems. Commission on folk law and legal pluralism: proceedings of the XIIth International Symposium, Williamsburg, U.S.A., July 26-Aug 1, 1998. 14th International congress of anthropological and ethnological sciences.
- Blakney, S.L. 2000 *The New Brunswick Aboriginal Forestry: constructions of a natural resource*. Mémoire de maîtrise. Department of Anthropology, University of New Brunswick.
- Blakney, S.L. 2003. Aboriginal forestry in New Brunswick: conflicting paradigms. *Environments*, **31**(1). 61-78.

- Bodian M.L., et Jorez J-P., 2009, La mise en aménagement participative des forêts au Sénégal. Enseignements tirés de l'approche PERACOD. Dakar, PERACOD. 35 p.
- Brunson, M.W. 1996. A definition of « social acceptability » in ecosystem management. In M.W. Brunson, L.E. Kruger, C.B. Tyler et S.A. Schroeder (dir.). Defining social acceptability in ecosystem management: a workshop proceedings, 23–25 June 1992, Kelso, WA. pp. 7–16. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-369. Portland, OR.
- Burgess, D. 1996. Forests of the Menominee - a commitment to sustainable forestry. *Forest. Chron.* 72(3): 8.
- Carlsson, L., et F. Berkes. 2005. Co-management: concepts and methodological implications. *J. Environ. Manage.*, 75:65-76.
- Cash, D. W., Adger, W., Berkes, F., Garden, P., Lebel, L., Olsson, P., Pritchard, L., et Young, O. 2006. Scale and cross-scale dynamics: governance and information in a multilevel world. *Ecol. Soc.*, 11(2): 8.
- Cash, D.W. 2001. In order to aid in diffusing useful and practical information : Agricultural extension and boundary organizations. *Sci. Technol. Hum. Val.*, 26:431-453.
- Castro, A.P. 1995. Facing Kirinyaga. Intermediate Technology Publications, London.
- Castro, A.P., et Nielsen, E. 2001. Indigenous people and co-management: implications for conflict management. *Environ. Sci. Policy*, 4: 229-239
- Castro, A.P., Ettenger, K. 1996. Indigenous knowledge and conflict management: exploring local perspectives and mechanisms for dealing with community forestry disputes. Paper Prepared for the United Nations Food and Agriculture Organization, Community Forestry Unit, for the Global Electronic Conference on "Addressing Natural Resource Conflicts Through Community Forestry," January-April 1996
- Cheveau, M. Imbeau, L. Drapeau, P. et Bélanger, L. 2008. Current status and future directions of traditional ecological knowledge in forest management: A review. *Forest. Chron.*, 84: 231-243.
- Chorfi, K. 2008. La prise en compte du contexte économique et social dans le plan d'aménagement forestier intégré : le cas des forêts de genévrier du Sud Kirghizistan (Asie Centrale). Thèse de doctorat. AgroParisTech-ENGREF: 321.
- Colfer, C.J.P. 1995. Who counts most in sustainable forest management ? CIFOR Working Paper No. 7. CIFOR, Bogor, Indonesia
- Collier, R., Parfitt, B., et Woollard, D. 2002. A voice on the land: an indigenous peoples guide to forest certification in Canada. National Aboriginal Forestry Association and Ecotrust Canada, Ottawa, Ont., and Vancouver, B.C.
- Couillard, V., et Gilbert, J. 2009. Les droits fonciers et les peuples des forêts d'Afrique - Première partie : Perspectives historiques, juridiques et anthropologiques. 54p.
- Curran, D., et M. M'Gonigle, 1999. Aboriginal Forestry: community management as opportunity and imperative. *Osgoode Hall Law Journal*, 37(4): 711-774.

- Deering, K., et Forsyth, J. 2003. Forest Ecosystem Strategy Plan for Forest Management District 19. Innu Nation forest office and Department of natural resources and agrifoods. Goose Bay, Newfoundland and Labrador.
- Desrosiers, R., Lefebvre, S., Munoz, P., et Pâquet, J. 2010. Guide sur la gestion intégrée des ressources et du territoire : son application dans l'élaboration des plans d'aménagement forestier intégré, ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 18p.
- Dhital, N., Raulier, F., Asselin, H., Imbeau, L., Valeria, O., et Bergeron, Y. 2013. Emulating boreal forest disturbances dynamics: can we maintain timber supply, aboriginal land use, and woodland caribou habitat? *Forest. Chron.*, **89**: 54-65.
- Dia, M. 1996 . Africa's management in the 1990s and beyond - Reconciling indigenous and transplanted institutions . *Directions in development*, World Bank, 293 p. Dubois, O. 1998. Capacity to manage role changes in forestry: introducing the '4Rs' framework. IIED, London, UK.
- Donaldson, T., et Preston, L., 1995. The stakeholder theory of the modern corporation: concepts, evidence and implications. *Acad. Manage. Rev.*, **20**: 65-91.
- Dubois, O. 2007. Capacities to manage role changes in natural resource management: How the '4Rs' tool can contribute to it, with special emphasis on forest management in Africa. Executive summary. 16p.
- Dubois, O., 1998. Capacity to Manage Role Changes in Forestry: Introducing the '4Rs' Framework. IIED, UK, London.
- Dubois, O., 1999. Assessing local resilience and getting roles right in collaborative forest management: some current issues and a potential tool, with special reference to sub-Saharan Africa. In: Food and Agriculture Organization of the United Nations, Pluralism and sustainable forestry and rural development. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. Pp. 49-83.
- Dubois, O., et Lowore, J. 2000. The journey towards collaborative forest management in Africa: lessons learned and some navigational aids: an overview. London, UK, IIED.
- Elanchezhian, R., Kumar, R.S., Beena, S.J., et Suryanarayana, M.A. 2007. Ethnobotany of shompens - a primitive tribe of Great Nicobar Island. *Indian J. Tradit. Know.*, **6**(2): 342-345.
- Elmqvist, T., Berkes, F., Folke, C., Angelstam, P., Crépin, A.-S., et Niemela, J. 2004. The dynamics of ecosystems, biodiversity management and social institutions at high northern latitudes. *Ambio*, **33**: 350-355.
- Environment Canada. 2011. Canadian climate normals 1971-2000. [http://www.climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html).
- FAO. 1995. Approche participative, communication et gestion des ressources forestières en Afrique sahélienne: Bilan et perspectives. En ligne disponible : <http://www.fao.org/docrep/v9974f/v9974f00.htm>

- Faye, B. 2006. Les pasteurs sont des éleveurs «contemplatifs». In Courade G. (dir.), *L'Afrique des idées reçues*. Paris: Belin, coll. «Mappemonde», 399 p. ISBN: 2-7011-4321-7
- Feary, S. A., Kanowski, P., Altman, J., et Baker, R. 2010. Managing forest country: Aboriginal Australians and the forest sector. *Austral. For.*, 73(2): 126-134.
- Felt, L., et Natcher, D.C. 2011. Challenges and opportunities in preserving and managing aboriginal small-scale subsistence and barter fisheries: The experience of Labrador Inuit. In Ratana Chuenpagdee (ed.), *Contemporary visions of world small-scale fisheries*. Eburon academic publishers. Deft Netherlands: 133-150.
- Folke, C. 2004. Traditional knowledge in social-ecological systems. *Ecol. Soc.*, 9(3).
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., et Norberg, J. 2005. Adaptive governance of social-ecological systems. *Annual Review of Environment and Resources*, 30: 441-473.
- 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. Kasperson, N. 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, Paris, France.
- Forest Stewardship Council. 2004. Forest Stewardship Council Principles and Criteria for Forest Stewardship. En ligne disponible: <http://www.fsccanada.org/docs/fsc-std-01-001.pdf>.
- Friedman, A.L., et Miles, S., 2004. Stakeholder theory and communication practice. *J. Commun. Manage.*, 9(89).
- Gadgil, M., Olsson, P., Berkes, F., et Folke, C. 2003. Exploring the role of local ecological knowledge for ecosystem management: three case studies. Pages 189–209 in Berkes, F., Colding, J., et Folke, C. (dir.). *Navigating social–ecological systems: building resilience for complexity and change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Gamborg, C., Parsons, R., Puri, R.K., et Sandoe, P. 2012. Ethics and research methodologies for the study of traditional forest-related knowledge. In *Traditional forest-related knowledge: sustaining communities, ecosystems and biocultural diversity*. Parrotta, J.A., et Trospen, R.L. (dir.). World Forest XII, IUFRO, The Christensen fund, and springer. Pp 535-562.
- Gaye, I.D. 2011. Savoirs traditionnels et environnement au Sénégal : un cadre d'analyse du comportement écologique des producteurs du Lac de Guiers. Éditions universitaires européennes. 350p.
- Gebremariam, A.H., Bekele, M., et Ridgewell, A. 2009. Small and medium forest enterprises in Ethiopia. IIED. Small and medium forest enterprise series. 26. Farm-Africa and International institute for environment and development, Londres, Royaume-Uni. En ligne disponible : <http://pubs.iied.org/pdfs/13553IIED.pdf>
- Gracey, M. 2000. Historical, cultural, political, and social influences on dietary patterns and nutrition in Australian Aboriginal children. *Am. J. Clin. Nutr.*, 72(5)

- Graham, J., Amos, B., et Plumtree, T. 2003. Governance principles for protected areas in the 21st century. Institute on governance in collaboration with Parks Canada and CIDA, Ottawa Canada.
- Granier, L. 2006. Les conventions locales de gestion des ressources naturelles et de l'environnement. Légalité et cohérence en droit sénégalais. UICN, Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. 44p.
- Guston, D. H. 1999. Stabilizing the boundary between politics and science: the role of the office of technology transfer as a boundary organization. *Soc. Stud. Sci.*, **29**: 87-112.
- Guston, D. H. 2001. Boundary organizations in environmental policy and science: an introduction. *Sci. Technol. Hum. Val.*, **26**: 399-408.
- Gysbers J.D., et Lee, P. 2003. Aboriginal communities in forest regions in Canada: disparities in socio- economic conditions. Global forest watch, Edmonton, Alberta.
- Hickey, C., et Nelson, M. 2005. Partnerships between First Nations and the forest sector: a national survey. Sustainable forest management network, Edmonton, Alberta.
- Hooker, J. 2005. Indigenous inclusion/black exclusion: race, ethnicity and multicultural citizenship in Latin America. *J. Lat. Am. Stud.*, **37**: 285-310
- Howlett, M., et Rayner, J. 2007. Design principles for policy mixes: cohesion and coherence in new governance arrangements. *Policy Soc.*, **26**(4): 1-18
- Hughes, D.M., 1996. When parks encroach upon people. *Cult. Survival Q.* **20**( 1): 36-40.
- Ibro, A., Magha, I.M., Hamadou, M., et Bagre, F. 1998. Étude sur les 'R' des acteurs à la base. Rapport rinal préparé pour l'IIED, avril 1998.
- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Dussault, C., Beckley, M.T, Pelletier, M., et Gull, S.W. 2012. Aboriginal Forestry: development of a socioecologically relevant moose habitat management process using local Cree and scientific knowledge in Eeyou Istchee. *Can. J. For. Res.*, **42**: 631-641
- Johnson, N., Lilja, N., Ashby, J.A., et Garcia, J.A., 2004. Practice of participatory research and gender analysis in natural resource management. *Nat. Resour. Forum*, **28**: 189-200.
- Karjala, M.K., et Dewhurst, S.M. 2003. Including aboriginal issues in forest planning: a case study in central interior British Columbia, Canada. *Landscape Urban Plan.*, **64**:1-17
- Karjala, M.K., Sherry, E.E., et Dewhurst, S.M. 2004. Criteria and indicators for sustainable forest planning: a framework for recording Aboriginal resource and social values. *Forest Policy Econ.*, **6**: 95-110.
- Kenrick, J., et Lewis, J. 2001. Discrimination against the forest people Pygmies of Central Africa. In Suhas, C., et Mariam, J. (dir.) *Racisme against indigenous people*. Pp: 312-325. Copenhagen: IWGIA
- Kokou, K., Adjossou, K., et Kokutse, A.D. 2007. Considering sacred and riverside forests in criteria and indicators of forest management in low wood producing countries: The case of Togo. *Ecol. Indic.*, **8**: 158-169



- Kuokkanen, R. 2011. Indigenous economies, theories of subsistence, and women: Exploring the social economy model for indigenous governance. *Am. Indian Quart.*, **35**(2): 215-240.
- Leroux, J., Chamberland, R., Brazeau, E. et Dubé, C. 2004. *Au pays des peaux de chagrin : Occupation et exploitation territoriale à Kitchisakik (Grand lac Victoria) au XX<sup>e</sup> siècle.* Québec : Les Presses de l'Université Laval et le Musée canadien des civilisations.
- Lévesque, C., et Montpetit, C. 1997. Toward the integrated and sustainable management of forestry activities in Eeyou Astchee: the development of a body of cultural, social and economic criteria and indicators. James Bay advisory committee on the environment, INRS Quebec.
- Lund, C. (2000) *African land tenure: questioning basic assumptions.* London, IIED, Issue paper No 100. 24p.
- Lund, C. 2000. *African Land Tenure: Questioning Basic Assumptions.* London, IIED, Issue. Paper No 100.
- Lynam, T., W. De Jong, D. Sheil, T. Kusumanto, et K. Evans. 2007. A review of tools for incorporating community knowledge, preferences, and values into decision making in natural resources management. *Ecol. Soc.*, **12**(1): 5.
- Macqueen, D. (dir.), Baral, S., Chakrabarti, L., Dungal, S., du Plessis, P., Griffith, A., Grouwels, S., Gyawali, S., Heney, J., Hewitt, D., Kamara, Y., Katwal, P., Magotra, R., Pandey, S.S., Panta, N., Subedi, B., et Vermeulen, S. 2012. *Appuyer les petites entreprises forestières – Boîte à outils du facilitateur. Conseils en kit, c'est dans la poche ! IIED small and medium forest enterprise.* Series No. 29. IIED, Édimbourg, Royaume-Uni.
- Makano, R., Sichinga, R., et Simwanda, L. 1997. Understanding stakeholders' responsibilities, relationships, rights and returns in forest resource utilisation in Zambia: what changes are required to achieve sustainable forest management? Study for IIED, September 1997.
- Marshall, M.N. 1996. Sampling for qualitative research. *Fam. pract.* **13**(6): 522-525.
- Matiru, V. 2001. *Conflits et gestion des ressources naturelles.* FAO. En ligne disponible: [file:///D:/Vers%20Th%C3%A8se/Alternatives\\_m%C3%A9nagement\\_4R/R%C3%A9f%C3%A9rences/FAO\\_2001\\_Conflits%20et%20GRN.pdf](file:///D:/Vers%20Th%C3%A8se/Alternatives_m%C3%A9nagement_4R/R%C3%A9f%C3%A9rences/FAO_2001_Conflits%20et%20GRN.pdf)
- Mayers, J. 2005. *The four Rs.* International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Moss, M.L., Peteet, D.M., et Whitlock, C. 2007. Chapter 14– Mid-Holocene culture and climate on the Northwest Coast of North America. In: Anderson, D.G., Maasch, K.A., et Sandweiss, D.H. (dir.) *Climate change and cultural dynamics: a global perspective on Mid-Holocene transitions.* Elsevier Inc, Amsterdam. Pp 491-529
- MRN. 2014. *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier.* En ligne disponible: [http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A\\_18\\_1/A18\\_1.html](http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/A_18_1/A18_1.html)
- MRN. 2014. *Nouveau régime forestier en 2013.* En ligne disponible: <http://www.mffp.gouv.qc.ca/forets/gestion/nouveau-regime-2013.jsp>

- MRNF. 2011. Orientation relatives à la sélection à la mise en place et au fonctionnement des forêts de proximité. Document de consultation. 56p.
- Natcher, D.C., 2009. Subsistence and the social economy of Canada's Aboriginal North. *Northern Rev.*, **30**: 69-84.
- National Aboriginal Forestry Association and the Institute on Governance (NAFA/IOG). 2000. Aboriginal- forest sector partnerships: lessons for future collaboration. National aboriginal Forestry Association and the Institute on Governance, Ottawa, Ont.
- National Aboriginal Forestry Association. 2000. Aboriginal Participation in Forest Management: Not Just Another "Stakeholder". En ligne disponible: [file:///D:/Vers%20Th%C3%A8se/Alternatives\\_m%C3%A9nagement\\_4R/R%C3%A9f%C3%A9rences/NAFA\\_2000\\_Aboriginal%20participation\\_not%20just%20another%20stakeholder.pdf](file:///D:/Vers%20Th%C3%A8se/Alternatives_m%C3%A9nagement_4R/R%C3%A9f%C3%A9rences/NAFA_2000_Aboriginal%20participation_not%20just%20another%20stakeholder.pdf)
- National round table on the environment and economy (NTREE). 2005. Boreal futures: Governance, conservation and development in Canada's Boreal. State of the debate report. National round table on the environment and economy. 116 p.
- Nelson, J.L., Zavaleta, E., et Chapin, F.S. 2008. Boreal fire effects on subsistence resources: Landscape diversity as a critical component of rural livelihoods in Alaska and adjacent Canada. *Ecosystems*, **11**: 156-171.
- Nielsen, S. E., Stenhouse, G. B., et Boyce, M.S. 2006. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta. *Biol. Conserv.*, **130**: 217-229.
- Notzke, C. 1994. Aboriginal peoples and natural resources in Canada. North York, Ontario: Captus Press Inc.
- Ohmagari, K., et Berkes, F. 1997. Transmission of indigenous knowledge and bush skills among the western James Bay Cree women of subarctic, Canada. *Hum. Ecol.*, **25**(2).
- OIFQ. 2009. Manuel de foresterie. 2e édition. Éd. Multi. Pp 236-262.
- Olsson, P., Folke, C., et Berkes, F. 2004. Adaptive co-management for building resilience in social ecological systems. *Environ. Manage.*, **34**:75-90.
- Parlee, B. L., Geertsema, K., et Willier, A. 2012. Social-ecological thresholds in a changing boreal landscape: insights from Cree knowledge of the Lesser Slave Lake region of Alberta, Canada. *Ecol. Soc.* **17**(2): 20.
- Pendzich, C., Thomas, G., et Wohigent, T. 1994. The role of alternative conflict management in community forestry. Working Paper 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Pokharel, R.K., et Larsen, H.O. 2007. Local versus official criteria and indicators for evaluating for community forest management. *Forestry*, **80**(2): 183-192.
- Pomeroy, R.S., et Berkes, F. 1997. Two to tango: the role of government in fisheries co-management. *Mar. Policy*, **21**: 465-480.

- Prévost, M., Vincent, R., et Raymond, P. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Note de recherche forestière n° 125.
- Quaile, G., et Smith, P. 1997. An Aboriginal perspective on Canada's progress toward meeting its national commitments to improve Aboriginal participation in sustainable forest management. In XI World Forestry Conference, 13–22 October 1997, Antalya, Turkey. Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome. Pp. 154–161.
- Raynard, P. 2000. Welcome in, but check in your rights at the door: the James Bay and Nisga'a agreements in Canada. *Can. J. Political Sci.*, **33**(2): 211-243.
- Reed, M., Fraser, E., et Dougill, A. 2006. An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecol. Econ.*, **59**: 406-418.
- Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J. Prell, C., Quinn, C.H., et Stringer, L.C. 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *J. Environ. Manage.*, **90**: 1933-1949
- Ross, M.M., et Smith, P. 2002. Accommodation of Aboriginal rights: the need for an Aboriginal forest tenure (synthesis report). Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton, Alta.
- Royal Commission on Aboriginal Peoples (RCAP). 1996. Report of the Royal Commission on Aboriginal Peoples, Vol. 2: Restructuring the relationship. Ottawa: Canada communication group.
- Saint-Arnaud, M. 2009. Contribution à la définition d'une foresterie autochtone : le cas des anicinapek de Kitchisakik (Québec). Université du Québec à Montréal. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement. 503 p.
- Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y., et Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. Pages 85-105, M.G. Stevenson et D.C. Natcher (dir.), *Changing the Culture of Forestry in Canada: Building Effective Institutions for Aboriginal Engagement in Sustainable Forest Management*. Edmonton: Canadian circumpolar institute press.
- Salam, M.d. A., et Noguchi, T. 2006. Evaluating capacity development for participatory forest management in Bangladesh's Sal forests based on "4Rs" stakeholder analysis. *Forest Policy Econ.*, **8**: 785-796.
- Sandberg, L. A. 1992. Introduction: dependent development and client states: forest policy and social conflict in Nova Scotia and New Brunswick. in *Trouble in the woods: forest policy and social conflict in Nova Scotia and New Brunswick*. L. Anders Sandberg, ed. Fredericton, New Brunswick: Acadiensis press.
- Saucier, J.-P., Bergeron, J.-F., Grondin, P., et Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional, 3<sup>e</sup> version: Un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Québec, Supplément de l'Aubelle, Février-Mars 1998, 12p.

- Schneider, R. R., Stelfox, J. B., Boutin, S., et Wasel, S. 2003. Managing the cumulative impacts of land uses in the western Canadian sedimentary basin: a modeling approach. *Conserv. Ecol.*, 7(1): 8.
- Scott, C.H. 2001. On autonomy and development. In *Aboriginal autonomy and development in northern Québec and Labrador*. Scott, C.H. (eds). UBC Press, Vancouver, B.C. Pp. 3-19.
- Sherry, E., Halseth, R., Fondahl, G., Karjala, M., et Leon, B. 2005. Local-level criteria and indicators: an aboriginal perspective on sustainable forest management. *Forestry* 78: 513-539.
- Sillanpää, L. 1997. A comparative analysis of indigenous rights in fennoscandia. *Scandinavian political studies*, 20(3). Leroux, J. 1992. Le tambour d'Edmond. *Recherches amérindiennes au Québec*, 22: 30-43.
- Singleton, S. 1998. *Constructing cooperation: the evolution of institutions of co-management*. University of Michigan press, Ann Arbor, Michigan, USA.
- SmartWood. 1999. *Forest management public summary for Hoopa Valley Tribal Council*. 22 p. En ligne disponible: <http://rainforest-alliance.org/sites/default/files/site-documents/forestry/documents/hoopa.pdf>
- Smith, P. 1995. *Aboriginal participation in forest management: not just another stakeholder*. Ottawa: National Aboriginal Forestry Association.
- Stevenson, M.G., et Perreault, P. 2008. *Capacity for what? Capacity for whom? Aboriginal capacity and Canada's forest sector*. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alberta. 64p.
- Stevenson, M.G., et Webb, J. 2003. Just another stakeholder? First Nations and sustainable forest management in Canada's boreal forest. In *Burton, P.J., Messier, C., Smith, D.W., et Adamowicz, W.L. (dir.). Towards sustainable forest management in Canada's boreal forest*. Ottawa, Canada: NRC Research Press. Pp 65-112.
- Suliman, M. 1998. *Ecology, politics and violent conflicts*. En ligne disponible: <http://mobile.sudan-forall.org/sections/ihitiram/images/ihitiram-nov05-mohamed-suliman.pdf>.
- Takahashi, T., Kooten, G.C.V., et Vertinsky, I. 2003. Why might forest companies certify? Results from a Canadian survey. *Int. For. Rev.*, 5: 329-337.
- Taylor, J. 2008. Indigenous peoples and indicators of well-being: Australian perspectives on United Nations global frameworks. *Soc. Indic. Res.*, 87: 111-26.
- Technical centre for agricultural and rural cooperation (CTA). 2012. *Emerging voices in international communication technologies (ICT) and agriculture in the African, Caribbean and Pacific (ACP)*. 53p. En ligne disponible: <http://ardyis.cta.int/en/resources/publications/item/157-emerging-voices-youth>

- Tekwe, C. et Percy F. 2000. Rights, responsibilities, revenues and relationships with a focus on community forest benefit sharing: A Case study of the 4Rs from Bimbia Bonadikombo, Mount cameroon project. Rapport non publié. DFID Mount Cameroon Project. DFID, Londres
- Timoney, K., et P. Lee. 2001. Environmental management in resource-rich Alberta, Canada: first world jurisdiction, third world analogue? *J. Environ. Manage.*, **63**(4):387–405.
- Usher, P., Duhaime, G., et Searles, E. 2003. The household as an economic unit in arctic Aboriginal communities, and its measurement by means of a comprehensive survey. *Soc. Indic. Res.*, **6**: 75-202.
- Vermeulen, S. 2005. *Power Tools: handbook to tools and resources for policy influence in natural resource management*. International institute for environment and development, London.
- Von Stieglitz, F. 2000. Intégration de la forêt en tant que facteur de développement : foresterie sociale *Agriculture et développement rural*. **7**:(2)
- Wilson, J., et Graham, J. 2005. Relationships between First Nations and the forest industry: the legal and policy context. Institute on Governance, Ottawa, Ont.
- World Bank. 1998. *West Africa: Community Based Natural Resource Management*. Washington, DC. World Bank. En ligne <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/9903>.
- Wyatt, S. 2004. Coexistence of Atikamekw and industrial forestry paradigms; Occupation and management of forestlands in the St-Maurice river basin, Québec, Thèse de doctorat en foresterie, Université Laval, Québec. 385p.
- Wyatt, S. 2008. First Nations, forest lands, and « Aboriginal Forestry » in Canada: from exclusion to co-management and beyond. *Can. J. For. Res.*, **38**: 171-180.
- Wyatt, S., Fortier, J.-F., Greskiw, G., Hébert, M., Nadeau, S., Natcher, D., Smith, P., et Trosper, R. 2010. La collaboration entre les Autochtones et l'industrie forestière au Canada : une relation dynamique. Rapport sur l'état des connaissances. 84p.
- Wyatt, S., M.-H. Rousseau, S. Nadeau, N. Thiffault et L. Guay. 2011. Social concerns, risk and the acceptability of forest vegetation management alternatives: insights for managers. *For. Chron.*, **87**: 274-289.

#### Annexe 4. 1 : Guide d'entretien semi-directif

- Activités dans la forêt (acteurs, activités dominantes, etc.)
  - Projets de la communauté
  - Rôles et responsabilités des acteurs dans l'exploitation des ressources (responsabilités passées ou actuelles/souhaitées)
  - Droits conférés aux acteurs (communauté)
  - Retombées (revenus financiers, retombées sociales, ristournes, etc.)
  - Revenus que la communauté tire des ressources
  - Ressources de la communauté (connaissances et pratiques autochtones, ressources humaines, matérielles et financières)
  - Acteurs (internes et externes du village), partenaires/partenariats
    - Relations entre acteurs (Communauté, MRN, CRÉ, Compagnies, autres membres de la table GIRT), les + et les –
    - Éléments de calendrier saisonnier
  - Évolution (changements intervenus) des BSE
  - Impacts sur la forêt et sur la communauté
  - Commentaires sur le nouveau régime forestier (impacts, les + et les -)
  - Projets de Kitchisakik : réalisés, en cours ou prévus : (ex : WANAKI)
    - les + et les - (RH, matérielles, financières, formation, etc.)
    - les préoccupations, besoins, connaissances et savoir-faire pris en compte
  - Vision de la communauté
  - Point de vue de la communauté sur l'aménagement forestier (stratégies, connaissances et techniques, etc.)
  - Éléments d'un cadre de gouvernance (propositions)
- Éléments de base pour l'élaboration de scénarios d'aménagement forestier durable

## CHAPITRE V

### CONCLUSION GÉNÉRALE

L'ampleur des impacts des activités humaines sur les forêts requiert de plus en plus que les stratégies de gestion et de conservation en tiennent compte (Kneeshaw et al., 2000; Berkes, 2004; Elmqvist et al., 2004; Beier et al., 2008). Cette prise en compte passe par une implication et une participation active des parties prenantes dans la conception et la mise en œuvre de l'aménagement, mais aussi dans les processus décisionnels (Pendzich et al., 1994; Reed et al., 2009). En effet, dans le cas de Kitcisakik, la participation, en plus de l'influence qu'elle permet à la communauté d'avoir dans la gestion de la forêt, permet de mieux accéder aux retombées (Hickey et Nelson, 2005). La présente thèse de doctorat met l'accent sur la nécessité d'une meilleure connaissance des enjeux relatifs à la forêt et à la communauté pour arriver à un aménagement écologiquement durable, socialement acceptable et économiquement viable. Pour ce faire, différentes étapes ont été suivies. Elles sont relatives à la nécessité d'une connaissance approfondie de l'état de la forêt et des biens et services environnementaux qu'elle procure. Elles concernent la réalisation d'un diagnostic et d'une analyse sur les parties prenantes présentes sur le territoire, notamment des contraintes auxquelles la communauté fait face dans la gestion de la forêt.

#### 5.1 PORTRAITS DE LA FORÊT AUX PÉRIODES PRÉINDUSTRIELLE ET ACTUELLE

La prise en compte des impacts des activités anthropiques passe par une connaissance des évolutions que les forêts ont connues, obtenues par l'établissement de portraits à différentes périodes (Whitney, 1994; Pinna et al., 2009). Grâce aux portraits que nous avons établis dans le chapitre II, nous avons pu comparer les attributs de la forêt aux périodes préindustrielle et actuelle. Le paysage préindustriel était marqué par les couverts mixtes, qui occupaient 45% du territoire. Cette domination s'est accentuée dans la forêt actuelle avec des proportions qui sont passées à 57%. Cependant, les vieilles forêts qui s'étendaient sur 61% du territoire, principalement constituées de pessières, de peuplements de feuillus intolérants avec résineux et de bétulaies blanches avec résineux, n'occupent actuellement que 38% du territoire. Les perturbations

naturelles, notamment les perturbations secondaires qui façonnaient la forêt préindustrielle ( $\leq$  décennie 1970) sont toujours présentes sur le territoire (épidémies d'insectes, chablis). Cependant, s'y sont ajoutées les coupes, majoritairement des coupes totales, dans la forêt actuelle ( $>$  décennie 1970). Les coupes ont contribué à un rajeunissement de la forêt et à un enfeuillage par le bouleau blanc.

## 5.2 LIEN ENTRE LA FORÊT ET LA COMMUNAUTÉ

L'étude de l'évolution spatiotemporelle des biens et services environnementaux (BSE) que nous avons réalisée au chapitre III nous a permis de faire le lien entre la forêt et la communauté de Kitcisakik. Elle a permis de noter, sur les 12 BSE étudiés, une augmentation de 6, une diminution de 4 et une stagnation de 2 d'entre eux entre 1970 et 2000. Il s'en est suivi une redistribution des BSE à travers le territoire. Des familles dont les terrains de trappe avaient en abondance un certain nombre de BSE, sont confrontées à une autre réalité suite aux changements qui sont survenus. À l'inverse, des familles moins pourvues ont vu des BSE augmenter dans leurs terrains de trappe. Cette situation est bien illustrée par les changements survenus dans les relations de synergies et de compromis entre les deux périodes. Ces changements sont liés aux perturbations naturelles et anthropiques (Chapitre 2). Du point de vue des activités humaines, les décisions d'aménagement auraient pu considérer les relations entre BSE et mieux prendre en compte l'ensemble de leurs effets qui, en se cumulant, contribuent à les modifier de manière appréciable (Rodriguez et al., 2006). L'aménagement des BSE passe par une prise en compte des préoccupations de la communauté concernée. L'utilisation de critères et indicateurs (C et I) d'aménagement forestier durable est devenue l'une des principales stratégies permettant d'évaluer les conditions de la forêt et les impacts environnementaux et sociaux des pratiques industrielles (Castaneda, 2000; Holvoet et Muys, 2004). Cependant, les C et I créés par une approche « top-down » favorisent la foresterie industrielle et semblent moins se préoccuper de l'aménagement du point de vue de la communauté locale. Ce faisant, ils sont moins efficaces pour évaluer les utilisations multiples du territoire et de la forêt puisqu'ils ne génèrent pas d'informations assez spécifiques qui concernent les questions de l'aménagement forestier local (Karjala et Dewhurst, 2003). Une stratégie par critères et indicateurs peut être appliquée dans les communautés autochtones pour donner expression aux savoirs locaux, aux pratiques et aux croyances et pour évaluer l'aménagement forestier en lien avec la culture, l'utilisation du territoire et le développement communautaire (Sherry et al., 2005). Les initiatives



de C et I qui ont été développées avec plusieurs communautés ont permis d'identifier des indicateurs écologiques autochtones qui prenaient en compte des aspects culturels, esthétiques et des considérations liées à l'accès aux ressources. Dans le cas de Kitcisakik, la communauté veut une restauration de la forêt (Chapitre 4). Pour ce faire elle souhaite que la manière dont les activités sont menées par les compagnies forestières soit reconsidérée. Le cadre de citère et d'indicateur adopté par la communauté (Saint-Arnaud et al., 2009) pourrait être intégré à l'approche d'aménagement qui sera déterminée. Des indicateurs précis pourront être identifiés, notamment en rapport avec les principes culturel, écologique (intégrité biologique des écosystèmes) et économique pour guider les activités de restauration et de conservation. Les objectifs d'aménagement de la forêt du territoire de Kitcisakik pourraient partir des préoccupations et aspirations identifiées par la communauté (réduction des coupes totales, fermeture des chemins forestiers, restauration des habitats, diversification des activités, etc.) (Chapitre 4).

Dans le contexte actuel de Kitcisakik où la forêt a connu des altérations, l'approche par filtre brut (Noss, 1987, 1990; Reyers et al., 2001) pourrait être adoptée pour la restauration des écosystèmes. Une approche complémentaire de filtre fin (Hunter, 1991) pourrait être utilisée pour porter une attention particulière aux BSE que nous avons étudiés et qui sont en diminution. En effet, la biodiversité et la productivité forestière sont plus susceptibles d'être conservées par une application hiérarchique de ces deux filtres dans les paysages forestiers (Gauthier et al., 2008). Dans cette perspective, les étapes de la mise en œuvre de l'aménagement forestier écosystémique (Gauthier et al., 2008) pourraient être suivies en mettant un accent particulier sur l'implication de la communauté dans le processus. Cependant, les principaux défis dans l'aménagement des BSE sont liés au fait que ces derniers ne sont pas indépendants les uns des autres (Heal et al. 2001, Pereira et al. 2005), et que les relations entre eux peuvent être non-linéaires (Farber et al., 2002; van Jaarsveld et al. 2005). Ainsi, les aménagistes pourraient compléter leurs actions avec des programmes de suivi qui, en plus du suivi à court terme des BSE d'approvisionnement, font aussi le suivi de l'évolution à long terme des variables qui changent lentement (Rodriguez et al., 2006). Cela pourrait se faire dans l'espoir que le bien-être humain peut être amélioré par certaines approches, y compris celles qui améliorent ou maintiennent les BSE (MEA, 2005e). Dans la mesure où une bonne partie du territoire de Kitcisakik a subi des coupes forestières (Chapitre 2), les acteurs de l'aménagement du territoire pourraient prioriser la restauration des écosystèmes, la conservation des habitats fauniques et le maintien du couvert forestier s'ils veulent respecter les

conditions qui sont associées à la représentation algonquine de la « foresterie-compromis » (Saint-Arnaud, 2009).

### 5.3 NÉCESSITÉ D'UNE IMPLICATION ET PARTICIPATION ACTIVE DE LA COMMUNAUTÉ À LA GESTION DE LA FORÊT

L'élaboration et la mise en œuvre de stratégies de gestion et de conservation nécessitent une implication et une participation active des communautés forestières pour leur permettre de tirer meilleur parti des ressources et du territoire (FAO, 1995). Avec le cadre d'analyse des « 4R » que nous avons utilisé au chapitre IV, une méthode d'analyse qualitative des relations entre les parties prenantes (Donaldson et Preston, 1995; Friedman et Miles, 2004; Reed et al., 2009), nous avons pu établir un diagnostic des situations passée et actuelle de la communauté, ainsi que de ses aspirations futures concernant la gestion de la forêt. Nous avons aussi identifié les contraintes auxquelles elle fait face, ces contraintes pouvant être intrinsèques ou liées à la présence d'autres parties prenantes sur le territoire. En termes de perspectives, la communauté souhaite que le droit de consultation et d'accommodement soit plus respecté. Elle aspire à jouer un rôle plus important dans la protection et la surveillance de la forêt et à obtenir plus de retombées provenant de la forêt dans le cadre de partenariats développés avec les autres parties prenantes.

### 5.4 ENJEUX ET SOLUTIONS

Deux principaux enjeux ont été identifiés dans cette thèse. Nous les présentons sous la forme d'un « arbre à problèmes » (GTZ, 1983). L'« arbre à problèmes » est une manière de visualiser les rapports de cause et d'effet qui existent à l'égard d'une situation particulière. Dans ce diagramme, les causes se présentent à des niveaux inférieurs et les effets figurent aux niveaux supérieurs. Le problème central relie les deux niveaux. De là, l'analogie de l'arbre : le tronc représente le problème, les racines en sont les causes, et les branches en représentent les effets. Cependant, l'endroit où un problème se situe dans le diagramme de l'arbre n'est pas nécessairement une indication de son niveau d'importance (FAO, 1990).

Le premier enjeu, relatif à la baisse du potentiel culturel (Figure 5.1), a été documenté quantitativement aux chapitres II et III et qualitativement au chapitre IV. Il constitue le problème central dont les causes sont l'enfeuillage et le rajeunissement des forêts, qui sont à leur tour

principalement causés par la coupe totale (Chapitre 2). La baisse du potentiel culturel a pour conséquence la diminution des activités culturelles et la diminution des retombées socioécologiques. Les retombées écologiques sont relatives au retour à l'intégrité de la forêt avec des attributs d'écosystèmes sains et résilients, à la réduction des écarts entre les paysages aménagés et les paysages naturels qui sont associés par la communauté aux belles forêts ou « forêts d'autrefois » et aux repères géographiques et biophysiques (Saint-Arnaud, 2009), à l'augmentation des biens et services que la communauté utilise pour satisfaire des besoins sociaux. Cet enjeu nécessitera de faire appel à des scénarios d'aménagement dont les principales composantes d'activités viseront la restauration du potentiel culturel de la forêt, notamment pour améliorer le développement des activités culturelles et l'augmentation des retombées socio-écologiques (Figure 5.2). Dans un premier temps, les techniques sylvicoles (Tableau 5.1) pourront favoriser la création de conditions structurales typiques de vieilles forêts et la réduction de l'enfeuillage. Dans un second temps, elles permettront de rétablir l'équilibre des couverts à l'échelle du paysage et de rétablir la distribution des classes d'âge.

Le second enjeu, documenté au chapitre IV, est lié au manque de collaboration entre la communauté et les autres parties prenantes du secteur forestier (Figure 5.3). Il constitue le problème central dont les causes sont liées à la prise de décision unilatérale par le gouvernement, au manque de capacité dans la communauté et à la non-prise en compte des savoirs écologiques traditionnels. Il a pour conséquence, d'une part le désaccord de la communauté relativement à l'aménagement et l'augmentation des conflits et d'autre part une faiblesse de l'implication et des retombées socioéconomiques. Les retombées socioéconomiques sont relatives à l'amélioration des revenus, au renforcement des capacités d'organisation, de négociation, d'investissement et d'intervention, à l'accroissement de l'auto-affirmation, à la participation effective de la communauté à la prise de décision, à la satisfaction accrue des besoins nutritionnels, identitaires et culturels, de loisirs, etc., au développement de l'expertise, du leadership, du partenariat, etc. Cet enjeu nécessitera une approche de gouvernance (Tableau 5.2) qui favorisera des ententes d'aménagement et la réduction des conflits ainsi qu'une implication effective de la communauté et une augmentation des retombées socioéconomiques.

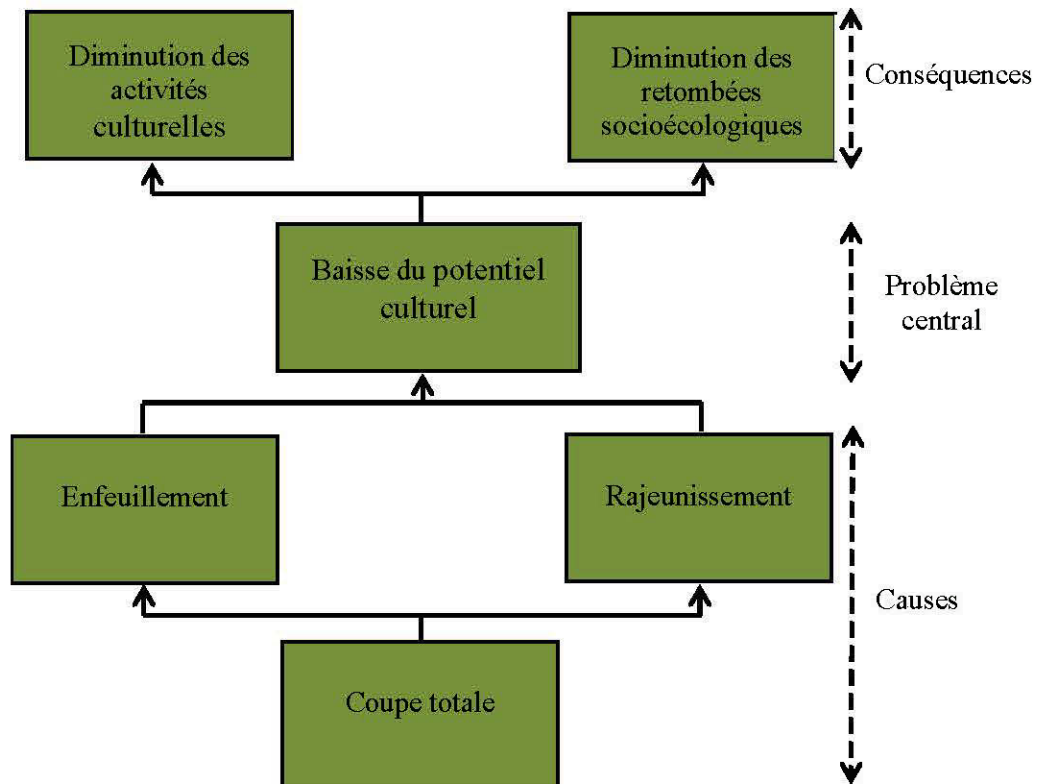


Figure 5.1 : Arbre à problèmes de l'altération de la forêt et de la perte d'habitats fauniques

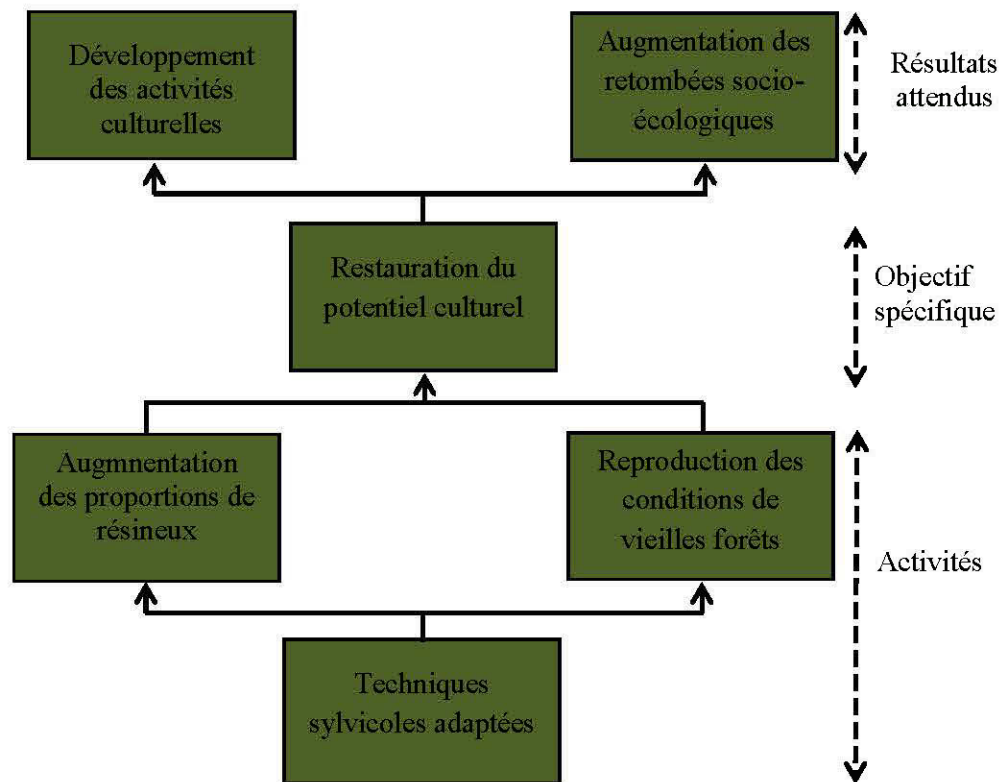


Figure 5.2 : Arbre à solutions de la restauration de la forêt et des habitats fauniques

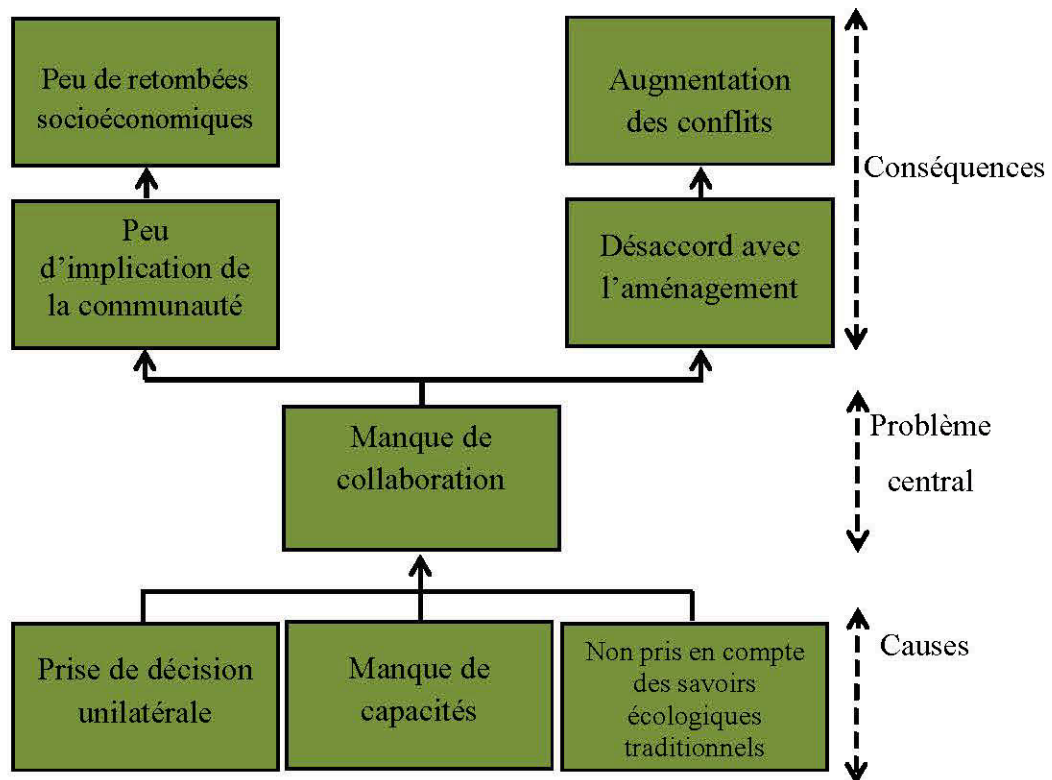


Figure 5.3 : Arbre à problèmes du manque de collaboration

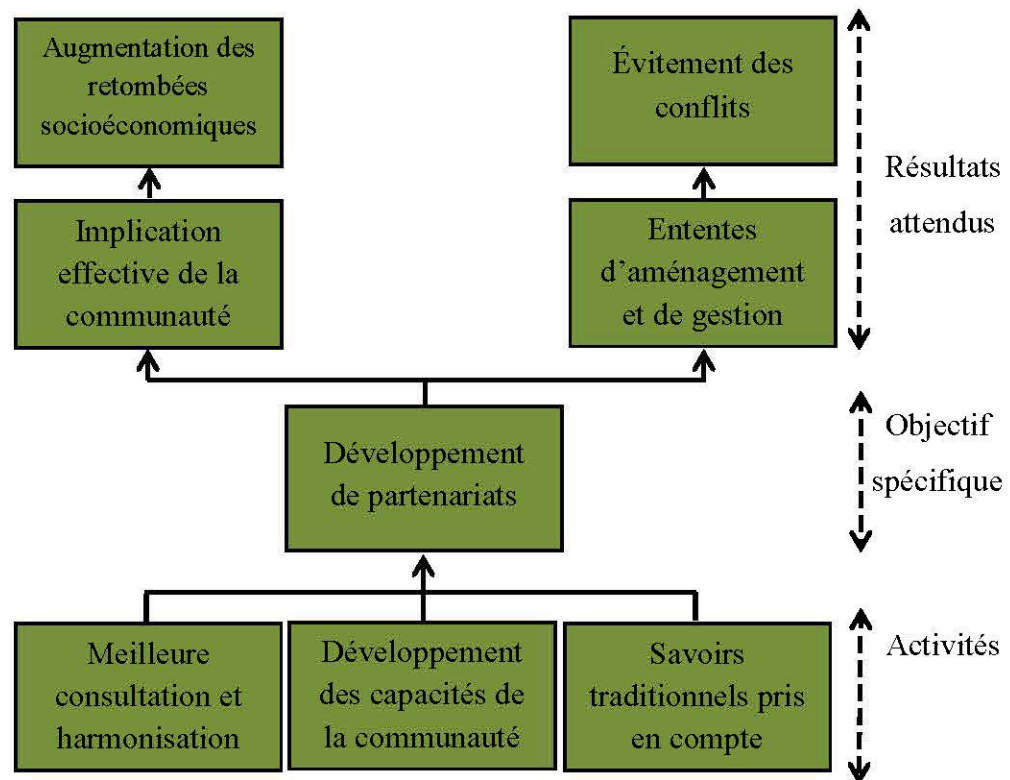


Figure 5.4 : Arbre à solutions du développement de partenariat

Tableau 5. 1: Suggestions de techniques sylvicoles pour faire face à l'enjeu de la baisse du potentiel culturel

Techniques sylvicoles
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Allonger les rotations de coupes permettrait de se rapprocher du cycle naturel du feu (Burton et al., 1999 ; Seymour et Hunter, 1999)</li> <li>- Combiner les rotations forestières à des techniques sylvicoles qui intègrent de la rétention variable pour développer des forêts inéquiennes (Frelich et Reich , 1995; Fries et al., 1997; Bergeron, 2000; Rosenwald et Löhmus, 2008), maintenir les vieilles forêts (Bergeron et al., 2001; Siitonen et al., 2000; Arsenault, 2003; Kimmins 2003) et les protéger, les conserver, les restaurer et en créer de nouvelles (Aksenov et al., 1999; Vanha-Majamaa et al., 2007; Gustafsson et al., 2010)</li> <li>- Tenir compte de la dynamique de succession à l'échelle du paysage pour maintenir dans le temps les attributs de vieilles forêts (Shorohova et al., 2011)</li> <li>- Utiliser des coupes partielles pour favoriser les vieilles forêts et le maintien des espèces végétales et animales qui leur sont associées (Bauhus et al., 2009; Ruel et al., 2013)</li> <li>- Laisser les arbres mourir de manière naturelle (sans coupe) pour assurer la présence permanente de grands arbres vivants, ainsi que la disponibilité continue de gros arbres morts dans le paysage (Karjalainen et Kuuluvainen 2002)</li> <li>- Récolter une partie du peuplement en utilisant la sélection individuelle ou par groupe afin d'obtenir une mosaïque d'arbres ou groupes d'arbres inéquienne afin de garder une partie des arbres qui sont les plus anciens ou dominants pendant le temps d'une rotation et même de rotations successives (Rouvinen et al., 2002).</li> <li>- Utiliser l'approche « renforcement structurel de la complexité » (RSC) qui favorise le développement de peuplements inéquiens de fin de succession et qui permet de maintenir après récolte, des niveaux élevés de certaines caractéristiques structurelles comme la densité de la tige et le couvert forestier (Keeton, 2006)</li> </ul>



---

### Techniques sylvicoles

---

- Favoriser le remplacement graduel des feuillus intolérants dans la canopée par des résineux tolérants à l'ombre (Bergeron, 2000)
  - Privilégier la coupe des feuillus matures afin de dégager les résineux. Ces coupes peuvent être accompagnées par l'annélation, l'éclaircie sélective et des traitements chimiques et des éclaircies pré-commerciales mécaniques (Axelsson et al., 2002).
  - Garder dans le peuplement résiduel des arbres d'espèces résineuses de grande taille pendant les opérations de coupe pour leur permettre de mieux faire face à la concurrence des feuillus pouvant ralentir leur croissance (Ruel et al., 1998)
  - Utiliser des coupes partielles permettant de modifier la composition des peuplements selon les espèces en carence (Doucet, 1999; Prévost et al., 2003; Lecomte et al., 2010)
  - Favoriser des coupes totales sur de faibles superficies sous forme de trouées ou par bandes et utiliser des arbres-semenciers pour maintenir les résineux dans les vieilles forêts (Wurtz et Zasada, 2001)
  - Protéger le pin blanc et adopter des mesures de restauration, notamment dans certains sites d'origine où il a connu une baisse et où la concurrence avec le sapin pourra être évitée (Uprety et al., 2014).
-

Tableau 5. 2: Approches de gouvernance suggérées pour faire face à l'enjeu du manque de partenariats

Approches de gouvernance
<ul style="list-style-type: none"> <li>- Impliquer et favoriser la participation de la communauté dans les processus de prise de décision (FAO, 1995; Smith, 1995)</li> <li>- Favoriser l'utilisation des savoirs écologiques traditionnels (Cheveau et al., 2008; Gaye, 2011; Jacquain et al., 2012; Uprety et al. 2012), notamment par le biais du cadre de critères et indicateurs d'aménagement forestier durable élaboré par la communauté (Saint-Arnaud, 2009)</li> <li>- Établir des partenariats entre la communauté et les autres parties prenantes (Wilson et Graham, 2005, Wyatt, 2010)</li> <li>- Renforcer les capacités de la communauté (Dia, 1996; Stevenson et Perreault, 2008)</li> </ul>

## 5.5 LIMITES DE LA THÈSE

Les épidémies de la TBE mentionnées sur les cartes écoforestières sont trop récentes ou pour la plupart non datées. Cela ne nous a pas permis de comparer les superficies affectées entre la période préindustrielle (< 1980) et la période actuelle ( $\geq$  1980). En ce qui concerne la livrée des forêts, les données n'ont commencé à être compilées qu'à partir des années 1980. Nous avons eu recours aux cartes de défoliation, notamment les données RIMA (Relevé des insectes et des maladies). Elles ne donnent pas d'indications sur la mortalité comme les cartes écoforestières, mais nous ont permis d'avoir une idée de la dynamique des perturbations secondaires et de leur rôle dans la dynamique de la forêt.

Dans nos analyses de l'évolution de la forêt, nous n'avons pas pris en compte les situations de la forêt aux décennies intermédiaires 1980 et 1990. Ces situations auraient permis une meilleure appréciation de l'évolution des attributs de la forêt. Cela aurait permis de faire une meilleure comparaison entre les perturbations naturelles et les coupes. De même, une meilleure corrélation aurait pu être établie entre ces perturbations et les classes d'âge des groupes d'essences. Cependant, nous estimons qu'une évolution est plus perceptible dans un intervalle de trente ans que sur vingt ou dix ans.

Le nombre de BSE que nous avons étudié est restreint dans la mesure où les données cartographiques sont limitées. Un nombre plus élevé de BSE aurait pu permettre une analyse plus exhaustive et plus fine des relations de synergies et de compromis entre eux. Nous aurions pu définir d'autres types de groupes de services entre 1970 et 2000. Toutefois, les BSE étudiés ont été validés par les membres de la communauté et nous avons suivi la classification des BSE du Millenium Ecosystem Assessment, ce qui nous a permis d'assurer une diversité des BSE importants pour la communauté.

Le cadre d'analyse des « 4R » est en principe utilisé pour une pluralité de parties prenantes. Dans le cas de cette étude, nous nous sommes focalisés sur une seule partie prenante, la communauté de Kitcisakik. Les entrevues que nous avons réalisées n'ont concerné que les membres de la communauté. Cependant, une analyse plus approfondie aurait pu être faite pour les autres parties prenantes, notamment pour le gouvernement et pour les compagnies forestières. Toutefois, même si nous n'avons pas consulté celles-ci, nous avons pu collecter des informations les concernant à travers la littérature et les documents du ministère des Ressources naturelles, notamment la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier. Cette Loi prévoit un partage des responsabilités découlant du régime forestier entre l'État, des organismes régionaux, des communautés autochtones et des utilisateurs du territoire forestier.

## 5.6 RECOMMANDATIONS GÉNÉRALES

Les cartes écoforestières élaborées par le gouvernement constituent une source importante de données. La consolidation de la base de données pourrait prévoir une harmonisation des codes attribués aux groupes d'essences d'un inventaire à l'autre. À l'avenir, la datation des informations concernant les épidémies d'insectes pourrait être systématisée.

L'approche selon les BSE a permis de déterminer les impacts de leur évolution spatiotemporelle. Les résultats de la thèse pourraient être intégrés dans le processus de prise de décision et dans l'aménagement des forêts, notamment pour la fixation de seuils de coupe selon la disponibilité des ressources et les attributs souhaités pour les peuplements résiduels.

Afin de permettre à la communauté d'aborder la phase de négociation des rôles avec le gouvernement et les compagnies forestières, il serait indiqué que ces parties prenantes soient

plus considérées dans le cadre d'analyse. Cette implication permettrait de recueillir leurs points de vue sur les relations qu'elles ont avec la communauté et de proposer des solutions pour les améliorer. Pour ce faire, la poursuite du déroulement des étapes du cadre d'analyse des « 4R » pourrait être envisagée dans le cadre d'autres recherches ou action de développement. La négociation des rôles des parties prenantes constitue une étape importante pouvant permettre à la communauté d'établir plus facilement des partenariats. La négociation pourrait s'appuyer sur le cadre de critères et indicateurs que la communauté a déjà commencé à élaborer et aider à l'affiner, notamment par l'identification d'indicateurs précis selon des seuils établis. Cette phase de négociation permettrait la mise en place d'une approche de gouvernance originale dans le domaine de la gestion de la forêt.

Les différentes étapes de cette thèse ainsi que les résultats qui ont été obtenus dans i) l'établissement de portraits pour une comparaison entre deux périodes, ii) l'identification de BSE pour en étudier les évolutions spatiotemporelles et leurs impacts sur la forêt et sur une communauté, et iii) l'utilisation du cadre d'analyse des « 4R » pour établir un diagnostic des différentes parties prenantes en ce qui a trait à leurs droits, leurs responsabilités, leurs relations et les retombées qu'ils tirent de l'exploitation des ressources, pourraient être utilisés pour d'autres communautés autochtones et allochtones.

## 5.7 RÉFÉRENCES (INTRODUCTION GÉNÉRALE ET CONCLUSION GÉNÉRALE)

- Asch, M., et Zlotkin, N. 1997. Affirming aboriginal title: A new basis for comprehensive claims negotiations" in aboriginal and treaty rights in canada: essays on law, equality, and respect for difference. Michael, A. (eds). University of British Columbia Press, Vancouver.
- Adamowicz, W.L., et Burton, P.J. 2003. Sustainability and sustainable forest management. In Burton, P.J. Messier, C., Smith, D.W. et Adamowicz W.L. (dir.). Towards sustainable management of the boreal forest, Ottawa, Presses scientifiques du CNRC, 41-64.
- Agnoletti M. 2006. The conservation of cultural landscapes, Wallingford, CABI publishing. 320p.
- Aksenov, D., Karpachevskiy, M., Lloyd, S., et Jaroshenko, A. 1999. The last of the last: The oldgrowth forests of boreal Europe. Taiga Rescue Network. Lloyd, S. (dir.). 67p.
- Alvarez, E., Bélanger, L., Archambault, L., et Raulier, F. 2011. Portrait préindustriel dans un contexte de grande variabilité naturelle : une étude de cas dans le centre du Québec (Canada). *For. Chron.*, 7: 612-624.
- ANFA. 2003. Tenures forestières concédées aux Autochtones au Canada 2002-2003. En ligne disponible : [http://www.nafaforestry.org/docs/Tenure%20Report\\_Final-F.pdf](http://www.nafaforestry.org/docs/Tenure%20Report_Final-F.pdf)
- Arsenault, A. 2003. A note on the ecology et management of old-growth forests in the Montane Cordillera. *Forest. Chron.*, 79(3): 441-454.
- Axelsson, A.L., Ostlund L., et Hellberg, E. 2002. Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866-1999 based on interpretation of historical records. *Landscape Ecol.*, 17: 403-418.
- Bauhus, J., Puettmann, K., et Messier, C. 2009. Silviculture for oldgrowth attributes. *Forest Ecol. Manage.*, 258: 525-537
- Beier, C.M., Patterson, T.M., et Chapin, F.S. 2008. Ecosystem services and emergent vulnerability in managed ecosystems: A geospatial decision-support tool. *Ecosystems*, 11(6): 923-938.
- Bergeron, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed-woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology*, 81: 1200-1516.
- Bergeron, Y., Chen, H.Y.H., Kenkel, N.C., Leduc, A.L., et Macdonald, S.E. 2014. Boreal mixedwood stand dynamics: Ecological processes underlying multiple pathways. *Forest Chron.*, 90(2): 202-213
- Bergeron, Y., et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *For. Ecol. Manage.* 92: 235-242.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., et Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Can. J. For. Res.* 31(3): 384-391.

- Bergeron, Y., Richard, P.J.H., Carcaillet, C., Gauthier, S., Flannigan, M., et Prairie, Y. 1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Conserv. Ecol.*, **2**(2).
- Berkes, F. 2012. *Sacred Ecology*. Third Edition. Routledge, New York. 363 pp.
- Berkes, F. 2004. Rethinking community-based conservation. *Conserv. Biol.*, **18**: 621-630.
- Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., et Blais, L. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecol.*, **24**: 171-184.
- Burton, P.J., Kneeshaw, D.D., et Coates, K.D. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and subboreal forests. *For. Chron.*, **75**: 623-631.
- Castaneda, F. 2000. Criteria and indicators for sustainable forest management: International processes, current status and the way ahead. *Unasylva*, **51**(203): 34-40.
- Cavard, X. Macdonald, S.E., Bergeron, Y., et Chen, H. 2011. Are mixedwoods important for biodiversity conservation in boreal and temperate forests? *Environ. Rev.*, **19**: 142-161.
- Chandrashekhara, U.M., et Sankar, S. 1998. Ecology and management of sacred groves in Kerala, India. *Forest Ecol. Manage.*, **112**: 162-177.
- Cheveau, M. Imbeau, L. Drapeau, P. et Bélanger, L. 2008. Current status and future directions of traditional ecological knowledge in forest management: A review. *Forest. Chron.*, **84**: 231-243.
- Collier, R. Parfitt, G. Woollard, D. 2002. *A voice on the land: An Indigenous Peoples' Guide to Forest Certification in Canada*. Ottawa: Nat. Abor. For. Ass. Eco.
- Costanza, R. 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Conserv. Biol.*, **141**: 350-352.
- Couillard, V., et Gilbert, J. 2009. *Les droits fonciers et les peuples des forêts d'Afrique - Première partie : perspectives historiques, juridiques et anthropologiques*. 54p.
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., et Boumans, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.*, **41**: 393-408.
- Département Aki de Kitcisakik. 2012. Projets d'attribution d'un statut permanent de réserve de biodiversité pour sept territoires et de réserve aquatique pour un territoire dans la région administrative de l'Abitibi-Témiscamingue Mémoire Présenté au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) le 18 décembre 2012. 5p.
- Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ). 1983. *ZOPP planning method*. GTZ Frankfurt, Germany, 31 + 25 p.
- Dia, M. 1996. *Africa's management in the 1990s and beyond - Reconciling indigenous and transplanted institutions*. Directions in development, World Bank, 293 p.
- Donaldson, T., et Preston, L., 1995. The stakeholder theory of the modern corporation: concepts, evidence and implications. *Acad. Manage. Rev.*, **20**: 65-91.

- Doucet, R. 1999. Établissement de la régénération résineuse après éclaircie de tremblaies. Note de recherche forestière no. 94, Ministère des Ressources naturelles du Québec, 6 p.
- Dubois, O. 1998. Capacity to manage role changes in forestry: introducing the '4Rs' framework. IIED, London, UK.
- Elanchezhian, R., Kumar, R.S., Beena, S.J., et Suryanarayana, M.A. 2007. Ethnobotany of shompens - a primitive tribe of Great Nicobar Island. *Indian J. Tradit. Know.*, 6(2): 342-345.
- Elmqvist, T., Berkes, F., Folke, C., Angelstam, P., Crépin, A.-S., et Niemelä, J. 2004. The dynamics of ecosystems, biodiversity management and social institutions at high northern latitudes. *Ambio*, 33: 350-355.
- Etheridge, D.A., MacLean, D.A., Wagner, R.G., et Wilson, J.S. 2005. Changes in landscape composition and stand structure from 1945-2002 on an industrial forest in New Brunswick, Canada. *Can. J. For. Res.*, 35: 1965-1977.
- FAO. 1990. Une méthode d'évaluation des filières agro-alimentaires pour l'identification. Chapitre 5 - Comment identifier les solutions des problèmes. En ligne disponible : <http://www.fao.org/wairdocs/x5405f/x5405f07.htm#arbre> de problèmes schématique
- FAO. 1993. Statistiques aujourd'hui pour demain : 1961-1991. Rome, FAO. 46p.
- FAO. 1995. Approche participative, communication et gestion des ressources forestières en Afrique sahélienne: Bilan et perspectives. En ligne disponible : <http://www.fao.org/docrep/v9974f/v9974f00.htm>
- FAO. 2014. Situation des forêts du monde - Mieux tirer parti des avantages socioéconomiques des forêts. En ligne disponible : <http://www.fao.org/forestry/sofo/fr/>
- Farber, S.C., Costanza, R., et Wilson, M.A. 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41: 375-392.
- Fisher, B. Turner, R.K. 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. *Conserv. Biol.*, 141: 1167-1169.
- Fisher, B., Turner, R.K., et Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.*, 68: 643-653.
- Ford, R.M., Williams, K.J.H., Bishop, I.D., et Webb, T. 2008. A value basis for the social acceptability of clearfelling in Tasmania, Australia. *Landscape Urban Plan.*, 90(3-4): 196-206
- Fortin, M., Bégin, J., et Bélanger, L. 2003. Évolution de la structure diamétrale et de la composition des peuplements mixtes de sapin baumier et d'épinette rouge de la forêt primitive après une coupe à diamètre limite sur l'aire d'observation de la rivière Ouareau. *Can. J. For. Res.*, 33: 691-704.
- Fréchette, A. 2009. La gouvernance forestière au Québec : le défi du changement institutionnel dans les systèmes socioécologique interdépendant. VertigO Hors série 6.
- Freeman, M. M. R. 1992. The nature and utility of traditional ecological knowledge. *Northern Perspectives* 20: 9-12.

- Frelich, L.E., et Reich, P.B. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecol. Monogr.*, **65**: 325-346.
- Friedman, A.L., et Miles, S., 2004. Stakeholder theory and communication practice. *J. Commun. Manage.*, **9**(89).
- Fries, C., Johnsson, O., Pettersson, B., et Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. *For. Ecol. Manage.*, **94**: 89-103.
- Gauthier, S., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Drapeau, P., et Bergeron, Y. (dir). 2008. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec. 568p.
- Gaye, I.D. 2011. *Savoirs traditionnels et environnement au Sénégal : un cadre d'analyse du comportement écologique des producteurs du Lac de Guiers*. Éditions universitaires européennes. 350p.
- Girard, C., Darveau, M., Savard, J-P., et Huot, J. 2004. Are temperate mixedwood forests perceived by birds as a distinct forest type? *Can. J. For. Res.*, **34**: 1895-1907.
- Gouvernement du Québec. 2008. *La forêt pour construire le Québec de demain*. Bibliothèque nationale du Québec. 72p.
- Gracey, M. 2000. Historical, cultural, political, and social influences on dietary patterns and nutrition in Australian Aboriginal children. *Am. J. Clin. Nutr.*, **72**(5)
- Gustafsson, L., Kouki, J., et Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests in Northern Europe: a review of ecological consequences. *Scand. J. Forest Res.*, **25**: 295-308.
- Harvey, B. D., et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Can. J. For. Res.*, **19**:1458-1469.
- Heal, G., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Salzman, J., Boggs, C., Hellman, J., Hughes, J., Kremen, C., et Ricketts T. 2001. Protecting natural capital through ecosystem service districts. *Stanford J. Int. Law.*, **20**: 333-364.
- Hickey, C., et Nelson, M. 2005. *Partnerships between First Nations and the forest sector: a national survey*. Sustainable forest management network, Edmonton, Alta.
- Holvoet, B., et Muys, B. 2004. Sustainable forest management worldwide : A comparative assessment of standards. *Int. For. Rev.*, **6**(2): 99-122.
- Hunter, M.L. 1991. Coping with ignorance: The coarse filter strategy for maintaining biodiversity. In: Kohm KA (eds). *Balancing on the Brink of Extinction*. Wash. D.C. : Island Press., Pp 266-281.



- Jacqmain, H., Bélanger, L., Courtois, R., Dussault, C., Beckley, M.T., Pelletier, M., et Gull, S.W. 2012. Aboriginal Forestry: development of a socioecologically relevant moose habitat management process using local Cree and scientific knowledge in Eeyou Istchee. *Can. J. For. Res.*, **42**: 631-641
- Karjala, M., et Dewhurst, S. 2003. Including aboriginal issues in forest planning: a case study in central interior British Columbia, Canada. *Landscape Urban Plan.*, **64**: 1-17.
- Karjalainen, L., et Kuuluvainen, T. 2002. Amount and diversity of coarse woody debris within a boreal forest landscape dominated by *Pinus sylvestris* in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fenn.*, **36**(1): 147-167. (This issue).
- Keeton, W.S. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *For. Ecol. Manage.*, **235**(1-3): 129-142.
- Kimmins, J.P. 1997. 2003. Old-growth forest: An ancient and stable sylvan equilibrium, or a relatively transitory ecosystem condition that offers people a visual and emotional feast? Answer - it depends. *Forest. Chron.*, **79**(3): 429-440.
- Kneeshaw, D.D., Leduc, A., Drapeau, P., Gauthier, S., Pare, D., Carigan, R., Doucet, R., Bouthillier, L., et Messier, C. 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *Forest Chron.*, **76**: 481-493.
- Kokou, K., Adjossou, K., et Hamberger, K. 2005. Les forêts sacrées de l'aire Ouatchi au sud-est du Togo et les contraintes actuelles des modes de gestion locale des ressources forestières. *VertigO*, **6**(3).
- Korotkov A.V., et Peck, T.J. 1993. Les ressources forestières des pays industrialisés : l'analyse CEE/FAO. *Unasyuva*, **44**(174).
- Kuuluvainen, T. 2002. Disturbance dynamics in boreal forests: defining the ecological basis of restoration and management of biodiversity. *Silva Fenn.*, **36**:5-11.
- Larsen, J.B. 1995. Ecological stability of forests and sustainable silviculture. *Forest Ecol. Manage.*, **73**: 85-96.
- Lecomte, N., Crocker, P., Cyr, D., Fréchette, E., Laib, B., Valeria, O., et Angers V.-A. 2010. Détermination des enjeux écologiques reliés à la mise en place d'un aménagement écosystémique et propres aux forêts de l'Abitibi-Témiscamingue. Rapport interne de la Conférence régionale des élus de l'Abitibi-Témiscamingue, 158p.
- Leroux, J., Chamberland, R., Brazeau, E. et Dubé, C. 2004. Au pays des peaux de chagrin: Occupation et exploitation territoriale à Kitcisakik (Grand lac Victoria) au XX<sup>e</sup> siècle. Québec : Les Presses de l'Université Laval et le Musée canadien des civilisations. 272p.
- Macdonald, E. Work, T. Drapeau, P. Bergeron, Y. Quideau, S. Chen, H. Spence, J. Lecomte, N. 2010. La composition des peuplements et la biodiversité en forêt boréale mixte : Différents toits-différents habitants? Rés. Ges. Dur. For. Série de Notes de recherche, 59. 13p.
- Mayers, J. 2005. The four Rs. International Institute for Environment and Development, London, UK.

- Millennium Ecosystem Assessment. 2003. En ligne disponible : <http://www.millenniumassessment.org/en/Index.aspx>
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis* (Island Press, Washington, DC).
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Policy Responses* (Island Press, Washington, DC).
- Moss, M.L., Peteet, D.M., et Whitlock, C. 2007. Chapter 14– Mid-Holocene culture and climate on the Northwest Coast of North America. In: Anderson, D.G., Maasch, K.A., et Sandweiss, D.H. (dir.) *Climate change and cultural dynamics: a global perspective on Mid-Holocene transitions*. Elsevier Inc, Amsterdam. Pp 491-529
- Nielsen, S.E., Stenhouse, G.B., et Boyce, M.S. 2006. A habitat-based framework for grizzly bear conservation in Alberta. *Conserv. Biol.*, **130**: 217-229.
- Noss, R.F. 1987. From plant communities to landscapes in conservation inventories: a look at The Nature Conservancy (USA). *Biol. Conserv.*, **84**: 223-234.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.*, **4**: 355-364.
- OIFQ. 2009. *Manuel de foresterie*. 2e édition. Éd. Multi. Pp 236-262.
- ONF. *Gestion durable. Les forêts du monde*. En ligne disponible : [http://www.onf.fr/gestion\\_durable/sommaire/milieu\\_vivant/patrimoine/forets\\_monde/@@index.html](http://www.onf.fr/gestion_durable/sommaire/milieu_vivant/patrimoine/forets_monde/@@index.html)
- Parlee, B.L., Geertsema, K., et Willier, A. 2012. Social-ecological thresholds in a changing boreal landscape: insights from Cree knowledge of the Lesser Slave Lake region of Alberta, Canada. *Ecol. Soc.*, **17**(2): 20.
- Pendzich, C., Thomas, G., et Wohigent, T. 1994. *The role of alternative conflict management in community forestry*. Working Paper 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Pereira, H.M., Reyers, B., Watanabe, M., Bohensky, E., Foale, S., Palm, C., Espaldon, M.V., Armenteras, D., Tapia, M., Rincón, A. Lee, M.J., Patwardhan, A., et Gomes, I. 2005. Condition and trends of ecosystem services and biodiversity. In Capistrano, D. Samper, C. Lee, M. J., et Raudsepp-Hearne, C. (eds). *Ecosystems and human well-being: multi scale assessments, Volume 4. Findings of the Sub-global Assessments Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press, Washington, D.C., USA. . Pages 171–203
- Peterken, G.F. 1996. *Natural Woodland : Ecology and conservation in northern temperate regions*, Cambridge University press. 536p.

- Pinna, S., Jacqmain, H., Bouchard, M., Boucher, Y., Barrette M., et Côté, M. 2009. Aménagement écosystémique des forêts au Québec - Guide d'élaboration d'un portrait de la forêt préindustrielle comme paysage naturel de référence, Québec, Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Îles et ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 28p.
- Prévost, M. 2008. Effect of cutting intensity on microenvironmental conditions and regeneration dynamics in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.*, **38**: 317-330.
- Prévost, M. et Dumais, D. 2013. Decennial growth and mortality following uniform partial cutting in yellow birch - conifer stands. *Can. J. For. Res.*, **43**: 224-233.
- Prévost, M. et Gauthier, M-M. 2012. Precommercial thinning increases growth of overstory aspen and understory balsam fir in a boreal mixedwood stand. *For. Ecol. Manage.*, **278**: 17-26.
- Prévost, M., et Gauthier, M-M. 2012. Precommercial thinning increases growth of overstory aspen and understory balsam fir in a boreal mixedwood stand. *For. Ecol. Manage.*, **278**: 17-26.
- Prévost, M., Vincent, R., et Raymond, P. 2003. Sylviculture et régénération des forêts mixtes du Québec (Canada): une approche qui respecte la dynamique naturelle des peuplements. Note de recherche forestière 125.
- Rametsteiner, E. et Simula, M. 2003. Forest certification - An instrument to promote sustainable forest management? *J. Environ. Manage.*, **67**(1): 87-98.
- Reed, M.S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J. Prell, C., Quinn, C.H., et Stringer, L.C. 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *J. Environ. Manage.*, **90**: 1933-1949
- Reyers, B., Fairbanks, D.H.K., Van Jaarsveld, A.S., et Thompson, M. 2001. Priority areas for conservation of South African vegetation: A coarse-filter approach. *Divers. Distrib.*, **7**: 79-95.
- Riendeau, R. 2007. Portrait de la communauté de Kitcisakik. Analyse de la collectivité. Kitcisakik : Conseil des Anicinapek de Kitcisakik.
- Robitaille, A., et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Québec. Les publications du Québec, 213 p.
- Rochel, X. 2008. Pour une approche culturelle du patrimoine forestier : le modèle britannique. En ligne : <http://rge.revues.org/index1077.html>.
- Rodriguez, J.P., Beard, Jr.T.D., Bennett, E.M., Cumming, G.S., Cork, S., Agard, J., Dobson, A. P., et Peterson, G. D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecol. Soc.*, **11**(1): 28.
- Rosenwald, R., et Löhmus, A. 2008. For what, when and where is green-tree retention better than clearcutting? A review of the biodiversity aspects. *For. Ecol. Manage.*, **255**: 1-15.

- Rousseau, M.-H. 2008. L'acceptabilité sociale de l'aménagement forestier : le cas de l'île d'Anticosti. Mémoire de maîtrise en sciences forestières, Université Laval, Canada. 70 p.
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T., et Siitonen, J. 2002. Tree mortality in a *Pinus sylvestris* dominated boreal forest landscape in Vienansalo wilderness, eastern Fennoscandia. *Silva Fenn.*, **36**(1): 127-145.
- Ruel, J.-C., Fortin, D., et Pothier D. 2013. Partial cutting in old-growth boreal stands: an integrated experiment. *For. Chron.*, **89**: 360-369
- Ruel, J.-C., Plusquellec, R., et Ung, C. H. 1998. Évolution de la régénération de peuplements résineux et mélangés au cours des 30 années après coupe à blanc mécanisée. *Forest. Chron.*, **74**: 428-443.
- Saint-Arnaud, M. 2009. Contribution à la définition d'une foresterie autochtone : le cas des Anicinapek de Kitcisakik (Québec). Thèse de doctorat en sciences de l'environnement. Université du Québec à Montréal. 503p.
- Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y., et Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. In Stevenson, M.G., et Natcher, D.C. (dir.). *Changing the Culture of Forestry in Canada: Building effective institutions for aboriginal engagement in sustainable forest management*. Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press., Pages 85–105
- Schulze, D. 2005. Le nouveau rôle des autochtones dans le développement au Québec : les obligations de consultation et d'accommodement », Service de la formation permanente du Barreau du Québec, Livre du Congrès. En ligne disponible : [http://www.barreau.qc.ca/congres/2005/programme/pdf/schulze\\_david.pdf](http://www.barreau.qc.ca/congres/2005/programme/pdf/schulze_david.pdf)
- Seymour, R.S., et Hunter, M.L., Jr. 1999. Principles of ecological forestry. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Hunter, M.L. Jr (dir.). Cambridge University Press. Cambridge, U.K. Pp 22-61.
- Sherry, E., Halseth, R., Fondahl, G., Karjala, M., et Leon, B. 2005. Local-level criteria and indicators : an Aboriginal perspective on sustainable forest management. *Forestry*, **78**(5): 513-539.
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T., et Gauthier, S. 2011. Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fenn.*, **45**(5): 785-806.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* **49**: 11-41.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P., et Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *For. Ecol. Manage.*, **128**: 211-225.

- Smith, P. 1995. Aboriginal participation in forest management: not just another stakeholder . Ottawa: National Aboriginal Forestry Association.
- Statistique Canada. 2007. Kitcisakik, Québec (Code2489802) (tableau). Profils des communautés de 2006, Recensement de 2006, produit n° 92-591-XWF au catalogue de Statistique Canada. Ottawa. En ligne disponible : <http://www12.statcan.ca/census-recensement/2006/dp-pd/prof/92-91/index.cfm?Lang=F>.
- Stevenson, M.G., et Natcher, D. C. (dir.) 2010. Planning for co-existence: Aboriginal approaches to land use planning in Canada. Canadian Circumpolar Institute Press, Edmonton, Alberta, Canada.
- Stevenson, M.G., et Perreault, P. 2008. Capacity for what? Capacity for whom? Aboriginal capacity and Canada's forest sector. Sustainable Forest Management Network, Edmonton, Alberta. 64p.
- Upreti, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., Doyon, F., et Boucher, J.-F. 2012. Contribution of traditional knowledge to ecological restoration: practices and applications. *Écoscience*, 19: 225-237.
- Upreti, Y., Asselin, H., Bergeron, Y., et Mazerolle, M.J. 2014. White pine (*Pinus strobus* L.) regeneration dynamics at the species' northern limit of continuous distribution. *New Forests*, 45: 131-147.
- van Jaarsveld, A. S., Biggs, R., Scholes, R. J., Bohensky, E., Reyers, B., Lynam, T., Musvoto, C., et Fabricius, C. 2005. Measuring conditions and trends in ecosystem services at multiple scales: the Southern African Millennium Ecosystem Assessment (SAMEA) experience. *Phil. Trans. Royal Soc. B*, 360: 425-441.
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J.S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Tamminen, P., Toivanen, T., et Kuuluvainen, T. 2007. Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: The FORE experiment. *For. Ecol. Manage.*, 250: 77-88.
- Wallace, K.J. 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Conserv. Biol.*, 139: 235-246.
- Wilson, J., et Graham, J. 2005. Relationships between First Nations and the forest industry: the legal and policy context. Institute on Governance, Ottawa, Ont.
- Whitney, G.G. 1994. From coastal wilderness to fruited plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present. Cambridge University Press, Cambridge.
- Wurtz, T.L., et Zasada, J.C. 2001. An alternative to clear-cutting in the boreal forest of Alaska: a twenty-seven-year study of regeneration after shelterwood harvesting. *Can. J. For. Res.*, 31: 999-1011.
- Wyatt, S. 2004. Coexistence of Atikamekw and industrial forestry paradigms; Occupation and management of forestlands in the St-Maurice river basin, Québec, Thèse de doctorat en foresterie, Université Laval, Québec. 385p.

- Wyatt, S. 2008. First Nations, forest lands, and « Aboriginal Forestry » in Canada: from exclusion to comanagement and beyond. *Can. J. For. Res.*, **38**: 171-180.
- Wyatt, S., Fortier, J.-F., Greskiw, G., Hébert, M., Nadeau, S., Natcher, D., Smith, P., et Trostler, R. 2010. La collaboration entre les Autochtones et l'industrie forestière au Canada : une relation dynamique. Rapport sur l'état des connaissances. 84p.
- Young, L., Betts, M.G., et Diamond, A.W., 2005. Do blackburnian warblers select mixed forest? The importance of spatial resolution in defining habitat. *For. Ecol. Manage.* 214: 358-372.