

***« Quels sont les facteurs écologiques qui limitent les exploitations forestières commerciales en forêt circumboréale ? Cela est-il susceptible de changer dans le futur avec les changements climatiques ? »***

---

*SYNTHÈSE ENVIRONNEMENTALE – ENV 9402*

Aurore Lucas

2013

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

*Gandhi*

## RÉSUMÉ

Les forêts circumboréales représentent une part importante des forêts exploitées à l'échelle planétaire, et sont, au cœur des politiques actuelles de gestion durable de par les biens et services qu'elles apportent. Les exploitations commerciales des forêts sont limitées, entre autres, par des facteurs écologiques tels que : un faible taux de croissance des espèces, une régénération insuffisante, etc. Dans cette équation, les perturbations comme le feu ou les épidémies d'insectes ont un rôle majeur de structuration de la végétation. La productivité, notamment la croissance et la régénération des peuplements, pourrait être améliorée pour certaines espèces avec le réchauffement climatique. À moyen terme, il s'observerait alors un changement dans la structure et la composition forestière. L'ajout des activités anthropiques aux variations rapides de régimes de perturbations risque de faire sortir les écosystèmes de leur variabilité naturelle. Comprendre la réponse des forêts face au réchauffement climatique en cours et annoncé permet le développement des pratiques forestières adaptées. Une vision holistique avec une mise en relation des enjeux biologiques et socio-économiques est indispensable pour préciser une réponse.

*Mot-clés : Forêts circumboréales – Exploitation forestière durable – Variabilité naturelle des perturbations – Régimes de feux – Épidémies d'insecte – Croissance – Régénération – Limite écologique d'exploitation*

Circumboreal forests represent an important part of the global harnessed woodlands and they are an central of current policies aiming for sustainable management of the goods and services they bring. Forestry activities are limited, along with other elements by environmental factors such as a low growth rate of species, insufficient regeneration, etc. In this equation, disturbances such as fire or insect outbreaks represent an important part of vegetation structuring. Productivity, including forest growth and regeneration, may be improved for some species with global warming. This will result in a change in forest structure and composition in the medium-term. The addition of anthropogenic activities to rapid changes in disturbance regimes will most likely bring ecosystems outside of their natural range of variability. Understanding the forests' response to current and future climate warming allows anticipating adapted forestry practices. A holistic approach combining the relationship between biological and socio-economic issues is essential to clarify an adapted response.

*Keywords : Circumboreal forest– Sustainable forestry – Natural range of variability of disturbances – fire regimes – insect outbreaks – Growth – Regeneration – ecological limits for logging*

## **LISTE DES FIGURES**

<b>Figure 1 : Schéma conceptuel qui sert de guide au cheminement de cette synthèse environnementale.....</b>	<b>5</b>
<b>Tableau 1 : Quelques chiffres clefs de la zone boréale et de la forêt. ....</b>	<b>8</b>
<b>Figure 2 : Carte mondiale du système de classification des climats de Wladimir Köppen-Greiger.....</b>	<b>9</b>
<b>Figure 3 : Carte de répartition de la forêt boréale dans le monde.....</b>	<b>9</b>
<b>Figure 5 : Facteurs environnementaux et processus ayant un contrôle sur la régénération. ....</b>	<b>15</b>
<b>Figure 6 : Changements projetés dans les occurrences de feux dans des paysages du nord (a) et du sud (b) depuis 6000 à 0 BP (années calibrée « Before Present ») simulé à partir de données climatique de HadCM GCM et des données de changement de la végétation issues d’analyses polliniques. ....</b>	<b>20</b>
<b>Figure 7 : Fluctuation passée des feux de forêt à la transition forêt boréale coniférienne dense et forêt boréale mixte de l’est du Canada, et leur facteurs de contrôle. ....</b>	<b>22</b>
<b>Figure 8 : Caractéristiques des populations et processus et facteurs pertinents selon leur position dans l’aire de répartition.....</b>	<b>26</b>
<b>Figure 9 : Carte des aires de restriction d’exploitation pour la protection du Caribou forestier au Canada. ....</b>	<b>34</b>

## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ .....</b>	<b>1</b>
<b>LISTE DES FIGURES.....</b>	<b>2</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>4</b>
<b>LA FORÊT BORÉALE ET SON EXPLOITATION.....</b>	<b>6</b>
LA FORÊT BORÉALE .....	6
VERS UNE EXPLOITATION FORESTIÈRE DURABLE.....	7
<b>LES FACTEURS ÉCOLOGIQUES POUVANT LIMITER LES EXPLOITATIONS FORESTIÈRES .....</b>	<b>10</b>
PRODUCTIVITÉ .....	10
<i>Croissance des espèces .....</i>	<i>10</i>
<i>Régénération.....</i>	<i>13</i>
CHANGEMENT DE COMPOSITION ET DE STRUCTURATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	15
<i>Les perturbations .....</i>	<i>15</i>
<i>Les migrations des espèces.....</i>	<i>23</i>
<b>OÙ EN SOMMES-NOUS ? QUELLES PROJECTIONS POUR LE FUTUR ? .....</b>	<b>27</b>
QUELLES ÉTAIENT LES SITUATIONS PASSÉES ? .....	27
QUELLES SERONT LES SITUATIONS FUTURES ? .....	28
<b>LES ACTIONS ENVISAGEABLES ET UNE MISE EN CONTEXTE .....</b>	<b>31</b>
AMÉLIORATION ET DÉVELOPPEMENT DES GESTIONS FORESTIÈRES .....	31
COMPOSER AVEC DES LIMITES TERRITORIALES .....	32
DIVERSIFIER ET VALORISER LES SERVICES RENDUS PAR LA FORÊT .....	35
<b>CONCLUSION .....</b>	<b>37</b>

## INTRODUCTION

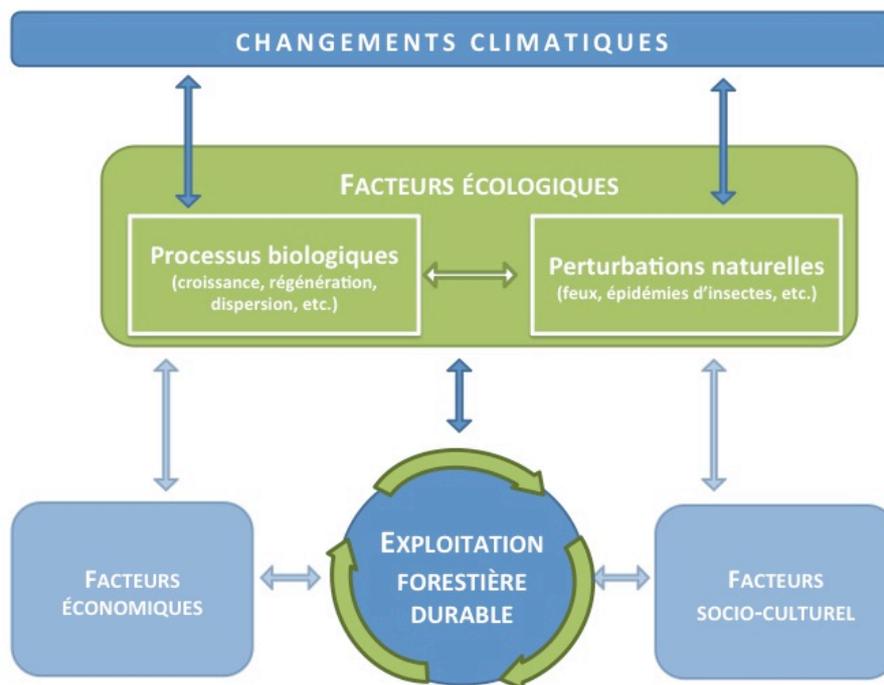
Les forêts boréales représentent environ 34 % de la totalité des forêts mondiales (Brandt, 2009). C'est une part notable de l'ensemble des écosystèmes terrestres qui a une valeur écologique, économique et sociale importante. Ces trois entités forment les fondations mêmes de la définition actuelle que l'on se fait du développement durable. Les changements climatiques, en cours et prévus (IPCC, 2007), nous mènent vers une volonté primordiale d'avoir une compréhension la plus précise possible du fonctionnement des écosystèmes et d'agir de façon durable pour ces derniers, afin de maintenir un équilibre et une relative évolution naturelle des processus écologiques.

Le climat contrôle la composition générale des écosystèmes (Ritchie, 1987 ; Woodward, 1987). Les changements climatiques observés et prévus annoncent une augmentation générale des températures et un changement des patrons des précipitations (IPCC, 2007). Les changements climatiques et le changement d'usage des terres sont actuellement source de modifications rapides de l'environnement (Pielke Sr, 2005) ; les débuts en sont déjà visibles (Heikkinen *et al.*, 2006). Le réchauffement affecte déjà des écosystèmes, notamment les écosystèmes terrestres et plus précisément ceux de type boréaux (Parmesan et Yohe, 2003 ; Walther *et al.*, 2002). À long terme, la répartition des espèces est fortement sujette à évoluer dans l'avenir d'après les différents scénarios de changement climatique annoncé (Thuiller *et al.*, 2008 ; Thuiller *et al.*, 2011). La majorité de la communauté scientifique s'accorde sur le fait que les changements climatiques ne sont pas seulement un réchauffement général, mais une variation dans les extrêmes climatiques saisonniers, tant dans les températures que dans les précipitations (Meehl *et al.*, 2000 ; Meehl *et al.*, 2007), ayant pour conséquence des phénomènes tels que : la sécheresse ou les inondations, les périodes de gels moins attendus, l'alternance de gel et dégel en hiver, les changements de phénologie de la faune et de la flore, etc. Ces phénomènes représentent des facteurs potentiellement responsables de stress environnemental sur les espèces.

Les changements planétaires affectent de façon directe et indirecte les forêts. Il est certain que les changements climatiques annoncés vont affecter directement les forêts par une action sur la physiologie des arbres par exemple. Par ailleurs, plusieurs modèles montrent l'effet du climat sur les perturbations (Ojima *et al.*, 1991 ; Shvidenko et Apps, 2006) et donc indirectement sur les systèmes forestiers. Les variations de températures et de précipitations, à

des échelles, locales, régionales et planétaires, peuvent influencer l'occurrence, la durée, la fréquence, l'étendue, et l'intensité et la sévérité d'une perturbation (Turner *et al.*, 1998).

Les premières forêts affectées par ces changements seraient les forêts de hautes latitudes (Bergeron *et al.*, 2010). Cette synthèse environnementale se penche donc plus particulièrement sur ces types d'écosystèmes. Améliorer les activités forestières durables qui vont pouvoir se maintenir dans le futur et à travers les changements fait partie des enjeux actuels. Nous proposons : (1) de présenter certains facteurs écologiques et biologiques qui limitent potentiellement les exploitations forestières commerciales actuelles et de discuter de leur influence sur les écosystèmes circumboréaux ; (2) d'envisager les changements potentiels dans le futur de ces écosystèmes et des activités forestières associées par rapport au contexte de réchauffement climatique ; (3) et de proposer et de discuter des solutions possibles, envisagées, et envisageables, tout en gardant une vision holistique du problème (Fig. 1).



**Figure 1 : Schéma conceptuel qui sert de guide au cheminement de cette synthèse environnementale.**

Les entités plus claires (« Facteurs économiques » et « Facteurs socioculturels ») ne sont pas réellement traitées dans cette synthèse, mais servent de cadre de réflexion et d'ouverture à la discussion.

# LA FORÊT BORÉALE ET SON EXPLOITATION

## *La forêt boréale*

Les grands biomes de végétation terrestre sont établis sur une base climatique. La figure 2 présente le système de classification des climats de Wladimir Köppen-Greiger. Il est inspiré d'un système développé par Adolphe Candolle et a lui-même été révisé plusieurs fois (Kottek *et al.*, 2006 ; Peel *et al.*, 2007). Ce système de classification est basé sur des moyennes de température et de précipitation (Fig.2). Des études comme celle menée par Suzuki *et al.* (2006) confirment qu'il s'agit des deux variables climatiques les plus pertinentes pour classifier la végétation. Les cartes des forêts présentées dans le « *Manuel de foresterie* » sont aussi un point de départ pour cibler les zones boréales planétaires (Bellefleur et Parent, 2009).

Les forêts de hautes latitudes correspondent en fait à ce qu'on appelle aussi la zone boréale. Les forêts boréales ne sont donc présentes que dans l'hémisphère nord et c'est là qu'on trouve les plus vastes forêts continues du monde (Fig. 3). Les forêts boréales représentent 34% des forêts mondiales et environ les deux tiers se concentrent en Eurasie (Hare et Ritchie, 1972). Brandt (2009), fait une synthèse complète de la zone boréale et de ses limites pour l'Amérique du Nord.

Du côté ouest, en Amérique du Nord, la forêt boréale représente 363 millions d'hectares. Le Canada possède la majeure partie de ce territoire avec 223 millions d'hectares de terrain dit «forestier» ; les États-Unis en possèdent 47 millions (Brandt, 2009). Les chiffres de surface et d'exploitations présentés par Burton *et al.*, (2010) dans le Tableau 1 diffèrent parfois vis à vis d'autres études, ce qui démontre la difficulté toujours présente de délimiter la forêt boréale. Le climat typique de ces forêts est principalement un climat continental froid avec un été court. La température moyenne est de 0°C et les précipitations se situent entre 400 et 800 mm par an. La composition floristique est plutôt pauvre, avec de larges formations monospécifiques. Les espèces arborées principales sont : l'épinette noire (*Picea mariana*, Miller), l'épinette blanche (*Picea glauca*, Moench), le sapin baumier (*Abies balsamea*, L.), le pin gris (*Pinus banksiana*, Lamb.), le mélèze (*Larix laricina*, K.koch.) pour les conifères ; les feuillus principaux, présents dans les latitudes les plus basses de la zone boréale, sont : le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*, Michaux), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*, Marshall) (Payette, 1993).

En Eurasie, la forêt boréale se trouve en majorité dans les pays scandinaves, où les activités forestières sont d'ailleurs très actives, et en Russie (Fig. 4). Les espèces principales de conifères sont : *Pinus sylvestris*, L. et *Pinus sibirica* L.; *Picea abies* L. et *Picea obovata* L.; *Abies sibirica* Ledeb.; *Larix sibirica* Ledeb. et *Larix gmelinii* Rupr. Les principaux feuillus sont : *Betula sp.*; *Populus tremula* L.; *Populus tremula* L., *Populus balsamea* L. En Suède, en Finlande, et en Norvège, les espèces dominantes sont *Picea abies* et *Pinus sylvestris* puis un peu de *Betula pubescens*. En moyenne de 2007 à 2011 la production était d'environ 180 000 000 m<sup>3</sup> (tous types de produits confondus) pour la forêt suédoise, de 134 000 000 m<sup>3</sup> pour la forêt finlandaise, et de 26 000 000 m<sup>3</sup> pour la forêt norvégienne.

### ***Vers une exploitation forestière durable***

Les activités forestières commerciales, de façon générale, se retrouvent actuellement au centre des questions et des consciences collectives de développement durable. Ceci s'explique notamment par le fait que c'est une ressource importante, fortement exploitée sur le plan mondial, et qui a la capacité de se régénérer dans un temps relativement court, contrairement à d'autres ressources comme les ressources minières ou fossiles.

Par définition, utiliser une ressource naturelle plus rapidement qu'elle ne se régénère n'est pas un modèle fonctionnel et durable. Le Forum des Nations Unies sur les forêts (ECOSOC, 2004) a défini sept critères communs pour considérer un système de gestion forestière comme durable. Ces critères, ont été repris par le (The Montréal Process, 2009) - où les pays scandinaves sont les seuls pays de forêt boréale à ne pas être signataires, car déjà engagés auprès des commissions européennes :

1. Maintien de la diversité biologique
2. Préservation de la capacité de production des écosystèmes forestiers
3. Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers
4. Conservation et maintien des ressources pédologiques et hydriques
5. Maintien de la contribution des forêts aux cycles planétaires du carbone
6. Maintien et accroissement des avantages socioéconomiques à long terme pour répondre aux besoins de la société
7. Cadre juridique, institutionnel et économique pour la conservation et l'aménagement durable des forêts

La communauté scientifique participe à approfondir les connaissances dans le domaine par : les études d'impacts des changements globaux (climat, activités anthropiques, changement d'usage des terres...) sur les écosystèmes passés, actuels, et futurs ; l'amélioration des connaissances sur les processus impliqués ; le développement et la proposition de techniques nouvelles et innovantes, etc. Ainsi, des enjeux plus précis sont établis par ceux-ci comme Grondin et Cimon (2003) le présentent par exemple pour les forêts boréales. Ils présentent des enjeux écologiques notables face aux changements climatiques comme :

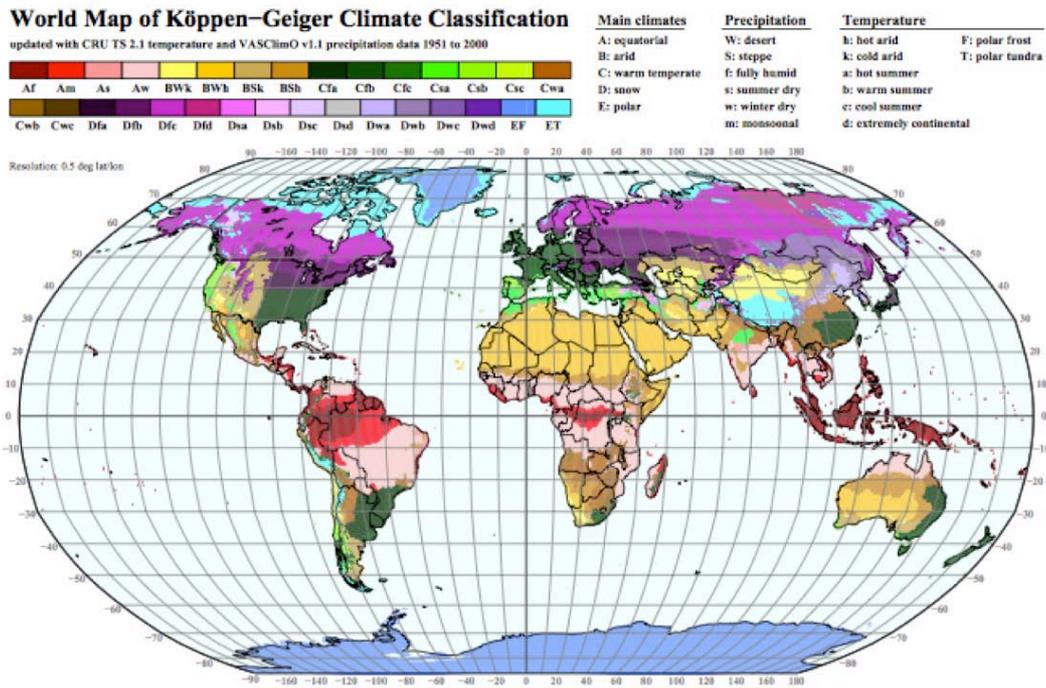
- l'ensapinage et l'enfeuillement des pessières,
- la raréfaction des vieilles forêts,
- l'envahissement en éricacées des parterres de coupe,
- une raréfaction régionale de certaines essences,
- une viabilité des populations fragiles et à risque d'extinction, etc.

	Superficie de la zone boréale (km <sup>2</sup> )	% sur le total de la superficie	Superficie de forêt boréale (mill.ha)	% de la forêt boréale
<b>Canada</b>	5 446 170	56	224.0	41
• Terre-Neuve	385 070	96	10.7	28
• Québec	1 099 710	72	59.4	54
• Ontario	764 210	71	40.0	52
• Manitoba	564 070	89	18.1	32
• Saskatchewan	411 340	63	19.5	47
• Alberta	452 910	69	24.8	55
• Colombie-Britannique	288 900	31	15.6	54
• Yukon	475 370	98	7.9	17
• Territoires du Nord-Ouest	910 080	70	27.3	30
<b>Finlande</b>	293 321	97	19.5	66
<b>Norvège</b>	270 752	84	5.1	1
<b>Suède</b>	306 260	74	18.0	55
<b>Russie</b>	12 484 890	73	673.0	54
• Russie européenne	3 458 800	90	149.8	43
• Sibérie de l'ouest	2 341 450	81	107.9	46
• Sibérie de l'est	5 136 660	71	335.2	65
• Russie de l'est	1 547 980	50	105.9	68
<b>États-Unis d'Amérique</b>				
• Alaska	656 600	41	17.0	26
<b>Total mondial</b>	19 678 000	34	957.0	49

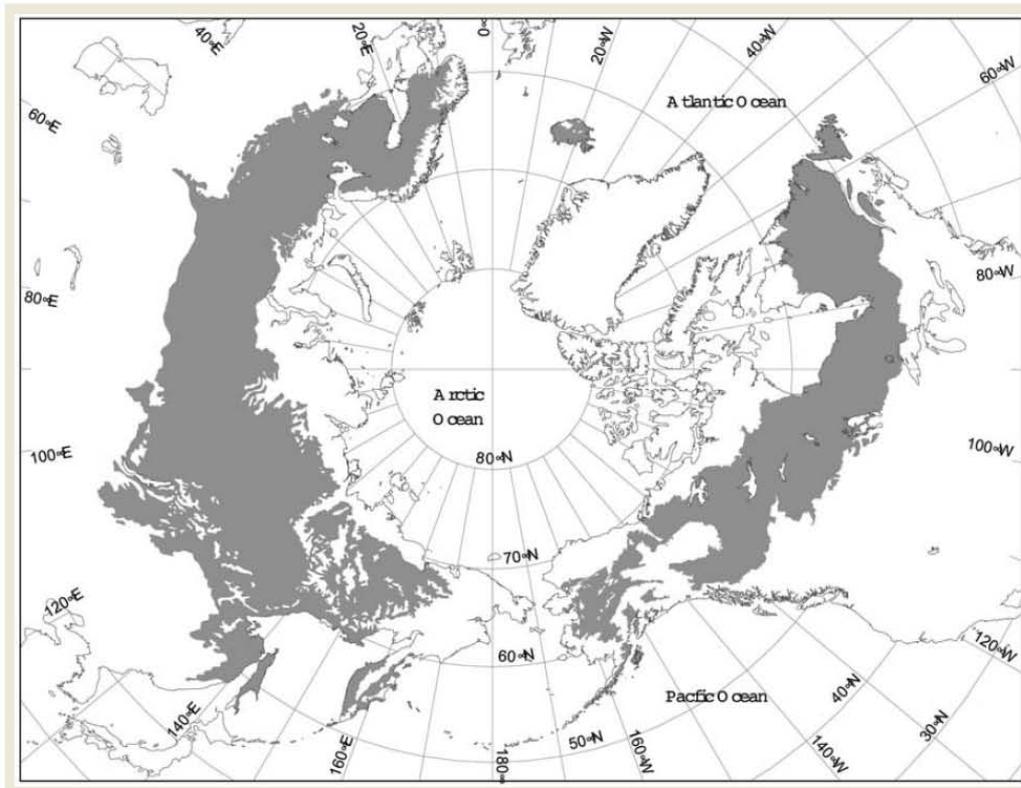
**Tableau 1 : Quelques chiffres clefs de la zone boréale et de la forêt.**

Modifié à partir de (Burton *et al.*, 2010).

Références des données : Canada : Statistics Canada, (Bogdanski, 2008), Natural Resources Canada ; Finlande : (Peltola, 2008) ; Norvège: Statistics of Norway 2007 ; Russie : FAOSTAT (Roshchupkin, 2008) ; Suède : Statistical Yearbook of Forestry 2008 ; État-Unis d'Amérique, Alaska: (Halbrook *et al.*, 2009), (Chapin III *et al.*, 2006).



**Figure 2 : Carte mondiale du système de classification des climats de Wladimir Köppen-Greiger.**  
 Actualisation selon l'étude de (Kottek *et al.*, 2006).



**Figure 3 : Carte de répartition de la forêt boréale dans le monde**  
 En gris foncé : la forêt boréale. (Burton *et al.*, 2010)

# LES FACTEURS ÉCOLOGIQUES POUVANT LIMITER LES EXPLOITATIONS FORESTIÈRES

## *Productivité*

La notion de productivité forestière intègre les effets de l'environnement, incluant le sol, le climat, la composition des espèces, mais l'histoire locale des perturbations comme les feux, les épidémies d'insecte et les maladies, et les activités forestières (Grigal, 2000). Des observations des effets du réchauffement rapportent un changement dans la croissance et la productivité générale des espèces (Hughes, 2000).

## **Croissance des espèces**

### Causes naturelles d'effet sur la croissance

Les conditions de température et de précipitation sont des paramètres qui agissent directement sur les processus physiologiques des plantes comme la photosynthèse, l'évapotranspiration et l'équilibre hydrique général de l'individu, la production de biomasse par la croissance des tiges et des racines (Fritts, 1976 ; Kramer *et al.*, 2000).

La croissance des arbres est une caractéristique qui est fortement étudiée, car elle est facilement mesurable. De plus, la productivité forestière et la croissance suscitent toujours plus l'intérêt des exploitants forestiers, étant directement reliées à la hauteur et au diamètre des arbres qu'ils cherchent à récolter. Par le nombre d'études qui ont été faites et qui sont encore faites dans ce domaine, les différents facteurs responsables des variations de croissance sont relativement bien identifiés et décrits dans la littérature (Schulze *et al.*, 1999 ; Woodward, 1987) : stress hydrique, échelle de température estivale et hivernale, longueur de période de dormance, composition et richesse des éléments nutritifs du sol, effet de la lumière, effet de compétition intraspécifique et interspécifique, etc. Le réchauffement a donc un effet positif général sur la croissance des espèces, mais seulement jusqu'à une certaine limite seuil au-delà de laquelle, l'effet positif escompté n'est plus mesuré du à la saturation en CO<sub>2</sub> (Barber *et al.*, 2000 ; Gamache et Payette, 2004). Par la multitude des facteurs pouvant être mis en cause dans les faibles taux de croissance des arbres, il est parfois complexe de comprendre quel est le facteur principal et dominant sur lequel il est possible de jouer pour améliorer la croissance des peuplements de façon significative.

La relation entre le climat et la phénologie de croissance a été démontrée plusieurs fois et pour plusieurs espèces (Tardif *et al.*, 2001 ; Yoda *et al.*, 2003). En revanche, le climat n'est pas le seul facteur de contrôle de la croissance. Par exemple, Rossi *et al.* (2009) ne présentent pas de différences significatives de croissance pour *Picea mariana* sur les sites mésiques : cette espèce croît lentement quel que soit sa situation géographique, au sud ou au nord. Plusieurs variables d'effet sur la croissance autres que la climat ont été étudiées : sol, feux, etc. Des études récentes en forêt boréale mixte en Alberta et en Saskatchewan ont montré qu'une augmentation de température annuelle favorise la croissance de *Picea glauca* ; mais ce taux de croissance est affecté par la présence compétitive du *Populus tremuloides* (Cortini *et al.*, 2012). Ceci montre que chaque espèce réagit différemment au sein d'une même entité bioclimatique telle que la zone boréale.

Au sein d'une même espèce, des différences de croissance sont également observées sous l'influence des facteurs locaux. Les forêts boréales semblent constituer de vastes territoires relativement homogènes, du moins en apparence, alors que ce n'est pas forcément le cas. Les peuplements qui les forment sont souvent considérés comme équiennes, alors que de récentes études montrent l'effet des perturbations locales qui génère alors des peuplements inéquiennes (Rossi *et al.*, 2009). Les estimations de croissance effective ou potentielle de *Picea mariana* devraient prendre en compte la structure du peuplement ; la croissance de *Picea mariana* étant différente en peuplement mono ou multicohorte (Rossi *et al.*, 2009). La croissance d'*Acer saccharum* (bien que ce soit plus une espèce de forêt tempérée) a été comparée à celle de deux espèces boréales *Abies balsamea* et *Picea mariana*, dans la zone de transition entre les forêts décidues et boréales, en Ontario. La croissance de ce feuillu semble présenter un meilleur potentiel de croissance à l'horizon 2080 face au réchauffement prévu et à l'altération des précipitations, comparativement aux deux espèces résineuses, comme *Picea mariana* qui est susceptible de moins bénéficier de ce changement climatique ou l'*Abies balsamea* qui semble voir son potentiel de croissance diminuer également (Goldblum et Rigg, 2005). Ces différences de croissance semblent annoncer que le changement climatique renforcerait la présence de *Acer saccharum* dans ses zones de répartition nordiques et augmenterait même son expansion (Goldblum et Rigg, 2005). Cependant, la question sur le devenir de cette espèce reste discuté comme l'expose Kellman (2004) en énonçant qu'*Acer saccharum* n'arriverait pas à tirer profit de ce réchauffement et que la migration assisté serait à envisager. En Europe, des études de modélisation ont montré une diminution de la croissance de *Pinus sylvestris* face à une température plus basse et des précipitations moindres

(Magnani *et al.*, 2009).

Les conditions locales sont importantes dans la croissance des arbres. Les arbres utilisent par exemple différemment l'eau selon leur position géographique ; s'ils sont situés en lisière de forêt ou au cœur d'une forêt par exemple (Cienciala *et al.*, 2002). Cette étude a été menée en Suède dans un peuplement monospécifique de *Pinus sylvestris* de 70 ans environ ; les facteurs avancés pour expliquer ceci sont : température au sol et condition de gel, humidité du sol.

Des perturbations naturelles peuvent affecter l'acidité du sol et le cycle des nutriments. Le feu peut avoir un impact sur les réserves en N de la couche supérieure du sol (de la «couverture morte») en occasionnant la volatilisation d'une forte proportion de cet élément contenu dans les horizons organiques (Brais *et al.*, 2000). Cependant, les cendres produites réduisent l'acidité d'une partie supérieure du sol et favorisent ainsi les conditions de fixation du N<sub>2</sub>, ce qui compense la volatilisation.

#### Causes anthropique d'effet sur la croissance

Les types d'interventions forestières ont différents effets sur la croissance des individus. En pessière par exemple, les interventions forestières qui ne remanient pas la couche organique du sol imitent les feux de faible sévérité ce qui ralentie l'activité des arbres présents dans le milieu. Indirectement, cela laisserai une chance aux arbres qui ont une faible régénération ou un faible potentiel de croissance (Fenton *et al.*, 2005).

Dans les pays scandinaves, la fertilisation des forêts est souvent testée et expérimentée. Nilsen et Abrahamsen (2003) présentent des expériences de fertilisation de N, de Mg et de P dans des forêts conifériennes en Norvège. Les peuplements d'âge moyen ont un grand potentiel d'accumulation de l'azote dans la biomasse sur pied. Il a été avancé ici que c'est le Mg qui pourrait être l'élément limitant dans la croissance des arbres face à un apport important de N atmosphérique, et à l'appauvrissement des milieux suite à des activités forestières très intenses, ce qui selon la loi du minimum énoncé par Liebig en 1850, constituerait la barrière à l'augmentation de productivité.

Par ailleurs, les taux d'acidification des sols et des eaux de surface en Europe et dans l'est de l'Amérique du Nord ont augmenté au cours des dernières décennies ; phénomène associé aux dépôts atmosphériques acides (Houle *et al.*, 1997 ; Likens *et al.*, 1996). Bélanger

*et al.* (2002) et Thiffault *et al.* (2007) montrent au Québec une forte acidification des sols depuis la révolution industrielle et que cette acidification se poursuivra dans les sites d'activités forestières intensives.

Outre les composantes chimiques du sol, les composantes physiques comme le compactage du sol peut être un élément limitant la croissance des arbres dans certaines conditions. Ce terme englobe les modifications de la structure engendrées par les compressions, les tractions, et les vibrations exercées par les machineries sur le sol au moment des opérations forestières. Ceci a pour effet, une diminution de la macroporosité au profit de la microporosité ; diminution de l'infiltration et de l'aération (Brais *et al.*, 2009). Cependant le compactage du sol dû au passage des machines n'est pas très important en général ; la teneur en eau du sol semble avoir un rôle beaucoup plus important dans ce processus. En effet, si la teneur en eau du sol se maintient au cours de la saison de croissance des conifères, ceci a un effet tampon sur le compactage et la résistance du sol. (Blouin *et al.*, 2008). Le taux d'humidité du sol joue un rôle important dans sa résistance à la compaction (De Vries, 1983 ; Steinbrenner, 1955). Ce compactage des sols forestiers par les machineries est moindre en hiver (Holman *et al.*, 1978).

## **Régénération**

Le climat, d'ordre général, et ses variations temporelles jouent un rôle majeur dans des processus biologiques liés à l'établissement et au maintien des espèces dans un milieu, par l'intermédiaire de son influence sur la physiologie des organismes. Le climat agit par exemple sur la phénologie des espèces (Kramer *et al.*, 2000 ; Menzel *et al.*, 2006), ainsi que le succès reproducteur (Messaoud *et al.*, 2007 ; Tremblay *et al.*, 2002). Par exemple, il a été montré que les basses températures ont une influence non négligeable sur la performance et la survie des individus à différents stades de leur cycle de vie (Black et Bliss, 1980 ; Sirois, 2000 ; Sirois *et al.*, 1999) ; cette baisse de température risque de diminuer le potentiel d'expansion ou de maintien d'une espèce dans son milieu.

Le climat a aussi une influence sur la reproduction de façon générale, par son impact direct sur la production de graines, les taux de germination et de survie des semences par exemple (Greene *et al.*, 1999 ; Tremblay *et al.*, 2002). Les conditions météorologiques saisonnières (moyennes et extrêmes de température et de précipitation) ont un rôle important pendant la saison de végétation des plantes. Elles ont une influence sur l'ensemble de la

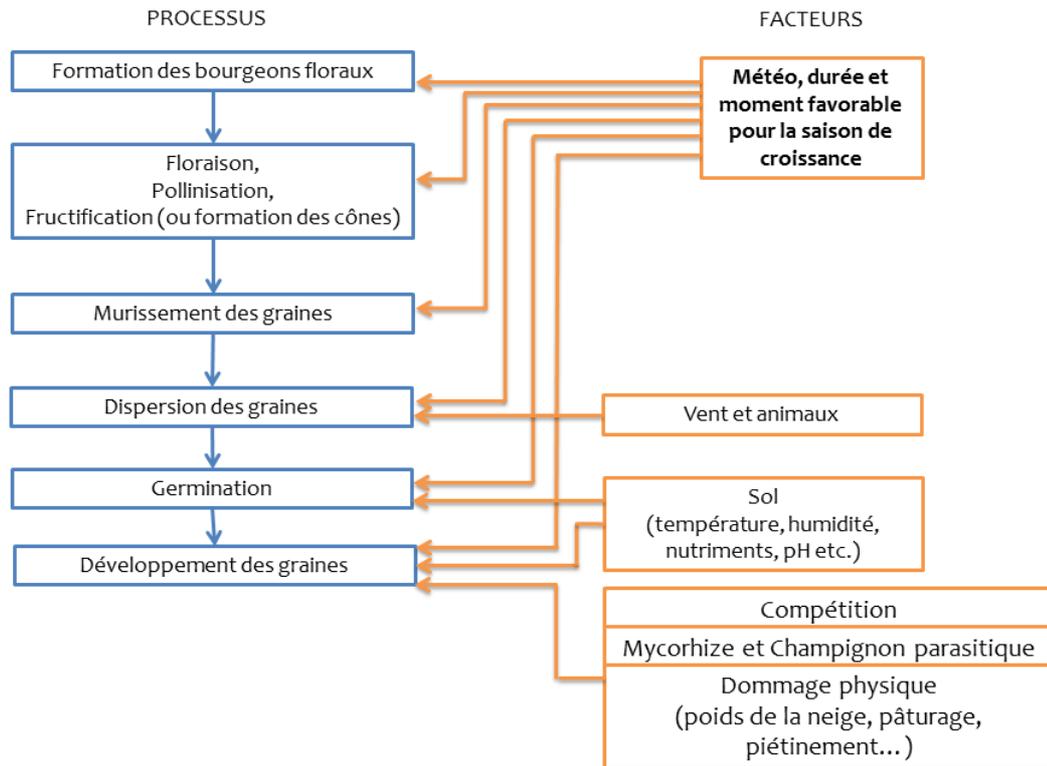
phénologie comme la fructification, la production de graines fertiles, ou encore les capacités de germination et de développement des plantules (Camarero et Gutiérrez, 2004 ; Holtmeier et Broll, 2005) .

Les taux de recrutement et de survie des semis représentent un facteur important dans la capacité d'établissement des espèces. Bien que sensible aux variations climatiques, le taux de mortalité des semis dépend fortement des processus biologiques et écologiques. Initialement la capacité de chaque espèce à produire et à disperser des graines viables est essentielle, ainsi que la disponibilité en sites appropriés à son développement ; sachant que chaque espèce possède un potentiel de germination spécifique (Schupp et Fuentes, 1995). Ces informations ont des conséquences directes sur la densité, la structure et la dynamique des populations, soit sur l'expansion ou la rétraction des aires de répartition des espèces (Caspersen et Sapruff, 2005 ; LePage *et al.*, 2000 ; Simard *et al.*, 2003).

Plusieurs chercheurs se sont penchés sur des cas d'étude spécifique en forêt boréale. MacDonald *et al.* (1998), ont montré un lien étroit entre les variations climatiques passées et le taux de recrutement de *Picea mariana* et *Picea glauca* pour l'écotone arctique dans le centre du Canada : un réchauffement climatique traduit un effet positif sur le succès de recrutement et la densité de population ; un refroidissement ayant respectivement un effet négatif.

Les processus de contrôle et d'impact sur la régénération et l'établissement des graines ont été fortement étudiés pour les écosystèmes en bordure de limite des arbres appelés « treeline » (Holtmeier et Broll, 2005), mais la majorité des processus s'appliquent aussi pour des régions en dessous de cette limite (Fig. 5).

Finalement, les changements climatiques devraient aller en faveur d'une amélioration des températures et donc d'une croissance des arbres. La production de graine devrait également être accrue. Tout ceci devrait permettre un renouvellement et une expansion des populations de façon générale (Payette, 2007). Cependant, le climat a aussi une influence sur les interactions interspécifiques (Suttle *et al.*, 2007) qui s'insèrent dans les processus de compétitions entre les espèces et qui vont jouer indirectement sur les patrons de répartition des espèces.



**Figure 5 : Facteurs environnementaux et processus ayant un contrôle sur la régénération.**

Modifié à partir de l'étude de Holtmeier et Broll (2005)

### *Changement de composition et de structuration des écosystèmes*

#### **Les perturbations**

##### Épidémies d'insectes et autres perturbations

Les épidémies d'insectes constituent une perturbation ayant un rôle important dans la structuration et la composition des écosystèmes de forêt boréale d'Amérique du Nord. Il est très souvent question des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette ou de la livrée des forêts. Bien que parmi les plus ravageuses en Amérique du Nord, ce ne sont que deux espèces parmi un nombre bien plus important. Il est possible de distinguer différentes catégories selon les types d'insectes et leurs effets sur l'écosystème : les insectes défoliateurs, les insectes perceurs de xylème et/ou de phloème, les insectes méristématiques, les suceurs de sève et les galligènes.

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*, Clemens) est un des insectes les plus destructeurs des forêts conifériennes d'Amérique du Nord. Ses principaux hôtes sont *Abies balsamea* (qui, contrairement à ce que son nom indique son préféré), et les épinettes (*Picea glauca*, *Picea rubens*, *Picea mariana*). Son aire de répartition s'étend jusqu'au 51<sup>ème</sup> parallèle. Il est estimé que les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette ont un impact important une fois sur deux et qu'elles surviennent tous les 30 ans (Boulanger et Arseneault, 2004 ; Morin *et al.*, 2007 ; Royama *et al.*, 2005). La maturité des forêts de sapins est généralement obtenue vers 60 ans en moyenne. Un peuplement épargné par une épidémie devient alors très vulnérable lors de la suivante (Baskerville, 1960). Par ailleurs, les impacts d'une épidémie d'insecte ne sont pas homogènes sur un territoire en fonction de la composition de l'écosystème ou de la géographie, comme des îles qui peuvent être plus épargnées (Cappuccino *et al.*, 1998).

Cette section sur les épidémies d'insecte concerne plus le continent américain, que les pays scandinaves ou la Russie, car ces territoires sont plus sujets à de grosses épidémies sur de vastes territoires. Ils sont en général plus documentés et peut-être plus spectaculaires. Mais les forêts boréales d'Europe ne sont pas exemptes de ravageurs non plus. À titre d'exemple, en Finlande, Kilpeläinen *et al.* (2009) ont présenté une interaction mutualiste entre une espèce de fourmis (du groupe *Formica rufa*) et une espèce de pucerons (*Cinara spp.*) ayant un effet négatif sur la croissance individuelle des épinettes noires de Norvège (*Picea abies*, L., Karst.). L'effet ne semble en revanche pas significatif au niveau du peuplement ou de l'écosystème. Les résultats de l'étude menée par Jepsen *et al.* (2008) soutiennent l'idée courante que le réchauffement climatique est l'explication la plus parcimonieuse pour interpréter les expansions des nombreuses espèces d'insectes ravageurs.

De façon générale, les épidémies d'insectes sont à surveiller car la phénologie des espèces indigènes comme celle des espèces invasives pourrait être modifiée par les changements climatiques. Ceci est d'autant plus important que les conséquences d'un insecte ravageur pourraient être sévères si le changement de phénologie de l'insecte se trouve synchronisé avec le changement de phénologie de l'arbre hôte. Ce n'est donc pas simplement l'ampleur du changement, mais la rapidité avec laquelle ce changement survient et sa variation par rapport aux autres éléments de l'environnement qui est à surveiller. Le réchauffement devrait de façon générale augmenter la diversité des insectes dans les hautes latitudes et les hautes altitudes (Dale *et al.*, 2001).

Les insectes, au même titre que les feux peuvent avoir de graves conséquences sur la structuration des écosystèmes boréaux et altitudinaux. Que ces perturbations soient liées ou non, prendre en compte leur interaction est important comme le préconisent plusieurs auteurs (McCullough *et al.*, 1998 ; Volney et Fleming, 2000). L'interaction de ces dernières accroît considérablement le potentiel d'affection des écosystèmes forestiers.

La gamme de perturbations envisageables est grande et variée. Les écosystèmes forestiers peuvent être soumis à divers types d'autres perturbations d'origine biotique ou abiotique tels que : le dépérissement, les maladies, la sécheresse, les événements météorologiques extrêmes comme le vent, le gel ou encore les inondations, les activités anthropiques, etc.

L'Ontario, a par exemple vécu un évènement extrême de dépérissement forestier en 1970. Les précipitations acides dues à l'essor des activités industrielles en seraient une des principales causes. Manion (1991) expose aussi la multitude d'autres facteurs responsables d'un dépérissement tels que celui-là comme, les infestations d'insectes et les maladies comme la pourriture blanche (*Armillaria mellea*, P.Kumm). Le dépérissement est un terme qui signifie l'affaiblissement d'un individu ; sa perte de vitalité finissant par conduire à la mort. Le dépérissement suit le concept de stress multiple. Manion (1991) présente ce concept et les différents degrés d'importance des facteurs influençant un dépérissement, répartis en trois catégories : les facteurs prédisposants, les facteurs incitatifs et les facteurs contributeurs. Il définit ce phénomène comme : « l'interaction ordonnée, mais interchangeable de facteurs abiotiques et biotiques, résultant en une détérioration graduelle et générale et aboutissant souvent à la mort d'arbres. » Le dépérissement d'un individu unique est relativement facile à détecter, avec la perte du feuillage ou l'augmentation de branches mortes par exemple. Mais lorsqu'un dépérissement s'applique à l'ensemble d'un peuplement, cela devient plus compliqué (Laflamme *et al.*, 2009).

Bien que moins spectaculaire, les pertes engendrées par un dépérissement ou une maladie peuvent être très importantes voire aussi importantes que celles attribuées aux invasions d'insectes pouvant atteindre une dizaine de millions de mètres cubes par année (Laflamme, 2005 ; Manion, 1991). Les maladies des arbres de l'Est du Canada sont répertoriées dans un livre de Myren (1994) et regroupées en trois grandes catégories selon la partie de la plante qui est affectée (feuilles, tronc, racines).

## Les feux de forêt

Un feu de forêt est d'abord un phénomène naturel. Bien que des causes anthropiques soient souvent responsables des déclenchements des feux, leurs superficies brûlées sont souvent plus faibles que celles brûlées par des feux naturels. Le comportement d'un incendie est intrinsèquement lié à des facteurs climatiques et météorologiques (la température, le vent, l'humidité relative, les précipitations et la stabilité atmosphérique), à la topographie et au type de sol, et aux combustibles présents. L'ensemble de ses facteurs biotiques et abiotiques constitue l'environnement du feu.

La foudre reste encore aujourd'hui un élément majeur de déclenchement des feux sur la planète et spécialement en zone boréale (Niklasson et Granstrom, 2000) même si les conditions propices au développement d'un feu peuvent être plus difficiles à réunir que dans une région aride.

La topographie est un élément déterminant dans le comportement des incendies par son influence sur la forme, la direction et la vitesse de propagation des feux de forêt (Cyr *et al.*, 2007). De plus, l'exposition des pentes détermine les quantités de chaleur reçues par les combustibles depuis les rayonnements solaires incidents.

Le type de sol a également une influence, principalement par sa porosité qui va plus ou moins retenir l'eau. Le combustible est défini par la végétation en place comme les arbres, mais aussi toute la matière organique vivante ou morte susceptible de brûler (Chabot *et al.*, 2009). Par exemple, une différence de régime de feux s'observe entre les zones entourbées plus au nord de forêt boréale d'Amérique du Nord par exemple et la forêt boréale mixte plus au sud. Les sols entourbés, plus humides supposent une fréquence de feux plus faible, mais la sévérité et l'étendue des incendies sont souvent élevées (Harper *et al.*, 2003) ; alors que les zones de forêt boréale mixte plus au sud impliquent des feux plus fréquents (Bergeron *et al.*, 2004 ; Payette *et al.*, 1989), mais avec des aires brûlées plus petites qu'en forêt coniférienne. Le facteur « présence/absence de tourbière » n'est pas le seul à considérer. La composition des espèces que ces milieux abritent est aussi substantielle. Les grandes étendues de résineux représentent un meilleur combustible que les forêts feuillues. Les territoires maritimes ou du moins suffisamment proches pour en recevoir une influence climatique et météorologique sont également moins affectés par de fortes fréquences de feux ou des feux sévères (Girardin et Wotton, 2009).

Autrement dit, bien que le climat soit le principal facteur qui contrôle les régimes des feux à l'échelle de l'Amérique du Nord, des études montrent l'importance des facteurs locaux (topographie, type de sols, météorologie, caractéristique du combustible, etc.) dans l'occurrence et la propagation des feux, entravant sur de longues périodes les forçages du climat (Ali *et al.*, 2009a ; Gavin *et al.*, 2006 ; Hu *et al.*, 2006 ; Long *et al.*, 2007). De plus, ce n'est pas seulement la présence ou l'absence d'un facteur environnemental particulier qui détermine la réponse des populations aux perturbations. C'est la caractérisation de ce facteur par son intensité, son occurrence, sa sévérité, le moment où il survient qui est importante. Le climat n'est donc pas le seul à avoir une influence sur la répartition des espèces, les perturbations jouent parfois le rôle principal (Asselin *et al.*, 2003 ; Rupp *et al.*, 2000).

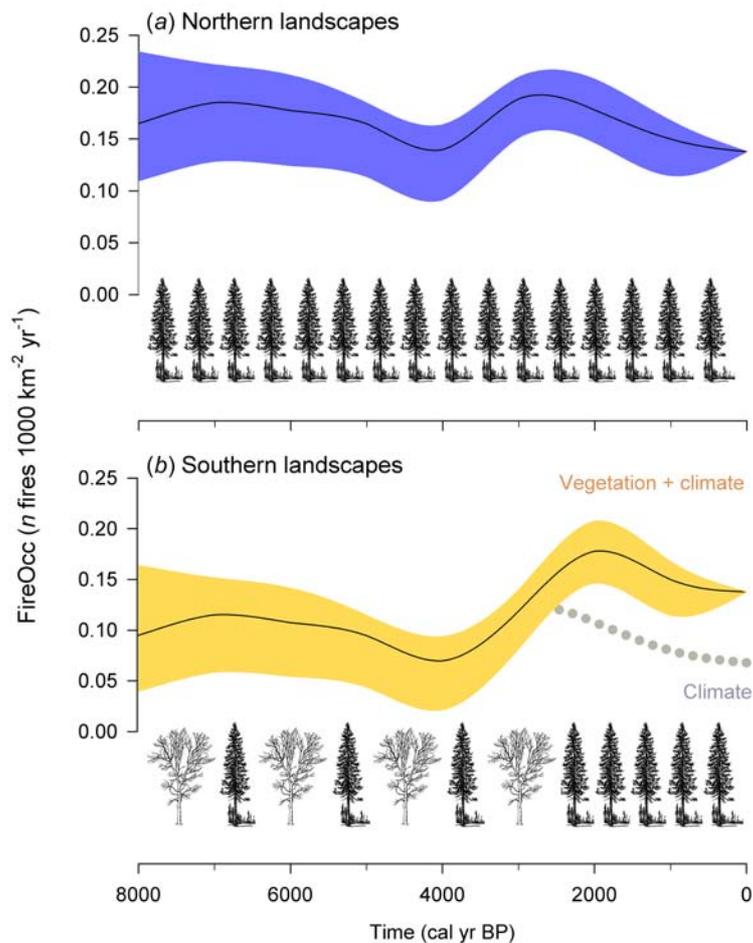
La composition et la structure des communautés forestières sont aussi des éléments déterminant pour la propagation des incendies. Des études présentent une différence de régimes de feux dans le passé selon les régions géographiques : en forêt boréale entièrement résineuse ou en forêt boréale mixte (Girardin *et al.*, *in press*). Cette différence par le passé laisse également supposer des différences pour le futur.

Les changements climatiques ont un effet rapide et direct sur les feux de forêt. La réactivité des incendies, leur déclenchement étant sensible à l'humidité du combustible, qui dépend lui-même des précipitations de l'humidité relative de l'air, de la température et de la force du vent (Clark, 1990).

Des études présentent les régimes naturels des feux sur de longues échelles de temps (fig. 6 et 7) et ceci permet de préciser les prévisions faites pour le futur.

Évaluer les futurs régimes de perturbations des feux est un sujet fortement débattu à l'heure actuelle. De nombreuses études discutent des réponses possibles des régimes d'incendies face aux changements climatiques depuis une quinzaine d'années. La majorité des modèles vont dans le sens d'une augmentation des fréquences de feux dans le futur. Weber et Flannigan (1997) présentent une augmentation des températures locales et régionales (notamment dans les zones de hautes latitudes et pendant la saison hivernale), qui induirait une altération des régimes d'incendies en forêt boréale par une augmentation des surfaces brûlées annuellement. Certaines études prédisent une augmentation générale des feux en milieu boréal d'Amérique du Nord à long terme (Flannigan *et al.*, 2009). Cependant, cette augmentation ne serait pas homogène sur l'ensemble du territoire ; certaines zones pourraient

parfois présenter au contraire une diminution de la fréquence des feux (Bergeron *et al.*, 2006 ; Bergeron *et al.*, 2010 ; Terrier *et al.*, 2013). Des études montrent une diminution des surfaces brûlées dans l'ouest et le centre du Québec (Lefort *et al.*, 2003) depuis une centaine d'années. Ces allongements dans certaines fréquences de feux seraient dus à une diminution des périodes de sécheresse, car bien qu'il soit prévu une augmentation des températures, les précipitations semblent être mieux réparties pendant la saison (Bergeron, 1998).

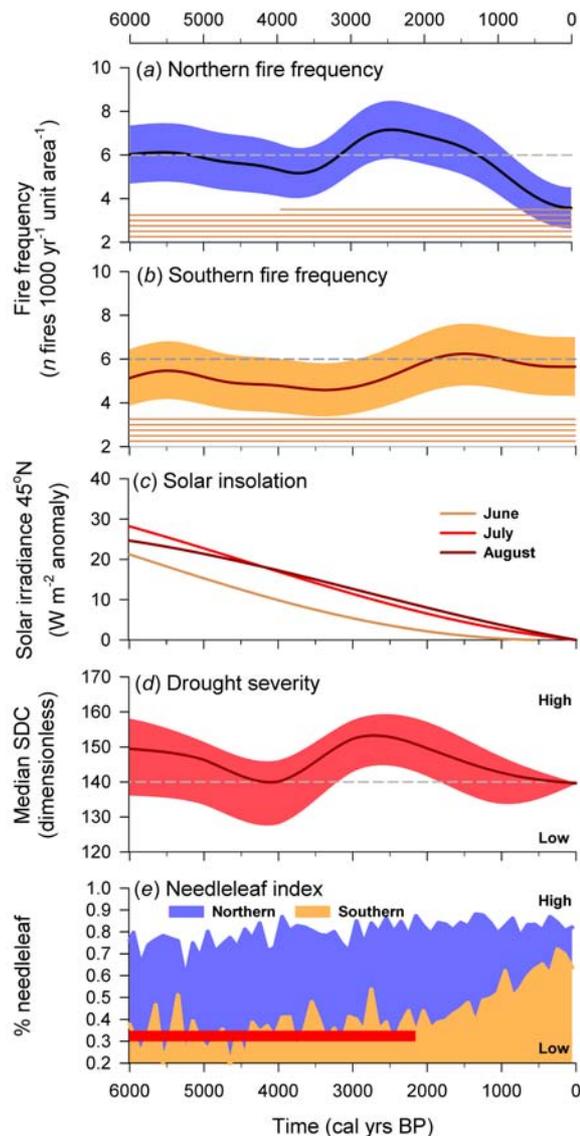


**Figure 6 : Changements projetés dans les occurrences de feux dans des paysages du nord (a) et du sud (b) depuis 6000 à 0 BP (années calibrée « Before Present ») simulé à partir de données climatique de HadCM GCM et des données de changement de la végétation issues d'analyses polliniques.**

L'enveloppe représente l'intervalle de confiance à 90 %. Dans (a), une composition végétale résineuse fixe domine toute la période. Dans (b), la végétation est arrangée (vegetation+climat) avec un changement de la forêt mixte vers une forêt résineuse. Le scénario statut quo sans changement de la végétation est aussi montré dans (b). Par définition, la période de 0 cal yrs BP est équivalente à la période pré-industrielle ( $\approx 1950$ ). (Girardin *et al.*, *in press*).

L'effet des variations climatiques n'a pas seulement été étudié sur de grandes échelles de temps. Il a été montré des variations climatiques saisonnières qui vont affecter différemment les zones brûlées annuellement (Girardin *et al.*, 2009 ; Le Goff *et al.*, 2008). Les fluctuations de ces variations de perturbations entrent directement en compte dans la part incertaine de perte de possibilité forestière. La possibilité forestière correspond à un volume maximal annuel de récolte du bois dont le calcul dépend de la capacité productive du milieu et le cadre législatif de gestion forestière (Raulier *et al.*, 2009). Ce risque accru de perte de possibilité forestière doit donc être pris en compte dans les planifications à développer (Raulier *et al.*, 2013).

Outre la perte intrinsèque de biomasse forestière, il est aussi question de remplacement d'essences forestières en l'absence de gestion des perturbations comme le présente la figure 7. Les études sur les états post-incendies des forêts boréales ont été entreprises depuis plus d'une quinzaine d'années. Landhausser et Wein (1993) montrent une diminution des espèces résineuses *Picea mariana* et *Picea glauca* en zone boréale d'Amérique du Nord, et leur remplacement par *Populus balsamea* et *Betula papyrifera* avec ainsi, une extension des feuillus vers les zones de toundra. Un incendie inhabituel entraîne un passage d'un domaine de stabilité vers un autre avec des changements abrupts du couvert forestier (Jasinski et Payette, 2005). Dans cette situation, il est important de noter que la perte de résilience d'un peuplement particulier n'entraîne pas forcément une perte de résilience dans une unité spatiale supérieure comme à l'échelle du paysage, comme le présente l'étude de Johnstone *et al.* (2010).



**Figure 7 : Fluctuation passée des feux de forêt à la transition forêt boréale coniférienne dense et forêt boréale mixte de l’est du Canada, et leur facteurs de contrôle.**

(a et b) fréquence de feux des régions du nord et sud respectivement. Enveloppe : intervalle de confiance type bootstrap de 90%. Barres horizontales : période couverte par les données d’incendies pour chaque lac échantillonné. (c) Insolation de juin à août mesuré à 45°N. (d) SDC (Seasonal Drought Code), médiane du code des sécheresse saisonnière ; sévérité calculée à partir des sorties climatiques du modèle climatique (HadCM3) avec un intervalle de confiance de 90%. Une valeur élevée indique un danger de feux saisonnier élevé. (e) Indice de conifère, déduit des proportions moyennes par rapport aux comptages de pollens totaux de *Picea mariana* et *Pinus banksiana*. Un pourcentage élevé indique une dominance de conifère sur les feuillus. La ligne rouge horizontale indique une différence significative ( $p < 0.05$ ). (Girardin *et al.*, *in press*)

## Les migrations des espèces

Un des effets des changements climatiques attendus et entendus par la communauté scientifique est le changement de la répartition des espèces (Malcolm *et al.*, 2002). Thuiller *et al.* (2005a) suggèrent également que la forêt boréale connaîtra une hausse nette de biodiversité et donc une augmentation de la compétition interspécifique. La vitesse et l'ampleur des changements quant à la saison de croissance, le cycle hydrologique, la fréquence des feux et des épidémies d'insectes et des pathogènes, la viabilité des espèces dans leur contexte géographique actuel et la productivité forestières sont au cœur de la discussion sur les impacts des changements climatiques (Chapin III *et al.*, 2004a ; Chapin III *et al.*, 2004b).

Dans un contexte de variation de l'environnement et d'impact sur la diversité et la composition des espèces, trois trajectoires écologiques des populations sont envisageables (Aitken *et al.*, 2008 ; Jackson et Overpeck, 2000): le maintien *in situ*, la migration avec ou sans extinction locale, ou l'extinction de toutes les populations de l'espèce. Le maintien *in situ* des populations traduit une plasticité génétique et phénotypique des individus et des espèces. Ces caractéristiques rendent les espèces résilientes aux changements environnementaux qu'elles rencontrent (Thompson *et al.*, 2009). La migration concerne en premier lieu les espèces ayant des traits permettant une dispersion rapide. C'est un phénomène qui a souvent été mis en évidence comme étant une trajectoire de réponse fréquente, si ce n'est la réponse principale. Des alternances d'expansion et de rétraction de l'aire de répartition des espèces ont ainsi été rapportées et mises en relation avec les alternances des périodes glaciaires et interglaciaires (Payette, 1993 ; Payette, 2007).

Le climat influence directement la répartition des espèces et joue la compétition interspécifique (Aitken *et al.*, 2008). Pour s'adapter à ces changements, la diversité génétique des populations constitue leur potentiel de résilience : plus la diversité génétique est grande, plus la probabilité d'avoir des génotypes adaptés aux conditions extrêmes ou difficiles est grande (Bradshaw, 1991 ; Chapin III *et al.*, 1992). Or la diversité génétique des populations dépend de plusieurs facteurs comme la taille et la connectivité d'une population avec les autres ou encore, de l'âge de la population, de sa diversité phénotypique et génotypique, ou de la diversité régionale (Fig. 8) (Hampe et Petit, 2005). La reproduction sexuée est le processus de dispersion des génotypes. Il permet une migration des espèces par la sélection des semences adaptée de génération en génération. Les flux de gènes passent par la pollinisation.

Ainsi des populations nordiques, moins adaptées peuvent recevoir des gènes des populations du sud, plus adaptées à des climats plus chauds (Davis et Shaw, 2001).

La diversité génétique n'est pas homogène sur l'ensemble de l'aire de répartition d'une espèce : les populations centrales, situées dans la partie continue de l'aire géographique de répartition d'une espèce sont censées présenter une diversité génétique plus grande que des populations situées en zone périphérique discontinue ou isolée (Davis et Shaw, 2001). L'appauvrissement en diversité génétique des populations périphériques peut être le résultat de la dérive génétique, de l'absence de migration, d'un effet fondateur ou d'un goulot d'étranglement selon que la population est naissante ou la relique d'un peuplement plus important (Aitken *et al.*, 2008 ; Mosseler *et al.*, 2004 ). Ainsi, les individus de ces populations sont généralement considérés comme plus vulnérables aux variations brutales des conditions environnementales telles que l'augmentation des températures (Caccianiga et Payette, 2006 ; Lloyd et Fastie, 2003). Envisager une extinction locale de ces populations n'est donc pas exclue. Cependant, la thèse de l'appauvrissement génétique vers le Nord (ou les périphéries plus généralement) ne semble pas être une constante comme le soutiennent Gamache *et al.* (2003) pour *Picea mariana*. D'autres études présentent également des exemples de petites populations spatialement isolées qui se sont maintenues sur plusieurs millénaires (Simberloff et Stiling, 1998 ; Willis *et al.*, 2007).

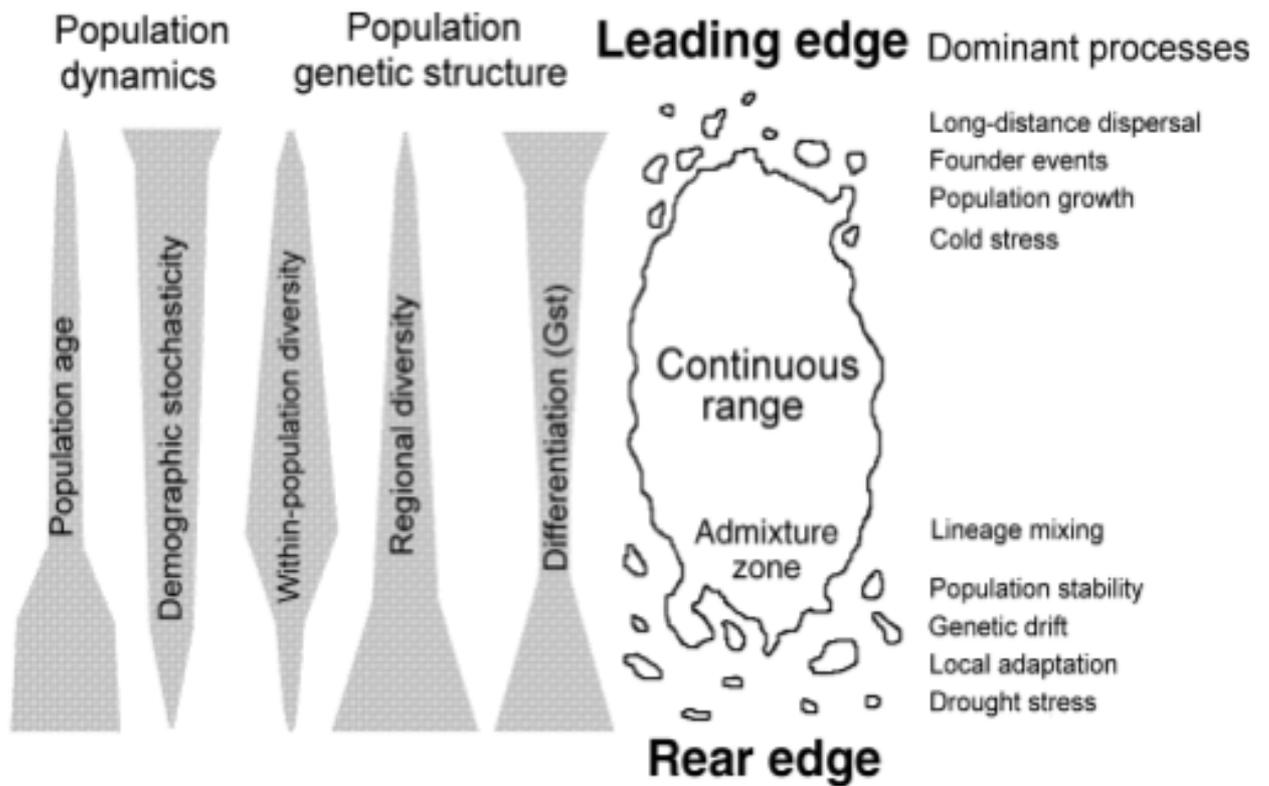
Des modèles prédisent pour l'Europe du Nord, des changements radicaux dans la répartition des espèces face aux changements climatiques (Sykes et Prentice, 1995). Les transitions et les changements des massifs forestiers boréaux ne semblent pas linéaires (Scheffer *et al.*, 2012), ce qui complique forcément la tâche pour la prévention de ces évènements.

Certains modèles avancent une influence du réchauffement sur la répartition générale des espèces végétales (McKenney *et al.*, 2007 ; Overpeck *et al.*, 1991 ). Plusieurs études présentent des observations de ces changements d'aires de répartition dans les régions nordiques : au Yukon et en Sibérie (Soja *et al.*, 2007). Une remontée altitudinale de *Picea glauca* est documentée en Alaska par Lloyd et Fastie (2003). En Scandinavie, Kullman (2002) fait le même constat général d'une remontée altitudinale des espèces. Des modèles planétaires projettent que la forêt tempérée va monter vers le nord, remplaçant progressivement la forêt boréale, qui à son tour montera et prendra la place de la toundra (O'Ishi et Abe-Ouchi, 2009 ; O'Ishi *et al.*, 2009). Depuis 20 ans, les chiffres sur les prédictions de la montée des espèces

évoluent : Overpeck *et al.* (1991) prédisent une montée des espèces d'environ 100 km. Au niveau planétaire, Parmesan et Yohe (2003) parlent par exemple d'une remontée moyenne de la limite nord de répartition générale des espèces de 6,1 km par décennie depuis 1950. McKenney *et al.* (2007) prédisent pour l'Amérique du Nord un déplacement vers le nord entre 330 et 700 km selon différents scénarios de dispersion d'ici 2100, pour la plupart des espèces en place : *Pinus strobus* L., *Abies balsamea* L., *Thuja occidentalis* L., *Pinus resinosa* Ait., *Betula papyrifera* Marsh., et *Populus tremuloides* Michx. (Iverson et Prasad, 1998 ; Jacobson Jr et Dieffenbacher-Krall, 1995 ; Overpeck *et al.*, 1991).

Outre le climat, les perturbations anthropiques également, comme les activités forestières (coupes, préparations de terrain, plantation, entretiens etc.), peuvent participer de façon active à la migration des espèces.

Si on considère, la limite des arbres spécifiquement (Payette et Lavoie, 1994), sa position la plus septentrionale a été atteinte au début de l'Holocène pour la partie ouest de l'Amérique du Nord et pour l'Eurasie. La situation est différente pour l'est de l'Amérique du Nord, où il a fallu attendre presque 5000 ans de plus pour observer sa position la plus septentrionale. En revanche, si la limite des arbres n'a pas été modifiée sur l'ensemble de l'hémisphère nord depuis environ 3500 ans BP (Payette et Lavoie, 1994), la densité forestière située au sud de cette limite fluctue au cours du temps (Payette *et al.*, 2001).



**Figure 8 : Caractéristiques des populations et processus et facteurs pertinents selon leur position dans l'aire de répartition.**

La largeur des barres grises sur la gauche indique la quantité d'éléments à la position correspondante. Issus de (Hampe et Petit, 2005).

## OÙ EN SOMMES-NOUS ? QUELLES PROJECTIONS POUR LE FUTUR ?

### *Quelles étaient les situations passées ?*

Pour avoir une idée de quelle sera la situation des écosystèmes dans le futur, il faut pouvoir prendre du recul sur les observations qui sont faites. Reconstituer le passé et l'historique à différentes échelles spatiales (locale, régionale, continentale), et temporelles (de la dernière décennie jusqu'aux derniers millénaires), nous permet de préciser les prévisions pour le futur et d'apporter un support de validation des modèles élaborés.

Les études paléoécologiques montrent des changements dans la répartition générale des espèces dues aux changements climatiques (Davis et Shaw, 2001). La composition locale des forêts a également déjà été modifiée par les changements climatiques (Blarquez et Carcaillet, 2010).

Le début de la période Néoglaciale a suivi l'optimum climatique au milieu de l'Holocène, vers 4000 ans BP (Gajewski, 1988). Il est caractérisé à l'échelle de l'Amérique du Nord par un changement climatique majeur (Kerwin *et al.*, 2004 ; Viau et Gajewski, 2009 ; Viau *et al.*, 2006), avec l'établissement de conditions plus froides en comparaison avec l'Holocène moyen. Les reconstitutions de la végétation postglaciale en Amérique du Nord et en Europe montrent ainsi une expansion maximale de plusieurs espèces forestières au milieu de l'Holocène suivie par une contraction des aires de répartition associée au refroidissement du climat ; c'est le cas par exemple de *Pinus strobus* (Terasmae et Anderson, 1970).

La relation climat-feu change en fonction de la latitude : dans les régions sud des forêts boréales de l'ouest du Québec comme en Abitibi, les conditions sont plutôt froid-sec/chaud-humide ; alors que la région de la Baie James, les conditions sont plutôt froid-humide/chaud-sec ; et encore plus au nord, dans la tundra forestière, on retrouve des conditions semblables à celles de l'Abitibi. L'établissement des conditions climatiques plus froides et plus humides, dans la région de la ceinture d'argile, coïncide également avec un changement temporel de régime de feu. Une longue période de hautes fréquences de feu 4000-3000 ans avant l'actuel est constatée en forêt coniférienne et aurait abouti à une baisse de la densité des espèces (Ali *et al.*, 2008 ; Asselin et Payette, 2005). Plusieurs populations marginales seraient ainsi une forme rémanente d'un refroidissement du climat : *Pinus rigida* au Québec et en Ontario (Meilleur *et al.*, 1997 ; Mosseler *et al.*, 2004), et *Abies balsamea* (de Lafontaine et Payette, 2011), *Pinus resinosa* (Bergeron et Brisson, 1990), *Picea obovata*

(Lavrinenko et Lavrinenko, 1999), *Picea glauca* (de Lafontaine *et al.*, 2010), *Picea mariana* (Payette *et al.*, 2001) pour la zone boréale.

Les travaux menés au Québec sur les paléoincendies mettent en évidence des variations du régime des feux au cours de l'Holocène, en réponse aux variations climatiques (Ali *et al.*, 2009a ; Ali *et al.*, 2009b ; Carcaillet *et al.*, 2001 ; Carcaillet et Richard, 2000 ; Hely *et al.*, 2010). Les résultats diffèrent selon le type de forêt boréale mixte ou résineuse comme nous l'avons vu précédemment (Girardin *et al.*, *in press*).

Des variations significatives ont été observées par le passé pour les régimes de perturbations ainsi que pour les aires de répartition des espèces, avec des cas d'extinction locale. Il apparaît alors plausible que les modèles construits par les chercheurs avancent un changement notable de la composition végétale pour le futur.

### ***Quelles seront les situations futures ?***

Selon de nombreuses études, il est envisageable de s'attendre à une montée des espèces en altitude et latitude, pour le futur, induit par le réchauffement du climat (Malcolm *et al.*, 2002 ; Thuiller *et al.*, 2005b). Les changements actuels se produisent plus vite que selon les normales passées (IPCC, 2007), ce qui pourrait contrecarrer le potentiel d'adaptation de nombreuses espèces à ces nouveaux régimes de conditions environnementales et de perturbation. La communauté scientifique s'accorde sur le fait que la sensibilité de la forêt au changement climatique diffère selon les régions (Blennow *et al.*, 2012). Certaines de ces espèces risquent donc d'être vouées à l'extinction, du moins localement (Davis et Shaw, 2001 ; Parmesan, 2006 ; Weber et Flannigan, 1997). Chaque espèce possédera sa propre réponse à ces changements selon ses caractéristiques qui lui sont propres comme sa diversité génétique et sa plasticité adaptative. La variabilité génétique (Davis et Shaw, 2001), le potentiel d'expansion et de colonisation de nouveaux habitats (Morin *et al.*, 2008), les seuils de tolérances des conditions climatiques et écologiques (Gworek *et al.*, 2007), leur capacité d'adaptation et leur histoire (Caccianiga et Payette, 2006 ; Payette *et al.*, 2001) font partie des critères à prendre en compte pour obtenir une réponse spécifique la plus précise possible.

Si on se fie uniquement à des processus climatiques, de nombreux modèles annoncent que le réchauffement climatique prévu devrait induire une montée de l'aire de

répartition des espèces vers le nord (Parmesan et Yohe, 2003). Les forêts fermées devraient également progresser avec le réchauffement climatique. Cette fermeture du milieu risque de ne pas être maintenue si la fréquence des perturbations est trop élevée (Girard *et al.*, 2009) ou si les écosystèmes subissent des perturbations en rafales (Jasinski et Payette, 2005).

Cependant, la pessière à mousses, qui est un élément majeur des forêts boréales commerciales, semble être le résultat d'un équilibre fragile. La transformation de cette dernière en pessière à lichens, plus ouverte, serait due à une déficience de régénération naturelle de la forêt suite à l'occurrence de plusieurs perturbations en rafales, que ce soit des feux, des épidémies d'insectes, des coupes forestières, ou autres (Payette *et al.*, 2000). La variation des perturbations d'incendies est une composante qui risque donc de faire diminuer la régénération des forêts fermées (Girard *et al.*, 2009). Mais l'ensemble de ces idées suppose une régénération et une succession naturelle des milieux, sans qu'il n'y ait aucune gestion de faite sur les écosystèmes. Or de nombreux territoires exploités sont gérés et entretenus pour obtenir le produit final souhaité. Des différences notables de dynamiques pourraient s'observer entre les territoires exploités et ceux à l'abri des activités humaines.

Autrement dit, des zones d'ombre restent encore à éclaircir, mais, quel que soit le scénario effectif, le feu étant une des perturbations majeures qui caractérise les forêts boréales d'Amérique du Nord, l'impact à long terme du changement climatique sur la diversité et la composition de ces écosystèmes apparaît inévitable.

Que des changements aient lieu n'est pas problématique en soi, car le changement et l'évolution sont des phénomènes naturels. Les écosystèmes naturels actuels sont le fruit d'une histoire évolutive qui a dû s'adapter à diverses perturbations et changements de conditions environnementales. Ces derniers définissent une gamme de conditions et de variation caractéristiques et propres à chaque type d'écosystèmes. L'ensemble de ces conditions constituerait la référence pour connaître la part de variation que ces types d'écosystèmes peuvent supporter. Se baser sur cette gamme de variabilité pour évaluer les impacts actuels et futurs de nos activités permettrait de maintenir une intégrité écologique.

La question qui se pose finalement, c'est si les écosystèmes (et les activités anthropiques qui en font partie) vont pouvoir s'adapter à ces changements. Le maintien des écosystèmes dans le temps et l'espace est un équilibre instable qui se caractérise notamment

par leur gamme de variabilité « naturelle acceptable ». Les changements brutaux et rapides qui se profilent pour le futur risquent de faire sortir les écosystèmes de leur gamme de variabilité naturelle. Savoir où nous nous trouvons actuellement dans cette fourchette de variabilité naturellement acceptable permettrait aux différents acteurs du changement (chercheurs, politiques, professionnels) de préciser leurs positions et leurs actions pour le futur. Deux scénarios sont ainsi envisageables :

- Soit les conditions actuelles sont encore facilement dans une variabilité naturelle et les tendances ne semblent pas nous faire sortir de celle-ci pour le futur à moyen terme. Dans cette situation, les activités forestières devraient pouvoir se maintenir, voire se développer si celles-ci évoluent vers une optimisation d'utilisation des ressources et une réduction toujours plus poussée des impacts sur l'environnement.
- Soit la situation actuelle nous place en dehors de la variabilité naturelle des écosystèmes (ou bien elle est sur le point de l'être). Dans ce cas de figure, maintenir et développer des activités forestières comporte un risque considérable d'altération définitif des écosystèmes tels qu'ils se sont aujourd'hui où qu'ils l'ont été par le passé. Il apparaît alors urgent de repenser nos modes de gestions et de pratiques forestières, et de limiter ou d'interdire totalement les activités sur certains territoires si ces dernières ont un impact négatif sur le fonctionnement général de l'écosystème.

La plupart des études scientifiques récentes portent à croire que, de façon générale, nous sommes déjà sortis de la zone de variabilité naturelle des écosystèmes boréaux, ou du moins que nous sommes sur le point de l'être (Bergeron *et al.*, 2010 ; Girardin *et al.*, 2013). Les quantités élevées et croissantes d'études et de documents relatifs à la perte en biodiversité, en habitats à haute valeur de conservations, et à l'augmentation d'espèces invasives semblent en être les meilleures illustrations (Landres *et al.*, 1999 ; Thuiller *et al.*, 2011 ; Thuiller *et al.*, 2005b). Dans ce contexte, souvent alarmant, les activités forestières doivent s'adapter et tendre vers une intégrité écologique des écosystèmes (Millar *et al.*, 2007).

## LES ACTIONS ENVISAGEABLES ET UNE MISE EN CONTEXTE

Les augmentations actuelles de températures pour le nord du Canada et de l'Amérique du Nord plus généralement semblent dépasser la variabilité naturelle climatique de ces régions à une échelle millénaire (Viau et Gajewski, 2009).

### *Amélioration et développement des gestions forestières*

Les pratiques forestières évoluent. Dans l'ouest de l'Amérique du Nord, la question de la conservation des forêts due au constat de perte biodiversité et aux pressions sociales de plus en plus importantes a poussé la recherche à développer des systèmes d'aménagement qui tiennent compte de ces valeurs dans les années 1990. Quelques années plus tard, dans l'est et au Québec notamment, l'Erreur boréale fait office de prise de conscience collective et soulève des questionnements sur les principes d'aménagement et de gestion conventionnels. La commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, la Commission Coulombe, (2004) répond à ces controverses recommandant de placer l'aménagement écosystémique au cœur des pratiques. La compréhension de la complexité des relations entre la multitude des composantes biotiques et abiotiques reste encore fragmentaire. Dans ce contexte l'aménagement forestier nécessiterait d'altérer le moins possibles quelque fonction ou composante de l'écosystème. L'objectif étant de maintenir la résilience et l'intégrité des écosystèmes face aux changements environnementaux. L'aménagement écosystémique soutient que les organismes en présence sont adaptés au régime dans lequel ils ont évolué. Les régimes de perturbation naturelle étant le principal moteur de la dynamique forestière boréale, l'aménagement écosystémique veut imiter au mieux ces dynamiques naturelles pour les pratiques anthropiques (Gauthier *et al.*, 2008 ; Raulier *et al.*, 2009).

Entre 1993 et 1995, le Conseil Canadien des Ministres des Forêts a évalué des pertes entre 142 et 275 millions de dollars liées aux zones forestières brûlées. Face à ce contexte, plusieurs options ont déjà été proposées. Améliorer, et développer les systèmes de récupération des bois brûlés incite aussi les industriels à ne pas s'alarmer devant les risques d'incendies. Cependant, la récupération doit être fait intelligemment et avec parcimonie car les territoires brûlés font partie de la mosaïque naturelle des écosystèmes, tout comme l'importance du bois mort de façon plus générale. Inclure les risques et les incertitudes dans les planifications de gestion forestière fait également partie des solutions (Kneeshaw et Bergeron, 1999 ; Messier et Nikinmaa, 2000 ; Raulier *et al.*, 2013). Les types de combustibles

étant chacun plus ou moins vulnérables au feu, c'est un facteur sur lequel il est possible de jouer pour avoir un certain contrôle. Par exemple, les brûlages dirigés sont pratiqués en Colombie-Britannique depuis les grands incendies survenus en 2003 (Chabot *et al.*, 2009). Il est possible de jouer sur la composition forestière d'un peuplement ou sur le type de couverture forestière (les combustibles aériens brûlant différemment des combustibles de surface ou encore des combustibles de profondeur).

### *Composer avec des limites territoriales*

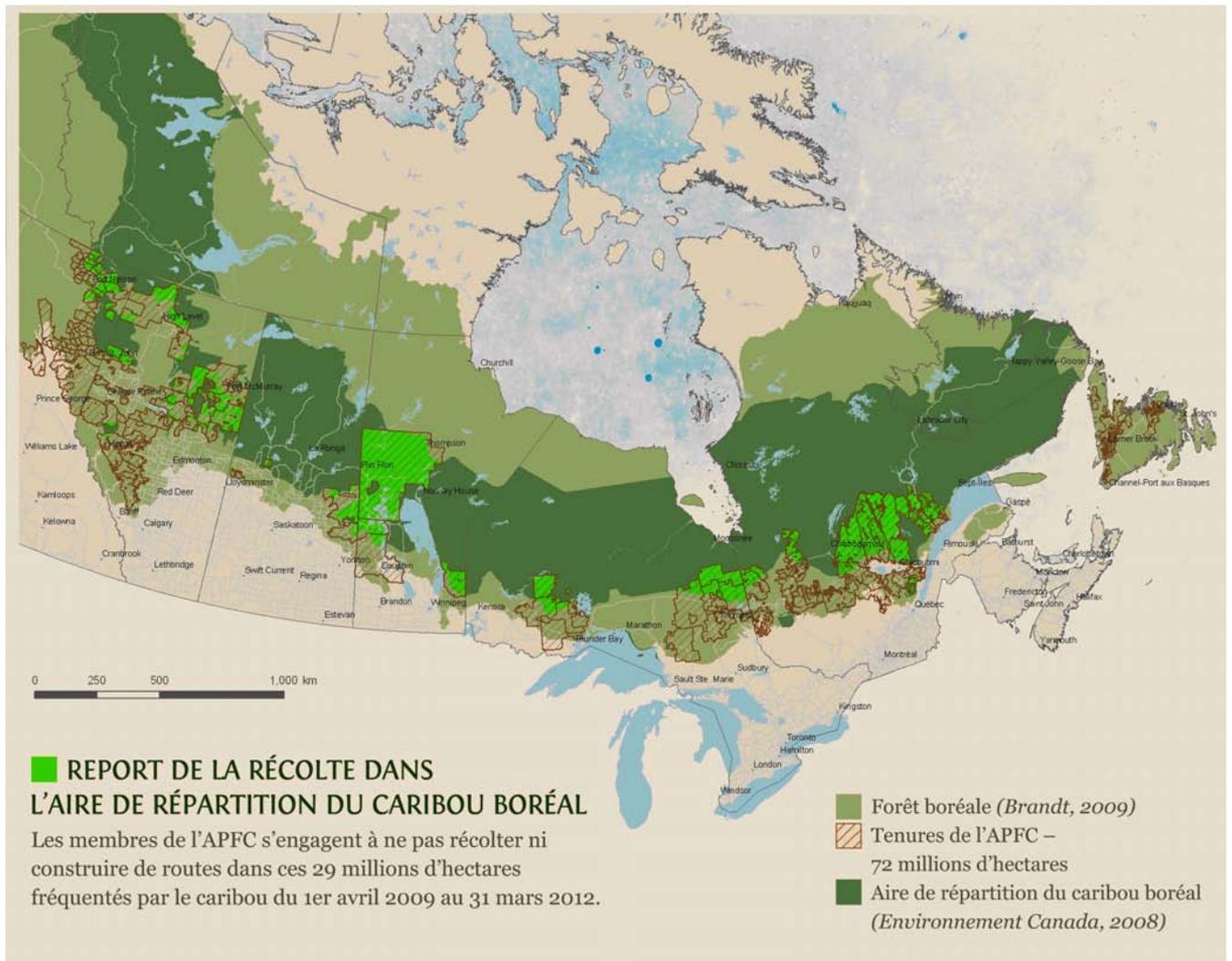
Il existe dans certaines régions, des limites ou frontières d'exploitation défini par certains pays (ou provinces) eux-mêmes (elles-mêmes). L'Ontario et le Québec possèdent par exemple une limite nordique d'exploitation des forêts définie par leur Ministère des Ressources Naturelles, au-delà de laquelle il est interdit toute récolte commerciale. Il existe cependant des exceptions comme le prévoit la Loi sur le Grand Nord en Ontario par exemple qui permet une coupe au-delà de la limite sous réserve d'un accord et d'une planification faites avec les populations autochtones concernées. La limite nordique au Québec suit actuellement un tracé délimité en 2002. Elle est basée sur un rapport d'un groupe d'expert se questionnant sur la capacité de soutien d'un aménagement forestier durable pour ces forêts boréales (Ministère des Ressources naturelles). Cette limite veut avoir été définie pour des raisons écologiques, avec la volonté de préserver une certaine portion du territoire. Cette limite est actuellement en réévaluation au Québec. Les paramètres d'analyse utilisés sont des critères biophysiques directement lié à l'aménagement forestier durable, comme le milieu physique (les types de sols et de dépôt de surface), les régimes de perturbations naturelles comme les feux, la productivité forestière (la quantité et la structure d'âge des peuplements), la biodiversité du milieu (notamment l'intérêt des vieilles forêts). Ces paramètres biologiques et environnementaux, hétérogènes spatialement, expliquent pourquoi cette limite nordique n'est pas une ligne droite tracée à travers le territoire. La situation plus au sud de la limite dans le centre et l'ouest du Québec s'explique principalement par des régimes de feux plus fréquents dans ces régions. L'addition des perturbations anthropiques telles que les coupes forestières aux régimes de perturbations naturels risque d'altérer gravement la résilience et la régénération de ces écosystèmes, ainsi que d'altérer la viabilité des vieilles forêts, très vulnérables face à de fortes fréquences de feux. L'exemple de la limite nordique du Québec illustre très bien la diversité des facteurs qui rentrent en jeu dans le contrôle et la structuration des forêts boréales, et dessinent des différences de réponse selon les régions. Par ailleurs, cette limite a pu, en quelque sorte, bénéficier de la jeunesse des activités forestières en Amérique

du Nord. Ceci permet une protection des stocks forestiers et des écosystèmes avant leurs épuisements comme ce fut le cas dans certaines régions d'Europe ou de Scandinavie du à l'intensité de leurs activités forestières.

De telle limite d'exploitation n'existent pas dans les pays scandinaves. Leur limite nordique d'exploitation correspond quasiment à la limite nordique des arbres ou du moins aux territoires où la densité forestière leur permet des activités rentables. L'ensemble du territoire peut être exploité mis à part quelques territoires protégés pour des aspects de conservation comme c'est le cas de certains territoires alpins en Suède. Au final, ce qui peut être exploité, est exploité de façon plus proactive, avec plus de reboisement des sites qui sont effectués par après. Leurs superficies d'exploitation, beaucoup plus restreintes, les ont contraint à développer ces modes de fonctionnement depuis de très nombreuses années, à la différence des vastes étendues comme c'est le cas au Canada.

Les territoires d'Amérique présentent aussi des zones de restriction pour la conservation des espèces et de leur habitat. La question de préservation du caribou forestier notamment est très importante actuellement du fait de la fragilité de cette espèce en péril. Pour tenter de le protéger, il existe donc des territoires de restriction d'activité forestière. Ces conventions n'ont pas été développées par les gouvernements mais par des organismes de conservation qui se sont directement entendu avec les entreprises forestières (Fig. 9).

Outre l'intérêt de conservation et de protection des forêts, les régions nordiques sont souvent éloignées. Les opérations de transport sont une part importante des opérations forestières totales, notamment elle représente une part relativement importante du coût total de la matière. Il est estimé généralement que le coût de transport des produits forestiers bruts depuis la forêt jusqu'à l'usine de transformation peut représenter plus de 30 % du coût de la matière première (Lebel *et al.*, 2009). Quel que soit le prix sur le cours du marché, une distance limite maximale entre le point de récolte et le point d'acheminement de la matière est atteinte, au-delà de laquelle il n'est plus rentable de récolter.



**Figure 9 : Carte des aires de restriction d'exploitation pour la protection du Caribou forestier au Canada.**

Carte produite par le CBFA (Canadian Boreal Forest Agreement)  
<http://ententesurlaforetborealecanadienne.com/media-kit/EFBC-map-fr.pdf>

### ***Diversifier et valoriser les services rendus par la forêt***

Outre la production de bois, il faut aussi penser aux autres biens et services que peut apporter la forêt boréale. Malgré la complexité des processus pris en compte dans les mesures de flux de carbone de la forêt boréale, le statut majoritaire de puits de carbone a été défini (Kurz et Apps, 1999), et la séquestration du carbone constitue un atout majeur pour la forêt boréale. De nombreuses études se sont penchées sur le sujet afin d'estimer l'avenir et le développement possible des forêts en tant que puits de carbone à grande échelle. Avec 559 Gt C pour  $1,37 \cdot 10^9$  ha la forêt boréale constitue le biome détenant les plus gros stocks de carbone de la planète soit environ 23% (Watson, 2000). L'article de Chapin III et Shaver (1981), décrit que l'accumulation d'importante quantité de matière organique est favorisée par des milieux froids et humides qui prévalent et ralentissent l'activité de la microfaune (notamment des décomposeurs). Les modèles étudiés par Wicks et Curran (2003) annoncent que la forêt boréale va conserver son pouvoir absorbant du CO<sub>2</sub> atmosphérique et pourra jouer un rôle de tampon et de régulation de ce dernier, mais seulement si les émissions anthropiques ne sont pas plus augmentées. Certains de ses scénarios ne sont pas aussi optimistes et prévoit qu'à partir de 2050, la forêt boréale va atteindre son seuil limite et ne sera plus un puits de carbone aux environs de 2080. Les feux, les épidémies d'insectes qui éliminent des arbres et la fonte des pergélisols qui libèrent du méthane étant les principales causes.

La place du bois en tant que matière et donc les activités d'exploitation forestière se trouvent en concurrence directe avec d'autres biens et services rendus par la forêt et dont la valeur peut avoir un poids très important selon les territoires concernés. En France par exemple, les activités de récréation rendues par la forêt ont une valeur estimée de 78 €/ha/an ce qui est supérieur aux 69 €/ha/an pour le bois commercialisé (Peyron, 2003). Au Canada, la valeur des produits forestiers non ligneux était estimée à environ 241 millions \$ par année en 1997 (Anielski et Wilson, 2005).

D'ici à 2100, la valeur économique des forêts européennes (en excluant la Russie) pourrait être diminuée de 14 à 50% face aux changements climatiques, ce qui pourrait bien entraîner des pertes de plusieurs milliards d'euros si aucune action appropriée n'est adoptée (Hanewinkel *et al.*, 2012). Il est compliqué de prédire les effets économiques du changement climatique sur de longues périodes dues aux incertitudes telle que les prix du bois inconstant tout comme la demande incertaine des consommateurs (Stern et Taylor, 2007).

Par ses activités de production, la foresterie crée des externalités qui ne sont pas prises en compte dans les coûts et les bénéfices privés de production. Les réseaux routiers créés pour accéder aux territoires de coupe peuvent ensuite être réutilisés par diverses entreprises comme des entreprises minières. Ce type d'externalité peut être positif. C'est aussi le cas de toute l'activité économique et les conséquences sur les centres urbains développés ou existants dans les régions concernées. Beaucoup de villes/village et de petits centres de populations humaines vivent directement de l'activité forestière. Maintenir cette activité dans ces zones permet de maintenir l'ensemble de l'économie dans ces régions. Par contre, certaines externalités peuvent être plus négatives comme les pollutions engendrées. Ces externalités positives et négatives sont des aspects qui ne sont pas régulièrement pris en compte quand la balance commerciale des activités forestières. Pourtant, leurs retombées peuvent être très importantes, tant sur le plan économiques que social.

Il est important de préciser que cette synthèse suppose un contexte socio-économique constant pour se concentrer sur les aspects écologiques, mais que des enjeux socioéconomiques émergent, évolue et viennent s'ajouter à l'équation du problème. Gauthier *et al.* (2008), présentent certains de ces enjeux ; à titre d'exemple :

- les droits ancestraux et issus de traités
- les changements de coûts d'approvisionnement et de transformation de la matière,
- l'augmentation de la demande en produits certifiés,
- les changements d'occupation du territoire par de multiples utilisateurs,
- la résilience des communautés naturelles qui dépendent directement des ressources naturelles du milieu...

## CONCLUSION

À une échelle planétaire, le climat est donc un facteur limitant la répartition des espèces (Black et Bliss, 1980 ; Tremblay *et al.*, 2002), par l'influence des températures et des précipitations (et d'autres sous-conditions comme le vent) sur le recrutement et la croissance des espèces (Kullman, 1996 ; Sveinbjörnsson *et al.*, 2002). À une échelle plus régionale ou locale, d'autres facteurs entrent en jeu et sont même dominants comme l'absence d'habitats favorable à l'établissement des espèces comme le type de sol, la compétition interspécifique ainsi que les régimes de perturbations (Bergeron et Brisson, 1990 ; Flannigan *et al.*, 1998). La productivité, notamment la croissance et la régénération des peuplements, pourrait être améliorée pour certaines espèces avec le réchauffement climatique. À moyen terme, il s'observerait alors un changement dans la structure et la composition forestière. L'ajout des activités anthropiques aux variations rapides de régimes de perturbations risque de faire sortir les écosystèmes de leur variabilité naturelle.

Des pratiques forestières qui s'adaptent à ces changements sont permises par l'implication à la fois des organisations internationales, des compagnies, et des sociétés jouent un rôle important dans les gouvernances des forêts à travers les processus de certification et influencent les préférences des consommateurs (Gale et Gale, 2006).

Discuter des facteurs limitant les exploitations forestières commerciales des forêts boréales est encore un sujet difficile de par l'ampleur des contextes impliqués et la grande variabilité de réponse de chacun de ces contextes et de leurs diverses interactions. Peu de facteurs ne sont pas discutables et c'est là tout le défi à relever des entreprises, de la communauté de chercheurs et de nos sociétés. Il paraît primordial d'augmenter, rapprocher et renforcer les liens et les collaborations entre les sciences naturelles et les sciences humaines (Weber et Flannigan, 1997). Il n'y a rien de nouveau dans ce propos, mais cette lacune reste toujours visible notamment pour transposer les connaissances scientifiques dans l'acceptabilité populaire de nos sociétés. Ces échanges permettent aussi de mieux définir les enjeux et les pressions sociales actuels et à venir sur nos écosystèmes (Von Storch et Stehr, 1997). La théorie de « La tragédie des communs » de Hardin (1968) annonce la fatalité de nos systèmes qui sont voués à la surexploitation face à l'augmentation exponentielle de la démographie humaine et de ses besoins. Peut-être faut-il simplement revoir nos systèmes de gestion des ressources en fonction de l'évolution des besoins de la population et prévenir au mieux les risques de changements de disponibilité de ces ressources.

## RÉFÉRENCES

- Aitken, Sally N, Sam Yeaman, Jason A Holliday, Tongli Wang et Sierra Curtis - McLane. 2008. «Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations». *Evolutionary Applications*, vol. 1, no 1, p. 95-111.
- Ali, Adam A., H. Asselin, A. C. Larouche, Y. Bergeron, C. Carcaillet et P. J. H. Richard. 2008. «Changes in fire regime explain the Holocene rise and fall of *Abies balsamea* in the coniferous forests of western Quebec, Canada». *The Holocene*, vol. 18, no 5, p. 693-703.
- Ali, Adam A., Christopher Carcaillet et Yves Bergeron. 2009a. «Long-term fire frequency variability in the eastern Canadian boreal forest: the influences of climate vs. local factors». *Global Change Biology*, vol. 15, no 5, p. 1230-41.
- Ali, Adam A., Philip E. Higuera, Yves Bergeron et Christopher Carcaillet. 2009b. «Comparing fire-history interpretations based on area, number and estimated volume of macroscopic charcoal in lake sediments». *Quaternary Research*, vol. 72, no 3, p. 462-68.
- Anielski, Mark Peter, et Sara Wilson. 2005. Les Chiffres Qui Competent Vraiment: Évaluation de la Valeur Réelle Du Capital Naturel Et Des Écosystèmes Boréaux Du Canada ; Initiative boréale canadienne
- Asselin, Hugo, et Serge Payette. 2005. «Late Holocene opening of the forest tundra landscape in northern Quebec, Canada». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14, no 4, p. 307-13.
- Asselin, Hugo, Serge Payette, Marie-Josée Fortin et Sheila Vallée. 2003. «The northern limit of *Pinus banksiana* Lamb. in Canada: Explaining the difference between the eastern and western distributions». *Journal of Biogeography*, vol. 30, no 11, p. 1709-18.
- Barber, V. A., G. P. Juday et B. P. Finney. 2000. «Reduced growth of Alaskan white spruce in the twentieth century from temperature-induced drought stress». *Nature*, vol. 405, no 6787, p. 668-73.
- Baskerville, GL. 1960. «Mortality in immature Balsam Fir following severe budworm defoliation». *Forestry Chronicle*, vol. 36, no 4, p. 342-5.
- Bélanger, N., F. Courchesne, B. Côté, J. W. Fyles, P. Warfvinge et W. H. Hendershot. 2002. «Simulation of soil chemistry and nutrient availability in a forested ecosystem of southern Quebec. Part II. Application of the SAFE model». *Environmental Modelling and Software*, vol. 17, no 5, p. 447-65.
- Bellefleur, P., et G. Parent. 2009. «"Les biomes forestiers de la Terre", dans Ordres des ingénieurs forestiers du Québec, *Manuel de foresterie, 2e éd.*». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. p.3-46.
- Bergeron, Y. 1998. «Consequences of climate changes on fire frequency and forest composition in the southwestern boreal forest of Quebec». *Geographie Physique Et Quaternaire*, vol. 52, no 2, p. 167-73.
- Bergeron, Y., et J. Brisson. 1990. «Fire regime in red pine stands at the northern limit of the species' range». *Ecology*, vol. 71, no 4, p. 1352-64.
- Bergeron, Y., D. Cyr, M. P. Girardin et C. Carcaillet. 2010. «Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: Collating

- global climate model experiments with sedimentary charcoal data». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 19, no 8, p. 1127-39.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. «Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in Northwestern Quebec». *Ecology*, vol. 85, no 7, p. 1916-32.
- Bergeron, Yves, Dominic Cyr, C. Ronnie Drever, Mike Flannigan, Sylvie Gauthier, Daniel Kneeshaw, Ève Lauzon, Alain Leduc, Héloïse Le Goff, Daniel Lesieur et Kimberley Logan. 2006. «Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 36, no 11, p. 2737-44.
- Black, R Alan, et LC Bliss. 1980. «Reproductive ecology of *Picea mariana* (Mill.) BSP., at tree line near Inuvik, Northwest Territories, Canada». *Ecological Monographs*, p. 331-54.
- Blarquez, O., et C. Carcaillet. 2010. «Fire, Fuel Composition and Resilience Threshold in Subalpine Ecosystem». *PLoS One*, vol. 5, no 8, p. 12480.
- Blennow, K., J. Persson, M. Tomé et M. Hanewinkel. 2012. «Climate Change: Believing and Seeing Implies Adapting». *PLoS One*, vol. 7, no 11.
- Blouin, V. M., M. G. Schmidt, C. E. Bulmer et M. Krzic. 2008. «Effects of compaction and water content on lodgepole pine seedling growth». *Forest Ecology and Management*, vol. 255, no 7, p. 2444-52.
- Bogdanski, Bryan Edward Cooper. 2008. *Canada's Boreal Forest Economy: Economic and Socioeconomic Issues and Research Opportunities*: Pacific Forestry Centre
- Boulanger, Y., et D. Arseneault. 2004. «Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 5, p. 1035-43.
- Bradshaw, A. D. 1991. «The Croonian Lecture, 1991. Genostasis and the limits to evolution». *Philosophical Transactions - Royal Society of London, B*, vol. 333, no 1267, p. 289-305.
- Brais, S., N. Bélanger, C. Camiré, P. Drouin, D. Paré, A. Robitaille, M. Brazeau et J.-L. Brown. 2009. «"Géologie, dépôts de surface et sols forestiers", dans Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, *Manuel de foresterie*, 2e éd. ». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. p 47 - 124.
- Brais, Suzanne, Paré David et Roch Ouimet. 2000. «Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands». *Forest Ecology and Management*, vol. 137, no 1-3, p. 231-43.
- Brandt, J. P. 2009. «The extent of the North American boreal zone». *Environmental Reviews*, vol. 17, p. 101-61.
- Burton, PJ, Y Bergeron, BEC Bogdanski, GP Juday, T Kuuluvainen, BJ McAfee, A Ogden, VK Teplyakov, RI Alfaro, DA Francis, S. Gauthier et J. Hantula. 2010. «Sustainability of boreal forests and forestry in a changing environment. In Forests and society - responding to global drivers of change. Edited by G. Mery, P. Katila, G. Galloway, R.I. Alfaro, M. Kanninen, M. Lobovikov, and J. Varjo.». *IUFRO World Series (IUFRO)*, vol. 25, p. 249-82.

- Caccianiga, Marco, et Serge Payette. 2006. «Recent advance of white spruce (*Picea glauca*) in the coastal tundra of the eastern shore of Hudson Bay (Quebec, Canada)». *Journal of Biogeography*, vol. 33, no 12, p. 2120-35.
- Camarero, J. J., et E. Gutiérrez. 2004. «Pace and pattern of recent treeline dynamics: Response of ecotones to climatic variability in the Spanish Pyrenees». *Climatic Change*, vol. 63, no 1-2, p. 181-200.
- Cappuccino, Naomi, Denis Lavertu, Yves Bergeron et Jacques Régnière. 1998. «Spruce budworm impact, abundance and parasitism rate in a patchy-landscape». *Oecologia*, vol. 114, no 2, p. 236-42.
- Carcaillet, C., Y. Bergeron, P. J. H. Richard, B. Frechette, S. Gauthier et Y. T. Prairie. 2001. «Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime?». *Journal of Ecology*, vol. 89, no 6, p. 930-46.
- Carcaillet, C., et P. J. H. Richard. 2000. «Holocene changes in seasonal precipitation highlighted by fire incidence in eastern Canada». *Climate Dynamics*, vol. 16, no 7, p. 549-59.
- Caspersen, J. P., et M. Saprúnoff. 2005. «Seedling recruitment in a northern temperate forest: The relative importance of supply and establishment limitation». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 4, p. 978-89.
- Chabot, M. (dir.), P. Blanchet, P. Drapeau, J. Fortin, S. Gauthier, L. Imbeau, G. Lacasse, G. Lemaire, A. Nappi, R. Quenneville et E. Thiffault. 2009. «"Le feu en milieu forestier", dans Ordre des ingénieurs forestier du Québec, Manuel de foresterie, 2e éd.». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. p 1037 - 90.
- Chapin III, F. Stuart, T. V. Callaghan, Y. Bergeron, M. Fukuda, J. F. Johnstone, G. Juday et S. A. Zimov. 2004a. «Global change and the boreal forest: Thresholds, shifting states or gradual change?». *Ambio*, vol. 33, no 6, p. 361-65.
- Chapin III, F. Stuart, Mark W Oswood, Keith Van Cleve, Leslie A Viereck et David L Verbyla. 2006. *Alaska's changing boreal forest*: Oxford University Press, USA.
- Chapin III, F. Stuart, G. Peterson, F. Berkes, T. V. Callaghan, P. Angelstam, M. Apps, C. Beier, Y. Bergeron, A. S. Crépin, K. Danell, T. Elmqvist, C. Folke, B. Forbes, N. Fresco, G. Juday, J. Niemelä, A. Shvidenko et G. Whiteman. 2004b. «Resilience and vulnerability of northern regions to social and environmental change». *Ambio*, vol. 33, no 6, p. 344-49.
- Chapin III, F. Stuart, E. D. Schulze et H. A. Mooney. 1992. «Biodiversity and ecosystem processes». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 7, no 4, p. 107-08.
- Chapin III, F. Stuart, et G. R. Shaver. 1981. «Changes in soil properties and vegetation following disturbance of Alaskan arctic tundra». *Journal of Applied Ecology*, vol. 18, no 2, p. 605-17.
- Cienciala, E., P. E. Mellander, J. Kučera, M. Opluštilová, M. Ottosson-Löfvenius et K. Bishop. 2002. «The effect of a north-facing forest edge on tree water use in a boreal Scots pine stand». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 32, no 4, p. 693-702.
- Clark, J. S. 1990. «Fire and climate change during the last 750 yr in northwestern Minnesota». *Ecological Monographs*, vol. 60, no 2, p. 135-59.

- Cortini, F., P. G. Comeau et M. Bokalo. 2012. «Trembling aspen competition and climate effects on white spruce growth in boreal mixtures of Western Canada». *Forest Ecology and Management*, vol. 277, p. 67-73.
- Cyr, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2007. «Scale-dependent determinants of heterogeneity in fire frequency in a coniferous boreal forest of eastern Canada». *Landscape Ecology*, vol. 22, no 9, p. 1325-39.
- Dale, V. H., L. A. Joyce, S. McNulty, R. P. Neilson, M. P. Ayres, M. D. Flannigan, P. J. Hanson, L. C. Irland, A. E. Lugo, C. J. Peterson, D. Simberloff, F. J. Swanson, B. J. Stocks et B. M. Wotton. 2001. «Climate change and forest disturbances». *BioScience*, vol. 51, no 9, p. 723-34.
- Davis, M. B., et R. G. Shaw. 2001. «Range shifts and adaptive responses to Quaternary climate change». *Science*, vol. 292, no 5517, p. 673 - 9.
- de Lafontaine, Guillaume, et Serge Payette. 2011. «Long-term fire and forest history of subalpine balsam fir (*Abies balsamea*) and white spruce (*Picea glauca*) stands in eastern Canada inferred from soil charcoal analysis». *The Holocene*, vol. 22, no 2, p. 191-201.
- de Lafontaine, Guillaume, Julie Turgeon et Serge Payette. 2010. «Phylogeography of white spruce (*Picea glauca*) in eastern North America reveals contrasting ecological trajectories». *Journal of Biogeography*, vol. 37, no 4, p. 741-51.
- De Vries, J. 1983. Degradation effects of soil compaction : *Proceedings of the 8th BC Soil Science Workshop*. P. 91-121.
- Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. 2005. «Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications». *Forest Ecology and Management*, vol. 213, no 1-3, p. 151-59.
- Flannigan, M. D., Y. Bergeron, O. Engelmark et B. M. Wotton. 1998. «Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming». *Journal of Vegetation Science*, vol. 9, no 4, p. 469-76.
- Flannigan, M. D., M. A. Krawchuk, W. J. De Groot, B. M. Wotton et L. M. Gowman. 2009. «Implications of changing climate for global wildland fire». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 18, no 5, p. 483-507.
- Fritts, Harold C. 1976. *Tree rings and climate* : London, New York, San Francisco.: Academic Press.
- Gajewski, K. 1988. «Late holocene climate changes in eastern North America estimated from pollen data». *Quaternary Research*, vol. 29, no 3, p. 255-62.
- Gale, R., et F. Gale. 2006. «Accounting for social impacts and costs in the forest industry, British Columbia». *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 26, no 2, p. 139-55.
- Gamache, I., J. P. Jaramillo-Correa, S. Payette et J. Bousquet. 2003. «Diverging patterns of mitochondrial and nuclear DNA diversity in subarctic black spruce: imprint of a founder effect associated with postglacial colonization». *Molecular Ecology*, vol. 12, no 4, p. 891-901.
- Gamache, Isabelle, et Serge Payette. 2004. «Height growth response of tree line black spruce to recent climate warming across the forest-tundra of eastern Canada». *Journal of Ecology*, vol. 92, no 5, p. 835-45.

- Gauthier, Sylvie, Marie-Andrée Vaillancourt, Dan Kneeshaw, Pierre Drapeau, Louis De Grandpré, Daniel Kneeshaw, Hubert Morin, Pierre Drapeau et Yves Bergeron. 2008. «Aménagement écosystémique en forêt boréale». *Presse de l'Université du Québec*, p. 13.
- Gavin, D. G., F. S. Hu, K. Lertzman et P. Corbett. 2006. «Weak climatic control of stand-scale fire history during the late Holocene». *Ecology*, vol. 87, no 7, p. 1722-32.
- Girard, Francois, Serge Payette et Rejean Gagnon. 2009. «Origin of the lichen-spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 18, no 3, p. 291-303.
- Girardin, M. P., J. C. Tardif, B. Epp et F. Conciatori. 2009. «Frequency of cool summers in interior North America over the past three centuries». *Geophysical Research Letters*, vol. 36, no 7.
- Girardin, M. P., et B. M. Wotton. 2009. «Summer moisture and wildfire risks across Canada». *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, vol. 48, no 3, p. 517-33.
- Girardin, M.P., A.A. Ali, C. Carcaillet, O. Blarquez, C. Hély, A. Terrier, G. Genries et Y. Bergeron. *in press*. «Vegetation limits the impact of a warm climate on boreal wildfires». *New Phytologist*.
- Girardin, Martin P., Adam A. Ali, Christopher Carcaillet, Sylvie Gauthier, Christelle Hély, Héloïse Le Goff, Aurélie Terrier et Yves Bergeron. 2013. «Fire in managed forests of eastern Canada: Risks and options». *Forest Ecology and Management*, vol. 294, p. 238-49.
- Goldblum, D., et L. S. Rigg. 2005. «Tree growth response to climate change at the deciduous-boreal forest ecotone, Ontario, Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 11, p. 2709-18.
- Greene, D F, J C Zasada, L Sirois, D Kneeshaw, H Morin, I Charron et M -J Simard. 1999. «A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 29, no 6, p. 824-39.
- Grigal, D. F. 2000. «Effects of extensive forest management on soil productivity». *Forest Ecology and Management*, vol. 138, no 1-3, p. 167-85.
- Grondin, Pierre, et Agathe Cimon. 2003. *Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière*: Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs p.
- Gworek, J. R., S. B. Vander Wall et P. F. Brussard. 2007. «Changes in biotic interactions and climate determine recruitment of Jeffrey pine along an elevation gradient». *Forest Ecology and Management*, vol. 239, no 1-3, p. 57-68.
- Halbrook, Jeffrey M, Todd A Morgan, Jason P Brandt, Charles E Keegan III, Thale Dillon et Tara M Barrett. 2009. *Alaska's timber harvest and forest products industry, 2005*: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station p.
- Hampe, A., et R. J. Petit. 2005. «Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters». *Ecology Letters*, vol. 8, no 5, p. 461-67.
- Hanewinkel, Marc, Dominik A Cullmann, Mart-Jan Schelhaas, Gert-Jan Nabuurs et Niklaus E Zimmermann. 2012. «Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land». *Nature Climate Change*.
- Hardin, G. 1968. «The tragedy of the commons». *Science*, vol. 162, no 3859, p. 1243-48.

- Hare, F. Kenneth, et J. C. Ritchie. 1972. «The Boreal Bioclimates». *Geographical Review*, vol. 62, no 3, p. 333-65.
- Harper, K., C. Boudreault, L. DeGrandpré, P. Drapeau, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2003. «Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario». *Environmental Reviews*, vol. 11, no 1 SUPPL., p. S79-S98.
- Heikkinen, R. K., M. Luoto, M. B. Araújo, R. Virkkala, W. Thuiller et M. T. Sykes. 2006. «Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change». *Progress in Physical Geography*, vol. 30, no 6, p. 751-77.
- Hely, C., M. P. Girardin, Adam A. Ali, C. Carcaillet, S. Brewer et Y. Bergeron. 2010. «Eastern boreal North American wildfire risk of the past 7000 years: A model-data comparison». *Geophysical Research Letters*, vol. 37.
- Holman, Gregory T, Fred Barrows Knight et Roland A Struchtemeyer. 1978. *The effects of mechanized harvesting on soil conditions in the spruce-fir region of north-central Maine*: Life Sciences and Agriculture Experiment Station, University of Maine.
- Holtmeier, F. K., et G. Broll. 2005. «Sensitivity and response of northern hemisphere altitudinal and polar treelines to environmental change at landscape and local scales». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14, no 5, p. 395-410.
- Houle, D., R. Paquin, C. Camire, R. Ouimet et L. Duchesne. 1997. «Response of the Lake Clair Watershed (Duchesnay, Quebec) to changes in precipitation chemistry (1988-1994)». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, no 11, p. 1813-21.
- Hu, F. S., L. B. Brubaker, D. G. Gavin, P. E. Higuera, J. A. Lynch, T. S. Rupp et W. Tinner. 2006. «How climate and vegetation influence the fire regime of the Alaskan boreal biome: the Holocene perspective». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 11, no 4, p. 829-46
- Hughes, N. F. 2000. «Testing the ability of habitat selection theory to predict interannual movement patterns of a drift-feeding salmonid». *Ecology of Freshwater Fish*, vol. 9, no 1-2, p. 4-8.
- IPCC. 2007. «IPCC Fourth Assessment Report». *The Physical Science Basis*.
- Iverson, L. R., et A. M. Prasad. 1998. «Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States». *Ecological Monographs*, vol. 68, no 4, p. 465-85.
- Jackson, S. T., et J. T. Overpeck. 2000. «Responses of plant populations and communities to environmental changes of the late Quaternary». *Paleobiology*, vol. 26, no 4, p. 194-220.
- Jacobson Jr, G. L., et A. Dieffenbacher-Krall. 1995. «White pine and climate change: insights from the past». *Journal of Forestry*, vol. 93, no 7, p. 39-42.
- Jasinski, J. P. P., et S. Payette. 2005. «The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada». *Ecological Monographs*, vol. 75, no 4, p. 561-83.
- Jepsen, J. U., S. B. Hagen, R. A. Ims et N. G. Yoccoz. 2008. «Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: Evidence of a recent outbreak range expansion». *Journal of Animal Ecology*, vol. 77, no 2, p. 257-64.

- Johnstone, J. F., F. Stuart Chapin III, T. N. Hollingsworth, M. C. Mack, V. Romanovsky et M. Turetsky. 2010. «Fire, climate change, and forest resilience in interior Alaska». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 40, no 7, p. 1302-12.
- Kellman, M. 2004. «Sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) establishment in boreal forest: Results of a transplantation experiment». *Journal of Biogeography*, vol. 31, no 9, p. 1515-22.
- Kerwin, M. W., J. T. Overpeck, R. S. Webb et K. H. Anderson. 2004. «Pollen-based summer temperature reconstructions for the eastern Canadian boreal forest, subarctic, and Arctic». *Quaternary Science Reviews*, vol. 23, no 18-19, p. 1901-24.
- Kilpeläinen, J., L. Finér, S. Neuvonen, P. Niemelä, T. Domisch, A. C. Risch, M. F. Jurgensen, M. Ohashi et L. Sundström. 2009. «Does the mutualism between wood ants (*Formica rufa* group) and *Cinara aphids* affect Norway spruce growth?». *Forest Ecology and Management*, vol. 257, no 1, p. 238-43.
- Kneeshaw, D. D., et Y. Bergeron. 1999. «Spatial and temporal patterns of seedling and sapling recruitment within canopy gaps caused by spruce budworm». *Ecoscience*, vol. 6, no 2, p. 214-22.
- Kottek, M., J. Grieser, C. Beck, B. Rudolf et F. Rubel. 2006. «World map of the Köppen-Geiger climate classification updated». *Meteorologische Zeitschrift*, vol. 15, no 3, p. 259-63.
- Kramer, K., I. Leinonen et D. Loustau. 2000. «The importance of phenology for the evaluation of impact of climate change on growth of boreal, temperate and Mediterranean forests ecosystems: An overview». *International Journal of Biometeorology*, vol. 44, no 2, p. 67-75.
- Kullman, L. 1996. «Rise and demise of cold-climate *Picea abies* forest in Sweden». *New Phytologist*, vol. 134, no 2, p. 243-56. En ligne. <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-0030425007&partnerID=40&md5=c2188c470a48f578d86f00b79b52859a%3E>.
- Kullman, L. 2002. «Rapid recent range-margin rise of tree and shrub species in the Swedish Scandes». *Journal of Ecology*, vol. 90, no 1, p. 68-77.
- Kurz, W. A., et M. J. Apps. 1999. «A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian Forest Sector». *Ecological Applications*, vol. 9, no 2, p. 526-47.
- Laflamme, G., P. Desrochers, M. Dessureault, I. Innes, D. Lachance et D. Rioux. 2009. «"Pathologie forestière", dans Ordre des ingénieurs forestier du Québec, *Manuel de foresterie*, 2e éd.». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. p 1013-36.
- Laflamme, Gaston. 2005. «Les pourridiés des arbres: un secret bien gardé». *Phytoprotection*, vol. 86, no 1, p. 37-42.
- Landhausser, S. M., et R. W. Wein. 1993. «Postfire vegetation recovery and tree establishment at the Arctic treeline: Climate-change-vegetation-response hypotheses». *Journal of Ecology*, vol. 81, no 4, p. 665-72.
- Landres, P. B., P. Morgan et F. J. Swanson. 1999. «Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems». *Ecological Applications*, vol. 9, no 4, p. 1179-88.

- Lavrinenko, I. A., et O. V. Lavrinenko. 1999. «Relict spruce forest "islands" in the Bolshezemelskaya tundra - Control sites for long-term climatic monitoring». *Chemosphere - Global Change Science*, vol. 1, no 4, p. 389-402.
- Le Goff, H., M. P. Girardin, M. D. Flannigan et Y. Bergeron. 2008. «Dendroclimatic inference of wildfire activity in Quebec over the 20th century and implications for natural disturbance-based forest management at the northern limit of the commercial forest». *International Journal of Wildland Fire*, vol. 17, no 3, p. 348-62.
- Lebel, L., D. Cormier, L. Desrochers, D. Deubeau, J. Dunnigan, J. Favreau, J.-P. Gingras, M. Hamel, P. Meek, J. Michaelsen, c. Sarthou et N. Thiffault. 2009. «"Opération forestières et transport des bois", dans Ordre des ingénieurs forestier du Québec, Manuel de foresterie, 2e éd.». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. 1245 - 304.
- Lefort, P., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2003. «The influence of fire weather and land use on the fire activity of the lake Abitibi area, eastern Canada». *Forest Science*, vol. 49, no 4, p. 509-21.
- LePage, P. T., C. D. Canham, K. D. Coates et P. Bartemucci. 2000. «Seed abundance versus substrate limitation of seedling recruitment in northern temperate forests of British Columbia». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 3, p. 415-27.
- Likens, G. E., C. T. Driscoll et D. C. Buso. 1996. «Long-term effects of acid rain: Response and recovery of a forest ecosystem». *Science*, vol. 272, no 5259, p. 244-46.
- Lloyd, A. H., et C. L. Fastie. 2003. «Recent changes in treeline forest distribution and structure in interior Alaska». *Ecoscience*, vol. 10, no 2, p. 176-85.
- Long, C. J., C. Whitlock et P. J. Bartlein. 2007. «Holocene vegetation and fire history of the Coast Range, western Oregon, USA». *Holocene*, vol. 17, no 7, p. 917-26.
- MacDonald, G. M., J. M. Szeicz, J. Claricoates et K. A. Dale. 1998. «Response of the central Canadian treeline to recent climatic changes». *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 88, no 2, p. 183-208.
- Magnani, F., A. Nolè, F. Ripullone et J. Grace. 2009. «Growth patterns of *Pinus sylvestris* across Europe: A functional analysis using the HYDRALL model». *IForest*, vol. 2, no OCTOBER, p. 162-71.
- Malcolm, J. R., A. Markham, R. P. Neilson et M. Garaci. 2002. «Estimated migration rates under scenarios of global climate change». *Journal of Biogeography*, vol. 29, no 7, p. 835-49.
- Manion, Paul D. 1991. «Tree disease concepts/by Paul D. Manion».
- McCullough, D. G., R. A. Werner et D. Neumann (1998). Fire and insects in Northern and boreal forest ecosystems of North America. 43: p. 107-27.
- McKenney, D. W., J. H. Pedlar, K. Lawrence, K. Campbell et M. F. Hutchinson. 2007. «Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees». *BioScience*, vol. 57, no 11, p. 939-48.
- Meehl, Gerald A, Thomas Karl, David R Easterling, Stanley A Changnon, Roger A Pielke, David Changnon, Jenni Evans, Pavel Ya Groisman, Thomas R Knutson et Kenneth E Kunkel. 2000. «An introduction to trends in extreme weather and climate events: observations, socioeconomic impacts, terrestrial ecological impacts, and model projections». *Bulletin-American Meteorological Society*, vol. 81, no 3, p. 413-16.

- Meehl, Gerard A, Thomas F Stocker, William D Collins, Pierre Friedlingstein, Amadou T Gaye, Jonathan M Gregory, Akui Kitoh, Reto Knutti, James M Murphy et Akira Noda. 2007. «Global climate projections». *Climate change*, p. 747-845.
- Meilleur, A., J. Brisson et A. Bouchard. 1997. «Ecological analyses of the northernmost population of pitch pine (*Pinus rigida*)». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27, no 9, p. 1342-50.
- Menzel, A., T. H. Sparks, N. Estrella, E. Koch, A. Aaasa, R. Ahas, K. Alm-Kübler, P. Bissolli, O. Braslavská, A. Briede, F. M. Chmielewski, Z. Crepinsek, Y. Curnel, Å Dahl, C. Defila, A. Donnelly, Y. Filella, K. Jactzak, F. Måge, A. Mestre, Ø Nordli, J. Peñuelas, P. Pirinen, V. Remišová, H. Scheifinger, M. Striz, A. Susnik, A. J. H. Van Vliet, F. E. Wielgolaski, S. Zach et A. Zust. 2006. «European phenological response to climate change matches the warming pattern». *Global Change Biology*, vol. 12, no 10, p. 1969-76.
- Messaoud, Y., Y. Bergeron et H. Asselin. 2007. «Reproductive potential of balsam fir (*Abies balsamea*), white spruce (*Picea glauca*), and black spruce (*P-Mariana*) at the ecotone between mixedwood and coniferous forests in the boreal zone of western quebec». *American Journal of Botany*, vol. 94, p. 746-54.
- Messier, C., et E. Nikinmaa. 2000. «Effects of light availability and sapling size on the growth, biomass allocation, and crown morphology of understory sugar maple, yellow birch, and beech». *Ecoscience*, vol. 7, no 3, p. 345-56.
- Millar, C. I., N. L. Stephenson et S. L. Stephens. 2007. «Climate change and forests of the future: Managing in the face of uncertainty». *Ecological Applications*, vol. 17, no 8, p. 2145-51.
- Ministère des Ressources naturelles. 2000. «La limite nordique des foêts attribuables –rapport final du comité (Mars 2000)». *Gouvernement du Québec*, p. 100p.
- Morin, X., C. Augspurger et I. Chuine. 2007. «Process-based modeling of species' distributions: What limits temperate tree species' range boundaries?». *Ecology*, vol. 88, no 9, p. 2280-91.
- Mosseler, A., O. P. Rajora, J. E. Major et K. H. Kim. 2004. «Reproductive and genetic characteristics of rare, disjunct pitch pine populations at the northern limits of its range in Canada». *Conservation Genetics*, vol. 5, no 5, p. 571-83.
- Myren, Donald T. 1994. *Tree diseases of Eastern Canada*: Canada Communication Group-Publishing p.
- Niklasson, M., et A. Granstrom. 2000. «Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape». *Ecology*, vol. 81, no 6, p. 1484-99.
- Nilsen, P., et G. Abrahamsen. 2003. «Scots pine and Norway spruce stands responses to annual N, P and Mg fertilization». *Forest Ecology and Management*, vol. 174, no 1-3, p. 221-32.
- O'Ishi, R., et A. Abe-Ouchi. 2009. «Influence of dynamic vegetation on climate change arising from increasing CO<sub>2</sub>». *Climate Dynamics*, vol. 33, no 5, p. 645-63.
- O'Ishi, R., A. Abe-Ouchi, I. C. Prentice et S. Sitch. 2009. «Vegetation dynamics and plant CO<sub>2</sub> responses as positive feedbacks in a greenhouse world». *Geophysical Research Letters*, vol. 36, no 11.

- Ojima, D. S., T. G. F. Kittel, T. Rosswall et B. H. Walker. 1991. «Critical issues for understanding global change effects on terrestrial ecosystems». *Ecological Applications*, vol. 1, no 3, p. 316-25.
- Overpeck, J. T., P. J. Bartlein et T. Webb III. 1991. «Potential magnitude of future vegetation change in eastern North America: Comparisons with the past». *Science*, vol. 254, no 5032, p. 692-95.
- Parmesan, C. (2006). Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Futuyma, Shaffer et Simberloff. 37: p. 637-69
- Parmesan, C., et G. Yohe. 2003. «A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems». *Nature*, vol. 421, no 6918, p. 37-42.
- Payette, S. 1993. «The range limit of boreal tree species in Quebec-Labrador: An ecological and palaeoecological interpretation». *Review of Palaeobotany and Palynology*, vol. 79, no 1-2, p. 7-30.
- Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard. 2000. «Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 30, no 2, p. 288-305.
- Payette, S., M. J. Fortin et I. Gamache. 2001. «The subarctic forest-tundra: the structure of a biome in a changing climate». *BioScience*, vol. 51, no 9, p. 709-18.
- Payette, S., et C. Lavoie. 1994. «The Arctic tree line as a record of past and recent climatic changes». *ENVIRON.REV.*, vol. 2, no 1, p. 78-90.
- Payette, S., C. Morneau, L. Sirois et M. Despons. 1989. «Recent fire history of the northern Quebec biomes». *Ecology*, vol. 70, no 3, p. 656-73.
- Payette, Serge. 2007. «Contrasted dynamics of northern Labrador tree lines caused by climate change and migrational lag». *Ecology*, vol. 88, no 3, p. 770-80.
- Peel, M. C., B. L. Finlayson et T. A. McMahon. 2007. «Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification». *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 11, no 5, p. 1633-44.
- Peltola, A. 2008. «Finnish statistical yearbook of forestry». *SVT Agriculture, forestry and fishery*.
- Peyron, J-L. 2003. «Enjeux économique de la protection des forêts, in Valauri, D. (dir.) Livres blanc sur la protection des forêts en France.». *Paris, WWF*, p. 195-206.
- Pielke Sr, R. A. 2005. «Land use and climate change». *Science*, vol. 310, no 5754, p. 1625-26.
- Raulier, F., H. Le Goff, S. Gauthier, R. Rapanoela et Y. Bergeron. 2013. «Introducing two indicators for fire risk consideration in the management of boreal forests». *Ecological Indicators*, vol. 24, p. 451-61.
- Raulier, F., A. Leduc, R. Roy et M. A. Vaillancourt. 2009. «"Aménagement de la forêt", dans Ordres des ingénieurs forestiers du Québec, *Manuel de foresterie*, 2e éd.». *Ouvrage collectif, Édition MultiMondes, Québec*, p. p.649-76.
- Ritchie, J. C. 1987. «(Comparison between Holocene vegetation from the Mackenzie region and northern Quebec)». *Comparaison entre la végétation du Mackenzie et du Nord québécois a l'Holocène.*, vol. 41, no 1, p. 153-60.

- Roshchupkin, V.P. 2008. «Forest Resources of Russia. Presentation.». *Federal Forestry Agency of Russia.*, p. Available at : <http://www.rosleshoz.gov.ru/english/media>.
- Rossi, S., M. J. Tremblay, H. Morin et G. Savard. 2009. «Growth and productivity of black spruce in even- and uneven-aged stands at the limit of the closed boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 258, no 9, p. 2153-61.
- Royama, T., W. E. MacKinnon, E. G. Kettela, N. E. Carter et L. K. Hartling. 2005. «Analysis of spruce budworm outbreak cycles in New Brunswick, Canada, since 1952». *Ecology*, vol. 86, no 5, p. 1212-24.
- Rupp, T. S., F. S. Chapin III et A. M. Starfield. 2000. «Response of subarctic vegetation to transient climatic change on the Seward Peninsula in north-west Alaska». *Global Change Biology*, vol. 6, no 5, p. 541-55.
- Scheffer, M., M. Hirota, M. Holmgren, E. H. Van Nes et F. Stuart Chapin III. 2012. «Thresholds for boreal biome transitions». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 109, no 52, p. 21384-89.
- Schulze, E. D., J. Lloyd, F. M. Kelliher, C. Wirth, C. Rebmann, B. Luhker, M. Mund, A. Knohl, I. M. Milyukova, W. Schulze, W. Ziegler, A. B. Varlagin, A. F. Sogachev, R. Valentini, S. Dore, S. Grigoriev, O. Kolle, M. I. Panfyorov, N. Tchebakova et N. N. Vygodskaya. 1999. «Productivity of forests in the eurosiberian boreal region and their potential to act as a carbon sink - a synthesis». *Global Change Biology*, vol. 5, no 6, p. 703-22.
- Schupp, E. W., et M. Fuentes. 1995. «Spatial patterns of seed dispersal and the unification of plant population ecology». *Ecoscience*, vol. 2, no 3, p. 267-75.
- Shvidenko, Anatoly, et Mike Apps. 2006. «The International Boreal Forest Research Association: Understanding Boreal Forests and Forestry in a Changing World». *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, vol. 11, no 1, p. 5-32.
- Simard, M. J., Y. Bergeron et L. Sirois. 2003. «Substrate and litterfall effects on conifer seedling survivorship in southern boreal stands of Canada». *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, vol. 33, no 4, p. 672-81.
- Simberloff, D., et P. Stiling. 1998. «How risky is biological control? Reply». *Ecology*, vol. 79, no 5, p. 1834-36.
- Sirois, L. 2000. «Spatiotemporal variation in black spruce cone and seed crops along a boreal forest - Tree line transect». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 30, no 6, p. 900-09.
- Sirois, L., Y. Bégin et J. Parent. 1999. «Female gametophyte and embryo development of black spruce along a shore-hinterland climatic gradient of a recently created reservoir, northern Quebec». *Canadian Journal of Botany*, vol. 77, no 1, p. 61-69.
- Soja, A. J., N. M. Tchebakova, N. H. F. French, M. D. Flannigan, H. H. Shugart, B. J. Stocks, A. I. Sukhinin, E. I. Parfenova, F. Stuart Chapin III et P. W. Stackhouse Jr. 2007. «Climate-induced boreal forest change: Predictions versus current observations». *Global and Planetary Change*, vol. 56, no 3-4, p. 274-96.
- Steinbrenner, EC. 1955. «The Effect of repeated tractor Ttrips on the Physical Properties of Folest Soils». *Northwest Science*, vol. 29, no 4.

- Stern, N., et C. Taylor. 2007. «Climate change: Risk, ethics, and the stern review». *Science*, vol. 317, no 5835, p. 203-04.
- Suttle, K. B., M. A. Thomsen et M. E. Power. 2007. «Species interactions reverse grassland responses to changing climate». *Science*, vol. 315, no 5812, p. 640-42.
- Suzuki, R., J. Xu et K. Motoya. 2006. «Global analyses of satellite-derived vegetation index related to climatological wetness and warmth». *International Journal of Climatology*, vol. 26, no 4, p. 425-38.
- Sveinbjörnsson, B., A. Hofgaard et A. Lloyd. 2002. «Natural causes of the tundra-taiga boundary». *Ambio*, vol. 31, no SPEC. ISS. 12, p. 23-29.
- Sykes, M. T., et I. C. Prentice. 1995. «Boreal forest futures: Modelling the controls on tree species range limits and transient responses to climate change». *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 82, no 1-2, p. 415-28.
- Tardif, J., M. Flannigan et Y. Bergeron. 2001. «An analysis of the daily radial activity of 7 boreal tree species, northwestern Quebec». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 67, no 1-2, p. 141-60.
- Terasmae, J, et TW Anderson. 1970. «Hypsithermal range extension of white pine (*Pinus strobus* L.) in Quebec, Canada». *Canadian Journal of Earth Sciences*, vol. 7, no 2, p. 406-13.
- Terrier, A., M. P. Girardin, C. Perie, P. Legendre et Y. Bergeron. 2013. «Potential changes in forest composition could reduce impacts of climate change on boreal wildfires». *Ecological Applications*, vol. 23, no 1, p. 21-35.
- The Montréal Process. 2009. «“The Montréal Process Booklet”, Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests, ». *The Montréal Process, Fourth Edition*,  
[http://www.montrealprocess.org/documents/publications/general/2009p\\_4\\_f.pdf](http://www.montrealprocess.org/documents/publications/general/2009p_4_f.pdf).
- Thiffault, Evelyne, Nicolas Bélanger, David Paré, William H. Hendershot et Alison Munson. 2007. «Investigating the soil acid-base status in managed boreal forests using the SAFE model». *Ecological Modelling*, vol. 206, no 3-4, p. 301-21.
- Thompson, J. R., S. L. Duncan et K. N. Johnson. 2009. «Is there potential for the historical range of variability to guide conservation given the social range of variability?». *Ecology and Society*, vol. 14, no 1.
- Thuiller, W., C. Albert, M. B. Araújo, P. M. Berry, M. Cabeza, A. Guisan, T. Hickler, G. F. Midgley, J. Paterson, F. M. Schurr, M. T. Sykes et N. E. Zimmermann. 2008. «Predicting global change impacts on plant species' distributions: Future challenges». *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 9, no 3-4, p. 137-52.
- Thuiller, W., S. Lavergne, C. Roquet, I. Boulangeat, B. Lafourcade et M. B. Araujo. 2011. «Consequences of climate change on the tree of life in Europe». *Nature*, vol. 470, no 7335, p. 531-34.
- Thuiller, W., S. Lavorel et M. B. Araújo. 2005a. «Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change». *Global Ecology and Biogeography*, vol. 14, no 4, p. 347-57.
- Thuiller, W., S. Lavorel, M. B. Araújo, M. T. Sykes et I. C. Prentice. 2005b. «Climate change threats to plant diversity in Europe». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 102, no 23, p. 8245-50.

- Tremblay, M. F., Y. Bergeron, D. Lalonde et Y. Mauffette. 2002. «The potential effects of sexual reproduction and seedling recruitment on the maintenance of red maple (*Acer rubrum* L.) populations at the northern limit of the species range». *Journal of Biogeography*, vol. 29, no 3, p. 365-73.
- Turner, M. G., W. L. Baker, C. J. Peterson et R. K. Peet. 1998. «Factors influencing succession: Lessons from large, infrequent natural disturbances». *Ecosystems*, vol. 1, no 6, p. 511-23.
- Viau, A. E., et K. Gajewski. 2009. «Reconstructing Millennial-Scale, Regional Paleoclimates of Boreal Canada during the Holocene». *Journal of Climate*, vol. 22, no 2, p. 316-30.
- Viau, S., P. Bastien et S. H. Cha. 2006. «An implicit method for radiative transfer with the diffusion approximation in smooth particle hydrodynamics». *Astrophysical Journal*, vol. 639, no 1, p. 559-70.
- Volney, W. J. A., et R. A. Fleming. 2000. «Climate change and impacts of boreal forest insects». *Agriculture Ecosystems & Environment*, vol. 82, no 1-3, p. 283-94.
- Von Storch, H., et N. Stehr. 1997. «Climate research: The case for the social sciences». *Ambio*, vol. 26, no 1, p. 66-71.
- Walther, G. R., E. Post, P. Convey, A. Menzel, C. Parmesan, T. J. C. Beebee, J. M. Fromentin, O. Hoegh-Guldberg et F. Bairlein. 2002. «Ecological responses to recent climate change». *Nature*, vol. 416, no 6879, p. 389-95.
- Watson, Robert T. 2000. Land use, land-use change, and forestry: a special report of the intergovernmental panel on climate change : Cambridge University Press p.
- Weber, M. G., et M. D. Flannigan. 1997. «Canadian boreal forest ecosystem structure and function in a changing climate: impact on fire regimes». *Environmental Reviews*, vol. 5, no 3-4, p. 145-66.
- Wicks, T. E., et P. J. Curran. 2003. «Flipping forests: Estimating future carbon sequestration of the boreal forest using remotely sensed data». *International Journal of Remote Sensing*, vol. 24, no 4, p. 835-42.
- Willis, K. J., M. B. Araújo, K. D. Bennett, B. Figueroa-Rangel, C. A. Froyd et N. Myers. 2007. «How can a knowledge of the past help to conserve the future? Biodiversity conservation and the relevance of long-term ecological studies». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 362, no 1478, p. 175-86.
- Woodward, F. I. 1987. «Climate and plant distribution». *Climate and plant distribution*.
- Yoda, K., H. Wagatsuma, M. Suzuki et H. Suzuki. 2003. «Stem diameter changes before bud opening in *Zelkova serrata* saplings». *Journal of Plant Research*, vol. 116, no 1, p. 13-18.