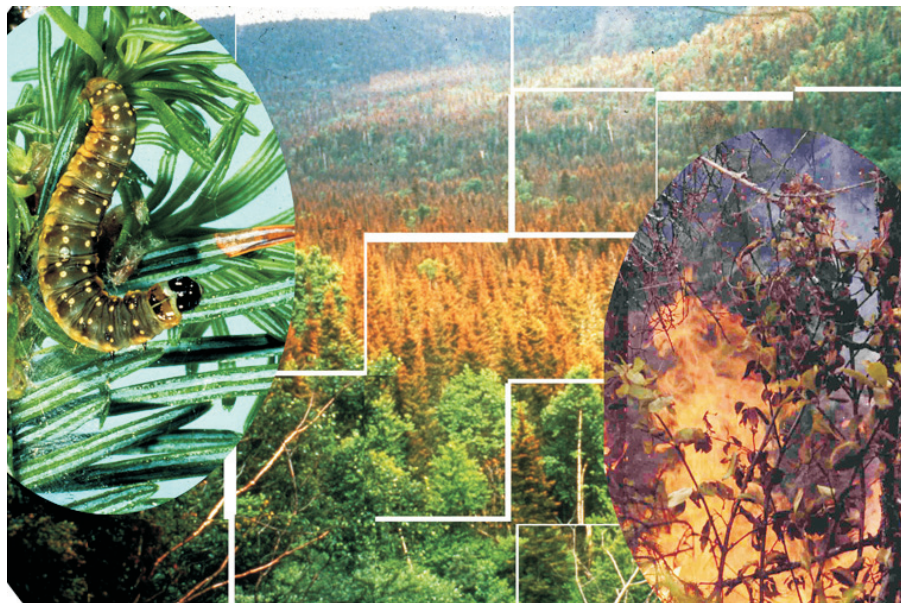


ATELIER

Effets des changements climatiques sur les perturbations forestières majeures (feu, insectes) et les conséquences sur la production de biomasse au Canada :

Une synthèse de l'état actuel des connaissances

Actes : Québec, le 21 septembre 2003



**Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides**



ATELIER

Effets des changements climatiques sur les perturbations forestières majeures (feu, insectes) et les conséquences sur la production de biomasse au Canada :

Une synthèse de l'état actuel des connaissances

S. Gauthier, D. Gray et C. Li (éditeurs)

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Centre de foresterie des Laurentides

Données de catalogage avant publication de la Bibliothèque nationale du Canada

Vedette principale au titre :

Effets des changements sur les perturbations forestières majeures (feu, insectes) et les conséquences sur la production de biomasse au Canada : une synthèse de l'état actuel des connaissances

En tête du titre : Atelier

Texte en anglais et en français disposé tête-bêche.

Titre de la p. de t. addit. : Effects of climate change on major forest disturbances (fire, insects) and their impact on biomass production in Canada.

ISBN 0-662-68155-X

No de cat. Fo114-2/2004

1. Biomasse forestière – Canada – Congrès.
 2. Insectes forestiers – Canada – Congrès.
 3. Forêts – Incendies – Canada – Congrès.
 4. Changements climatiques – Aspect de l'environnement – Canada – Congrès.
 5. Perturbations écologiques – Canada – Congrès.
 6. Cycle du carbone (Biogéochimie) – Canada – Congrès.
- I. Gauthier, Sylvie, 1961- .
 - II. Gray, David Richard.
 - III. Li, C. (Chao).
 - IV. Centre de foresterie des Laurentides.

SD387.B48E34 2004 634.9'61'0971 C2004-980170-8F

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada 2004

Numéro de catalogue Fo114-2/2004

ISBN 0-662-68155-X

Il est possible d'obtenir sans frais un nombre restreint d'exemplaires de cette publication auprès de :

Ressources naturelles Canada

Service canadien des forêts

Centre de foresterie des Laurentides

1055, rue du P.E.P.S., C.P. 3800

Sainte-Foy (Québec) G1V 4C7

Site Web du CFL : <http://www.cfl.scf.nrcan.gc.ca>

Des copies ou des microfiches de cette publication sont en vente chez :

Micromédia Ltée

240, rue Catherine, bureau 305

Ottawa (Ontario) K2P 2G8

Tél. : (613) 237-4250

Ligne sans frais : 1-800-567-1914

Télec. : (613) 237-4251

Le présent document contient les textes des présentations effectuées lors de l'atelier «**Effets des changements climatiques sur les perturbations forestières majeures (feu, insectes) et les conséquences sur la production de biomasse au Canada : une synthèse de l'état actuel des connaissances**» tenu à Québec, le 21 septembre 2003. Ces textes n'engagent que la responsabilité des auteurs. Ce document contient également une synthèse des propos tenus lors des périodes de discussions. Toutes les communications ont été prononcées en anglais.



Table des matières

BUT	iv
COMITÉ ORGANISATEUR	iv
PARTENAIRES	iv
REMERCIEMENTS	v
ATELIER	
Pourquoi et comment les modèles climatiques régionaux peuvent aider les intervenants forestiers à faire face aux changements climatiques <i>Alain Bourque</i>	1
Répercussions des perturbations naturelles sur le bilan du carbone des forêts du Canada <i>Werner A. Kurz</i>	2
Changements climatiques, feux et bilan du carbone <i>Brian D. Amiro et Michael D. Flannigan</i>	5
Changements climatiques et épidémies d'insectes <i>Richard A. Fleming et Jean-Noël Candau</i>	10
Modélisation à l'échelle du paysage : le théâtre d'interactions entre des processus trans-échelles <i>Andrew Fall</i>	16
La vulnérabilité de la forêt boréale aux changements climatiques : les forêts aménagées sont-elles plus vulnérables? <i>Alain Leduc, Sylvie Gauthier, Yves Bergeron et Brian Harvey</i>	25
Impact du changement climatique sur la dynamique des feux et de la biomasse forestière à l'échelle du paysage <i>Chao Li</i>	33
Effets des changements climatiques sur les régimes de feux et d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et les conséquences sur la production de biomasse dans l'est du Canada <i>Sylvie Gauthier et David R. Gray</i>	40
Maladies racinaires, changements climatiques et productivité de la biomasse <i>Gary R. Warren et Mike Cruickshank</i>	47
SYNTHÈSE DES DISCUSSIONS	56
LISTE DES PARTICIPANTS	62

But

Le but de cet atelier était de présenter une synthèse des connaissances actuelles sur les effets des changements climatiques sur deux types de perturbations majeures (feu et insectes) et leurs conséquences sur la production de biomasse forestière au Canada.

En plus d'être une source de produits forestiers et de pulpe, la biomasse forestière est :

1. la seconde plus grosse source d'énergie renouvelable au Canada;
2. un réservoir de carbone majeur dans le budget global de carbone.

La dynamique des forêts canadiennes est largement façonnée par les perturbations naturelles à grande échelle comme les feux et les épidémies d'insectes. Les changements climatiques auront une grande influence sur ces agents perturbateurs, avec des conséquences significatives sur la productivité de la biomasse. Cet atelier devait permettre de mettre en valeur les recherches en cours sur les effets des changements climatiques sur la productivité de la biomasse et les perturbations à l'échelle du paysage.

Comité organisateur

Dre Sylvie Gauthier. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides.

Dr David Gray. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie de l'Atlantique.

Dr Chao Li. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord.

M. Jacques Larouche. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides.

Partenaires

Programme sur l'énergie, la recherche et le développement (PERD) POL 6.1.1

Remerciements

Les membres du comité organisateur désirent souligner la collaboration des nombreuses personnes qui ont contribué au succès de l'atelier.

Parmi celles-ci, nous désirons d'abord remercier les conférenciers et les participants qui ont fait de cet atelier un succès.

Des remerciements s'adressent également à Micheline Deschambault et Marie Pothier pour leur aide à l'organisation de l'atelier ainsi qu'à Isabelle Lamarre, Pamela Cheers et Diane Paquet qui ont contribué à la préparation et à la révision du présent compte rendu.

Le comité organisateur

Pourquoi et comment les modèles climatiques régionaux peuvent aider les intervenants forestiers à faire face aux changements climatiques

Alain Bourque

*Consortium Ouranos sur les changements climatiques, 550, rue Sherbrooke Ouest,
19e étage, Montréal, Québec H3A 1B9
Courriel : bourque.alain@ouranos.ca*

Les modèles de circulation générale (MCG) sont des modèles de simulation du climat qui peuvent nous aider à comprendre des processus climatiques complexes. Ces modèles de simulation, en utilisant des super-ordinateurs se classant parmi les plus puissants au monde, peuvent également être utilisés pour conduire des « expérimentations virtuelles » à différentes échelles de temps (prévisions probabilistes, prévisions saisonnières, analyses de tendances climatiques passées et futures). Son utilisation la plus connue, telle qu'en témoigne l'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, est la scénarisation des changements climatiques futurs sous l'effet d'un accroissement de la concentration des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère. Si ces modèles sont utiles pour faire des prévisions globales, voire continentales, des tendances climatiques à long terme, leurs résolutions, habituellement de 250 à 400 km, génèrent des données climatiques correspondantes. Malheureusement, pour les experts et intervenants forestiers intéressés à se préparer à faire face à une nouvelle réalité climatique, l'échelle appropriée pour l'évaluation de ces changements se situe plutôt au niveau local, régional ou provincial. Les impacts socio-économiques (processus décisionnels) ou environnementaux (processus biophysiques) doivent être analysés à l'échelle appropriée afin de bien quantifier les enjeux. Ceci explique la double approche adoptée par Ouranos dans le développement des stratégies d'adaptation au Québec. Dans un premier temps, l'investissement dans le développement et la validation du modèle régional canadien du climat (MRCC) permettra d'accroître notre compréhension des processus climatiques régionaux tout en produisant des éléments de sortie utiles pour la réalisation de scénarios climatiques aux échelles désirées. Dans un second temps, une meilleure connaissance des vulnérabilités et même des éventuelles opportunités aidera à identifier les risques et à trouver les seuils climatiques importants. Ensuite, une combinaison de scénarios à haute résolution et une meilleure identification des différents risques et opportunités résultera en une meilleure quantification des enjeux liés aux changements climatiques, permettant ainsi de développer des stratégies d'adaptation efficaces à une meilleur coût.

Répercussions des perturbations naturelles sur le bilan du carbone des forêts du Canada

Werner A. Kurz

*Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts,
Centre de foresterie du Pacifique,
506, West Burnside Road, Victoria, Colombie-Britannique V8Z 1M5
Courriel : wkurz@nrcan.gc.ca*

Au Canada, les perturbations naturelles, principalement les feux de forêt et les épidémies d'insectes, sont les principaux facteurs déterminants de la dynamique forestière à l'échelle des peuplements et des paysages (Kurz et Apps, 1999). Ces perturbations sont à l'origine de transferts de carbone au sein des écosystèmes et du rejet de carbone dans l'atmosphère, et elles influent sur la dynamique du carbone une fois la perturbation terminée. Toutes les perturbations ont des répercussions sur la dynamique des peuplements et la succession. Les perturbations qui entraînent le remplacement des peuplements, comme les feux de forêt, ramènent l'âge des peuplements à zéro. À la suite de telles perturbations, les peuplements de la forêt boréale ont tendance à constituer une source de carbone nette, puisque le taux d'émission du carbone par décomposition de la matière organique morte (respiration hétérotrophe) est supérieur au taux d'absorption du carbone par les arbres lors de la régénération. Lorsque la régénération est bonne, le taux d'absorption du carbone par les arbres dépasse le taux de carbone émis par décomposition à partir de 10 à 30 ans après la perturbation (Li *et al.*, 2003). Le taux d'absorption du carbone (production nette de l'écosystème) a tendance à être plus élevé lorsque le peuplement est âgé de 50 à 100 ans. Par la suite, ce taux diminue au fur et à mesure que la croissance des arbres diminue et que la quantité de matière organique morte en décomposition augmente.

Dans un paysage forestier (hypothétique) où un type de perturbation prédomine et se produit à un taux annuel constant, la dynamique finit par atteindre un état d'équilibre où les pertes de carbone à l'échelle du paysage dues aux perturbations sont compensées par l'absorption de carbone par les peuplements en régénération. Un changement du taux annuel ou du type de perturbation entraînera une modification du bilan du carbone et, de ce fait, une hausse ou une baisse des stocks de carbone à l'échelle du paysage (Kurz *et al.*, 1998). Une hausse du taux de perturbation a pour conséquence de rajeunir la forêt à l'échelle du paysage, ce qui entraîne des émissions de carbone. À l'inverse, une baisse de ce taux permet aux composantes du paysage de prendre de l'âge, ce qui fait en sorte que les stocks de carbone augmentent puisque la biomasse et la matière organique morte contiennent plus de carbone dans les forêts plus âgées. Un changement du type de perturbation a également des répercussions sur le bilan du carbone pour deux raisons. La première est que des perturbations différentes ont des effets différents sur le stock de matière organique morte. Par exemple, une récolte entraîne une élimination des troncs, mais également une accumulation de branches et de feuilles sur le sol, tandis que les feux de forêts détruisent le feuillage, les branches et une partie de la litière, mais laissent des troncs qui font alors partie du stock de matière organique morte. La deuxième raison est que différentes perturbations tendent à se produire dans des peuplements d'âges différents. Les feux de forêts se produisent habituellement dans des peuplements de tout âge, tandis que les récoltes sont effectuées de manière sélective dans des peuplements âgés, qui comptent une biomasse plus élevée sous forme de troncs. Un changement du taux ou du type de perturbation peut donc entraîner une augmentation ou une diminution des stocks de carbone à l'échelle du paysage (Kurz *et al.*, 1998).

La variabilité de la taille de la zone touchée annuellement par les perturbations est à l'origine de grandes différences sur le plan du bilan annuel du carbone des forêts du Canada. Les années où un nombre très élevé de feux font rage, les émissions de carbone dues à ceux-ci peuvent être supérieures à 100 Tg de carbone (Kurz et Apps, 1999, Amiro *et al.*, 2001), et plus de 300 Tg de carbone peuvent passer de la biomasse au stock de matière organique morte. Un tel accroissement du stock de matière organique morte a des effets sur le bilan net du carbone pendant de nombreuses années, soit à mesure que le carbone est émis dans l'atmosphère par décomposition.

Les changements à long terme des régimes des perturbations ont eu des répercussions sur la structure des classes d'âge dans les forêts du Canada. Durant une période marquée par peu de perturbations, soit entre 1920 et 1979, l'âge moyen des forêts a augmenté, c'est-à-dire que la structure des classes d'âge s'est déplacée vers la droite et les forêts du Canada constituaient, selon les estimations, un puits de 223 Tg de carbone par année. Durant la période de 1980 à 1995, la superficie annuelle moyenne perturbée était plus grande et les forêts constituaient, selon les estimations, une source de 22 Tg de carbone par année (données de Kurz et Apps (1999) mises à jour).

Le futur bilan du carbone des forêts du Canada variera également en fonction de la fréquence des perturbations naturelles et des perturbations d'origine humaine. Des analyses de scénarios ont été effectuées pour la période de 1996 à 2032. Dans deux des scénarios, les taux annuels d'épidémies d'insectes et de feux de forêts dans les forêts de production du Canada (243 Mha) étaient 20 % plus élevés ou plus bas que dans un scénario de référence fondé sur les taux moyens. En 2012, la différence entre les bilans nets annuels du carbone de ces deux scénarios se chiffre à environ 65 Tg de carbone par année (Kurz *et al.*, données non publiées). Par ailleurs, dans le scénario où le taux de perturbation est moins élevé, les forêts constituent un puits net de carbone, tandis que dans l'autre scénario, elles sont une source de carbone.

Répercussions du changement climatique mondial

Le changement climatique mondial, en particulier les températures plus élevées et les conditions plus sèches, entraînera probablement une augmentation de la superficie brûlée chaque année au Canada et possiblement un accroissement des effets des insectes, en contribuant à l'expansion de leurs aires de répartition et en étant à l'origine de stress pour leurs espèces hôtes. Le changement climatique modifiera également les obstacles à la productivité des écosystèmes et, de ce fait, influera sur la production primaire nette (PPN) et la production nette de l'écosystème (PNE). Il n'est cependant pas encore possible de prévoir avec certitude quels seront les effets et l'ampleur de ceux-ci sur la PNE. Cette impossibilité découle du fait que les effets varient d'une région ou d'un écosystème à l'autre en fonction des obstacles à la productivité, des changements sur le plan de la température, des précipitations et de la longueur de la saison de croissance, ainsi que d'autres facteurs comme la fertilisation par le CO₂, les dépôts d'azote et les polluants tels que l'ozone.

La PNE varie en fonction de l'âge du peuplement et, dans la forêt boréale du Canada, elle est habituellement maximale lorsque le peuplement est âgé de 50 à 100 ans (Li *et al.*, 2003). Les interactions entre les changements de fréquence des perturbations naturelles et la PNE sont complexes et dépendent de l'âge moyen actuel du paysage forestier. Un régime de perturbation accru entraîne une baisse de l'âge moyen de la forêt. Si cet âge moyen est plus élevé que l'âge où la PNE est maximale, une baisse de l'âge moyen pourrait donner lieu à une hausse de la PNE à l'échelle du paysage. Par conséquent, les stocks de carbone seraient plus bas, mais le taux d'absorption du carbone aurait tendance à augmenter.

À l'inverse, si l'âge moyen est inférieur à l'âge où la PNE est maximale, une hausse du taux de perturbation ferait baisser l'âge moyen et possiblement la PNE.

Si le changement climatique entraîne une hausse de la fréquence des perturbations naturelles, il est possible que les stocks de carbone dans les forêts du Canada soient bas pendant une certaine période. Les répercussions du changement climatique mondial sur la PNE pourraient faire baisser davantage les stocks de carbone ou compenser en partie les pertes dues aux taux de perturbation plus élevés.

Références

- Amiro, B.D., J.B. Todd, B.M. Wotton, K.A. Logan, M.D. Flannigan, B.J. Stocks, J.A. Mason, D.L. Martell and K.G. Hirsch. 2001. Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959–1999. *Can. J. For. Res.* 31: 512–525.
- Li, Z., M.J. Apps, W.A. Kurz and E. Banfield. 2003. Temporal changes of forest NPP and NEP in west central Canada associated with natural and anthropogenic disturbances. *Can. J. For. Res.* 33: 2340-2351.
- Kurz, W.A. and M.J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecol. Appl.* 9: 526-547.
- Kurz, W.A., S.J. Beukema and M.J. Apps. 1998. Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2: 405-421.

Changements climatiques, feux et bilan du carbone

Brian D. Amiro¹ et Michael D. Flannigan²

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts

¹Centre de foresterie du Nord, 5320 – 122nd Street, Edmonton, Alberta T6H 3S5

Courriel : bamiro@nrca.gc.ca

²Centre de foresterie des Grands Lacs, 1219, Queen Street East, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5

Courriel : mflannig@nrca.gc.ca

Le bilan du carbone et les feux

Les modèles du carbone montrent qu'aussi bien les feux que les insectes régissent l'ampleur de la productivité annuelle nette du biome et donc le bilan du carbone (Kurz et Apps, 1999). Au cours des 20 dernières années, les feux de forêt ont chaque année détruit en moyenne 2 à 3 millions d'hectares au Canada (Stocks *et al.*, 2003). Par le biais des émissions de combustion directe, ils ont aussi libéré des quantités de carbone qui peuvent être estimées à partir de la superficie brûlée et des conditions météorologiques au moment de l'événement (Amiro *et al.*, 2001). Pour l'ensemble du Canada, les émissions de combustion directe sont en moyenne de 1,3 kg de carbone par m⁻² de superficie brûlée; pour les 40 dernières années, cela correspond à près de 20 % du carbone provenant des émissions de combustibles fossiles au Canada. Outre les pertes de carbone par combustion directe, la décomposition de la végétation touchée accentue le flux de respiration de l'écosystème. Le puits forestier est également réduit durant les premières années suivant le feu parce que la végétation de début de succession fixe moins de carbone qu'une forêt plus mature. La figure 1 présente un schéma de ces processus. La dynamique du carbone après feu est moins bien connue que les pertes par combustion, mais dans les deux cas, les pertes sont probablement du même ordre de grandeur.

Mesures des flux de carbone après feu

Un des objectifs du réseau de recherche FLUXNET-Canada (<http://www.fluxnet-canada.ca>) est de mesurer les flux de carbone après feu afin d'obtenir de meilleures données sur le bilan du carbone forestier, tout en considérant les feux comme une perturbation naturelle. À l'heure actuelle, les mesures de flux sont prises en continu sur trois sites ayant déjà brûlé, situés dans la région BERMS (Boreal Ecosystem Research and Monitoring Sites, ou Sites de recherche et de surveillance sur les écosystèmes boréaux), en Saskatchewan. Les mesures faites à ce jour indiquent qu'une zone qui a brûlé il y a 3 à 5 ans est une source annuelle de carbone, même si elle constitue un puits net durant la journée pendant la saison de croissance. Des brûlis de 12 et 26 ans sont des puits plus importants pendant la saison de croissance, mais on n'a pas encore estimé les totaux annuels pour ces sites. Nous comparons le flux de carbone des sites brûlés avec celui de sites matures et de sites récoltés dans la région BERMS et dans le reste du Canada. Les données de ces sites et d'autres sites montrent des changements prononcés des profils diurnes du flux de carbone, les sites plus jeunes ayant une amplitude diurne beaucoup moins prononcée (Amiro *et al.*, 2003). Ceci est dû à une baisse de l'absorption par photosynthèse durant la journée et à une diminution de la respiration racinaire durant la nuit.

Changement climatique et perspectives pour l'avenir

Les résultats des modèles de circulation générale et des modèles climatiques régionaux nous laissent croire qu'une grande partie du Canada connaîtra davantage de feux de forêt dans un climat à $3xCO_2$, ce qui sera probablement le cas vers la fin du siècle. Nous pensons que ce changement ne sera pas uniformément réparti à travers le pays et qu'à cause de changements transitoires, certaines régions devraient même connaître une baisse du nombre de feux (Flannigan *et al.*, 1998). Nos meilleures estimations jusqu'ici sont que la superficie brûlée pourrait doubler par rapport aux conditions présentes, en ne prenant en compte que le climat dans un environnement à $3xCO_2$. La figure 2 présente certaines projections de l'indice d'intensité saisonnier des feux pour le Canada. Cet indice étant souvent bien corrélé avec la superficie brûlée, cette carte donne une idée générale de ce que pourrait réserver l'avenir. À noter qu'on prévoit des augmentations dans une grande partie de la forêt boréale, région du Canada qui connaît déjà le plus de feux. La saison des feux pourrait aussi allonger dans certaines régions (Wotton et Flannigan, 1993) et la gravité et l'intensité de ces feux pourraient augmenter.

Il existe une possibilité de rétroaction positive par laquelle le changement climatique induirait davantage de feux, libérant ainsi davantage de carbone des forêts, ce qui augmenterait les concentrations atmosphériques de gaz à effet de serre. En outre, on croit que la fumée favorise les décharges de foudre positives (les décharges positives risquent plus fortement de déclencher des incendies que les décharges négatives) (Lyons *et al.*, 1998), tout en diminuant les précipitations (Rosenfeld, 1999). Le phénomène pourrait être d'échelle planétaire, surtout s'il se produit en Sibérie, où les superficies brûlées annuellement dépassent les 10 millions d'hectares depuis quelques années. Cependant, nous pensons qu'il pourrait y avoir des facteurs auto-limitants qui empêcheraient la situation de devenir hors contrôle. L'augmentation de la fréquence des feux modifiera le complexe combustible et, dans certaines parties des forêts du Canada, les essences feuillues de succession feront face à des vitesses réduites de propagation des feux. Les changements aux profils de déclenchement des feux par l'homme et la foudre et la suppression des incendies pourraient aussi jouer un rôle. Les recherches actuelles et planifiées visent à raffiner ces estimations du changement climatique pour prendre en compte les changements à l'échelle des paysages, ainsi que d'autres aspects régissant les feux au Canada.

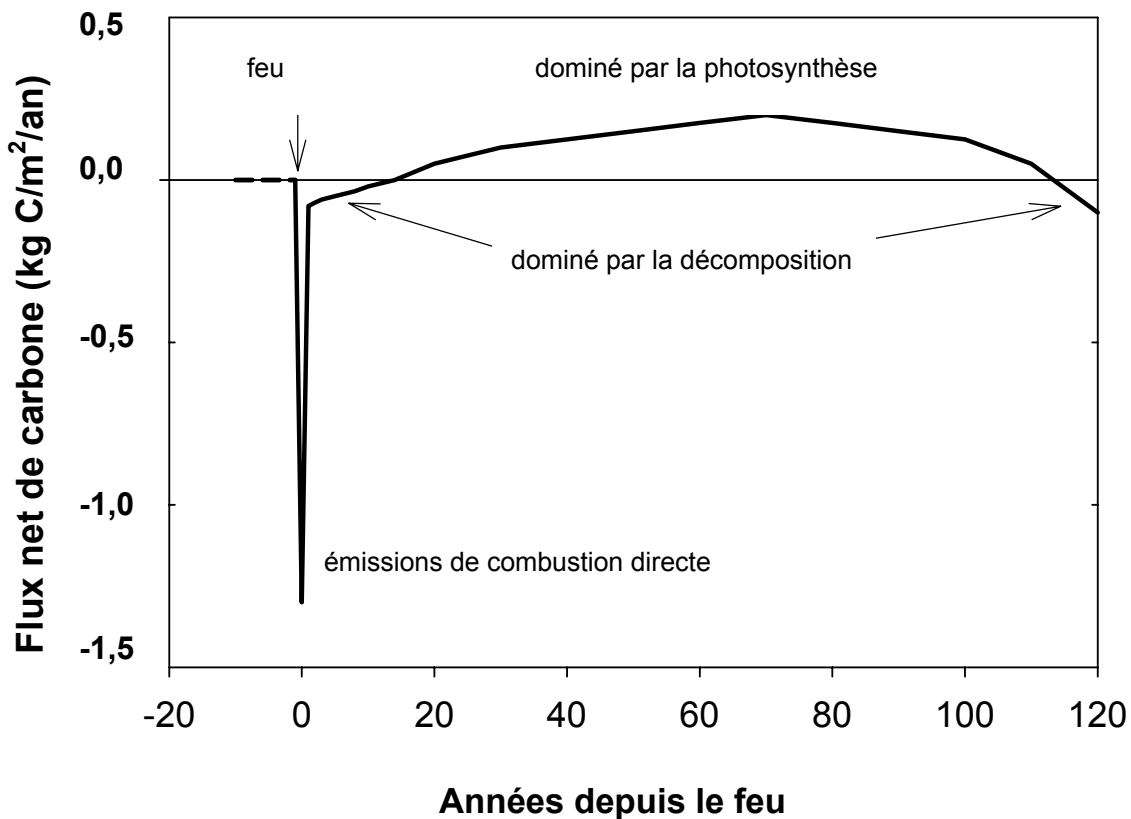


Figure 1. Schéma idéalisé du flux de carbone d'une forêt pendant le cycle de feu. L'intégration de cette courbe devrait être proche de zéro pour maintenir le bilan du carbone à long terme. Les pertes directes par combustion et les pertes par décomposition sont compensées par le renouvellement de la forêt et la fixation photosynthétique par la nouvelle végétation. Les forêts plus matures peuvent devenir des sources de carbone si la respiration domine la photosynthèse. L'ampleur et le moment exacts de ces flux font actuellement l'objet de recherches. Le trait discontinu avant le feu à temps zéro représente un état possible de la forêt (équilibre), mais nombre d'autres conditions avant incendie sont possibles.

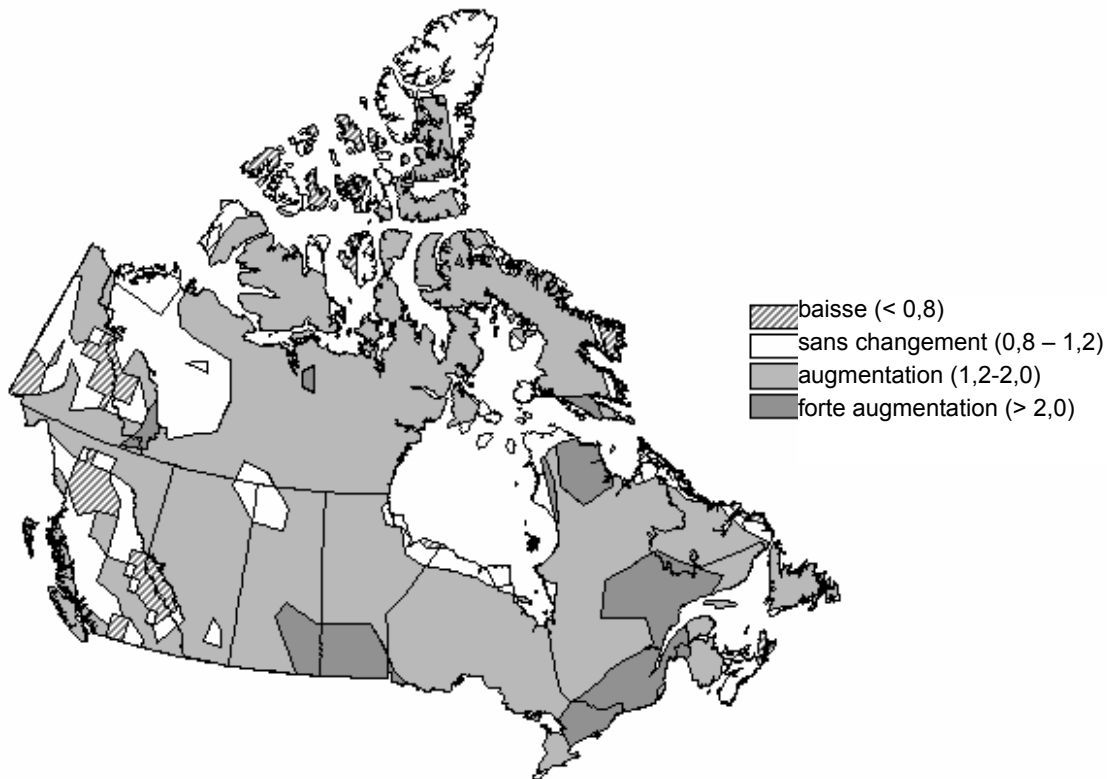


Figure 2. Changement de l'indice d'intensité saisonnier des feux au Canada, en tant que rapport des scénarios de 3xCO₂ (environ 2100) à l'état 1xCO₂ (présent) (une valeur de 1 indique qu'il n'y a pas de changement). L'indice reflète la difficulté à maîtriser le feu en fonction des conditions météorologiques, les valeurs plus élevées indiquant une difficulté plus grande. Les estimations pour l'extrême-ouest du pays sont basées sur un modèle climatique régional (Flannigan *et al.*, 2001) et celles du reste du pays sur la moyenne des résultats du modèle de circulation générale canadien et de celui de Hadley (Logan *et al.*, 2002). Les régions pour lesquelles les modèles sont en désaccord sont incertains et marqués comme « sans changement ».

Références

- Amiro, B.D., J.B. Todd, B.M. Wotton, K.A. Logan, M.D. Flannigan, B.J. Stocks, J.A. Mason, D.L. Martell et K.G. Hirsch, 2001. Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959-1999. *Can. J. For. Res.* 31: 512-525.
- Amiro, B.D., J.I. MacPherson, R.L. Desjardins, J.M. Chen et J. Liu, 2003. Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest: evidence from towers, aircraft and remote sensing. *Agric. For. Meteorol.* 115: 91-107.
- Flannigan, M.D., Y. Bergeron, O. Engelmark et B.M. Wotton, 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *J. Veg. Sci.* 9: 469-476.
- Flannigan, M., I. Campbell, M. Wotton, C. Carcaillet, P. Richard et Y. Bergeron, 2001. Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model – regional climate model simulations. *Can. J. For. Res.* 31: 854-864.
- Kurz, W.A. et M.J. Apps, 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecol. Appl.* 9: 526-547.

- Logan, K.A., M.D. Flannigan, B.M. Wotton et B.J. Stocks, 2002. Development of daily weather and fire danger scenarios using two General Circulation Models. In: R.T. Engstrom et W.J. deGroot (Eds.). Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Temperate, Boreal, and Montane Ecosystems. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL, U.S.A.
- Lyons, W.A., T.E. Nelson, E.R. Williams, J.A. Cramer et T.R. Turner, 1998. Enhanced positive cloud-to-ground lightning in thunderstorms ingesting smoke from fires. *Science* 282: 77-80.
- Rosenfeld, D., 1999. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. *Geophys. Res. Lett.* 26: 3105-3108.
- Stocks, B.J., J.A. Mason, J.B. Todd, E.M. Bosch, B.M. Wotton, B.D. Amiro, M.D. Flannigan, K.G. Hirsch, K.A. Logan, D.L. Martell et W.R. Skinner, 2003. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *J. Geophys. Res.* 108:10.1029/2001JD000484.
- Wotton, B.M. et M.D. Flannigan, 1993. Length of the fire season in a changing climate. *For. Chron.* 69: 187-192.

Changements climatiques et épidémies d'insectes

Richard A. Fleming¹ et Jean-Noël Candau²

¹Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Grands Lacs, 1219, Queen Street East, C.P. 490, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5

Courriel : rich.fleming@nrca.gc.ca

²Institut de recherche forestière de l'Ontario, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 1235, Queen Street East, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5

Courriel : jean-noel.candau@mnr.gov.on.ca

Les insectes sont la classe d'organismes la plus diversifiée au monde et, à ce titre, jouent un rôle majeur dans la succession, le fonctionnement et le cycle du carbone au sein de la plupart des écosystèmes naturels et aménagés. Les insectes peuvent avoir des effets à la fois positifs et négatifs, directs et indirects, évidents et subtiles, d'où le défi de taille que de comprendre comment les changements qui s'opèrent dans l'environnement de la planète peuvent influencer sur les effets des insectes sur les forêts (Ayres et Lombardero, 2000; Fleming, 2000; Harrington *et al.*, 2001; Logan *et al.*, 2003; Volney et Fleming, 2000).

Le présent document n'aborde qu'une petite partie de ce défi, soit les effets que pourraient avoir les changements climatiques sur les régimes des épidémies d'insectes dans les forêts du Canada. Les insectes, dans leur ensemble, constituent la principale perturbation naturelle des forêts du Canada et, en période d'épidémie, tuent souvent les arbres hôtes sur de vastes superficies, notamment dans les peuplements plus âgés. Ce faisant, ils ramènent la forêt à des classes d'âge plus jeunes qui contiennent moins de biomasse et, par conséquent, piègent moins de carbone. On craint que les épidémies d'insectes, conjuguées à certains changements environnementaux (p. ex., les changements climatiques), puissent même altérer la direction de la succession ultérieure et empêcher l'écosystème forestier d'origine de repeupler le site. Cet écosystème forestier pourrait être remplacé par un autre composé d'un mélange d'espèces différentes ou, peut-être bien, par un type d'écosystème totalement différent (p. ex., arbustes, graminées) (Antonovsky *et al.*, 1990; Hogg, 2001).

Le débat sur les changements climatiques tourne principalement autour de la température, la variable climatique pour laquelle le niveau de confiance des prévisions est le plus élevé (Houghton *et al.*, 2001) et les données disponibles concernant les effets sur les insectes sont les plus nombreuses. Le taux potentiel d'augmentation des populations de nombreux insectes est fortement dépendant de la température et des températures extrêmes peuvent nuire à leur survie. Des changements au niveau des températures moyennes et de l'importance et de la fréquence des températures extrêmes peuvent donc avoir des répercussions de taille sur les populations d'insectes. Toutefois, il importe également de ne pas oublier que les changements climatiques sont loin de se limiter à de simples changements de température. Les précipitations sous forme de pluie ou de neige, l'humidité, les vents et la couverture nuageuse sont au nombre des autres variables climatiques qui devraient changer et la chimie de l'atmosphère (p. ex., les concentrations de CO₂) sera également affectée. De plus, les combinaisons (interactions) de ces variables, même dans les régions où leurs valeurs se situent dans les limites de leurs plages historiques, peuvent exposer les forêts et leurs cortèges d'insectes à des conditions du milieu totalement nouvelles.

Effets directs des changements climatiques sur les insectes

Au Canada, les températures influant sur les processus physiologiques sont généralement inférieures à leur optimum pour la plupart des insectes pendant la majeure partie de l'année, de sorte que des hausses de température accéléreront vraisemblablement ces processus, entraînant ainsi un développement plus rapide, un surcroît d'activité et de déplacements, une réduction de la mortalité due aux facteurs climatiques et, possiblement, un plus grand nombre de générations par saison (Hansen *et al.*, 2001; Yamamura et Kiritani, 1998). Dans les régions où le cycle biologique est régi par la température, il faut s'attendre à ce que les différents stades de ce cycle se produisent plus tôt et à ce que des températures plus élevées favorisent des périodes prolongées d'activité au début et en fin de saison, selon les contraintes que peuvent imposer d'autres facteurs comme la photopériode et la sécheresse. On peut également s'attendre à ce que des conditions plus chaudes favorisent une extension vers le pôle de l'aire de répartition des espèces actuellement limitées par de basses températures ou une augmentation de l'altitude à laquelle elles peuvent survivre. Une hausse de température de 2° C, comme celle prévue pour les latitudes tempérées boréales au cours du prochain siècle, équivaut à un déplacement des conditions actuelles de 600 km plus au nord ou de 330 m en altitude (Houghton *et al.*, 2001). Ce déplacement se ferait à un rythme annuel moyen d'environ 6 km vers le nord et de 3,3 m en altitude, mais on peut s'attendre à une grande variabilité de ces moyennes. La plupart des insectes pourraient facilement suivre le rythme de tels déplacements, contrairement à nombre de leurs espèces hôtes, ce qui pourrait donc limiter la propagation de certaines espèces d'insectes. D'autre part, les espèces d'insectes rencontreront peut-être, au fil de leur progression, de nouveaux hôtes potentiels qui pourraient déjà être agressés dans une certaine mesure par un autre facteur, par exemple une sécheresse, et donc être moins aptes à se défendre contre ces nouvelles espèces d'insectes envahissantes.

Les populations d'insectes ont peut-être déjà commencé à réagir directement aux changements climatiques. Toutes les données de suivi à long terme sur les insectes au Royaume-Uni mettent en évidence des rythmes de développement plus rapides (Harrington *et al.*, 2001). Parmesan *et al.* (1999) ont étudié les données sur l'aire de répartition au cours du dernier siècle de 35 espèces européennes non migratrices de papillons et ont constaté que les limites septentrionales de leur aire s'étaient déplacées vers le nord chez 63 % d'entre elles, avaient peu changé chez 34 % et avaient reculé vers le sud chez seulement 3 %. Ces éléments de preuve à l'effet que les populations d'insectes ont peut-être déjà commencé à réagir directement aux changements climatiques ont toutefois leurs limites, car ils proviennent de corrélations entre les tendances observées et les prévisions de modèle ou les projections théoriques. La réalisation des expériences de manipulation nécessaires pour établir rigoureusement le lien de causalité avec le climat demeure un énorme défi sur le plan logistique. À ce jour, nous n'avons entendu parler d'aucune expérience de cette nature.

Effets indirects des changements climatiques sur les insectes

Le degré auquel les effets directs de la hausse des températures sur les insectes influenceront sur la façon dont les populations d'insectes et leurs pullulations réagiront aux changements climatiques dépend vraisemblablement d'un certain nombre de facteurs complexes. Parmi ceux-ci figurent des changements de l'environnement abiotique, des changements d'interactions entre les espèces et des changements des régimes de sélection naturelle. Ainsi, l'augmentation des concentrations de CO₂ atmosphérique constitue une modification de l'environnement abiotique qui peut s'avérer importante. L'augmentation du rapport carbone/azote qui en résultera chez les végétaux devrait pousser les insectes à s'alimenter davantage afin d'obtenir la quantité adéquate d'azote alimentaire. Des

augmentations de la biomasse des végétaux ou des mécanismes de défense à base de carbone peuvent compenser cet effet. Chez les insectes, il pourrait en résulter un développement larvaire plus lent et une mortalité accrue (Coviella et Trumble, 1999). Les changements climatiques devraient affecter les interactions entre les espèces, car il est très probable que les effets directs des changements climatiques différeront quantitativement chez les espèces des réseaux trophiques complexes dont la plupart des insectes font partie intégrante. Les modifications de l'abondance relative des différentes espèces qui en résultent devraient altérer les rapports prédateur/proie, hôte/parasite et plante/herbivore et ainsi affecter quantitativement les interactions entre les espèces d'un bout à l'autre des réseaux trophiques. Les changements dans les interactions entre les espèces et dans la chimie de l'atmosphère contribueront à des environnements nouveaux et, par conséquent, à des régimes modifiés de sélection naturelle que chaque espèce devra affronter.

Prévision des régimes d'épidémies d'insectes

On ne sait pas comment les assemblages actuels d'espèces formant des unités intégrées dans les différents écosystèmes réagiront au déplacement des zones climatiques vers le pôle et en altitude à mesure que le climat de la planète se réchauffera. Lors des changements climatiques précédents (Davis, 1981), et probablement aussi durant le présent épisode de changement, certains membres de la plupart des assemblages d'espèces ont réagi en modifiant beaucoup plus rapidement que d'autres leur abondance ou leur aire de répartition, transformant ainsi la nature même des assemblages. Malheureusement, il est pratiquement impossible de prévoir les assemblages futurs ainsi que les densités et les interactions trophiques de ces espèces sous un climat différent. Par conséquent, les prévisions des réactions éventuelles des régimes d'épidémies aux changements climatiques partent souvent de l'hypothèse d'une réaction écosystémique intégrée (Fleming, 1996) à un niveau donné. Selon cette hypothèse, à mesure que les zones climatiques se déplaceront vers le pôle (et en altitude), la plupart des espèces constituant ces assemblages et les écosystèmes dont elles font partie intégrante se déplaceront en bloc (unités intégrées entières) en suivant les conditions environnementales propices d'une région géographique à une autre. L'hypothèse sous-entend que les insectes herbivores, même s'ils modifient leur distribution géographique sous l'effet des changements climatiques, auront un impact (exprimé en dégâts par unité de surface) relativement similaire à celui qu'ils ont présentement puisque les espèces continueront de faire partie intégrante des mêmes écosystèmes qu'auparavant (et seront donc exposées à la même structure de rétroaction et aux mêmes influences abiotiques). L'hypothèse est valable lorsqu'un écosystème commence à réagir à des changements du climat, avant que ne se produisent d'importants changements dans sa structure. Elle peut également s'appliquer à des écosystèmes qui réagissent peu à des changements de la chimie de l'atmosphère, après que le climat de la planète ait atteint un nouvel état d'équilibre (c.-à-d., lorsque les humains auront limité les émissions de gaz à effet de serre et que les changements climatiques majeurs résultants seront terminés).

L'approche générale consiste à analyser les données historiques d'une région donnée pour mettre en évidence les associations statistiques entre les régimes climatiques à court terme et les caractéristiques du régime d'épidémie, comme la fréquence, la durée et l'ampleur. Fleming (2000) cite les travaux d'un certain nombre de chercheurs comme exemples de cette approche. Ces exemples montrent que des températures plus froides étaient associées à des épidémies plus courtes de la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) dans le centre de l'Ontario et à des épidémies moins fréquentes du diprion du pin sylvestre (*Neodiprion sertifer*) dans la forêt boréale de la Finlande. De plus, des étés chauds et secs étaient associés à des épidémies de certaines autres espèces d'insectes dans les forêts du Canada (arpenteuse de la pruche

(*Lambdina fuscicornis fuscicornis*), dendroctone du pin (*Dendroctonus ponderosae*), tordeuse occidentale de l'épinette (*Choristoneura occidentalis*) et tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*). En supposant que ces mêmes associations statistiques soient toujours valables au fil des changements climatiques, du moins pendant ses premiers stades, il est possible d'en déduire comment les caractéristiques de ce régime d'épidémies pourraient se modifier en réponse aux changements climatiques prévus dans la région. Ainsi, selon Volney (1996), qui s'est appuyé sur des travaux antérieurs effectués au Wisconsin montrant que les infestations de la tordeuse du pin gris (*Choristoneura pinus pinus*) sont plus fréquentes sur des sites secs, si les changements climatiques à l'échelle planétaire entraînent un déficit hydrique, les sites du Wisconsin où des épidémies sévissent actuellement tous les 10 ans verront la fréquence des épidémies passer à 5-6 ans, comme c'est actuellement le cas dans les sites plus xériques. Ce type d'approche fournit aussi un scénario composite cohérent sur la réaction éventuelle des régimes d'infestations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette aux changements climatiques. En règle générale, ces travaux de recherche (cités dans Fleming, 2000) laissent entendre que les épidémies devraient être plus fréquentes et de plus longue durée dans les forêts boréales de l'Amérique du Nord où le climat se réchauffera. Au fil du réchauffement, ces forêts devraient se déplacer vers le nord et « s'éclaircir » près de la limite méridionale actuelle de l'aire de répartition de la tordeuse des bourgeons de l'épinette où il faut donc s'attendre à ce que les épidémies soient plus brèves et moins fréquentes.

Une autre approche consiste à modéliser la dépendance climatique (notamment la température) des processus clés du cycle biologique des espèces d'insectes d'intérêt. En règle générale, les données ayant trait aux processus concernant les influences climatiques sur pratiquement toutes les autres espèces faisant partie du réseau trophique de l'insecte d'intérêt font défaut, de sorte que l'on suppose implicitement que l'insecte en question réagit aux changements climatiques alors que la majeure partie de son réseau trophique ne le fait pas. Cette hypothèse peut être valable pour des insectes faisant partie de réseaux trophiques relativement simples (p. ex., espèces envahissantes) ou lorsqu'on est confiant que l'insecte d'intérêt réagit au réchauffement du climat avant le reste de son réseau trophique. Selon des prévisions qui ont été établies, les insectes seront capables, sous un climat plus chaud, (a) de compléter leur cycle biologique dans des régions situées plus au nord ou plus en altitude et ainsi d'élargir leur aire de répartition (p. ex., Ungerer *et al.*, 1999) ou (b) d'avoir un plus grand nombre de générations complètes dans certaines parties de leur aire de répartition actuelle et d'accroître ainsi leur population (p. ex., Hansen *et al.*, 2001).

Conclusion

Les scénarios publiés laissent généralement entendre que les épidémies d'insectes forestiers au Canada dureront plus longtemps et surviendront plus fréquemment là où le climat se réchauffera. Cela ne veut pas nécessairement dire que les incidences économiques directes de ces insectes augmenteront. En revanche, une possibilité préoccupante est le fait que le réchauffement du climat puisse permettre à certains insectes (p. ex., le dendroctone du pin) d'agrandir son aire de répartition et de se propager dans de vastes régions abritant des espèces hôtes vulnérables (Carroll *et al.*, 2004; Logan et Powell, 2001). De plus, les effets indirects, comme l'accroissement des risques de feux de forêt, peuvent devenir extrêmement importants sous les climats plus chauds et plus secs de demain, si bien que les incertitudes à l'égard de la répartition future des dégâts causés par certains insectes ajoutent aux incertitudes entourant les régimes de feu futurs (Fleming *et al.*, 2002).

La plupart des scénarios publiés se fondent sur l'une ou l'autre des approches prévisionnelles présentées brièvement ci-dessus. Des hypothèses implicites différentes limitent

l'applicabilité des deux approches qui, dans ce sens, sont complémentaires; toutefois, elles ne sont pas suffisantes. Un problème irrésolu et commun à ces deux approches est que les changements climatiques mettent en jeu les interactions de changements dans la chimie de l'atmosphère (p. ex., la concentration de CO₂ au niveau du sol) et de changements des variables climatiques typiques (p. ex., la température). À notre connaissance, aucune donnée n'est actuellement recueillie sur la façon dont les insectes pourraient réagir aux changements prévus et conjugués de la chimie de l'atmosphère et du climat.

Références

- Antonovsky, M.Y., Fleming, R.A., Kuznetsov, Y.A. and Clark, W.C. 1990. Forest-pest interaction dynamics: the simplest mathematical models. *Theoretical Population Biology* 37: 343-367.
- Ayres, M.P. and Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262: 263-286.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. & Safranyik, L. 2004. Effects of climate and climate change on the mountain pine beetle. In: Shore, T. (Ed.) *Proc. Mountain Pine Beetle Symposium 30-31 October 2003*. Can. For. Serv., Pacific For. Cent., Victoria, BC. (sous presse).
- Coviella, C.E. & Trumble, J.T. 1999. Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions. *Conservation Biology* 13: 700-712.
- Davis, M.B. 1981. Quaternary history and the stability of forest communities. Pages 132-153 in: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (Eds.) *Forest succession: concepts and applications*. Springer, New York.
- Fleming, R.A. 1996. A mechanistic perspective of possible influences of climate change on defoliating insects in North America's boreal forests. *Silva Fennica* 30: 281-294.
- Fleming, R.A. 2000. Climate change and insect disturbance regimes in Canada's boreal forests. *World Resources Review* 12: 520-555.
- Fleming, R.A., Candau, J.-N. & McAlpine, R.S. 2002. Landscape-scale analysis of interactions between insect defoliation and forest fire in central Canada. *Climatic Change* 55(1): 251-272.
- Hansen, M.E., Bentz, B.J. & Turner, D.L. 2001. Temperature-based model for predicting univoltine brood proportions in spruce beetle (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist* 133: 827-841.
- Harrington, R., Fleming, R.A. & Woiwod, I.P. 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology* 3(4): 233-240.
- Hogg, E.H. 2001. Modelling aspen responses to climatic warming and insect defoliation in western Canada. In: *Sustaining Aspen in Western Landscapes*. Rocky Mtn. Res. Stn., USDA For. Serv., Proceedings RMRS-P-18: 325-338.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J. & Xiaosu, D. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Logan, J.A. & Powell, J.A. 2001. Ghost forests, global warming, and the mountain pine beetle. *American Entomologist* 47: 160-173.
- Logan, J.A., Régnière, J. & Powell, J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(3): 130-137.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. and Warren, M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579-583.

- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. & Lombardero, M.J. 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography* 26: 1133-1145.
- Volney, W.J.A. 1996. Climate change and management of insect defoliators in boreal forest ecosystems. Pages 79-87 in: Apps, M.J. & Price, D.T. (Eds.) *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Springer-Verlag, Berlin.
- Volney, W.J.A. & Fleming, R.A. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82: 283-294.
- Yamamura, K. & Kiritani, K. 1998. A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. *Applied Entomology and Zoology* 33: 289-298.

Modélisation à l'échelle du paysage : le théâtre d'interactions entre des processus trans-échelles

Andrew Fall

*Professeur auxiliaire, School of Resource and Environmental Management,
Simon Fraser University, et Président, Gowlland Technologies Ltd,
220, Old Mossy Road, Victoria, Colombie-Britannique V9E 2A3
Courriel : fall@cs.sfu.ca*

Résumé

Certaines méthodes de modélisation spatio-temporelle et d'écologie des paysages peuvent fournir des outils précieux à l'exploration des interactions entre les perturbations naturelles, les changements climatiques et la production de biomasse. Nous nous concentrons ici sur les cadres et outils d'élaboration de modèles du paysage, sur les liens entre des modèles qui fonctionnent à des échelles fines et grossières (p. ex., les modèles de circulation générale, les modèles à l'échelle du peuplement) et sur les approches d'intégration des changements climatiques et des processus de la biomasse avec les perturbations naturelles et l'aménagement. Nous insistons sur l'importance de prendre en compte l'incertitude. Ces concepts sont illustrés au moyen d'un projet mené dans la vallée Robson, en Colombie-Britannique (Canada), pendant lequel nous avons exploré les incertitudes issues des interactions entre les perturbations naturelles (feux et épidémies de diverses espèces d'insectes), la succession forestière et l'aménagement, dans le contexte de scénarios de changements climatiques projetés.

Introduction

Nombre de problèmes critiques de gestion des terres interpellent des processus ayant cours à plusieurs échelles, allant des processus locaux aux processus planétaires (Turner, 1989). Par exemple, la planification de la gestion durable des forêts requiert des prévisions à long terme des tendances des conditions forestières soumises à une stratégie d'aménagement donnée et exige donc une synthèse des processus allant de la croissance de l'arbre aux processus de mort naturelle et à l'évolution des conditions forestières. En raison des grandes échelles temporelles et des possibilités de répétition limitées à cause des grandes échelles spatiales utilisées, les modèles s'avèrent des outils clés pour aider les décideurs qui ont à faire face à ce type de problèmes (Hunsaker *et al.*, 1993). Pour que les modèles puissent jouer un rôle d'aide à la décision, il est essentiel qu'ils soient construits de manière à s'adapter aux questions et processus de décision en jeu (Fall et Fall, 2001). Il s'ensuit que nous devons disposer de processus coopératifs d'élaboration des modèles ainsi que d'outils souples facilitant leur mise en œuvre.

La production de biomasse, les perturbations naturelles et les changements climatiques recoupent plusieurs échelles, allant de la photosynthèse aux perturbations ayant cours à l'échelle du paysage, puis à la circulation générale et au flux de carbone atmosphérique. L'incertitude liée aux données ainsi qu'à la compréhension des divers processus constitue une limite importante à leur modélisation. La multiplicité des sources d'incertitude devrait nous inciter à établir des sous-modèles de processus à des échelles pouvant maximiser notre degré de confiance. Par exemple, c'est par un modèle à l'échelle du paysage que la perturbation par le feu est le mieux rendue pour évaluer les impacts à long terme sur la structure d'âge des

forêts, alors que les taux futurs de précipitations seront mieux estimés à l'aide de modèles de circulation générale ou régionale. D'un autre côté, l'accumulation de carbone dans les peuplements sera peut-être mieux estimée à l'aide d'un modèle élaboré à l'échelle du peuplement, d'où le besoin de relier ces modèles au travers des diverses échelles.

Enjeux liés à l'analyse des paysages

Les paysages devraient être définis, du point de vue d'un organisme donné, comme des régions présentant des variations hétérogènes des ressources (Forman et Godron, 1986). Ils sont par contre souvent définis d'un point de vue humain, auquel cas leur superficie est de l'ordre de milliers ou de millions d'hectares. On peut considérer l'échelle du paysage comme la scène moyenne sur laquelle les processus planétaires moteurs se combinent aux processus émergents à l'échelle du peuplement. Les paysages sont très souvent des systèmes complexes (c'est-à-dire qu'ils font intervenir des mécanismes d'interactions et de rétroactions parmi les divers processus) qui prennent place sur de grandes superficies et de longs horizons temporels. De ce fait, l'analyse à l'échelle du paysage inclut nécessairement de nombreuses sources d'incertitude telles que le manque de données précises, une connaissance limitée des processus moteurs et l'incapacité d'établir des expériences de terrain répétées.

Échelle

La notion d'échelle renvoi au temps, à l'espace ou au niveau d'organisation (p. ex., de la cellule, de l'individu, de la population). L'échelle peut être définie par la portée (p. ex., horizon temporel) et le grain ou la résolution (p. ex., dimension de la maille). Ainsi, un modèle à l'échelle du paysage peut opérer sur plus de 1 000 000 d'hectares, avec des mailles de 1 ha, et être conçu pour couvrir 200 ans avec un pas de temps de base de 1 an. Les processus impliquant de longues échelles de temps se déroulent généralement sur de grandes régions spatiales et ont des impacts sur de grands niveaux d'organisation (Turner *et al.*, 1994).

Lorsque la problématique fait appel à des processus opérant au travers de diverses échelles, cela nécessite une modélisation trans-échelles. Cette modélisation demandera beaucoup de soin car les mécanismes causaux sont souvent relatifs à une échelle : des changements d'échelle peuvent alors induire des changements de variables et de relations critiques et les éléments qui apparaissent constants à une échelle peuvent s'avérer variables à une autre (Levin, 1992). Par exemple, la superficie des feux peut être essentiellement régie par les combustibles, le vent et la pluie pour ce qui est d'un feu individuel, mais par les précipitations du printemps et de l'été quand on examine une saison complète. En outre, l'échelle à laquelle on mesure un système influe sur la perception qu'on en retire. C'est ce que la géométrie fractale a mis en évidence en prenant comme exemple la longueur de la côte de la Grande-Bretagne, pour laquelle la longueur de l'unité utilisée pour la mesure avait un impact important sur le résultat (Mandelbrot, 1983).

Les objectifs régissent l'échelle *focale* à laquelle un système devrait être modélisé, mais cela peut différer des échelles de processus et d'observation inhérentes. Comme les modèles et les résultats attendus ne s'expriment pas nécessairement à des échelles semblables, on doit appliquer des méthodes permettant le passage des modèles d'une échelle à une autre :

- (i) Méga-modèle : combinaison de tous les processus en un seul modèle. Ces modèles seront donc probablement très compliqués.
- (ii) Couplage étroit : lien *direct* entre des modèles distincts. Un modèle, ou un ensemble de modèles, appelle d'autres modèles au cours de la simulation et contrôle le moment d'intervention et le mode de communication. On peut ainsi créer des « méta-modèles » à partir de modèles semi-indépendants, mais cette approche peut manquer d'efficacité (p. ex., si un modèle d'échelle grossière doit appeler à répétition un modèle d'échelle plus fine, le temps requis peut être dominé par le second). Cette approche permet cependant une rétroaction entre les différents modèles.
- (iii) Couplage lâche : lien *indirect* entre les modèles. Les modèles fonctionnant à des échelles plus fines ou plus grossières que le modèle focal sont exécutés au préalable et une communication entre les modèles est assurée par des fichiers. Les modèles d'échelle plus fine peuvent pré-traiter toutes les trajectoires possibles (p. ex., on utilise un modèle de croissance et de rendement pour estimer les volumes pour un modèle du domaine forestier). Les modèles d'échelle plus grossière peuvent pré-traiter des séries chronologiques de variables d'état (p. ex., on utilise un modèle de changement du climat régional pour projeter les conditions météo-incendie futures). Cette approche limite la rétroaction entre les divers modèles, mais leur permet de rester indépendants, ce qui résulte en un méta-modèle relativement simple et efficace.

Incertitude et variabilité naturelle

L'incertitude est liée à la connaissance qu'on a d'un système alors que la variabilité naturelle est liée au système lui-même. La variabilité naturelle désigne la stochasticité inhérente qui peut donner naissance à un comportement imprévisible (p. ex., la venue d'un orage électrique) quelle que soit la connaissance que nous avons du système. Par exemple, les régimes de feux en forêt boréale présentent une grande variabilité dans le moment où ils surviennent ainsi que dans la superficie que couvriront les feux individuellement. On peut considérer l'inverse de la période de récurrence des feux comme la probabilité qu'un feu affecte un endroit donné au cours d'une année ou la superficie qui devrait être brûlée chaque année. La première valeur donne une idée de la variabilité et la seconde peut être raisonnablement stable sur une vaste région. En modélisation, la variabilité naturelle est généralement générée à l'aide d'une distribution de probabilité et d'une simulation répétée (Monte-Carlo).

On peut réduire l'incertitude en étudiant plus à fond le système concerné. Des données incomplètes (p. ex., données inexactes sur la couverture terrestre) peuvent être améliorées à l'aide d'observations supplémentaires. Une compréhension incomplète (p. ex., taux de décomposition des chicots) peut nécessiter plus de recherche fondamentale. L'incertitude structurale quant aux variables et processus à prendre en compte dépasse le stade de « ce que nous savons que nous ne savons pas » et en arrive à « ce que nous ne savons pas que nous ne savons pas » (Walters, 1986) et impose donc des obstacles à une meilleure compréhension du système.

Les aménagistes sont confrontés à un problème fondamental : bien qu'on ne connaisse pas l'« état de la nature » qui résultera d'une ou plusieurs mesures d'aménagement, il faut, à la lumière de l'information dont on dispose, prendre des décisions et mettre en place ces mesures. Les gestionnaires ont donc besoin de méthodes pratiques afin d'évaluer ces mesures d'aménagement et ainsi prendre des décisions malgré l'incertitude liée aux impacts de ces décisions.

Élaboration et mise en œuvre de modèles à l'échelle du paysage

Avant de construire des modèles, on devrait d'entrée de jeu identifier un ensemble précis d'objectifs. Afin de faciliter la prise de décisions, le processus de modélisation doit se conformer au processus décisionnel et non l'inverse. Autrement dit, le processus de modélisation doit aborder les bonnes questions, fournir des résultats s'inscrivant dans les échelles de temps du processus décisionnel et viser à offrir aux décideurs et aux intervenants une vision et une compréhension communes du système (figure 1; Fall et Fall, 2001). C'est un aspect particulièrement important pour les modèles de systèmes complexes avec des degrés assez élevés de variabilité et d'incertitude.

L'analyse collaborative implique que les modèles soient construits en collaboration avec les intervenants du milieu et les experts du domaine, de manière transparente et rapide (Fall et Fall, 2001). Les avantages de cette approche dépassent le modèle ainsi réalisé (Kyng, 1991; McLain et Lee, 1996; Selin et al., 1997). Ces avantages sont, entre autres, une amélioration de la compréhension, de la communication et de la coopération entre les intervenants et les concepteurs, ainsi que le règlement de conflits et l'atteinte d'un consensus. Notre cadre repose sur les bases de la planification, de l'évaluation et de la gestion environnementales adaptatives (Holling, 1978; Selin et Chavez, 1995) et sur des travaux de coopération appuyés par ordinateur (Grudin, 1991), mais en diffère quelque peu en offrant l'opportunité d'accentuer le rôle des intervenants dans le développement du modèle conceptuel.

Ce cadre pose des défis en raison de la difficulté de mettre en œuvre des processus spatiaux et temporels complexes. Il faudrait donc mettre l'accent sur les modèles conceptuels, les scénarios et les éléments de sortie et non sur les aspects techniques de la mise en œuvre; c'est pourquoi nous avons besoin d'outils de développement de modèles. SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator ou simulateur d'événement de paysage spatialement explicite) est un outil général de développement de modèles de la dynamique des paysages (Fall et Fall, 2001) qui appuie ce cadre.

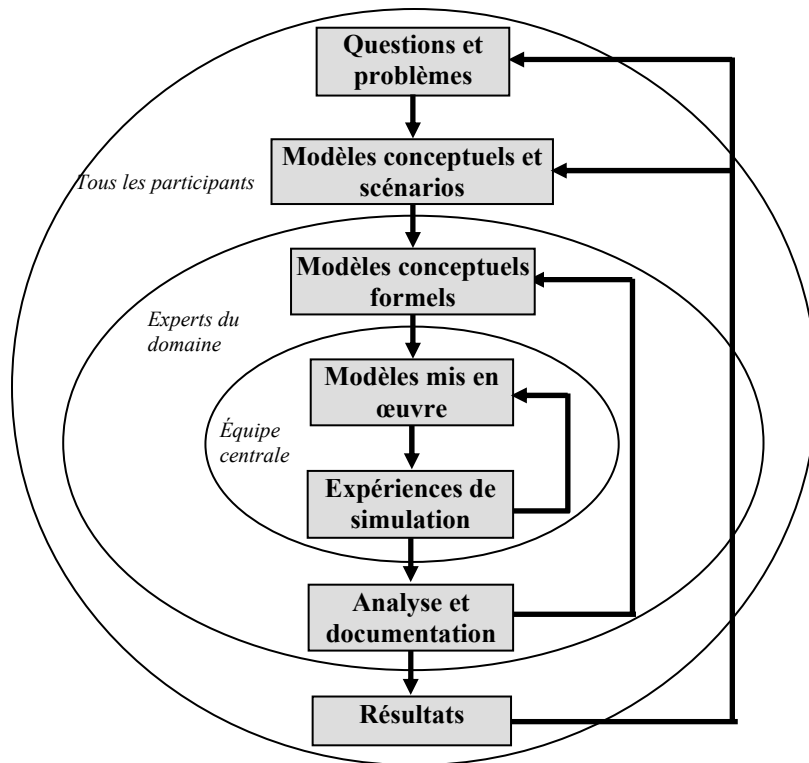


Figure 1. Processus itératif et emboîté de développement de modèles (d'après Fall et Fall, 2001). Les groupes participent à tous les cercles qui les entourent. Tous les participants fixent les objectifs, choisissent les scénarios, développent les modèles conceptuels et discutent des résultats du modèle. Les experts et l'équipe centrale développent et vérifient les modèles formels. L'équipe centrale de modélisation est chargée d'organiser les ateliers, d'assurer la communication, de recueillir l'information, de mettre les modèles en œuvre, d'effectuer les simulations, d'analyser les éléments de sortie et la documentation.

Vérification et validation des modèles à l'échelle du paysage

Deux critiques sont souvent formulées à l'égard des modèles spatiaux du paysage : (1) ils peuvent rarement être suffisamment vérifiés et validés avant d'être utilisés en planification; et (2) les incertitudes entachant les relations utilisées dans ces modèles en rendent les projections peu porteuses d'information en ce qui a trait aux grands horizons temporels et aux grandes échelles spatiales. Nous définissons la vérification comme une garantie que le modèle est mis en œuvre tel que demandé et la validation comme une garantie que le modèle est approprié à l'utilisation à laquelle il est destiné (Rykiel, 1996). La vérification exige de disposer d'outils de mise en œuvre et de méthodes d'essai appropriés pour assurer la concordance entre le modèle conceptuel et le modèle mis en service.

On évalue souvent la validation comme le degré auquel les résultats de la simulation concordent avec un ensemble indépendant de données (Rykiel, 1996). Une telle validation empirique ne peut être effectuée que dans les cas où la réponse du système survient après seulement un court temps de latence ou pour lesquels il existe des reproductions convenables (p. ex., comparaisons de séquences chronologiques). Rien de cela n'est possible pour les modèles à grandes échelles et à longs horizons temporels et les données d'observation ne servent à rien pour des scénarios hypothétiques. Il pourrait être plus intéressant de recourir à

une validation conceptuelle et logique (Rykiel, 1996), où le modèle est considéré comme une hypothèse et les éléments de sortie comme une conséquence de cette hypothèse. Autrement dit, le but du modèle est d'établir un lien clair entre les conditions initiales, les valeurs des paramètres et le comportement du processus et les conséquences de ces hypothèses qui sont projetées par simulation. Un exemple d'approche de validation est d'utiliser une vaste analyse de sensibilité pour faire en sorte que le lien entre la cause et l'effet soit clairement expliqué.

Étude de cas : modèle de paysage de la vallée Robson

La vallée Robson est une région d'environ 1,2 million d'hectares située dans le centre-est de la Colombie-Britannique et où les terres ont diverses utilisations, dont la foresterie, les loisirs et la conservation. La région présente une bonne diversité topographique et écologique, avec quatre zones et seize sous-zones biogéoclimatiques (Meidinger et Pojar, 1991) et trois espèces préoccupantes aux fins de la gestion : le caribou (*Rangifer tarandus*), le grizzli (*Ursus horribilus*) et la chèvre de montagne (*Oreamnos americanus*) (B.C. Ministry of Forests, 2000). Dans le cadre du projet pilote de gestion forestière améliorée de la vallée Robson (Robson Valley Enhanced Forest Management Pilot Project), nous avons effectué une analyse de paysage pour évaluer l'effet des incertitudes dans les régimes de perturbations naturelles sur les projections d'indicateurs stratégiques de gestion forestière, en ciblant deux sources premières d'incertitude (Sutherland *et al.*, sous presse) : (i) les attributs actuels de perturbations naturelles graves entraînant le remplacement de peuplements, dont les feux, les épidémies d'arpenreuse de la pruche de l'ouest (APO; *Lambdina fiscellaria lugobrosa*) et les épidémies de dendroctone du pin (DP; *Dendroctonus ponderosae*) (p. ex., fréquence, étendue, nombre d'épisodes) et (ii) les changements probables des attributs futurs des perturbations résultant des changements climatiques et des stratégies de gestion.

Pour cette analyse, nous nous sommes intéressés à trois types de processus : (1) la récolte du bois; (2) la croissance et la succession des essences; et (3) les feux et les perturbations par l'APO et le DP graves (c'est-à-dire, entraînant la mortalité de peuplements complets). Tous les modèles fonctionnent à une résolution spatiale de 6,25 ha (mailles de 250 m sur 250 m) et sur un horizon temporel de 250 ans pour correspondre à l'analyse de révision de l'approvisionnement en bois (timber supply review, ou TSR; B.C. Ministry of Forests, 2000). On trouvera plus de détails sur la conception du modèle de paysage de la vallée Robson (Robson Valley Landscape Model, ou RVLM) dans Eng *et al.* (2001) et Sutherland *et al.* (sous presse). Les caractéristiques générales de ces modèles qui sont d'intérêt pour cette présentation sont les suivantes :

- Le sous-modèle de récolte du bois est un modèle spatial de récolte relativement simple qui applique les règles stratégiques incluses dans la TSR et qui est régi par une cible annuelle de récolte. Les volumes des peuplements projetés par les modèles de croissance et de rendement étaient portés à une échelle supérieure à l'aide de tables de rendement (B.C. Ministry of Forests, 2000).
- Le sous-modèle de succession écologique rend les changements d'essences principales et secondaires à l'aide d'un modèle à états transitoires semi-markovien dérivé à l'aide d'une analyse de type chronoséquentielle basée sur l'information des inventaires présentement disponible, combinée à des connaissances approfondies.
- Les sous-modèles de perturbation naturelle sont des modèles empiriques basés sur l'analyse historique de perturbations telles l'occurrence des feux de friche et les épidémies d'APO et de DP.

Analyse de scénarios

En collaboration avec une importante équipe de planification composée de différents intervenants dont des chercheurs scientifiques, un groupe consultatif de citoyens, des planificateurs gouvernementaux et des représentants de l'industrie du bois, nous avons élaboré une série de scénarios basés sur les incertitudes dans nos connaissances des réponses de l'écosystème forestier de la vallée Robson à divers régimes futurs de perturbations, aux changements climatiques et à d'éventuelles mesures de gestion. Nous avons projeté un total de 18 scénarios différents, dont l'actuel cas de référence du TSR (B.C. Ministry of Forests 2000).

Ces options de scénarios ont été construites comme suit :

Définition de quatre régimes potentiels de perturbations naturelles :

- aucune perturbation;
- régime actuel selon des estimations empiriques des paramètres;
- augmentation des infestations de DP, avec un accroissement de 30 % de la probabilité de nouvelles épidémies, un accroissement de 20 % de la probabilité annuelle de nouvelles parcelles et un accroissement de 30 % de la taille moyenne des parcelles;
- changements climatiques. Les projections du Modèle couplé de circulation générale (MCCG2; Canadian Institute for Climate Studies, 2002) et de Flannigan *et al.* (2002) pour les 100 prochaines années sur la zone d'étude incluaient (1) une élévation de la température de 1 à 4,5 °C en hiver et 1,5 à 4 °C en été; (2) une augmentation des précipitations hivernales pouvant atteindre 40 %; et (3) une augmentation des périodes sèches en été. Comme à la fois la température et les précipitations influent sur la dynamique des perturbations naturelles, nous avons développé une gamme de sous-scénarios pour refléter les effets possibles des changements climatiques sur chacun des agents de perturbation pris individuellement.

Définition de cinq options de gestion :

- aucune récolte;
- conditions actuelles de gestion et de perturbation (scénario de référence);
- modification du régime de suppression des feux. La suppression des feux dans cette région semble connaître son maximum de succès pour les feux de taille petite à moyenne. On a reproduit l'augmentation (la diminution) de la suppression des feux en réduisant (augmentant) de 50 % la taille des feux entre 25 et 500 ha;
- récupération poussée, pour reproduire l'intention de l'effort de récolte visant à privilégier la récupération de bois mort de qualité marchande plutôt que la récolte d'arbres vivants;
- récolte par anticipation, pour reproduire la récolte préférentielle dans les peuplements très susceptibles à l'APO et au DP.

Résultats et discussion

Les éléments de sortie du modèle incluent des indicateurs clés utilisés en gestion forestière. Nous nous concentrons ici sur les moyennes des superficies perturbées et des volumes détruits par les épisodes de perturbation pour 10 répétitions pour chaque scénario (figure 2). En général, tous les scénarios qui font monter la probabilité d'occurrence d'une ou plusieurs perturbations naturelles sans politique de gestion compensatoire ont tendance à faire croître l'étendue et/ou l'impact des perturbations naturelles par rapport au scénario de référence. Les politiques de gestion étudiées avaient une capacité faible à modérée de réduire les effets des perturbations naturelles. Les scénarios de changement climatique faisaient croître l'étendue et les impacts des perturbations bien plus que tous les autres scénarios. Dans des

systèmes biotiques étroitement couplés comme les forêts, notre connaissance de la dynamique historique des perturbations ne réussira peut-être pas à informer et orienter la gestion des forêts dans l'avenir si nous n'améliorons pas notre compréhension actuelle de la façon dont les changements climatiques influenceront la dynamique des perturbations.

Un de nos objectifs était de développer un « ensemble de résultats possibles » découlant de la combinaison de la variabilité de la succession écologique et des perturbations naturelles avec les incertitudes quant aux régimes futurs. Ce genre d'analyse peut fournir une orientation utile aux gestionnaires de ressources naturelles dans les régions d'approvisionnement en bois, comme la vallée Robson, au moment de prendre des décisions quant à la gestion future. L'acquisition d'une meilleure compréhension des dimensions de cet « ensemble » aidera à évaluer la « robustesse » des scénarios d'utilisation des terres développés via d'autres processus (p. ex., analyses de l'approvisionnement en bois, tables rondes sur la planification de l'utilisation des terres, processus d'optimisation).

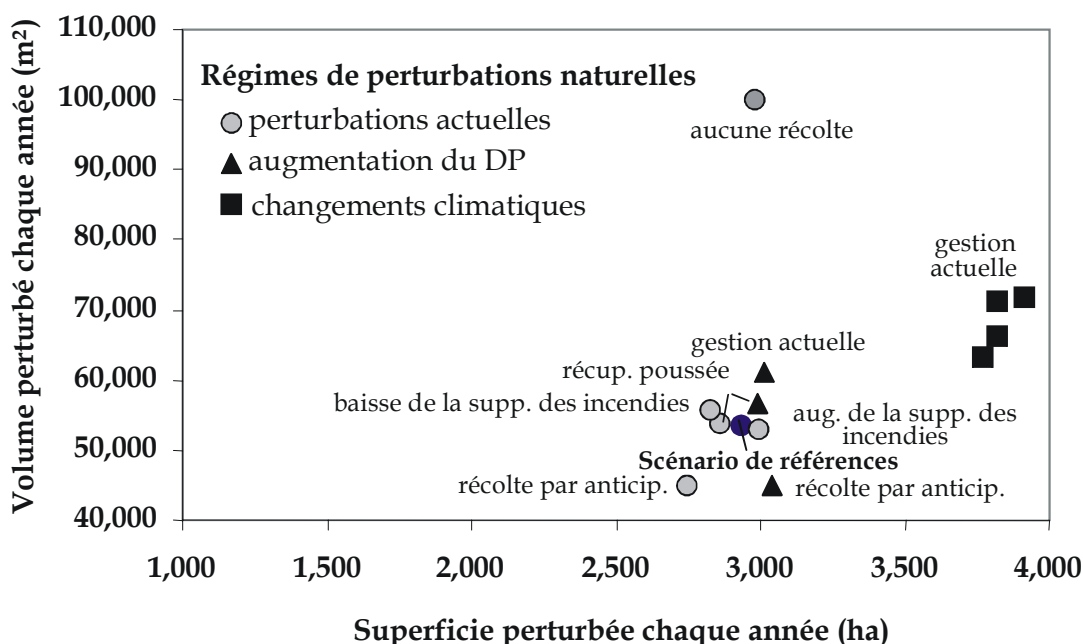


Figure 2. Résultats en termes de volumes et superficies perturbés pour les divers régimes de perturbation naturelle et options de gestion (d'après Sutherland *et al.*, sous presse).

Remerciements

J'aimerais remercier les personnes qui ont collaboré aux travaux présentés dans ce résumé, en particulier Don Morgan et Marvin Eng, Direction de la recherche du ministère des Forêts de la Colombie-Britannique, Dave Daust, consultant, et Glenn Sutherland, Cortex Consultants.

Références

B.C. Ministry of Forests. 2000. Robson Valley Timber Supply Area Analysis Report. Timber Supply Branch, B.C. Ministry of Forests, Victoria, B.C.

- Canadian Institute for Climate Studies. 2002. Scenarios. URL: <http://www.cics.uvic.ca/scenarios/index.cgi>.
- Eng, M., A. Fall et G.D. Sutherland. 2001. Simulating Natural Disturbance Dynamics and Evaluating Management Scenarios with the Robson Valley Landscape Model. Year 1 Report prepared for the Robson Valley Forest District EFMPP, SELES Landscape Model Sub-Project. B.C. Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, B.C. URL: <http://www.for.gov.bc.ca/pgeorge/district/robson/efmpp/index.htm>.
- Fall, A. et J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling*, 137: 1-21.
- Forman, R.T.T. et M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Flannigan, M., M. Wotton, B. Todd, H. Cameron et K. Logan. 2002. Climate change implications in British Columbia: assessing past, current and future fire occurrence and fire severity in B.C. A report for the British Columbia Ministry of Forests Protection Program. Canadian Forest Service (CFS), Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Grudin, J. 1991. Computer-supported cooperative work. Special Issue: Collaborative Computing, *Communications of the ACM*, 34(12): 30-34.
- Holling, C.S. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley and Sons, Chichester, NY.
- Hunsaker, C.T., R.A. Nisbet, D.C. Lam, J.A. Browder, W.L. Baker, M.G. Turner et D.B. Botkin. 1993. Spatial models of ecological systems and processes: the role of GIS. *In* Goodchild M.F., B.O. Parks et L.T. Steyaert (eds.) *Environmental Modelling with GIS*. Oxford University Press, New York.
- Kyng, M. 1991. Designing for cooperation: cooperating in design. Special Issue: Collaborative Computing, *Communications of the ACM*, 34(12): 65-73.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: The Robert MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- McLain, R.J. et R.G. Lee. 1996 Adaptive management: promises and pitfalls. *Environmental Management*, 20(4): 437-448.
- Mandelbrot, B. 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. Freeman, New York.
- Meidinger, D. et J. Pojar (eds.). 1991. *Ecosystems of British Columbia*. B.C. Ministry of Forests, Research Branch Special Report, Series 6. Victoria, B.C.
- Rykiel, E.J. Jr. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229-244.
- Selin, S. et D. Chavez. 1995. Developing a collaborative model for environmental planning and modelling. *Environmental Management*, 19(2): 189-195.
- Selin, S.W., M.A. Schuett et D.S. Carr. 1997. Has collaborative planning taken root in the National Forests? *Journal of Forestry*, 95(5): 25-28.
- Sutherland, G.D., M. Eng et A. Fall. In press. Uncertainties from natural disturbance scenarios on forest management projections in the Robson Valley, B.C. *Journal of Ecosystems Management*.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, 20: 171-197.
- Turner M.G., W.H. Romme et R.H. Gardner. 1994. Landscape disturbance models and the long-term dynamics of natural areas. *Natural Areas Journal*, 14(1): 3-11.
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. MacMillan Publishing Company, New York.
- Wood, C.S. et L. Unger. 1996. Mountain Pine Beetle — a history of outbreaks in pine forests in British Columbia, 1910 to 1995. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada.

La vulnérabilité de la forêt boréale aux changements climatiques : les forêts aménagées sont-elles plus vulnérables?

Alain Leduc¹, Sylvie Gauthier², Yves Bergeron³ et Brian Harvey³

¹*Groupe de Recherche en Écologie Forestière Inter-universitaire, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8*

Courriel : Leduc.alain@uqam.ca

²*Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, 1055, rue du P.E.P.S., C.P. 3800, Sainte-Foy, Québec G1V 4C7*

Courriel : sgauthier@rncan.gc.ca

³*Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, C.P. 700, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4*

Courriel : Bergeron.yves@uqam.ca et brian.harvey@uqat.quebec.ca

Parmi l'ensemble des biomes couvrant la planète, celui de la forêt boréale est souvent décrit comme étant le plus sensible aux changements climatiques (Watson *et al.*, 1996). Cette sensibilité découlerait en bonne partie de l'ampleur des changements climatiques attendus, qui seraient plus importants aux latitudes nordiques, mais elle serait également due au fait que la forêt boréale présente une plus grande dépendance vis-à-vis des conditions climatiques lorsqu'elle est comparée à d'autres biomes. Qu'ils soient directs (i.e., augmentation des températures moyennes, changement du régime de précipitations) ou indirects, en modifiant les régimes de perturbations naturelles, les effets des changements climatiques sur la forêt boréale sont considérés comme importants.

La vulnérabilité d'un écosystème forestier constitue son niveau de susceptibilité aux dommages occasionnés par les changements climatiques prévus, qu'ils soient de nature extrême (anomalies climatiques) ou modérée (régimes, bilans, moyenne) (McCarthy *et al.*, 2001). Les impacts potentiels que subiront un système s'évaluent selon trois composantes, soit : 1) la nature et l'ampleur des changements attendus; 2) la susceptibilité ou vulnérabilité des conditions forestières présentes et futures aux changements; 3) la capacité d'adaptation du système face à ces changements. Habituellement, la forêt aménagée est considérée comme moins vulnérable aux changements climatiques que la forêt naturelle (Binkley et van Kooten, 1994). Cela découle essentiellement de deux postulats. D'une part, plusieurs forestiers considèrent que le rajeunissement de la forêt découlant de son aménagement rend cette dernière plus vigoureuse et abaisse sa vulnérabilité globale aux conditions environnementales et, par conséquent, sa vulnérabilité aux changements climatiques. D'autre part, certains économistes attribuent l'essentiel de cette plus faible vulnérabilité des écosystèmes aménagés à leur plus grande capacité d'adaptation lorsque comparés à des écosystèmes naturels. Dans ce cas, cependant, la vulnérabilité se rapportera davantage à une activité ou une industrie liée à l'écosystème qu'à l'écosystème en lui-même.

Dans cette présentation, nous limiterons nos analyses au premier postulat, à savoir que les forêts dominées par de jeunes stades de développement seraient moins vulnérables aux changements climatiques que celles largement composées de stades mûrs et surannés. Dans un premier temps, nous présenterons un bref bilan des connaissances sur ce qui est appelé à changer parmi les conditions climatiques. Par la suite, nous décrirons les changements de conditions forestières qui s'opèrent actuellement dans le domaine de la forêt boréale commerciale. Finalement, nous dresserons la liste des vulnérabilités potentielles que présentent

ces conditions forestières (mises en place par les pratiques d'aménagement) face aux changements climatiques. On réalisera alors que la forêt aménagée présente vraisemblablement davantage de points de vulnérabilité que la forêt naturelle face aux changements climatiques.

Que pouvons-nous attendre des changements climatiques?

Il existe déjà plusieurs travaux résumant les principaux changements climatiques auxquels la forêt boréale sera exposée dans un avenir rapproché (McCarthy *et al.*, 2001; Wheaton, 2001a). Ces changements se regroupent sous deux grandes familles selon qu'ils concernent directement les composantes du climat ou qu'ils découlent des changements de ces composantes. L'étude de Houghton *et al.* (2001) résume ainsi les changements attendus (pour les 100 prochaines années) des composantes climatiques :

- Une augmentation des températures maximales ainsi qu'une augmentation des journées chaudes.
- Une augmentation des températures minimales accompagnée d'une diminution des périodes de froid intense l'hiver et du nombre de jours avec gel.
- Réduction des écarts journaliers de températures.
- Augmentation de l'indice de chaleur apparent combinant la température et l'humidité.
- Augmentation du nombre d'événements de fortes précipitations.
- Augmentation du risque de sécheresse associé aux mouvements des masses d'air.

Les changements de régimes de précipitations sont considérés comme étant plus difficiles à prévoir en raison des nombreux facteurs temporels et spatiaux qui influencent le patron des précipitations. Ces facteurs sont considérés comme variant à des échelles plus fines que celles habituellement retenues par les modèles de changements climatiques globaux. En conséquence, la confiance accordée à ces prévisions est plus faible. De plus, même si plusieurs simulations prévoient de légers changements de précipitations totales (voire même des augmentations), cela ne signifie pas pour autant une baisse des risques de périodes estivales de sécheresse. Non seulement l'indice de sécheresse risque de varier localement, mais il pourrait également présenter des variations d'une province à l'autre à travers le Canada. Ainsi, les simulations de l'indice forêt-météo montrent que la portion nord-est de la forêt boréale canadienne pourrait subir de faibles changements de l'incidence des feux en comparaison avec la portion centrale ou nord-ouest (Flannigan *et al.*, 2001). Wheaton (2001a) mentionne finalement que les hivers pourraient s'avérer moins neigeux dans les Prairies. Une hausse des précipitations hivernales dans les provinces de l'est canadien pourrait également survenir.

Il va sans dire que ces changements climatiques auront des répercussions importantes sur les régimes naturels de perturbations. Par exemple, la longueur de la saison des incendies forestiers ainsi que le risque associé aux incendies augmenteront dans plusieurs provinces canadiennes (Stocks *et al.* 1998; Wheaton, 2001b). De même, des saisons estivales plus chaudes et localement plus sèches favoriseraient le développement d'épidémies d'insectes plus sévères (Hogg et Schwarz, 1999; Volney et Fleming, 2000). En combinant diverses sources d'information, Johnston (2001) montre comment la vulnérabilité de la forêt boréale aux ravages causés par les insectes est susceptible de varier d'une région à l'autre selon les caractéristiques de végétation et des sols.

Finalement, même si elles demeurent difficilement prévisibles, on considère généralement que les anomalies climatiques (p. ex., dégel hâtif, gel tardif, verglas, etc.) seront plus fréquentes au cours des 100 prochaines années. Les temps de retour d'événements climatiques peu fréquents seront, par conséquent, raccourcis.

Conditions forestières naturelles et aménagées

L'évaluation de la vulnérabilité de la forêt boréale aux changements climatiques se fait fréquemment en utilisant comme conditions de référence celles observées en forêt naturelle. Pourtant ces conditions peuvent être largement altérées dans les secteurs où la forêt a été aménagée. Comme la forêt boréale est soumise à un aménagement équienné et que cet aménagement est susceptible de modifier sensiblement ces caractéristiques, il devient essentiel de procéder à une mise à jour des conditions forestières de la forêt aménagée si nous désirons obtenir une plus juste évaluation de sa vulnérabilité aux changements climatiques. La section qui suit présente les principales différences entre les conditions prévalant dans la mosaïque forestière aménagée vis-à-vis de celles caractérisant la mosaïque naturelle.

La première modification majeure que subira la forêt naturelle suite à son aménagement découle des efforts de normalisation de sa structure d'âge. Cette normalisation consiste à régulariser la structure d'âge sur une portée d'environ 100 ans afin de permettre un approvisionnement soutenu en peuplements mûrs à la récolte. Cette normalisation découle directement du respect d'un taux de récolte constant au cours du temps. À l'inverse, les perturbations naturelles surviennent de manière sporadique et aléatoire dans la forêt. Même pour un temps de révolution identique, un régime de feux de forêt générera une structure d'âge fort différente de celle résultant d'un régime d'aménagement (Bergeron et al. 2002). En bref, il est généralement admis que l'aménagement de la forêt aura pour effet de rajeunir de façon significative la forêt naturelle. Ce rajeunissement entraînera surtout une recrudescence des stades prématures (35-75 ans) et de régénération (0-35 ans) (Figure 1).

Par exemple, si l'on compare la structure d'âge d'une forêt régie par un cycle de feux de 140 ans à celle générée par une normalisation sur un temps de révolution forestière de 100 ans, on peut calculer que les stades en régénération verront leurs superficies augmenter de 60 %, alors que les stades prématures doubleront en superficie. Ces augmentations de l'importance des jeunes peuplements se feront essentiellement au détriment des stades surannés et des vieilles forêts qui seront, dans un système entièrement normalisé, pratiquement éliminées (figure 1). En résumé, la forêt boréale naturelle qui était dominée par des peuplements matures et surannés présentera une structure d'âge qui sera dorénavant inversée par rapport à celle qui la caractérisait à son état naturel. Ces changements s'opéreront à court terme car l'on prévoit avoir complété une première révolution dans les 50 prochaines années dans de nombreuses régions boréales de l'est du Canada.

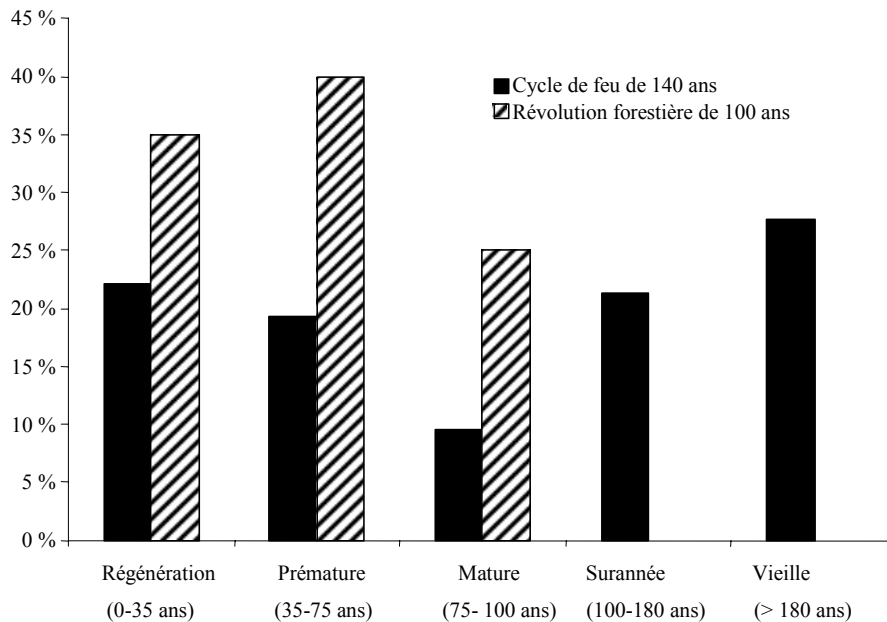


Figure 1. Comparaison de la structure d'âge résultant d'un cycle de feu de 140 ans à celle résultant d'une normalisation forestière opérée sur une révolution forestière de 100 ans.

Cette inversion de la structure d'âge des mosaïques ne va pas sans entraîner des changements notables dans ses caractéristiques structurales et de composition. Ainsi, une mosaïque forestière rajeunie comportera davantage de peuplements équiennes majoritairement composés de tiges de taille non commerciale. On y rencontrera également davantage de peuplements en régénération dans lesquels la composante feuillue, qu'elle soit arbustive ou arborescente, sera plus importante. En bref, pour de nombreux secteurs, particulièrement ceux appartenant à la forêt boréale mixte, la composante feuillue sera nettement plus importante dans la forêt aménagée qu'elle l'était dans la forêt naturelle. Ce phénomène d'enfeuillage après coupe a d'ailleurs déjà été rapporté dans diverses régions (Carleton et MacLellan, 1994; Fortin et Gagnon, 2002) et fait partie de la dynamique forestière naturelle après perturbation (Gauthier *et al.*, 2000) (Figure 2).

D'autres changements de composition sont susceptibles d'être facilités par la coupe forestière. C'est le cas notamment de la recrudescence du sapin suite à la coupe avec protection de la régénération préétablie pratiquée dans la pessière à mousses. La forêt boréale aménagée de l'est du Canada serait donc non seulement plus jeune, mais comporterait vraisemblablement moins d'épinette noire et davantage de feuillus et de sapin. C'est en ayant en tête ces caractéristiques que nous devons évaluer la vulnérabilité de cette forêt aux changements climatiques.

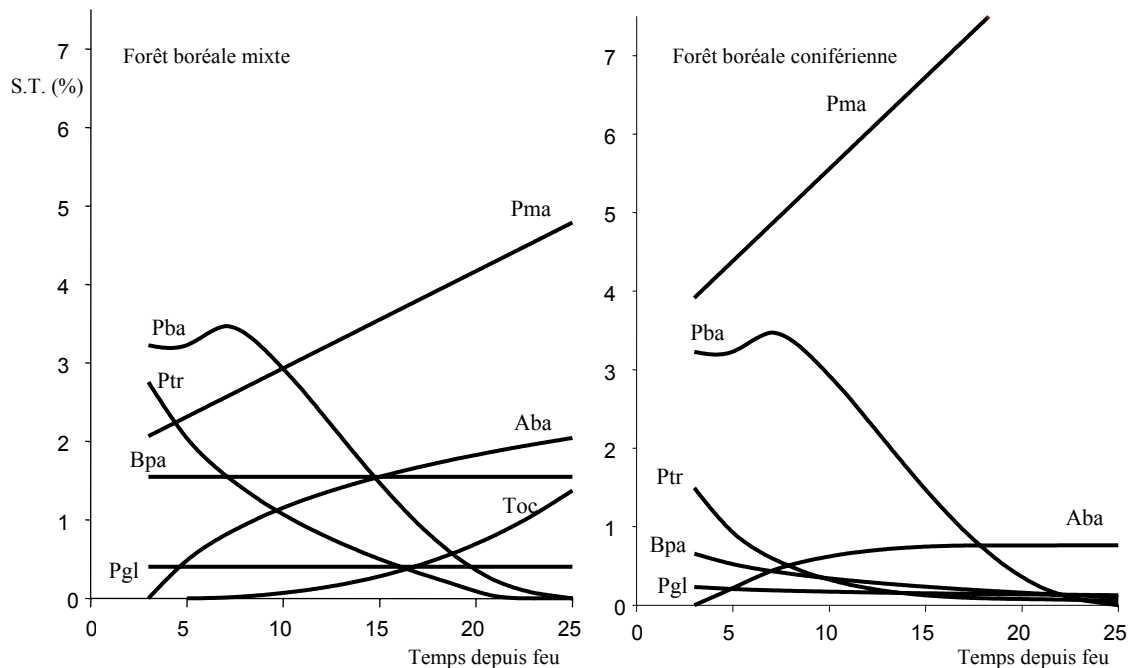


Figure 2. Changements de composition du couvert forestier (tels que décrits par les variations de surface terrière (S.T.)) survenant en l'absence de perturbations majeures dans la forêt boréale de l'est canadien. Les essences forestières suivent la codification suivante : Pma : *Picea mariana*; Pba : *Pinus banksiana*; Ptr : *Populus tremuloides*; Bpa : *Betula papyrifera*; Pgl : *Picea glauca*; Aba : *Abies balsamea*; Toc : *Thuja occidentalis*. Tiré de Gauthier et al. (2000).

Vulnérabilité de la forêt naturelle vs forêt aménagée aux changements climatiques

Considérant les nombreux changements directs et indirects qu'entraînera le réchauffement global de la planète et compte tenu des différences notables entre la forêt boréale naturelle et aménagée, il devient intéressant de se questionner sur les changements de vulnérabilité reliés à un aménagement extensif et équilibré de la forêt boréale. Ces changements de vulnérabilité découlent essentiellement du rajeunissement de la forêt et des conséquences de ce rajeunissement sur sa composition et sa structure. Ainsi, une mosaïque forestière composée majoritairement de jeunes peuplements sera plus vulnérable au gel tardif et aux périodes de sécheresse estivale. Elle sera également plus vulnérable aux changements de pressions compétitrices découlant de l'intrusion ou de l'expansion d'espèces herbacées ou arbustives mieux adaptées à un climat plus chaud. Les changements survenant chez les populations de rongeurs seront aussi plus susceptibles d'interférer avec des peuplements en régénération.

Face aux risques d'incendies forestiers, la mosaïque aménagée sera moins vulnérable en raison d'une composante feuillue plus importante, mais surtout parce que l'accessibilité au territoire sera accrue, ce qui facilitera la lutte contre les feux. Par contre, en raison de leur plus jeune âge, les forêts aménagées seront plus vulnérables aux accidents de régénération, c'est-à-dire à une déforestation découlant de perturbations survenant en cascade. De plus, le recours à la coupe de récupération, qui constitue la principale stratégie de limitation des pertes de volume, sera plus limité dans des paysages forestiers dominés par les stades prématurs et en régénération, ce qui représente une perte d'adaptabilité de la forêt aménagée. Face aux

épidémies d'insectes, une forêt aménagée comportant davantage de sapin baumier et de peuplier faux-tremble sera plus vulnérable aux épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette et de livrée des forêts.

En fait, pour l'ensemble des sources de vulnérabilité, la forêt aménagée serait moins vulnérable vis-à-vis seulement un facteur de risque, soit celui du risque de chablis. Il est en effet reconnu qu'en vieillissant une forêt devient de plus en plus vulnérable à des épisodes de grands vents. En rajeunissant globalement la forêt, l'aménagement abaisse donc sa vulnérabilité vis-à-vis des chablis. On peut donc conclure que globalement, l'aménagement actuel de la forêt dans un mode extensif et équienne rend cette dernière plus vulnérable aux changements climatiques (Tableau 1).

Tableau 1. Liste des changements directs et indirects découlant du réchauffement global et vulnérabilité que présente la forêt boréale naturelle vs aménagée.

Changements des composantes climatiques	Vulnérabilité de la forêt naturelle dominée par les stades de fin de succession	Vulnérabilité de la forêt aménagée dominée par les stades de début de succession
Exposition à des périodes de sécheresse estivale plus fréquentes, stress hydrique des sols	Plus faible en raison des conditions mésophytiques rencontrées dans les peuplements mûrs	Plus grande
Augmentation des risques de chablis	Plus grandes en raison de la taille des arbres rencontrés dans les peuplements mûrs et surannés	Plus faible
Augmentation des risques de gels tardifs et de dégels hâtifs	Plus faible	Plus grande
Verglas	Plus grande	Plus faible
Augmentation des risques d'incendies forestiers	Plus faible en raison de la coupe de récupération qui est éligible dans les peuplements mûrs	Plus grande
Augmentation des accidents de régénération en raison de perturbations survenant en cascade	Plus faible	Plus grande
Augmentation des risques d'épidémies d'insectes	Similaire (TBE chez les mosaïques dominées par des peuplements mûrs)	Similaire (LDF chez les mosaïques dominées par le tremble)
Augmentation des maladies racinaires (Armillaire) et corticales	???	???
Augmentation des précipitations neigeuses abondantes	???	???
Diminution du couvert de neige (dans certaines régions) et gel en profondeur des sols	Plus faible	Plus grande en raison de la grande sensibilité des stades en régénération

Changements des composantes climatiques	Vulnérabilité de la forêt naturelle dominée par les stades de fin de succession	Vulnérabilité de la forêt aménagée dominée par les stades de début de succession
Augmentation des risques d'intrusions de plantes du sud posant des problèmes de compétition – Augmentation de la capacité compétitrice de plantes mieux adaptées à des conditions plus chaudes et plus sèches	Plus faible	Plus grande en raison de la forte sensibilité des stades en régénération à l'intrusion et à la compétition
Augmentation des populations de rongeurs en raison des hivers plus doux, augmentation des pressions de broutage	Plus faible	Plus grande en raison de la sensibilité des stades en régénération

Références

- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. et Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable forest management of the boreal forest. *Silva Fennica*, 36: 81-95
- Binkley, C. et van Kooten, G. 1994. Integrating climate change and forest: economic and ecological assessments. *Climatic Change*, 28: 91-110.
- Carleton, T.J. et MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: A comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience*, 1: 141-152.
- Flannigan, M., Campbell, I., Wotton, M., Carcaillet, C., Richard, P. et Bergeron, Y. 2001. Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model - regional climate model simulations. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 854-864.
- Fortin, S. and Gagnon, R. 2001. Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble en Gaspésie. II : Expansion du tremble après perturbations. Rapport de projet financé par le Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1, du ministère des Ressources naturelles du Québec. 96 p.
- Gauthier, S., DeGrandpré, L. et Bergeron, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science*, 11: 781-790.
- Hogg, E.H. et Schwarz, A.G. 1999. Tree-ring analysis of declining aspen stands in west-central Saskatchewan. *Can. For. Serv., Northern For. Cent., Inf. Rep. NOR-X-359*. Edmonton, AB.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. et Johnson, C.A. (Eds.). 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Working Group I. Cambridge University Press, New York. 572 pp.
- Johnston, M. 2001. Sensitivity of boreal forest landscape to climate change. Limited Report, SRC Publ. 11341-7E01. 29 pp.
- McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Leary, N.A., Dokken, D.J. et White, K.S. (Eds.). 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Working Group II. Cambridge University Press, New York. 1032 pp.
- Stocks, B.J., Fosberg, M.A., Lynham, T.J., Mearns, L., Wotton, B.M., Yang, Q., Jin, J.Z., Lawrence, K., Hartley, G.R., Mason, J.A. et McKenney, D.W. 1998. Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests. *Climatic Change*, 38: 1-13.

- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82: 283-294.
- Watson, R.T., Zinyowera, M.C. et Moss, R.H. (Eds.). 1996. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wheaton, E. 2001a. Changing climate: exploring possible future climates of Canadian Prairie Provinces. Limited Report, SRC Publ. 11341-3E01. 23 pp.
- Wheaton, E. 2001b. Changing fire risk in a changing climate: a literature review and assessment. Limited Report, SRC Publ. 11341-2E01. 30 pp.

Impact du changement climatique sur la dynamique des feux et de la biomasse forestière à l'échelle du paysage

Chao Li

*Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord,
5320 – 122nd Street, Edmonton, Alberta T6H 3S5
Courriel : cli@nrcan.gc.ca*

La biomasse forestière est une des plus grandes sources d'énergie renouvelable du Canada. La dynamique de la biomasse forestière est régie par les conditions climatiques et les régimes de perturbation (tant naturelle qu'anthropique) à diverses échelles. L'objectif de la présente étude est de quantifier et d'acquérir une meilleure compréhension scientifique de la dynamique de la production de biomasse forestière à l'échelle du paysage, influencée par les divers régimes de feu qui résultent des différents scénarios de changements climatiques projetés par les MCG et MCR canadiens, via l'application de modèles spatialement explicites.

Dynamique de la biomasse en l'absence de feu

Un paysage forestier étant une mosaïque spatiale de peuplements forestiers, il semble essentiel d'estimer la dynamique de la biomasse à l'échelle du peuplement pour comprendre la dynamique de la biomasse à l'échelle du paysage. Pour évaluer les effets potentiels des régimes de feu et du changement climatique, il faut d'abord comprendre la dynamique de la biomasse en l'absence de feu. Cette base de connaissance a été acquise largement grâce à l'effort considérable exigé pour développer des équations de la biomasse à partir de mesures de terrain faites dans les années 80 pour diverses régions géographiques et diverses essences d'arbres. On a retenu 18 équations pour décrire la dynamique de la biomasse chez les principales essences des provinces des Prairies au Canada : dix pour les arbres du couvert forestier; six pour la végétation de l'étage inférieur; et deux pour la biomasse souterraine. Une étude comparative a révélé que les projections de la biomasse pour des arbres de taille moyenne sont plus cohérentes que pour les arbres de petite ou de grande taille et que l'on devrait porter plus d'attention aux arbres de grande taille étant donné leur contribution significative aux estimations de la biomasse.

Les équations de la biomasse ne se prêtent généralement pas à une utilisation directe dans les recherches liées aux changements climatiques parce qu'elles ne peuvent pas mettre en évidence l'effet des variables climatiques. Les résultats d'une analyse dendrochronologique effectuée par Sauchyn et Beaudoin (1998) ont été utilisés pour améliorer l'efficacité de ces équations dans les recherches sur le changement climatique, c'est-à-dire que l'estimation de la biomasse est pondérée à l'aide d'un facteur égal ($\text{précipitation} - 140,22$) / 220,83.

Dynamique de la biomasse soumise à des perturbations par le feu

Pour comprendre la dynamique de la biomasse à l'échelle du paysage, on a intégré et synthétisé les résultats des études à l'échelle du peuplement, en incluant les relations entre le comportement du feu et les variables météorologiques, la structure du paysage, la topographie et les conditions climatiques. Ces opérations ont été effectuées à l'aide d'un modèle spatialement explicite raffiné de dynamique du paysage (SEM-LAND) (Li, 2000, 2003). Le modèle SEM-LAND est un modèle de simulation à trame régi par la relation entre l'IFM (Méthode canadienne de l'Indice Forêt-Météo) (Groupe de travail sur les dangers d'incendie de Forêts Canada, 1992; Hirsch, 1996) et le PCI (Méthode canadienne de prévision du

comportement des incendies de forêt) (Van Wagner, 1987), avec une résolution de 1 ha et un pas de temps d'un an. Il simule le processus du feu en deux étapes : allumage (initiation) et propagation (spread). Le modèle utilise les équations de base suivantes :

$$P_{Initiation} = P_{Baseinitiate} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \quad [1]$$

$$P_{Spread} = \begin{cases} 0 & (R \geq R_{Crit}) \\ P_{Basespread} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \times F_{Slope} \times (1 - FSE) & (R < R_{Crit}, S < S_{Crit}) \\ P_{Basespread} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \times F_{Slope} & (R < R_{Crit}, S \geq S_{Crit}) \end{cases} \quad [2]$$

où F_{Fuel} et $F_{Weather}$ sont les facteurs d'échelle calculés selon la méthode PCI représentant l'influence du type de combustible et les conditions météorologiques, F_{Slope} est le facteur d'échelle représentant la pente, R sont les précipitations quotidiennes, R_{Crit} est la valeur critique des précipitations quotidiennes (toute précipitation qui atteint ou dépasse cette valeur peut arrêter le feu), FSE est l'efficacité de suppression de l'incendie, S_{Crit} est la valeur critique de la taille du feu (tout feu qui atteint ou dépasse cette valeur peut échapper aux activités de suppression), $P_{Baseinitiate}$ et $P_{Basespread}$ sont les probabilités de base des stades d'allumage et de propagation caractérisées par l'équation logistique suivante :

$$P_{Base} = k / (1 + \exp(a - b \times Age)) \quad [3]$$

où a , b et k sont des paramètres et Age est l'âge du peuplement ou le temps écoulé depuis le dernier feu. Le modèle a été validé par les observations pour une zone d'étude de 7 432 ha en Alberta.

Les données recueillies sur une zone du centre-ouest de l'Alberta ont été utilisées dans cette étude de la dynamique de la biomasse forestière; la zone en question, d'une superficie de 31 444 ha, était dominée par le pin tordu (50,4 %). Selon les indications empiriques, le cycle des feux était de 105 ans avant 1900 et de 632 ans après cette date. Le régime simulé des feux sans intervention humaine était d'environ 106 ans. Parmi les feux simulés, environ 86 % touchaient moins de 10 ha et 3 % couvraient plus de 1 000 ha.

Effet de la suppression des feux sur la distribution de leur taille

On a simulé en trois stades un processus de feu allumé par la foudre dans un contexte de suppression des incendies. Le premier stade commençait lorsque le feu s'allumait et durait jusqu'à ce qu'il soit détecté et signalé et que les équipes d'intervention arrivent sur place; à ce stade, le feu démarrait et se propageait librement. Le deuxième stade allait du début de la première attaque jusqu'à ce que le feu soit maîtrisé par les activités de suppression ou qu'il échappe au contrôle; la valeur de P_{Spread} serait alors réduite par les efforts de suppression. Le troisième stade allait du moment où le feu échappait aux efforts de suppression jusqu'à ce qu'il s'éteigne; le processus de propagation était alors libre de toute contrainte. Cette description en trois stades de la suppression des feux visait à brosser le portrait des conditions générales qui pourraient être mises en œuvre dans les simulateurs de régime des feux pour étudier les effets potentiels à long terme de la suppression des incendies sur la dynamique des régimes de feux et des écosystèmes forestiers.

La simulation a montré que la suppression des incendies pouvait modifier la distribution de la taille des feux. La figure 1 présente les simulations de ces distributions, avec et sans suppression des incendies. Un grand nombre de feux de tailles intermédiaires semblaient rapetisser suite à la suppression et les distributions résultantes semblaient proches de celles observées entre 1961 et 1995 en Alberta (voir la figure 2).

Distribution par âge de la forêt et profil des feux

L'exactitude de l'estimation de la biomasse peut être influencée par l'incertitude dans l'estimation de la superficie brûlée (comme dans le cas des feux de forme et de taille irrégulières et des restes visant à rendre compte de la situation observée, à savoir que jusqu'à 50 % de la superficie totale d'un épisode de feu pourrait être résiduelle), par la mortalité inégale dans les superficies brûlées (déterminée par l'intensité du feu et le brûlage de combustible à travers le paysage), et par l'estimation de la distribution par âge de la forêt (tant la distribution actuelle que celle de la forêt brûlée). Il restait une importante question à résoudre : ces facteurs ont-ils une influence significative sur l'estimation de la biomasse?

On savait que la distribution par âge exponentielle négative théorique de la forêt (Van Wagner, 1978) n'était pas toujours confirmée par les observations empiriques. Il convient d'expliquer cet écart pour mieux estimer la biomasse à l'échelle du paysage. Pour étudier ce problème de façon systématique (Li et Barclay, 2001), on a eu recours à quatre modèles et aux expériences dans lesquelles ils ont été utilisés. Les résultats ont indiqué qu'une distribution par âge stable, comme une distribution exponentielle négative, peut toujours être réalisée dans la mesure où les mortalités spécifiques par âge sont constantes dans le temps. Sinon, la distribution par âge est instable. Dans les paysages forestiers où les perturbations par le feu sont importantes et irrégulières, on pourrait donc souvent observer un écart avec la distribution par âge exponentielle négative prévue par la théorie. Le modèle SEM-LAND peut le montrer explicitement et peut donc fournir une explication pour l'écart entre la théorie et les observations. La figure 3 montre la dynamique de la distribution par âge des forêts pour divers cycles de feux et montre que la distribution par âge peut prendre différentes formes à différents moments.

Effet du feu sur la mortalité des arbres/peuplements

En nous basant sur l'approche décrite par Ryan et Reinhardt (1988), nous avons aussi étudié l'effet de la mortalité des arbres et des peuplements sur l'estimation de la biomasse forestière pour la région de Fort a la Corne (Saskatchewan), d'une superficie de 132 742 ha. Les intensités des feux ont été calculées à partir des données de la station météorologique de Fort a la Corne pour les saisons de feux (mai à août) de 1990 à 1999. Les simulations n'ont pas montré beaucoup de différence, que l'on prenne ou non en compte la mortalité des arbres et des peuplements. Ceci est probablement dû au fait que, dans cette région, les régimes météorologiques sont favorables à la propagation du feu.

Impact du changement climatique sur les régimes de feux et la dynamique de la biomasse

À l'aide du scénario climatique prédit par un modèle couplé de climat global (MCCG1), nous avons pu simuler les nouveaux régimes de feux à l'échelle du paysage et la dynamique de la biomasse forestière qui en découle en utilisant la méthodologie décrite par Li *et al.* (2000). Les résultats donnent à penser que dans les régions où le réchauffement devrait être prononcé, comme le centre-ouest de l'Alberta, l'activité des feux devrait augmenter, ce qui ferait baisser l'approvisionnement en bois et la biomasse. La dynamique de la biomasse forestière pourrait

donc être significativement influencée par les régimes de perturbation par le feu issus des scénarios de changements climatiques.

Cette étude a aussi permis de mieux comprendre les régimes de feux. Les descripteurs du régime de feux liés à la superficie brûlée, comme la fréquence, le cycle et la distribution par taille des feux, ont toujours été traités comme des paramètres indépendants. La présente étude a montré jusqu'ici que la fréquence et la distribution par tailles des feux sont corrélées en l'absence d'intervention humaine (Li *et al.*, 1999); elle a aussi démontré que les valeurs ponctuelles de la fréquence et du cycle des feux sont des cas particuliers de valeurs basées sur la superficie du point de vue calculatoire (Li, 2002). La détection de ces interrelations quantitatives peut simplifier les conditions préalables à l'estimation des régimes régionaux des feux pour pallier aux observations empiriques incomplètes.

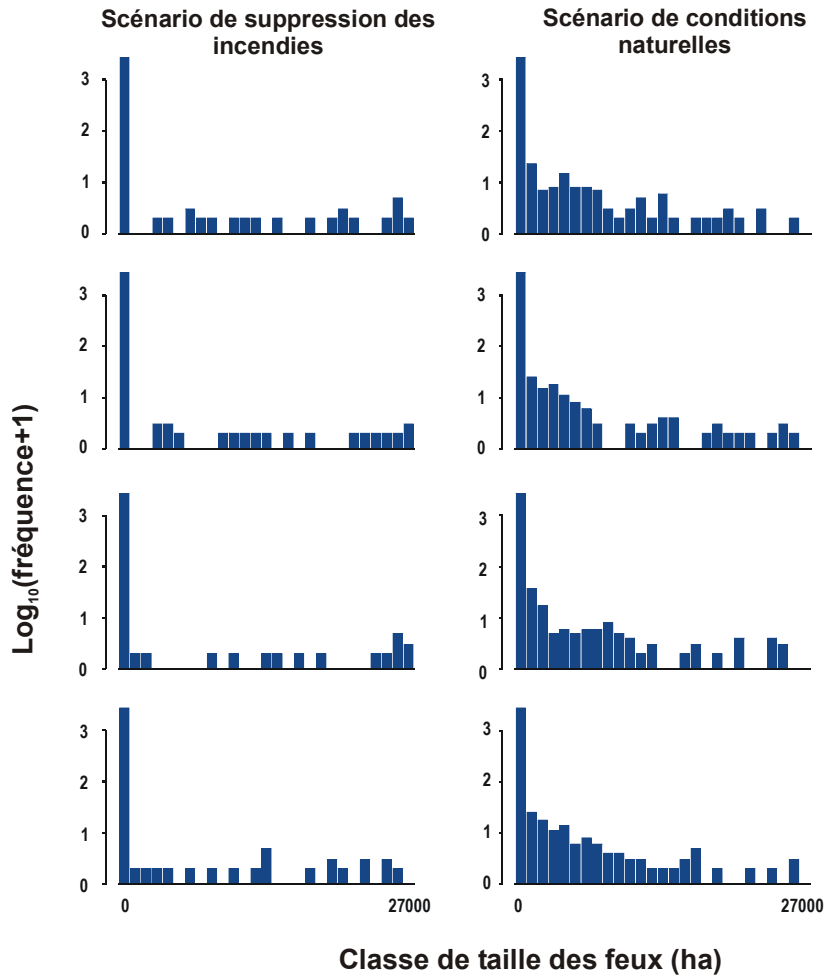


Figure 1. Distributions simulées de la taille des feux, avec et sans suppression des incendies.

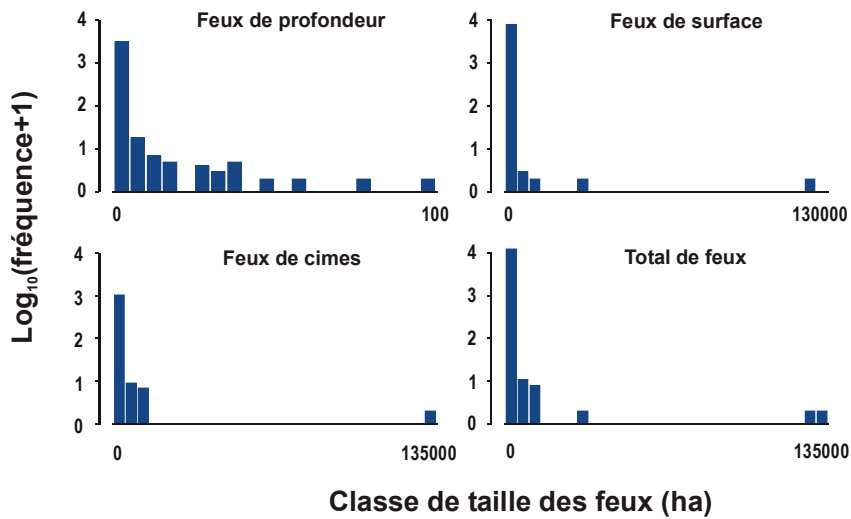


Figure 2. Distributions de la taille des feux observées en Alberta (Canada) (1961-1995) pour divers types de feux.

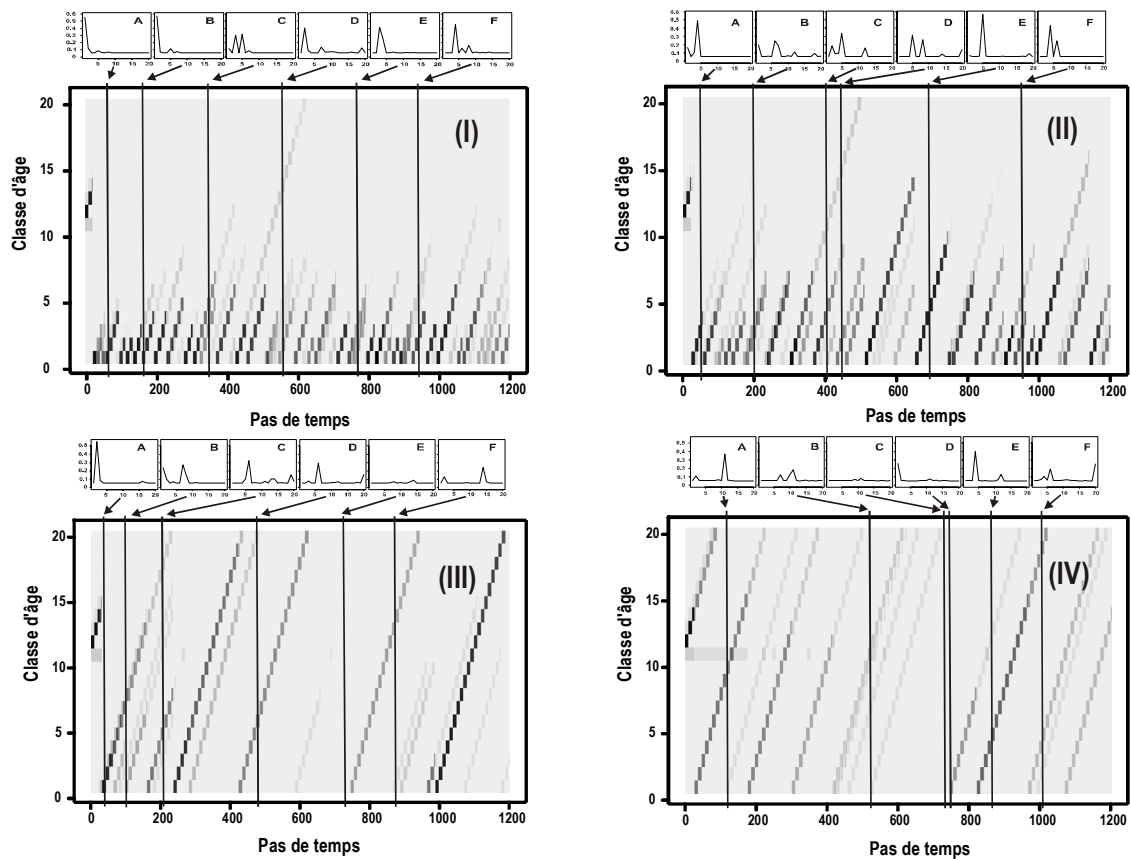


Figure 3. Simulation de la dynamique de la distribution par âge des forêts pour des cycles de feux de 125 (I), 213 (II), 864 (III) et 3 800 ans (IV). Chaque classe d'âge représente un intervalle de 10 ans et les zones sombres indiquent une fréquence élevée. Les petits graphiques accompagnant les quatre scénarios représentent la distribution par classes d'âge pour des années données.

Remerciements

L'auteur tient à remercier de leurs contributions et de leur aide les collaborateurs et membres de l'équipe de recherche suivants : dont Hugh Barclay, Harinder Hans, Zewei Miao, Jianwei Liu, Doug Campbell, Bill DeGroot, Blair Greenwood, Paul Mugridge, Mike Apps, Jag Bhatti et Xinhai Li. Les recherches sont financées par le PRDE-ECCSE (Programme de recherche et de développement énergétiques : Effets du changement climatique sur le secteur de l'énergie).

Références

- Groupe de travail sur les dangers d'incendie de Forêts Canada. 1992. Élaboration et structure de la méthode canadienne de prévision du comportement des incendies de forêt. Forêts Canada, Direction générale des sciences et du développement durable, Ottawa, Canada. Rapport d'information ST-X-3F. 68 pp.
- Hirsch, K.G. 1996. Méthode canadienne de prévision du comportement des incendies de forêt (PCI) : guide de l'utilisateur. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie du Nord, Edmonton, Alberta. Rapport spécial no. 7.
- Li, C. 2000. Reconstruction of natural fire regimes through ecological modelling. *Ecol. Model.* 134: 129-144.

- Li, C. 2002. Estimation of fire frequency and fire cycle: a computational perspective. *Ecol. Model.* 154: 103-120.
- Li, C. 2003. Simulating forest fire regimes in the foothills of the Canadian Rocky Mountains. In: *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*. Sous la direction de A.H. Perera, L.J. Buse et M.G. Weber (Eds.). Columbia University Press. New York, NY.
- Li, C. and Barclay, H.J. 2001. Fire disturbance patterns and forest age structure. *Nat. Resour. Model.* 14: 495-521.
- Li, C., Corns, I.G.W., and Yang, R. 1999. Fire frequency and size distribution under natural conditions: a new hypothesis. *Landsc. Ecol.* 14: 535-542.
- Li, C., Flannigan, M.D., and Corns, I.G.W. 2000. Influence of potential climate change on forest landscape dynamics of west-central Alberta. *Can. J. For. Res.* 30: 1905-1912.
- Ryan, K.C. and Reinhardt, E.D. 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can. J. For. Res.* 18: 1291-1297.
- Sauchyn, D.J. and Beaudoin, A.B. 1998. Recent environmental change in the southwestern Canadian Plains. *Can. Geogr.* 42: 337-353.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.* 8: 220-227.
- Van Wagner, C.E. 1987. Évaluation et structure de la méthode canadienne de l'indice forêt-météo. Service canadien des forêts, Rapport technique de foresterie; no. 35, Ottawa. 34 p.

Effets des changements climatiques sur les régimes de feux et d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et les conséquences sur la production de biomasse dans l'est du Canada

Sylvie Gauthier¹ et David R. Gray²

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts

¹Centre de foresterie des Laurentides, 1055, rue du P.E.P.S., Sainte-Foy, Québec G1V 4C7

Courriel : sgauthier@nrcan.gc.ca

²Centre de foresterie de l'Atlantique, 1350, Regent St., Fredericton, Nouveau-Brunswick E3B 5P7

Courriel : david.gray@nrcan.gc.ca

Perturbations naturelles, changements climatiques et production de biomasse

Les épidémies d'insectes et les incendies forestiers sont deux perturbations majeures des forêts du Canada. Ensemble, elles comptent pour approximativement 75 % de la moyenne annuelle de perte de la biomasse aérienne due à d'autres activités que la récolte. Pendant les périodes épidémiques, les pertes peuvent atteindre des niveaux extrêmes, comme ce fut le cas au Québec pendant la dernière épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (entre 1965 et 1992), résultant alors en des pertes équivalentes à 10 années de récoltes. En plus de détruire de la biomasse marchande, les épidémies d'insectes affectent aussi la susceptibilité des peuplements forestiers au feu (Fleming *et al.*, 2002) et peuvent en changer la composition. Pour leur part, les incendies forestiers ont brûlé en moyenne 2 à 3 millions d'hectares par année au cours des 20 dernières années au Canada. Ensemble, ces deux perturbations sont des facteurs majeurs qui affectent la dynamique et la productivité des forêts et en déterminent la dynamique du carbone. Les populations de TBE ont un comportement cyclique (Royama, 1992) et les populations deviennent épidémiques à tous les 35 ans environ. Les épidémies ont un patron spatio-temporel à l'échelle du paysage ou de la région et montrent une variabilité importante dans la période initiale de l'épidémie, la période épidémique et la sévérité. De même, les régimes de feux ont une variation spatio-temporelle dans la saisonnalité, l'intervalle entre les feux et le nombre de feux.

Généralement, on s'attend à ce que les changements climatiques modifient tant la dynamique des épidémies de TBE que le régime des feux (voir par exemple les chapitres de Fleming et Amiro dans ce document). De plus, les effets d'une modification de l'interaction entre ces deux perturbations, due aux changements climatiques, pourraient être plus importants sur la production de biomasse que l'effet direct de ce changement sur l'une ou l'autre de ces perturbations, de façon individuelle.

Les objectifs généraux de ce travail étaient 1) de définir les régimes actuels de feux et de la TBE dans l'est du Canada; 2) de lier les caractéristiques de chacun des régimes à différentes variables physiques (composition forestière, localisation et condition climatique); 3) de projeter les régimes futurs en se basant sur les prévisions climatiques de 2050 et 2100; et 4) d'évaluer l'impact des changements prédits dans les régimes de perturbation de la TBE ou des feux sur la dynamique forestière, la possibilité annuelle de coupe, ainsi que sur la production de biomasse. Dans cet article, nous décrivons brièvement la méthodologie utilisée, nous présenterons les résultats sur les changements projetés pour chacun des régimes de perturbation et, finalement, nous décrivons la méthodologie utilisée pour évaluer l'impact combiné des deux perturbations sur la production de biomasse.

Évaluation des effets des changements climatiques sur les régimes de perturbation

Régime de feux. À l'aide des données de 1961-1990 de la base de données sur les grands feux du Canada (Stocks et al., 2002), nous avons calculé les variables suivantes : 1) le nombre moyen de feux annuels (n), 2) la superficie totale brûlée par année (a), 3) le jour julien à partir duquel 50 % des feux avaient été allumés (d). Ces données ont été calculées pour chacune des 5620 cellules de l'inventaire forestier canadien (CanFI; Lowe et al., 1994) qui étaient à la fois plus grandes que 40 km² et présentaient plus de 50 % de superficie forestière. Puisque la taille des cellules CanFI varie (de 40 à 3225 km²), les variables ont été ramenées à des unités de 1000 km². Par la suite, les valeurs de chacune des cellules ont été lissées en utilisant une fenêtre mobile de 75 km x 75 km pour atténuer les différences potentielles entre les cellules voisines. Finalement, les 5620 cellules ont été regroupées en utilisant une contrainte spatiale à l'aide du logiciel BoundarySeer. Ce regroupement a généré 19 zones distinctes en termes de régime de feux. Dans chacune d'elles, les distributions de fréquence de n (N), a (A) et d (D) ont été déterminées.

Régime d'épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En utilisant une grille d'une résolution de 2 km², la dernière épidémie complète de TBE a été extraite de la base de données historique (1941–1998). Après avoir éliminé la tendance spatiale la plus significative concernant la première année de l'épidémie, les variables suivantes ont été définies : 1) le nombre d'années où l'épidémie est devancée ($nlag$) ou retardée ($plag$) par rapport à la tendance; 2) la durée (années) de l'épidémie (dur); 3) la moyenne du pourcentage de défoliation (%) pendant l'épidémie (sev); et 4) la variabilité (%) de ce pourcentage (var).

Variables environnementales et spatiales. La composition forestière a été déterminée dans environ 47 000 cellules CanFI de l'est du Canada (ON, QC, NB). Les différentes espèces rencontrées ont été classifiées en 11 types. Les normales climatiques (Environnement Canada) de 910 stations météorologiques ont été utilisées comme intrants dans un simulateur météorologique (BioSIM; Régnière et al., 1995) pour produire 20 ans de données journalières simulées des températures maximales et minimales et des précipitations pour chacun des centroïdes des cellules CanFI. Les normales ont par la suite été calculées à partir de ces données (e.g., moyenne mensuelle des températures maximales, moyenne mensuelle de déficit hygrométrique, moyenne des degrés-jours >5°C, etc.). La latitude et la longitude des centroïdes des cellules CanFI ont été définies en utilisant ArcInfo. L'élévation moyenne des cellules a été calculée à partir des modèles numériques de terrain de 30 arcs seconde (~1 km) du service géologique des États-Unis (United States Geological Survey Earth Resources Observation Systems (USGS-EROS)).

Modèle climatique. Le climat actuel a été décrit en utilisant les normales climatiques de 1961-1990. Nous avons utilisé le scénario GHG IS92A du modèle de circulation général (CGCM2) du Centre canadien de la modélisation et de l'analyse climatique (Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis; <http://www.cccma.bc.ec.gc.ca/data/data.shtml>) pour établir les scénarios climatiques futurs pour les années 2050 et 2100. Dans ce scénario climatique, les concentrations de CO₂ projetées seraient trois fois plus élevées en 2100 par rapport à celles de 1990. Les valeurs pour les scénarios futurs ont été attribuées à chacune des cellules CanFI par interpolation à l'aide de la fonction spline « thin plate » (ESRI 2001).

Analyses statistiques. Les relations entre le régime des feux, ou de TBE et les variables environnementales ont été analysées en utilisant les analyses d'ordination avec contraintes du logiciel CANOCO (ter Braak et Šmilauer, 1998). Des analyses de correspondance canonique (ACC) et des analyses de redondance ont été utilisées pour établir les relations feux–environnement et TBE–environnement, respectivement. À partir des relations

établies par ces analyses, nous avons pu projeter les deux régimes de perturbation pour les conditions climatiques prévues en 2100 en utilisant les équations issues de l'analyse CANOCO. Nous avons aussi calculé les changements (Δ) attendus pour chacune des variables des régimes de perturbation. Nous avons utilisé les Δ suivants : valeur modélisée pour les conditions de 2100 pour la variable x moins celle modélisée pour les conditions de 1990 pour la variable x .

Régimes de perturbation futurs dans un scénario de changements climatiques

Régime de feux. Avec l'ACC, nous avons pu expliquer 52 % de la variabilité observée dans nos trois variables du régime des feux à l'aide de 15 variables environnementales : déficit hygrométrique cumulé à la fin de janvier, avril et août; température moyenne minimale pour avril, mai, juillet, août et septembre; température moyenne maximale pour avril, juin et juillet; précipitations moyennes pour juillet et août; degrés-jours inférieurs à -5°C ; et la proportion de sapin baumier dans la cellule. L'analyse de groupement sur les trois variables du régime des feux (nombre de feux (n), superficie annuelle moyenne brûlée (a) et le jour julien (d)) nous a permis de définir 19 zones homogènes de régime de feux (Fig. 1). Le tableau 1 montre les variations importantes observées dans le nombre de feux et la superficie brûlée sur une base annuelle entre les diverses régions. Notez que le numéro d'identification attribué à la zone s'accroît avec l'augmentation des superficies annuelles brûlées ($\text{km}^2/1000 \text{ km}^2$). En général, il y a une augmentation de la superficie brûlée allant du sud vers le nord. L'ouest de l'Ontario présente la plus grande superficie annuelle brûlée. Une région du nord-ouest québécois montre aussi de grandes superficies brûlées. Le tableau 1 indique également les valeurs projetées pour ces régions sous les conditions climatiques de 2100. Encore une fois, on y observe de grandes variations entre les régions, dont quelques unes sont susceptibles de subir de grandes augmentations de superficie brûlée ou encore du nombre de feux tandis que d'autres verraient plutôt une diminution de l'une ou l'autre de ces variables.

En comparant les valeurs futures aux valeurs actuelles, on remarque une grande région où le nombre de feux changerait faiblement (Fig. 2). À l'intérieur de l'aire d'étude, les augmentations les plus fortes se produiraient dans une petite région de l'extrême ouest de l'aire d'étude, dans le nord-est de l'Ontario, dans le nord-est québécois et, finalement, dans l'est du Nouveau Brunswick. Toutefois, le centre-nord de l'Ontario connaîtrait une importante diminution du nombre de feux. Pour ce qui est des superficies annuelles brûlées, de grandes parties du centre de l'Ontario et du Québec subiraient une diminution (Fig. 2d), tandis que l'ouest ontarien serait la région montrant la plus forte augmentation.

Régime d'épidémies de TBE. Près de 52 % de la variabilité dans le régime épidémique de TBE s'explique par la combinaison de facteurs environnementaux (climat et composition forestière) et spatiaux. La moyenne annuelle du déficit hygrométrique et les degrés-jours inférieur à -5°C étaient les variables principales affectant la sévérité de l'épidémie, sa durée et sa variabilité. Lorsque ce régime est projeté pour les conditions futures du modèle climatique CGCM2, on observerait une diminution générale de la durée de l'épidémie et une augmentation générale de la sévérité (Fig. 2e, f). Par contre, ces changements dans le régime épidémique ne sont pas uniformes à l'intérieur de l'aire actuelle de distribution de la TBE. La durée future projetée augmenterait à l'extrémité nord de la zone épidémique anticipée et de petites superficies du Nouveau-Brunswick subiraient des épidémies moins sévères.

L'effet des deux régimes de perturbation sur la production de biomasse

L'effet net des perturbations naturelles sur un écosystème forestier dépend de manière importante de l'état de la forêt au moment de la perturbation. Par exemple, une épidémie de

TBE sera plus dommageable en termes de perte de croissance et de mortalité élevée si elle a cours dans un peuplement mature de sapins et d'épinettes que si elle a lieu dans un peuplement immature (MacLean, 1980). De plus, il y a une rétroaction importante dans le système puisque la composition forestière influence à la fois le comportement des feux et la TBE. En conséquence, une bonne estimation de l'effet qu'aura un changement dans les régimes de perturbation sur la productivité ne peut être faite que par des modèles de simulation incluant les facteurs principaux influençant la dynamique forestière. C'est pourquoi nous sommes à incorporer nos résultats dans un modèle de simulation spatiale à l'échelle du paysage (*LADS* : Landscape Disturbance Simulator). *LADS* inclut non seulement un modèle de croissance des peuplements qui tient compte de la TBE (MacLean et Erdle, 1984; STAMAN; New Brunswick Growth and Yield Unit, 2002), mais également des algorithmes de récolte et de perturbation qui varient en fonction des régimes de perturbation régionaux.

LADS est un modèle de type cellulaire qui est en développement pour l'est du Canada. Les cellules sont initialement définies par la composition forestière qui existait dans les cellules CanFi de 1994 et les simulations sont définies en fonction des scénarios climatiques historiques ou projetés. La taille des cellules, les extrants du modèle, la durée et l'étendue spatiale des simulations sont tous définis par l'utilisateur. Les épidémies de TBE sont simulées en fonction des conditions climatiques locales et de la composition forestière. L'occurrence de feux et leur progression se font selon les caractéristiques locales du régime de feux de la zone et selon les conditions forestières actuelles. Il existe donc une interaction entre les feux et la TBE, chacun de ces agents ayant la possibilité de modifier la composition forestière, ce qui a pour effet d'influencer l'autre type de perturbation. Les transitions dans la composition forestière après une coupe ou après des perturbations telles que le feu ou une épidémie de TBE sont définies par des tableaux de contingence dérivés des données historiques d'inventaire forestier. Ce modèle, qui est pratiquement complété, nous aidera à évaluer les conséquences imposées par les changements climatiques sur les deux types de perturbations et leurs interactions. Il devrait aussi nous permettre d'obtenir une meilleure estimation de l'effet qu'auront les changements climatiques sur la production de biomasse forestière dans l'est du Canada.

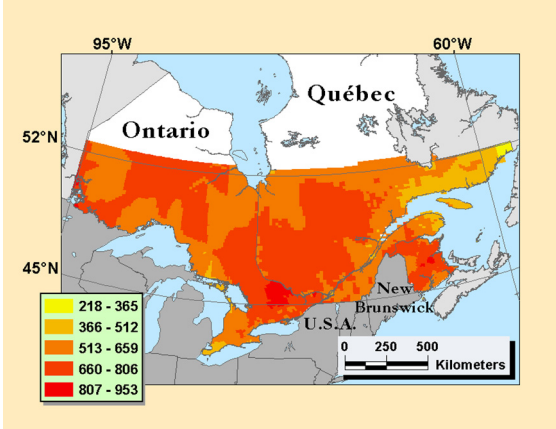
Tableau 1. Nombre de feux moyen et superficie moyenne brûlée sur une base annuelle et par 1000 km² pour les 19 zones sous le climat actuel et le climat future.

Zone	% superficie terrestre	1990				2100			
		Nbre	±E.T.	Superficie	± E.T.	Nbre	±E.T.	Superficie	± E.T.
1	1,1	0,027	0,020	0,000	0,000	0,040	0,031	2,769	2,034
2	6,5	0,068	0,052	0,386	0,460	0,114	0,094	0,059	0,317
3	0,9	0,060	0,016	0,491	0,296	0,062	0,022	2,506	0,745
4	5,5	0,008	0,010	0,534	0,413	0,083	0,051	3,050	1,967
5	1,6	0,043	0,017	0,594	0,617	0,041	0,023	3,319	1,048
6	37,0	0,034	0,015	0,720	0,557	0,035	0,030	1,028	0,811
7	1,2	0,046	0,012	0,822	0,720	0,026	0,019	0,378	0,778
8	0,9	0,043	0,008	0,842	0,261	0,078	0,024	0,824	0,601
9	0,6	0,050	0,010	0,859	0,152	0,017	0,009	0,648	0,282
10	7,8	0,041	0,016	1,477	0,593	0,112	0,051	1,347	0,987
11	8,6	0,073	0,020	2,171	0,742	0,016	0,023	1,723	1,988
12	14,4	0,073	0,015	3,139	0,853	0,077	0,022	2,292	1,349
13	1,1	0,126	0,023	4,109	0,741	0,013	0,022	2,002	2,384
14	3,3	0,111	0,042	4,527	1,594	0,119	0,025	4,990	1,609
15	5,5	0,141	0,020	4,707	1,381	0,052	0,061	4,389	4,723
16	0,6	0,151	0,029	6,167	1,233	0,193	0,043	14,843	3,193
17	0,7	0,153	0,039	7,644	2,112	0,160	0,037	2,956	1,294
18	0,7	0,190	0,023	8,635	1,069	0,225	0,050	17,798	4,148
19	2,0	0,232	0,034	9,170	2,179	0,140	0,104	11,944	7,322
Moyenne	100,0	0,061	0,048	1,557	1,954	0,062	0,065	1,763	3,046

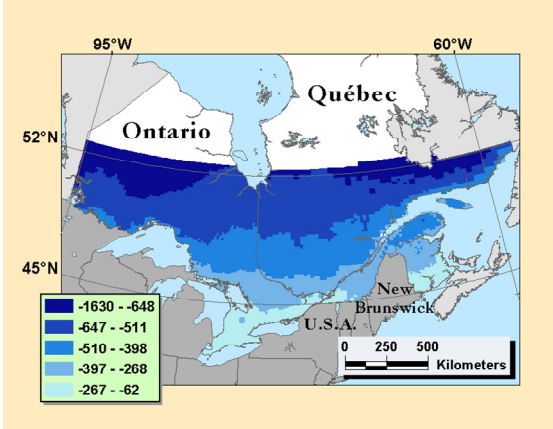


Figure 1. Localisation du territoire d'étude et des 19 zones avec un régime de feux homogène.

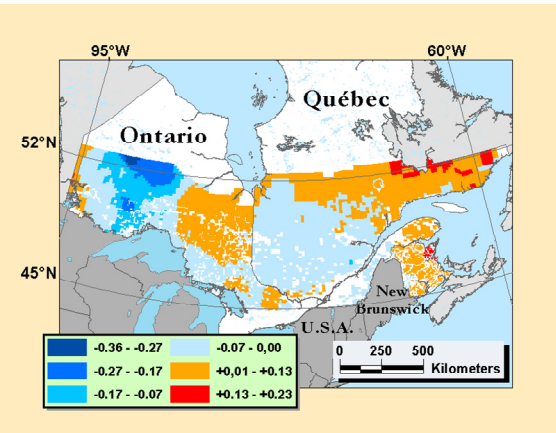
a) Déficit hygrométrique (millibars)



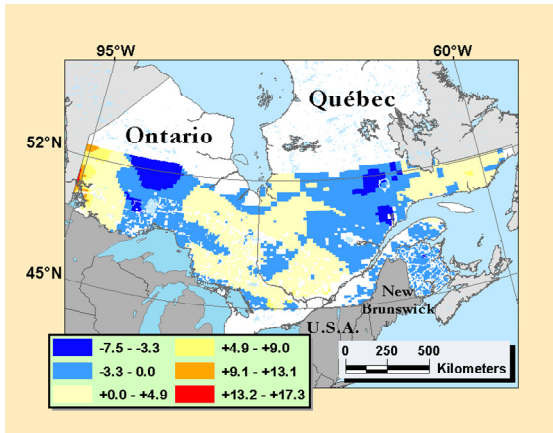
b) Degrés-jours d'hiver (<5°C)



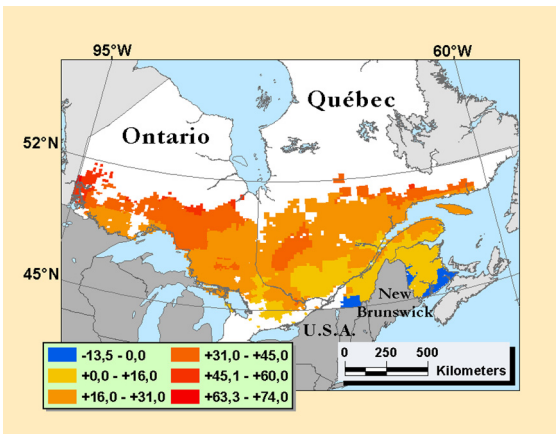
c) Occurrence annuelle de feux (nombre/1000 km²)



d) Superficies annuelles brûlées (km²/1000 km²)



e) Sévérité des épidémies (défoliation moyenne (%))



f) Durée des épidémies (années)

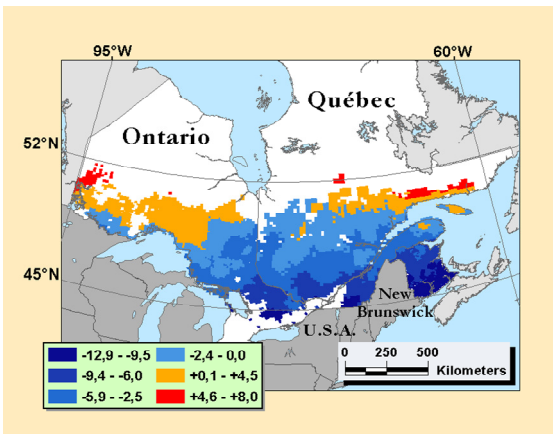


Figure 2. Changements projetés pour les variables climatiques et de perturbation. Pour les variables climatiques, les changements représentés sont simplement la différence entre les normales de 2080-2100 et celles de 1961-1990. Pour les variables de perturbation, le changement est représenté par les données modélisées pour 2100 et pour 1990.

Références

- ESRI Inc. 2001. Spatial Analyst v. 8.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- Fleming, R.A., J-N. Candau and R.S. McAlpine. 2002. Landscape-scale analysis of interactions between insect defoliation and forest fire in central Canada. *Clim. Change* 55: 251-272.
- Lowe, J.J., K. Power and S.L. Gray. 1994. Canada's forest inventory 1991. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, ON. Information Report PI-X-115. 67 p.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *For. Chron.* 56: 213-221.
- MacLean, D.A. and T.A. Erdle. 1984. A method to determine the effects of spruce budworm on stand yield and wood supply projections for New Brunswick. *For. Chron.* 60: 167-173.
- New Brunswick Growth and Yield Unit. 2002. Staman User's Guide. New Brunswick Department of Natural Resources, New Brunswick, Canada.
- Régnière, J., B. Cooke and B. Bergeron. 1995. BioSIM: User's Manual. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, Information Report LAU-X-116. 67 p.
- Royama, T. 1992. Analytical population dynamics. Chapman & Hall, New York. 371 p.
- Stocks, B.J., J.A. Mason, J.B. Todd, E.M. Bosch, B.M. Wotton, B.D. Amiro, M.D. Flannigan, K.G. Hirsch, K.A. Logan, D.L. Martell and W.R. Skinner. 2002. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *J. Geophys.* 108: D1: FFR5, 1-12.
- ter Braak, C.J.F. and P. Šmilauer. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (v.4). Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Maladies racinaires, changements climatiques et productivité de la biomasse

Gary R. Warren¹ et Mike Cruickshank²

Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts

¹*Centre de foresterie de l'Atlantique, C.P. 960, Corner Brook, Terre-Neuve A2H 6J3*

Courriel : gwarren@nrca.gc.ca

²*Centre de foresterie du Pacifique, 506, West Burnside Road, Victoria,*

Colombie-Britannique V8Z 1M5

Courriel : mcruicks@nrca.gc.ca

Introduction

Parmi les processus à l'échelle du paysage figurent des événements de grande portée, comme des feux et des infestations d'insectes primaires, qui affectent généralement une grande superficie mais durent très peu de temps. Ces événements « catastrophiques » sont souvent spectaculaires et ont donc tendance à attirer considérablement l'attention des aménagistes forestiers et des scientifiques. D'un autre côté, des processus lents comme les maladies et la pourriture des racines, bien que moins remarquables, touchent avec le temps de grandes superficies et agissent sur la croissance des plantes, la composition en espèces et la structure des peuplements. Ils ne sont généralement pas considérés comme des processus ou perturbations à l'échelle du paysage, mais leur impact sur celui-ci peut être plus prononcé que celui d'agents à plus grande échelle, comme les feux et les insectes primaires (Lewis et Lindgren, 2000). Le pourridié-agaric et la carie rouge alvéolaire du pied, qui ont une forte incidence au Canada, sont présents dans les dix provinces.

Les pourritures des racines et du pied sont la principale cause affectant la croissance et le rendement moyens dans les forêts boréales d'épinette et de sapin de l'est (Gross *et al.*, 1992) et un grave problème chez les espèces de conifères de l'ouest (Morrison *et al.*, 1992) et dans les forêts boréales et sub-boréales (Lewis, 1997). Ces maladies sont considérées comme l'« ennemi caché » (Whitney, 1988) puisque la plus grande partie de l'activité de leurs agents causaux, des champignons décomposeurs, passe inaperçue, comparativement aux dommages bien visibles infligés par les « perturbations majeures » que sont les insectes et les feux. Seulement le quart à la moitié des infections souterraines peuvent être détectées au-dessus de la surface (Morrison *et al.*, 2000). Les champignons des pourritures des racines et du pied tuent les radicelles et décomposent le duramen structural des racines principales et des tiges des arbres vivants. Il en résulte des pertes de biomasse de fibre ligneuse dues à une réduction de la croissance, à la mort des arbres, aux chablis et à la mise au rebut des culées. Les pourritures des racines et du pied, qui sont une importante cause de trouées dans nombre de types de forêts (Worrall et Harrington, 1988; Lewis et Lindgren, 1999), contribuent donc beaucoup aux processus qui assurent le maintien de la matrice forestière (Lewis et Lindgren, 2000).

Une grande partie des pertes présentées ici nous ont été révélées par des études menées sur des types de forêts naturelles, matures et surannées. Les pratiques de récolte et de traitements sylvicoles dans des peuplements de seconde venue créent des conditions propices à une augmentation de l'incidence des maladies racinaires et des pertes qui en découlent. Les

changements climatiques, accompagnés d'un réchauffement et d'une augmentation des sécheresses, des tempêtes de vent et autres événements abiotiques catastrophiques, imposeront des conditions anormales de stress aux peuplements forestiers. Le stress des arbres est l'un des principaux facteurs influant sur l'incidence et la propagation des infections racinaires. La combinaison des stress découlant du changement climatique et de l'interférence des pratiques d'aménagement forestier aura des impacts majeurs sur la production de biomasse dans les forêts de conifères.

Maladies racinaires et peuplements naturels

Les appauvrissements causés par les ravageurs dans les forêts de l'Ontario ont montré que les pourritures des racines étaient l'agent perturbateur plus important, avec des pertes annuelles de 8,7 millions de m³ (Gross *et al.*, 1992), soit environ 22 % de leur possibilité annuelle de coupe (PAC). Elles sont un problème majeur en Colombie-Britannique (C.-B.), causant des pertes annuelles de 3,9 millions de m³ dans les forêts du sud (Morrison *et al.*, 1992), soit environ 12 % de la PAC pour cette région. Ces chiffres ne sont que des estimations grossières en raison de la dynamique des maladies racinaires puisque (a) la pourriture des racines des arbres vivants augmente avec leur âge (Whitney, 1989); (b) certaines essences sont plus susceptibles que d'autres à l'infection (Morrison et Mallett, 1996); et (c) il y a une relation directe entre les caractéristiques du site et l'incidence de pourriture des racines (Morrison *et al.*, 2000; Whitney, 1976). Il existe un grand nombre de champignons qui entraînent la décomposition des racines des arbres, mais ceux qui causent le plus de dommages sont les *Armillaria* (surtout *A. ostoyae*), *Inonotus tomentosus*, *Phellinus weirii*, *Heterobasidion annosum* et un complexe de champignons chez le sapin baumier. Quand on compare la perte de croissance et la mortalité annuelle causées par les maladies racinaires en Ontario avec l'accroissement annuel courant (AAC) du matériel ligneux primaire, les taux d'appauvrissement moyens du sapin baumier, de l'épinette noire et de l'épinette blanche sont respectivement de 35, 25 et 29 % (Gross, 1985). Pour des peuplements de Douglas taxifolié de l'intérieur de la Colombie-Britannique âgés de 100 ans, les pertes cumulatives au niveau du peuplement dues à la mortalité et à la réduction de croissance causés par les armillaires vont de 32 % dans les peuplements peu touchés à 67 % dans ceux gravement touchés (Cruickshank et Morrison, 2003)

Le pourridié-agaric, surtout causé par *A. ostoyae*, est la plus importante maladie racinaire dans les forêts de conifères de l'est et de l'ouest de la zone boréale de même que dans les forêts de l'intérieur de la Colombie-Britannique. C'est un pathogène modéré à agressif, qui s'étend et propage l'infection par des rhizomorphes dans le sol (Redfern et Filip, 1991), alors que la plupart des autres maladies racinaires exigent un contact avec des racines infectées ou des conditions ou substrats adéquats pour la germination des basidiospores (Thies, 2001; Whitney, 1977). Le stress des arbres est un important facteur régissant l'infection et l'établissement du pourridié-agaric (Wargo et Harrington, 1991) qui pourrait être favorisé par le changement climatique. D'autres maladies racinaires sont plus propres à certaines espèces et sites, mais toutes jouent un rôle significatif dans la baisse de production de biomasse des peuplements forestiers qui doit être accepté et pris en compte. La complexité des maladies racinaires, à cause de la variabilité de la pathogénicité, des champignons et des espèces hôtes et de la susceptibilité du site, rend encore plus difficile la compréhension de ce grave problème.

Maladies racinaires dans les peuplements aménagés

Les efforts en aménagement forestier ont été axés en premier sur la protection des ressources en bois et sur la rapidité de la régénération et de la croissance des essences commerciales. Cette approche réductrice a laissé de côté le rôle des agents de perturbation

dans la succession forestière et conduit à un déclin de la santé des forêts dans certaines régions. Il s'en est résulté une baisse de la productivité et une incapacité à aménager la forêt de manière durable (Lewis et Lindgren, 2000). Une étude de peuplements forestiers perturbés et non perturbés dans le parc Adirondack, dans l'État de New York, a démontré que pour qu'un peuplement conserve un état de croissance sain, la probabilité relative qu'un arbre grossisse de 2,5 cm, quelle qu'en soit la catégorie de diamètre, était comprise entre 19 et 26 %, selon le type de forêt et l'essence (Manion et Griffin, 2001). Les pratiques d'aménagement forestier devraient atténuer les régimes naturels de perturbation et de succession.

La récolte à courte rotation (80-100 ans) de Douglas taxifolié de la côte ouest (rotation naturelle de 200-300 ans) crée des sites où il reste beaucoup de biomasse racinaire infectée au moment où s'établit la culture suivante. L'accroissement du potentiel de contact des racines a entraîné des niveaux d'infection plus élevés dans les peuplements de seconde rotation infectés par *P. weirii* (Bloomberg et Reynolds, 1985), *A. ostoyae* (Morrison et Pellow, 1994) et *I. tomentosus* (Lewis et Lindgren, 2000). Sur l'île de Vancouver, 80 % des peuplements de Douglas taxifolié de seconde venue sont infectés par la carie jaune annelée (*P. weirii*), 43 % des peuplements ayant moins de 60 ans (Bloomberg et Reynolds, 1985). Dans les foyers de maladies racinaires chez des Douglas taxifoliés âgés de 30 à 40 ans, *P. weirii* était responsable d'une réduction de volume de 10,3 % et d'une baisse de 13,5 % de l'accroissement périodique moyen, comparativement aux endroits non infectés. On a constaté un important taux de mortalité entre les âges de 30 et 40 ans et, dans les peuplements plus anciens, une autre vague de mortalité frappe souvent les arbres âgés de 80 à 100 ans, ce qui suggère que la mortalité causée par *P. weirii* a une distribution périodique. Le cumul de la mortalité et des pertes de croissance dues à l'infection par *A. ostoyae* dans une forêt de l'intérieur de seconde venue de Douglas taxifolié de 50 ans varie de 17 %, dans les peuplements peu infectés, à 42 % dans ceux qui le sont gravement (Cruickshank et Morrison, 2003).

On a commencé à pratiquer l'éclaircie précommerciale du sapin baumier à Terre-Neuve vers la fin des années 70 pour dégager des peuplements trop denses. L'éclaircie à 2000 tiges/ha a induit une bonne réponse de croissance et demeure l'un des principaux traitements sylvicoles pour l'aménagement des peuplements. Cependant, des relevés de la carie de la souche dans des peuplements éclaircis et non éclaircis ont révélé que, en moyenne, 26 % des 1300 tiges de sapins baumiers dans les peuplements éclaircis présentaient de la carie au niveau du sol, comparativement à 13 % des 6000 tiges dans les peuplements non éclaircis (Warren et English, 2003). Le volume total de sapin baumier était de 57 % moindre dans les sites éclaircis que dans les sites non éclaircis, avec un âge moyen du peuplement de 35 ans. L'éclaircie commerciale augmente considérablement l'incidence de la maladie et la mortalité des conifères dans l'intérieur sud de la Colombie-Britannique (Morrison *et al.*, 2001). Il a été avancé qu'elle causait une augmentation du balancement de la tige et du mouvement des racines dans certains types de sites, surtout dans les régions très venteuses, d'où un accroissement des blessures et bris de racines qui facilitent les infections par la pourriture des racines et du pied (Rizzo et Harrington, 1988). On a aussi noté un changement de la fréquence et de la diversité des champignons de la carie chez le sapin baumier, où on a isolé des décomposeurs plus agressifs comme *Coniophora puteana*, *Perenniporia subacida* et *Hypholoma fasciculare* (Warren et English, 2003).

Dans toute la forêt boréale, *Inonotus tomentosus* est la principale maladie racinaire des peuplements d'épinette et elle crée souvent des ouvertures dans les peuplements (Whitney 1977) qui sont, dans les conditions naturelles, colonisées par des conifères ou des feuillus plus tolérants. Les pratiques actuelles d'aménagement consistant à établir après la récolte des plantations d'épinette pures détruisent cet environnement matriciel (Lewis et Lundgren, 2000), ce qui donne naissance en début de succession à un peuplement homogène d'un substrat hôte

accueillant. La plupart des plantations d'épinette dans l'intérieur-centre de la Colombie-Britannique sont trop jeunes pour qu'on puisse déterminer s'il y aura des pertes de volume significativement plus élevées; cependant, certaines des plantations plus anciennes montrent des signes de mortalité significative. Au Québec, une plantation d'épinette blanche maintenant âgée de 45 ans a présenté une très bonne croissance pendant les 25 premières années, puis a subitement décliné. Une éclaircie commerciale a révélé dans les souches coupées 85 % d'infection par *I. tomentosus*, certaines colonnes de décomposition atteignant 2 m (LaFlamme, comm. pers.). Des recherches actuellement menées à Terre-Neuve visent les impacts potentiels de l'éclaircie commerciale sur le développement de maladies racinaires dans des peuplements d'épinette noire trop denses pour déterminer si on y constate des pertes semblables à celles observées dans les peuplements traités de sapin baumier (Warren, comm. pers.).

Les pratiques actuelles de récolte et de traitements sylvicoles font augmenter l'incidence et le développement des maladies racinaires dans les peuplements de conifères de deuxième et troisième rotation. Ces maladies ont des impacts majeurs sur la productivité des peuplements, tant du point de vue de la croissance et du rendement que de la décomposition dans les peuplements de seconde venue, causant des réductions significatives de la biomasse qui seront accentuées par le changement climatique. Les maladies racinaires ne sont pas suffisamment prises en compte dans la modélisation de l'approvisionnement en bois ou du cycle du carbone.

Changements climatiques et maladies racinaires et leurs impacts sur la productivité de la biomasse

Le GIEC (1996) a projeté que le doublement des concentrations atmosphériques de CO₂ au cours du prochain siècle pourrait faire monter de 1 à 6 °C la température moyenne de l'air à la surface du globe. Cette hausse de la température variera selon les régions, les changements les plus importants survenant aux altitudes et latitudes plus élevées. Par conséquent, certains des impacts les plus prononcés pourraient se manifester dans le nord de la région boréale et dans les forêts de la Colombie-Britannique. Les réponses au réchauffement planétaire prédisent un décalage des types forestiers, le changement climatique devant influencer sur la dynamique plus aux limites qu'à l'intérieur de l'aire de répartition de l'espèce concernée (Parker *et al.*, 2000). L'accroissement du CO₂ et les changements climatiques associés peuvent agir directement sur les écosystèmes par le biais de la température, des précipitations et d'événements catastrophiques comme des sécheresses, des tempêtes de vent et autres épisodes abiotiques.

Une théorie avance que l'augmentation des concentrations de CO₂ et l'élévation de la température feront croître la productivité des forêts à court terme, mais que l'augmentation de la production sera compensée par les pertes par respiration qui épuiseront les ressources en eau et entraîneront un dépérissement (Parker *et al.*, 2000). L'augmentation de la croissance des arbres ferait augmenter leur susceptibilité aux maladies racinaires. Une croissance plus rapide entraîne en effet une probabilité accrue de contact des racines avec des matières infectées (Bloomberg et Reynolds, 1982), une probabilité plus basse de formation de cicatrices à l'emplacement des lésions (Cruickshank *et al.*, 1997) et une accélération de la décomposition dans le bois moins dense (Cowling, 1961).

On s'attend à ce que les fortes teneurs en CO₂ fassent monter les températures régionales moyennes, les altitudes et latitudes élevées étant les plus touchées. Par conséquent, les aires de répartition des essences des climats tempérés nordiques devraient migrer vers le nord et vers de plus hautes altitudes (Peters, 1992). Pour les forêts des côtes et de l'intérieur de

la Colombie-Britannique, on prévoit que les conditions seront plus sèches (Cruickshank, comm. pers.). Or, c'est dans ces deux régions qu'on trouve les rendements les plus élevés en Colombie-Britannique. Les régions de forêt boréale devraient rétrécir puisque la migration des essences feuillues présentes à leur limite sud sera plus rapide que celle des conifères à leur limite nord (Parker *et al.*, 2000). Les stress climatiques pourront au départ faire augmenter les pertes de biomasse dues aux maladies racinaires mais, à long terme, ces pertes pourraient être réduites en raison de la baisse de superficie de la forêt boréale et d'une augmentation du pourcentage d'essences feuillues qui sont plus résistantes aux maladies, dans les assemblages conifères-feuillus.

De petits changements des températures moyennes font augmenter considérablement la probabilité d'étés anormalement chauds. Si la température moyenne en été passe de 15,3 à 16,9 °C, la probabilité que la température moyenne d'un été soit de 17,3 °C passe de 1,3 % (une fois tous les 75 ans) à 33 % (une fois tous les trois ans) (Parker *et al.*, 2000). Il y aura une augmentation du taux de mortalité dans le sud de la Colombie-Britannique. Le taux de cicatrisation des lésions dues à *A. ostoyae* est réduit de 25 à 50 % dans les écosystèmes secs; autrement dit, les lésions peuvent s'étendre au collet plus facilement et tuer l'arbre (Cruickshank *et al.*, 1997; Morrison *et al.*, 2001). On s'attend à ce que la situation soit la même pour les infections à *P. weirii* du Douglas taxifolié à mesure que la zone côtière de la pruche de l'Ouest s'asséchera. La mortalité du Douglas taxifolié est plus élevée en altitude dans les écosystèmes humides où les sols sont secs (Kastner *et al.*, 1994). La distribution périodique de la mortalité due à *P. weirii* pourrait présenter des cycles plus courts que les valeurs actuelles de 30-40 et 80-100 ans. (Bloomberg et Reynolds, 1985). Cruickshank et Morrison (2003) ont donné une idée des pertes potentielles de biomasse que pourraient causer les changements climatiques en supposant que, à mesure que les conditions de site seront plus sèches, il y ait davantage d'impacts dus à la perte de croissance et à la mortalité (figure 1). Le cumul du retard de croissance et des pertes causées par la mortalité pourrait passer de 32 % (conditions actuelles) jusqu'à 67 % (conditions de stress) dans les peuplements de Douglas taxifolié de 100 ans, ce qui représente une augmentation de 35 % (4,3 millions de m³ au lieu des 3,9 millions de m³ actuels) de la perte de productivité de la biomasse. Les impacts sur d'autres essences de conifères n'ont pas encore été déterminés.

À l'aide de la classification des écosystèmes forestiers (Baldwin, 2001), on peut aussi se faire une idée des pertes qu'entraîneraient les changements climatiques. Pour le système de la forêt boréale, une grille humidité-fertilité du sol semblable à celle des types de sites forestiers de Terre-Neuve (figure 2) peut aider à prédire les profils de migration des écotypes (d'humide à sec) sous l'influence des conditions d'assèchement attribuées au changement climatique. On peut estimer les pertes de biomasse imputables aux maladies racinaires en appliquant des statistiques de relevé des rebuts aux différents types de sites, comme à la figure 3 (Warren, comm. pers.). À mesure que les températures s'élèveront, on prévoit que les écotypes migreront du type humide de *Hylocomium*-sapin baumier (Fh#9), avec une incidence de 50 % de pourriture des racines, et du type *Gaultheria*-sapin baumier (Fg#10) (incidence de 31 %) au type plus sec de *Dryopteris*-*Hylocomium*-sapin baumier (FDH#5) (59 %), soit une augmentation de 9 et 28 % respectivement, ce qui pourrait se traduire par une augmentation de la perte annuelle de productivité de biomasse de 1,6 à 7,8 millions de m³, en plus du chiffre actuel de 8,7 millions de m³ de l'Ontario.

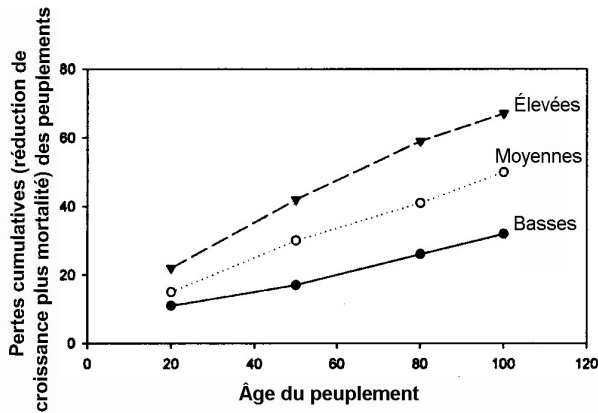


Figure 1. Cumul des pertes dues à la mortalité causée par *Armillaria* et au ralentissement de la croissance pour des peuplements de Douglas taxifolié dans l'écosystème cèdre-pruche de l'intérieur de la Colombie-Britannique.

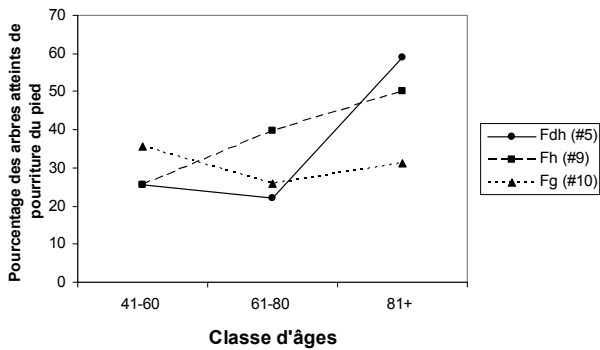


Figure 3. Incidence de la carie de la souche chez le sapin baumier par classes d'âge pour trois écotypes de Terre-Neuve.

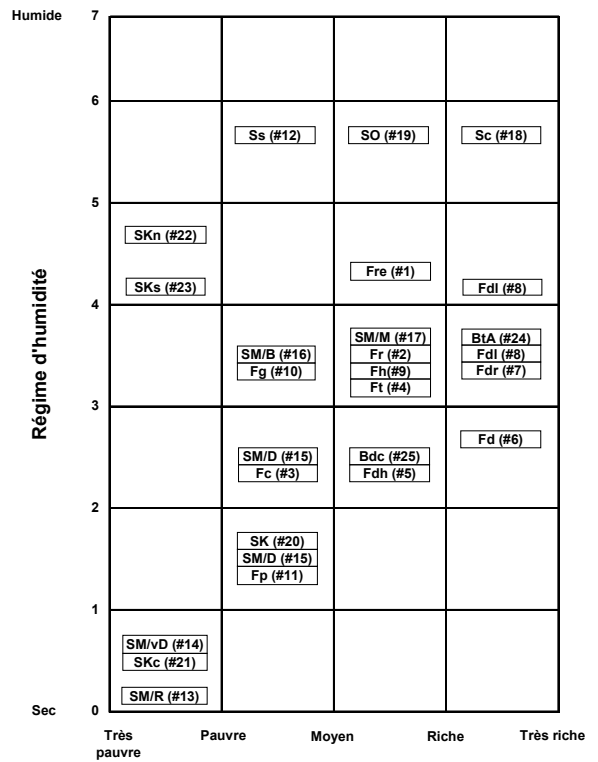


Figure 2. Grille humidité-fertilité du sol pour les écotypes de conifères à Terre-Neuve (Meades et Moores, 1989).

Les pertes en Colombie-Britannique peuvent être projetées de façon réaliste puisqu'une grande partie de la forêt de sapin baumier est au stade de deuxième ou troisième rotation alors que dans la forêt boréale, la plupart des estimations de ravageurs étaient basées sur des peuplements naturels et n'ont pas pris en compte les forêts aménagées. Les estimations de pertes sont très prudentes puisque les pertes de productivité seront significativement plus élevées à cause de l'augmentation des problèmes de maladies racinaires dus aux facteurs suivants : (a) l'éclaircie précommerciale et une basse densité de plantation facilitent la circulation de la lumière et de l'air dans le peuplement, ce qui augmente le stress lié à la température et à l'humidité; (b) l'augmentation du balancement des tiges dû aux prescriptions de faible densité de l'éclaircie commerciale; (c) le fait que les forêts aménagées contiennent du tiers à la moitié moins de biomasse carbonée que les forêts non aménagées (Cooper, 1983; Harmon *et al.*, 1990).

Les maladies racinaires, étant cachées, ne sont pas considérées comme une « perturbation catastrophique ». Cependant, leur impact global moyen sur la productivité de biomasse est, dans bien des cas, plus important que celui des feux et des insectes primaires. Le réchauffement planétaire, l'augmentation des sécheresses et des phénomènes physiques tels que les tempêtes de vent et de verglas associés aux changements climatiques, sont des facteurs qui influenceront significativement sur l'incidence des maladies racinaires et sur leur impact sur la productivité de biomasse. Il existe peu, voire pas, d'indicateurs externes fiables pour détecter rapidement les maladies racinaires. Cependant, la baisse de la croissance radiale dans les parties médianes à inférieures de la tige est un indicateur interne fiable de l'infection par *Armillaria* (Cruickshank, 2002; Warren *et al.*, 2003). La dynamique et la complexité des maladies racinaires rendent très difficile le développement de systèmes de modélisation (Shaw *et al.*, 1991). Il est donc impératif que les maladies racinaires soient reconnues et prises en considération pour (a) raffiner et améliorer les estimations de la biomasse qui donnent actuellement des valeurs de R^2 de seulement 0,2 et 0,3 (Fournier *et al.*, 2003); (b) empêcher une surestimation de 50 % dans les modèles d'approvisionnement en bois (Shaw *et al.*, 1991); et (c) éviter des pertes potentielles de 20 à 30 % des fibres ligneuses grâce à une bonne planification de la récolte forestière (Knowles, 2001).

Références

- Baldwin, K. 2001. Canadian Forest Ecosystem Classification: A component of the Canadian National Vegetation Classification. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., Info Leaflet.
- Bloomberg, W.J. and Reynolds, G. 1982. Factors affecting transfer and spread of *Phellinus weirii* mycelium in roots of second-growth Douglas-fir. Can. J. For. Res. 12:424-427.
- Bloomberg, W.J. and Reynolds, G. 1985. Growth loss and mortality in Laminated root rot infection centres in second-growth Douglas-fir on Vancouver Island. For. Sci. 31(2):497-508.
- Cooper, C.F. 1983. Carbon storage in managed forests. Can. J. For. Res. 13:155-166.
- Cowling, E.B. 1961. Comparative biochemistry of the decay of sweetgum sapwood by white-rot and brown-rot fungi. USDA For. Serv. Tech. Bull. No. 1258.
- Cruickshank, M.G. 2002. Accuracy and precision of measuring cross-sectional area in stem disks of Douglas-fir infected by *Armillaria* root disease. Can. J. For. Res. 32:1542-1547.
- Cruickshank, M.G., Morrison, D.J. and Punja, Z.K. 1997. Incidence of *Armillaria* species in pre-commercial thinned stumps and spread of *Armillaria ostoyae* to adjacent Douglas-fir trees. Can. J. For. Res. 27:481-490.
- Cruickshank, M.G. and Morrison, D.J. 2003. *Armillaria* mortality and growth loss estimates for Interior Douglas-fir in the Interior Cedar-Hemlock ecosystem. Can. For. Serv. (Unpublished) 6 p.

- Fournier, R.A., Luther, J.E., Guindon, L. Lambert, M.-C., Piercey, D., Hall, R.J. and Wulder, M.A. 2003. Mapping aboveground tree biomass at the stand level from inventory information: test cases in Newfoundland and Quebec. *Can. J. For. Res.* 33:1846-1863.
- Gross, H.L. 1985. The impact of insects and diseases in the forests of Ontario. *Can. For. Serv., GLFC Info Rep. O-X-366.* 23 p.
- Gross, H.L., Roden, D.B., Churcher, J.J., Howse, G.M. and Gertridge, D. 1992. Pest caused depletions to the forest resource of Ontario, 1982-1987. *Can. For. Serv. – OMNR Joint Report 17.* 23 p.
- International Panel on Climate Change (IPCC). 1996. *Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kastner, W.W., Goheen, D.J. and Edmonds, R.L. 1994. Relationship between occurrence of laminated root rot and site characteristics in Douglas-fir forests of the Oregon Coastal Range. *West. J. Appl. For.* 9:14-17.
- Knowles, K. 2001. Clearwater Creek and Schade Lake *Armillaria* root disease survey. Manitoba Conserv., Forestry Branch Internal Reports.
- Harmon, M.E., Ferrell, W.K. and Franklin, J.F. 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science* 247:699-702.
- Lewis, K.J. 1997. Growth reduction in spruce infected by *Inonotus tomentosus* in central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 27:1669-1674.
- Lewis, K.J. and Lindgren, B.S. 1999. Influence of decay fungi on species composition and size class structure in mature *Picea glauca* and *Abies lasiocarpa* in sub-boreal forests of central B.C. *For. Ecol. Manage.* 123:135-143.
- Lewis, K.J. and Lindgren, B.S. 2000. A conceptual model of biotic disturbance ecology in the central interior of B.C. How forest management can turn Dr. Jekyll into Mr. Hyde. *For. Chron.* 76(3):433-443.
- Manion, P.D. and Griffin, D.H. 2001. Large landscape scale analysis of tree death in the Adirondack Park, New York. *For. Sci.* 47(4):542-549.
- Meades, W.J. and Moores, L. 1989. Forest site classification manual: A field guide to the Damman forest types in Newfoundland. Canada–Newfoundland Forest Research and Development Agreement, FRDA Rep. 003.
- Morrison, D.J. and Mallett, K. 1996. Silvicultural management of *Armillaria* root disease in western Canadian forests. *Can. J. Plant Pathol.* 18:194-199.
- Morrison, D.J., Merler, H. and Norris, D. 1992. Detection, recognition and management of *Armillaria* and *Phellinus* root diseases in the southern interior of British Columbia. Canada–British Columbia Partnership Agreement on Forest Research and Development, FRDA Rep. 179.
- Morrison, D.J. and Pellow, K. 1994. Development of *Armillaria* root disease in a 25-year-old Douglas-fir plantation. Pages 560-571 in *Proceedings of the 8th International Conference on Root and Butt Rots*, Aug. 9-16, 1993, Wik, Sweden, and Haikko, Finland.
- Morrison, D.J., Pellow, K.W., Norris, D.J. and Nemec, A.F.L. 2000. Visible versus actual incidence of *Armillaria* root disease in juvenile coniferous stands in the southern interior of British Columbia. *Can. J. For. Res.* 30:405-414.
- Morrison, D.J., Pellow, K.W., Nemec, A.F.L., Norris, D.J. and Semenov, P. 2001. The effects of partial cutting on the epidemiology of *Armillaria* root disease in the southern interior of British Columbia. *Can. J. For. Res.* 31:59-70.
- Parker, W.C., Colombo, S.J., Cherry, M.L., Flannigan, M.D. et al. 2000. Third millennium forestry. What climate change might mean to forests and forest management in Ontario. *For. Chron.* 76(3):445-463.
- Peters, R.L. 1992. *Global Warming and Biological Diversity.* Yale University Press, New Haven.
- Redfern, D.B. and Filip, G.M. 1991. Inoculum and Infection. Pages 48-61 in *Armillaria Root Disease.* Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.

- Rizzo, D.M. and Harrington, T.C. 1988. Root movement and root damage of red spruce and balsam fir on subalpine sites in the White Mountains, New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 18:991-1001.
- Shaw, C.G., Stage, A.R. and McNamee, P. 1991. Pages 150-156 *in* Armillaria Root Disease. Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.
- Thies, W.G. 2001. Root diseases in Eastern Oregon and Washington. *Northwest Sci.* 75:38-45.
- Wargo, P.M. and Harrington, T.C. 1991. Host Stress and Susceptibility. Pages 88-101 *in* Armillaria Root Disease. Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.
- Warren, G.R., English, B., Swift, E. and Wiseman, P. 2003. Root disease damage in treated second-growth conifer stands. Poster. XII World Forestry Congress, Quebec City, Sept. 18-22, 2003.
- Warren, G.R. and English, B. 2003. Root and butt rots in semi-mature pre-commercially thinned stands of balsam fir in Newfoundland. Pages 413-418 *in* Proceedings of the 10th International Conference on Root and Butt Rots, Sept. 16-22, 2001, Quebec City, Canada. *Can. For. Serv., Info Rep. LAU-X-126.*
- Whitney, R.D. 1976. Root rot of spruces and balsam fir in northwestern Ontario. I. Damage and implications for forest management. *Can. For. Serv., Info Rep. O-X-241.* 49 p.
- Whitney, R.D. 1977. *Polyporus tomentosus* root rot of conifers. *Can. For. Serv., GLFC For. Tech. Rep.* 18. 12 p.
- Whitney, R.D. 1988. The Hidden Enemy: Root rot technology transfer. *Can. For. Serv., Sault Ste. Marie, Ont.* 35 p.
- Whitney, R.D. 1989. Root rot damage in naturally regenerated stands of spruce and balsam fir in Ontario. *Can. J. For. Res.* 19:295-308.
- Worrall, J.J. and Harrington, T.C. 1988. Etiology of canopy gaps in spruce-fir forests at Crawford Notch, New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 18:1463-1469.

Synthèse des discussions

Effets des changements climatiques sur les perturbations

Échelle nationale

- Il est très important de prendre du recul de façon périodique afin de voir les choses sous un angle différent, à une échelle nationale. Tout le monde a entendu parler des feux en Colombie-Britannique à l'été 2003 car ces feux ont détruit plus de 350 habitations, certaines étant des propriétés d'un demi-million de dollars et plus, donnant sur le lac. La superficie totale brûlée en Colombie-Britannique était de 250 000 hectares sur les 60 millions d'hectares de territoire forestier, ce qui veut dire qu'il restait un peu plus de 59 millions d'hectares captant du carbone. Malgré la perte de carbone entraînée par les 250 000 hectares brûlés, une large proportion des 59 millions d'hectares restant agissaient en tant que puits de carbone durant cette période.
- Une des questions clé à laquelle il est nécessaire de répondre est de savoir si les changements climatiques et le réchauffement à l'échelle planétaire ont la capacité d'entraîner une synchronisation au niveau des cycles d'épidémies d'insectes à l'échelle continentale. Des épidémies de dendroctone du pin, de livrée des forêts, de tordeuse du pin gris et de tordeuse des bourgeons de l'épinette pourraient alors sévir en même temps, ce qui serait beaucoup plus inquiétant que d'avoir à faire face à quelques épidémies ici et là, à quelques années d'intervalle.

Asymétrie dans le risque de perturbation

- Depuis quelques années, un débat entourant la problématique d'une asymétrie du risque persiste. Pour que les forêts canadiennes puissent atteindre leur maturité, 80 à 100 ans de conditions favorables à une bonne croissance forestière sont nécessaires. Cependant, il n'en tient qu'à une seule grande sécheresse, une tempête de verglas, un feu ou une épidémie d'insectes pour que cette croissance soit interrompue. À mesure que nous progressons dans un environnement changeant, nous comprenons que la distribution de la végétation d'aujourd'hui reflète l'historique d'un climat passé. Ainsi, dans un futur comportant des changements climatiques, les conditions végétales seront de moins en moins bien adaptées, ce qui veut dire que les plantes subiront un stress grandissant face au nouveau climat. La mauvaise adaptation des arbres et des écosystèmes forestiers combinée à une augmentation potentielle des feux et des épidémies d'insectes font en sorte que le risque est clairement asymétrique.

Différences au niveau des observations

- Comment résoudre les différences d'observations lors de la quantification des effets des changements climatiques sur la production de biomasse? Tout dépend de l'indicateur pris en compte. Dans le cas de la surface affectée, les insectes affectent clairement une surface plus importante que le feu ou la coupe. Pour ce qui est du volume d'arbres tués ou retirés du système, la coupe est l'indicateur le plus important. De plus, les entomologistes tendent à voir une réduction de la croissance comme une perte de volume de sorte que la croissance qui n'a pas lieu est considérée comme une perte de croissance. Par contre, les spécialistes des feux vont s'attarder au peuplement détruit par le feu et au volume perdu. Il en est de même pour la coupe. Ainsi, la croissance qui ne s'est pas matérialisée à cause d'une défoliation vient parfois biaiser les statistiques sur l'impact des insectes.

Interactions entre les perturbations

- Un élément qui n'a pas été abordé est l'interaction entre le feu et les insectes. La plupart des peuplements qui ne seront pas affectés par le feu seront attaqués par les insectes. Il n'est pas clair si les insectes précèdent les feux ou si ce sont les feux qui précèdent les insectes, mais une perturbation va frapper le peuplement à un moment ou l'autre. Ce pourrait aussi être une maladie et certaines de ces perturbations peuvent être complémentaires.
- Ne pas avoir inclus de conférencier traitant de la dynamique des maladies des arbres à grande échelle fut une omission importante. Les maladies ou les maladies racinaires n'étaient pas considérées comme ayant un impact important durant cet atelier. Les changements climatiques vont avoir des impacts sur le stress hydrique et la sécheresse, tous deux étant les principaux facteurs environnementaux pouvant accroître la susceptibilité à certaines maladies.
- En Colombie-Britannique, les maladies racinaires constituent un problème important et sont largement répandues. L'impact de ces maladies sur la croissance et le rendement d'un peuplement moyen est plus grand que celui des feux et des insectes. Les feux et les insectes agissent de façon plus ou moins périodiques alors que les maladies racinaires peuvent se déclarer en tout temps. Les maladies racinaires contribuent probablement à un grand nombre d'infestations d'insectes et causent aussi de la mortalité chez les arbres et des chablis, ce qui augmente la quantité de débris ligneux grossiers dans les peuplements qui, en retour, augmentent le risque d'incendie.

Impact positif ou négatif des changements climatiques

- Il n'est pas possible d'affirmer de façon irréfutable que les épidémies d'insectes seront plus fréquentes ou plus sévères avec les changements climatiques. Pour une épidémie d'insectes donnée, un certain nombre de caractéristiques vont déterminer quels en seront les impacts, comme par exemple le moment, la durée et la sévérité de l'épidémie. Lorsque l'on compile l'influence de la durée et de la sévérité de toutes les épidémies à travers le paysage pour les différentes compositions forestières, il n'est pas tout à fait clair si les impacts d'un changement de climat seront positifs ou négatifs.

Le calcul du bilan de carbone

- Il est possible de distinguer conceptuellement deux types d'incertitudes lors de la quantification du bilan de carbone. Le premier type d'incertitude concerne les données d'inventaire, de croissance et de rendement ainsi que les processus décrits dans les modèles. Au départ, les analyses à l'échelle nationale étaient effectuées à l'aide de vieilles données d'inventaire, mais les provinces et territoires mettent présentement leurs efforts en commun afin d'obtenir de meilleures données. Par exemple, en Colombie-Britannique, des analyses à haute résolution ont été faites avec des données d'inventaire récentes. Dans certaines provinces comme le Québec, des données provinciales d'inventaire, de croissance et de rendement plus détaillées seront utilisées. Dans les années à venir, il devrait y avoir des progrès significatifs en vue d'une réduction de ce type d'incertitude en incorporant les meilleures données disponibles. Comme il n'est pas possible d'éliminer toutes les incertitudes, elles seront simplement réduites par rapport aux analyses précédentes. Le second type d'incertitude est en lien avec la nature imprévisible inhérente aux perturbations futures. Il est impossible de prédire aujourd'hui, ou même en 2006, quelle sera l'allure de la saison des feux de 2010. En ce qui concerne les insectes, les prédictions sont facilitées à cause de la nature cyclique de certaines espèces. Dépendamment des conditions forestières et d'où

nous nous situons dans le cycle, il est possible d'attribuer une probabilité aux types d'épidémie prévus pour les prochains trois à dix ans, ce qui constitue la période qui nous préoccupe le plus.

- Nous travaillons aussi avec des spécialistes des feux et des insectes à travers le Canada afin de développer, par exemple, une distribution des probabilités d'incendie à l'échelle régionale. Pour une région donnée, nous pouvons obtenir une distribution des probabilités de la surface moyenne brûlée ainsi que les années de pics et de creux. Ensuite, il s'agit d'étendre le modèle à un grand nombre de scénarios. Si nous assumons une moyenne de cent hectares brûlés et certaines caractéristiques de distribution de part et d'autre de la moyenne, nous pouvons obtenir comme résultat une source ou un puits de carbone associé à la distribution. Cependant, la plupart des gens ont de la difficulté à penser en termes de probabilité; ainsi, communiquer avec les négociants et les politiciens constituera un processus éducatif.
- À mesure que nous approchons de la période d'engagement de 2008 à 2012, nous obtiendrons plus d'informations. Une part de l'incertitude diminue alors que nous nous approchons de cette période.
- Évidemment, il n'est pas possible de prédire avec certitude ce qui arrivera dans quelques années. Il est possible d'avoir une moyenne attendue d'un nombre donné de feux pour un territoire donné, avec l'incertitude qui y est associée. Par contre, pour les insectes, il peut parfois y avoir des épidémies importantes avec d'énormes populations d'insectes, puis quelques années plus tard, aucune épidémie ne se produit. Si l'incertitude est associée avec l'occurrence de la prochaine épidémie et que nous sommes intéressés à prédire les sources vs les puits de carbone pour une période allant de 2008 à 2012, par exemple, quel serait l'effet d'un retard d'une année ou deux dans la prédiction du début de l'épidémie? Cela dépend de l'ampleur de l'épidémie et de ses impacts. Il est donc nécessaire de comprendre que nous travaillons avec un système de très grande envergure à l'intérieur duquel de nombreux processus différents peuvent interagir.
- Dans le secteur de l'énergie, les forêts sont souvent considérées comme une façon d'empêcher le carbone émis par les combustibles fossiles d'atteindre l'atmosphère. Ce n'est pas ainsi que l'on doit envisager les choses. En premier lieu, il est important de bien saisir ce que nous faisons de nos forêts. Les décisions concernant l'utilisation du territoire contribuent à la libération de carbone dans l'atmosphère. Nous devons reconnaître l'impact sur l'atmosphère de la déforestation, du défrichage d'une terre pour l'agriculture, pour la construction d'infrastructures ou de terrains de golf. Mais il est possible de changer nos décisions concernant l'utilisation du territoire. Les terres agricoles abandonnées peuvent être reboisées et des mesures actives doivent être prises sur le plan de la déforestation et du boisement pour influencer les bilans de carbone. En vertu du Protocole de Kyoto, nous devons tenir compte des changements dans les stocks de carbone associés à l'utilisation du territoire.
- Le prise en compte des changements dans les stocks de carbone est optionnelle et une décision doit être prise à ce sujet. Si nous choisissons d'en tenir compte, quel contrôle avons-nous par l'entremise de nos activités d'aménagement forestier? Il est nécessaire de mieux comprendre ces enjeux.

- Nous devons considérer les 400 et quelques millions d'hectares de forêts du Canada comme un tout. Les incendies plus au nord, bien au-delà des zones aménagées, peuvent augmenter et nous devons comprendre comment ces feux peuvent influencer le système climatique global et entrer en rétroaction avec le réchauffement climatique.

Les stratégies de gestion et d'aménagement

Amélioration des systèmes de lutte contre les feux et les insectes

- La gestion et le contrôle des feux ont toujours été des éléments séparés de la gestion et du contrôle des insectes. Le carbone n'est généralement pas considéré dans cette équation alors qu'il serait facile de le faire. Nous devrions combiner la gestion des feux et des insectes. Essentiellement, si nous décidons d'investir des sommes d'argent importantes pour combattre le feu, nous devons déterminer quels seront les gains en termes de stockage carbone. Il en est de même pour le contrôle des insectes. Un engagement important sera nécessaire afin de se doter d'une infrastructure à ce sujet.
- Les forêts seront plutôt des victimes que des sauveurs dans cet enjeu. Si nous assumons que des changements au niveau du climat auront lieu, nous allons tenter de nous y adapter et d'atténuer les effets de ces changements sans tenir compte du carbone. Si les étés sont beaucoup plus secs, des efforts plus grands seront déployés pour protéger des vies, les propriétés et la ressource forestière.
- L'augmentation des incendies et donc la nécessité de suppression ou de protection des forêts vont devenir coûteuses. Vouloir sauver le carbone le sera également.
- Si nous avons le pouvoir ou le désir de restreindre la prochaine épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette, quel effet net cela aurait-il? Si nous prenions la décision d'effectuer une lutte plus agressive lors de la prochaine épidémie, permettant ainsi de sauver du carbone, cela se ferait probablement à l'aide d'insecticides. Toutefois, certains s'inquiètent de l'augmentation de l'émission de carbone provenant des avions, de la production et du transport des produits chimiques utilisés. Des études démontrent cependant que les surplus d'émission résultant d'un contrôle accru sont minimes par rapport aux quantités de carbone et de forêts sauvées.
- Les feux sont probablement aussi fréquents qu'auparavant mais de taille moindre. Nous devons continuer nos efforts de suppression puisqu'ils semblent porter fruit. Par contre, il n'y a pas de contrôle ou de gestion véritable des populations d'insectes. Nous conservons des régions de forêts jusqu'à ce qu'on puisse en récolter ou en utiliser certaines parties, ou encore nous les laissons à leur sort. Les territoires forestiers d'intérêt sont préservés jusqu'à ce que l'épidémie soit passée, mais il n'existe aucun outil pour la gestion des insectes.

Options alternatives

- Nous devons comprendre que combattre le feu ou les insectes n'est pas la seule solution. Nous devons déterminer quel usage sera fait du bois mort et comment nous pouvons influencer la régénération du prochain peuplement. Ainsi, les stratégies de récupération et de régénération peuvent avoir un impact important et être bénéfiques quant au bilan de carbone.
- Quand il est question de l'allumage des feux, le climat et les combustibles sont des éléments clé. Nous ne pouvons résoudre le problème des changements climatiques,

mais l'allumage et les combustibles sont des éléments pour lesquels des progrès peuvent être réalisés et à l'heure actuelle, ces éléments commencent à être intégrés aux plans de gestion. Il existe essentiellement deux philosophies basées sur l'allure du territoire. Si la taille du territoire est relativement petite, il est possible d'aménager un paysage moins favorable aux incendies lors de la planification des opérations forestières. Si le territoire est très grand, une compagnie pourrait être capable d'aménager seulement 50 % de la superficie, les 50 % restants étant non-productifs. Le risque est alors étendu dans tout le paysage de sorte que si un incendie se déclare, il y en a moins à perdre.

Aménagement forestier durable

- Est-il possible d'effectuer un aménagement forestier durable en supposant qu'il y ait une augmentation des incendies et des épidémies d'insectes?
- La tendance est d'étudier les perturbations actuelles plus formellement lors de projections à long terme de l'aménagement des forêts. Auparavant, en Colombie-Britannique, des hypothèses simplistes étaient émises sur les perturbations naturelles. La perte de volume était évaluée et était soustraite comme une constante, même lorsque les projections se faisaient sur 300 à 400 ans dans le futur. Même s'il est bon de regarder ce qui pourrait se passer dans 300 ou 400 ans, nous devons décider ce que nous ferons à court terme. La tendance est de poser d'autres questions et d'évaluer les effets de l'incertitude sur la variabilité des fluctuations ainsi que les effets des conditions changeantes pouvant résulter des changements climatiques. Il faut séparer les processus de la question à savoir si l'aménagement forestier peut être durable ou non à long terme. Il est nécessaire d'intégrer toutes ces variables et incertitudes lors de la planification d'aménagement forestier durable et d'être précis quant aux objectifs fixés afin d'en faciliter l'atteinte.
- L'intégration des changements climatiques dans la question de l'aménagement forestier durable est très importante puisque le climat y joue évidemment un rôle clé. Certains des éléments discutés en termes d'adaptation étaient des stratégies pour la gestion du risque et comment les intégrer à l'aménagement forestier. Un des plus grands défis sera de trouver des façons de changer les politiques d'aménagement des forêts afin de faciliter l'adaptation puisque cela constitue un processus très différent des processus réglementaires utilisés à ce jour.

Exemple d'un changement de politique d'aménagement en Colombie-Britannique

- Des changements résultant d'études pilotes ont eu lieu en Colombie-Britannique. Des approches basées sur des simulations tenant compte directement des perturbations et des incertitudes lors de l'évaluation des approvisionnements et des volumes de coupe alloués ont été utilisées. Les décideurs comprennent les risques car ils doivent prendre des décisions qui seront scrutées à la loupe par les compagnies. Ces approches ont suffisamment fait leurs preuves pour que les décideurs soient convaincus de la nécessité de s'adapter.

Comprendre la base

- L'engagement des aménagistes forestiers est nécessaire dans le cadre des plans d'aménagement. Ces aménagistes sont très compétents pour faire avancer les choses d'un côté comme de l'autre et ils ont tout simplement besoin de savoir de quel côté se diriger. Mais il faut d'abord comprendre comment fonctionnent les écosystèmes avant de leur insuffler une direction. Il est donc primordial de comprendre la réponse des

perturbations en présence et en absence de changements climatiques. Avant d'effectuer des recommandations, il est nécessaire de poursuivre la recherche sur les insectes, l'écologie des insectes, l'écologie des feux et le comportement du feu.

Les modèles et indicateurs climatiques

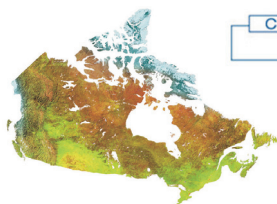
- Les modèles actuels sont-ils bons pour prédire les occurrences d'éclairs? Ce type de données peut être difficile à obtenir. Même s'il est possible de décrire l'activité orageuse, il est peu probable que nous ayons une statistique sur la foudre dans un avenir rapproché. Nous pouvons avoir une probabilité sur les patrons de l'instabilité atmosphérique, mais la convection à l'intérieur d'un modèle climatique est probablement plus difficile à simuler.
- Sommes-nous à l'aise d'affirmer que l'augmentation de température mène à une augmentation de la convection? Cela dépend en fait des régions. Dans certaines régions du globe, au Québec par exemple, une augmentation de la température est généralement synonyme d'une augmentation de l'activité orageuse. Cependant, dans les Prairies, à un moment donné de l'été, il n'y a plus d'eau ou d'humidité disponible au sol pour créer les nuages de convections, ce qui fait cesser toute convection.

Liste des participants

No enr.	Nom / Name	Organisation / Organization	Courriel / E-mail
1	Adams, Greg	J.D. Irving Limited	adams.greg@jdirving.com
2	Amiro, Brian	NRCan – CFS Northern Forestry Centre	brian.amiro@nrca.gc.ca
3	Banfield, Ed	NRCan – CFS Northern Forestry Centre	edbanfield.@nrca.gc.ca
4	Beaudoin, André	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	abeaudoin.cfl.forestry.ca
5	Belleau, Pierre	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	pierre-belleau@fmodbsl.qc.ca
6	Bernier, Pierre Y.	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	pbernier@nrca.gc.ca
7	Berthiaume, Richard	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rberthiaume@cfl.forestry.ca
8	Bigras, Francine	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	fbigras@nrca.gc.ca
9	Boisseau, Gaétane	WWF – CANADA	gboisseau@wwfcanada.org
10	Bothwell, Peter	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	pbothwel@nrca.gc.ca
11	Bourque, Alain	Ouranos - Consortium sur les changements climatiques	bourque.alain@ouranos.ca
12	Boutin, Robert	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rboutin@cfl.forestry.ca
13	Brouillette, Paul	RNQ RSD	
14	Butt, Gordon	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	gobutt@nrca.gc.ca
15	Campagna, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs – Québec	michel.campagna@mrnfp.gouv.qc.ca
16	Campbell, Elisabeth	Groupe de recherche en écologie forestière – UQAM	elizabeth.campbell@sympatico.ca
17	Candau, Jean-Noël	Ontario Forest Research Institute - Ontario Ministry of Natural Resources	jean-noel.candau@mnr.gov.on.ca
18	Chabot, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs – Québec	michel.chabot@mrnfp.gouv.qc.ca
19	Cooke, Barry J.	NRCan - CFS Laurentian Forestry Centre	bcooke@cfl.forestry.ca
20	Cyr, Dominic	UQAM	dominic_cyr@videotron.ca
21	De Grandpré, Louis	RNCan – SCF Centre de foresterie des Laurentides	ldegrandpre@cfl.forestry.ca
22	Denneler, Bernhard	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue	bernhard.denneler@uqat.ca
23	DesRochers, Pierre	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	pidesroc@nrca.gc.ca
24	Didion, Marcus	Simon Fraser University - Burnaby, BC	
25	Drever, Ronnie	GREFi, UQAM	drever.charles_ronald@courrier.uqam.ca

26	Fall, Andrew	Simon Fraser University - Burnaby, BC	fall@cs.sfu.ca
27	Fleming, Rich	NRCan - CFS Great Lakes Forestry Centre	rfleming@nrcan.gc.ca
28	Fortin, Julie	Ressources naturelles, Faune et Parcs – Québec	julie.fortin@mrnfp.gouv.qc.ca
29	Gauthier, Sylvie	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	sgauthier@nrcan.gc.ca
30	Gray, David	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	david.gray@nrcan.gc.ca
31	Grodya Dhechuvi, Dieudonné	UQAM	grodya@sca.uqam.ca
32	Guindon, Luc	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	lguindon@cfl.forestry.ca
33	Guo, Jing	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	jguo@cfl.forestry.ca
34	Hébert, Christian	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	chebert@cfl.forestry.ca
35	Hirsh, Kelvin	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	khirsh@nrcan.gc.ca
36	Houle, Daniel	Ouranos - Ressources naturelles, Faune et Parcs	houle.daniel@ouranos.ca
37	Huot, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs – Québec	michel.huot@mrnfp.gouv.qc.ca
38	James, Patrik	Voft	pat-james@hotmail.com
39	Kull, Stephen	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	skull@nrcan.gc.ca
40	Kurz, Werner A.	NRCan - CFS Pacific Forestry Centre	wkurz@nrcan.gc.ca
41	Larouche, Jacques	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	jlrouche@cfl.forestry.ca
42	Lavallée, Robert	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rlavallee@cfl.forestry.ca
43	Leduc, Alain	GREFi, UQAM	r13064@er.uqam.ca
44	Lefebvre, François	Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU)	flefebvre@sopfeu.qc.ca
45	Li, Chao	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	chao.li@nrcan.gc.ca
46	Lo, Ernest	GREFi, UQAM	c1344@er.uqam.ca
47	MacFarlane, Derek	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	dmacfarl@nrcan.gc.ca
48	Masabo, Munyonge Abwe Wa	Université du Nouveau-Brunswick	ema8961@umce.ca
49	McKinnon, Greg	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	gmckinno@nrcan.gc.ca
50	Mc Alpine, Rob	Ontario Ministry of Natural Resources	Rob.mcalpine@mnr.on.gc.ca
51	Moranville, Denise	Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM)	d.moranville@sopfim.qc.ca
52	Ouellet, Denis	RNCAN - SCF Centre de foresterie des Laurentides	douellet@cfl.forestry.ca
53	Park, Andrew	GREFi, UQAM	anditopark@hotmail.com

54	Patterson, Dave	Alberta Department of Sustainable Resources Development	dave.patterson@gov.ab.ca
55	Porter, Kevin	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	kporter@nrcan.gc.ca
56	Raulier, Frédéric	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	fraulier@nrcan.gc.ca
57	Royer, Lucie	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	lroyer@nrcan.gc.ca
58	Simard, Martin	RNCan - SCF et UQAT	masimard@cfl.forestry.ca
59	Tymbtra, Cordy		
60	Véga, Cédric	Université du Québec à Montréal	cedric.vega@free.fr
61	Vujanovic, Vladimir	Université de Montréal	vujanovv@magellan.umontreal.ca
62	Warren, Gary	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	gwarren@nrcan.gc.ca



CANADA'S NATURAL RESOURCES
NOW AND FOR THE FUTURE

www.nrcan.gc.ca

WORKSHOP

Effects of climate change on major forest disturbances
(fire, insects) and their impact on biomass production
in Canada:

Synthesis of the current state of knowledge

Proceedings: Quebec City, September 21, 2003



Canadian Forest Service
Laurentian Forestry Centre



Natural Resources
Canada
Canadian Forest
Service

Ressources naturelles
Canada
Service canadien
des forêts

Canada

W O R K S H O P

Effects of climate change on major forest disturbances (fire, insects) and their impact on biomass production in Canada:

Synthesis of the current state of knowledge

S. Gauthier, D. Gray and C. Li (editors)

Natural Resources Canada, Canadian Forest Service
Laurentian Forestry Centre

National Library of Canada cataloguing in publication data

Main entry under title:

Effects of climate change on major forest disturbances (fire, insects) and their impact on biomass production in Canada: synthesis of the current state of knowledge

At head of title: Workshop.

Text in English and French on inverted pages.

Title on added t.p.: Effets des changements climatiques sur les perturbations forestières majeures (feu, insectes) et les conséquences sur la production de biomasse au Canada.

ISBN 0-662-681550-X

Cat. No. Fo114-2/2004

1. Forest biomass – Canada – Congresses.
 2. Forest insects – Climatic factors – Canada – Congresses.
 3. Forest fires – Environmental aspects – Canada – Congresses.
 4. Climatic changes – Environmental aspects – Canada – Congresses.
 5. Ecological disturbances – Canada – Congresses.
 6. Carbon cycles (Biogeochemistry) – Canada – Congresses.
- I. Gauthier, Sylvie, 1961- .
 - II. Gray, David Richard.
 - III. Li, C. (Chao)
 - IV. Laurentian Forestry Centre.

SD387.B48E34 2004 634.9'61'0971 C2004-980170-8E

© Her Majesty the Queen in Right of Canada 2004

Catalog Number Fo114-2/2004

ISBN 0-662-681550-X

Limited additional copies of this publication are available at no charge from:

Natural Resources Canada

Canadian Forest Service

Laurentian Forestry Centre

1055 du P.E.P.S., P.O. Box 3800

Sainte-Foy, Quebec G1V 4C7

LFC Web site: <http://www.cfl.scf.rncan.gc.ca>

Copies or microfiches of this publication may be purchased from:

Micromedia Ltd.

240 Catherine St. Suite 305

Ottawa, Ontario K2P 2G8

Tel.: (613) 237-4250

Toll free: 1-800-567-1914

Fax: (613) 237-4251

This document presents the proceedings of the workshop entitled “**Effects of climate change on major forest disturbances (fire, insects) and their impact on biomass production in Canada: Synthesis of the current state of knowledge**” held in Quebec City, September 21, 2003. The authors are entirely responsible for the content of their papers. This document also includes a synthesis of the remarks expressed during the discussion sessions. All oral presentations were given in English.



Table of Contents

GOAL	iv
ORGANIZING COMMITTEE	iv
PARTNERS	iv
ACKNOWLEDGEMENTS	v
WORKSHOP	
Why and how can regional climate models help stakeholders deal with a changing climate <i>Alain Bourque</i>	1
Natural disturbance impacts on Canada's forest carbon budget <i>Werner A. Kurz</i>	2
Climate change, fire and the carbon balance <i>Brian D. Amiro and Michael D. Flannigan</i>	4
Climatic change and insect outbreaks <i>Richard A. Fleming and Jean-Noël Candau</i>	8
Landscape-scale modelling: A theatre for the interplay between cross-scale processes <i>Andrew Fall</i>	13
Vulnerability of the boreal forest to climate change: Are managed forests more susceptible? <i>Alain Leduc, Sylvie Gauthier, Yves Bergeron and Brian Harvey</i>	21
Climate change impact on landscape fire and forest biomass dynamics <i>Chao Li</i>	27
Effects of climate change on fire and spruce budworm disturbance regimes and consequences on forest biomass production in Eastern Canada <i>Sylvie Gauthier and David R. Gray</i>	33
Root diseases, climate change and biomass productivity <i>Gary R. Warren and Mike Cruickshank</i>	40
SYNTHESIS OF THE DISCUSSIONS	48
LIST OF ATTENDEES	53

Goal

The aim of this workshop was to present a synthesis of the current knowledge on the effects of climate change on two major types of disturbances (fire and insects) and their impact on forest biomass production in Canada.

In addition to being a source of wood products and pulp, forest biomass is:

1. the second largest source of renewable energy in Canada;
2. a major carbon pool in the global carbon budget.

Canada's forest dynamics are mainly shaped by large-scale natural disturbances such as fire and insect outbreaks. Climate change will very likely influence these disturbance agents and have a significant impact on biomass productivity. This workshop was meant to highlight current research on the effects of climate change on landscape-level disturbances and biomass productivity.

Organizing Committee

Dr Sylvie Gauthier. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre.

Dr David Gray. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Atlantic Forestry Centre.

Dr Chao Li. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre.

Mr. Jacques Larouche. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre.

Partners

Program of Energy Research and Development (PERD) POL 6.1.1

Acknowledgements

The members of the Organizing Committee wish to highlight the collaboration of the many people who contributed to the success of this workshop.

First, we thank the speakers and attendees who made this workshop a success.

Special thanks are also expressed to Micheline Deschambault and Marie Pothier for helping with the organization of the workshop, and to Isabelle Lamarre, Pamela Cheers and Diane Paquet who prepared and edited the documents for the Proceedings.

The Organizing Committee

Why and How can Regional Climate Models Help Stakeholders Deal with a Changing Climate

Alain Bourque

*Ouranos Consortium on Climate Change, 550 Sherbrooke Street West, 19th floor,
Montreal, Quebec H3A 1B9
E-mail: bourque.alain@ouranos.ca*

General circulation models (GCM) are climate simulators that are useful in understanding complex climatic processes. These simulators, using some of the most powerful supercomputers in the world, can also be used to produce “virtual experiments” at different time scales (probabilistic forecasts, seasonal ensemble forecasts, historical and future long-term climate trend analyses). Their most recognized use, as proven in the Intergovernmental Panel on Climate Change 2001 assessment, is to provide climate change scenarios for a future with increasing concentrations of atmospheric greenhouse gases (GHG). While GCMs are useful in providing global or possibly continental long-term climate trends, their resolutions, typically 250 to 400 kilometres, generate corresponding global to continental climate realities. Unfortunately, for forestry experts and stakeholders possibly interested in learning how to cope with a new climate reality, a correct evaluation of climate change impacts must usually be done at a community, regional or provincial scale. Socio-economic impacts (decision-making processes) and environmental impacts (biophysical processes) have to be analysed at the right scale to obtain an accurate quantification of the related issues. This explains the two-fold approach used by Ouranos to allow the development of adaptation strategies in Quebec. First, investments in the development and validation of the Canadian Regional Climate Model (CRCM) will increase our understanding of regional climate processes and provide useful output to produce climate scenarios at the appropriate scales. Second, a better understanding of our vulnerabilities and even of possible opportunities will allow us to identify risks and determine important climate thresholds. Then, a combination of higher resolution scenarios and better identification of risks and opportunities will translate into a better quantification of the issues related to climate change and allow the development of efficient adaptation strategies at lower costs.

Natural Disturbance Impacts on Canada's Forest Carbon Budget

Werner A. Kurz

*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre,
506 West Burnside Road, Victoria, British Columbia V8Z 1M5
E-mail: wkurz@rncan.gc.ca*

Natural disturbances, primarily wildfire and insect outbreaks, are the major determinants of stand and landscape-level forest dynamics in Canada (Kurz and Apps 1999). Disturbances transfer carbon within the ecosystem, release carbon into the atmosphere, and influence post-disturbance carbon dynamics. All disturbances influence stand dynamics and succession. Stand-replacing disturbances, such as wildfire, also reset stand-age to zero. Following stand-replacing disturbances, boreal forest stands tend to be a net carbon source, as the carbon release from the decay of dead organic matter (heterotrophic respiration) exceeds the rate of carbon uptake in the regrowing trees. Assuming successful regeneration, carbon uptake by trees will exceed decomposition after 10 to 30 years (Li et al. 2003). The rate of carbon uptake (net ecosystem production) tends to be highest between 50 and 100 years of stand age and then diminishes as tree growth declines with age, and as decomposition from accumulating dead organic matter increases.

A (hypothetical) forest landscape dominated by the same disturbance type at a constant annual rate will eventually reach a dynamic steady state in which the landscape-level carbon losses from disturbances are balanced by the uptake in the re-growing stands. Changes in either the annual rate or in the type of disturbances will bring about perturbations to the carbon balance that increase or decrease landscape-level carbon stocks (Kurz et al. 1998). Increases in the rate of disturbance shift the landscape-level age-class structure towards younger ages, which during this transition, results in carbon releases. Conversely, decreasing rates of disturbances allow the forest landscape to increase in age, causing carbon stocks to increase during the transition because older forests contain more carbon in biomass and dead organic matter pools. Changes in the type of disturbance also affect the carbon balance for two reasons. Different disturbances have different impacts on dead organic matter pools. Harvesting, for example, removes stemwood but allows branches and foliage to accumulate on the site, while wildfire consumes foliage, branches and some surface litter, but adds stemwood to the dead organic matter pools. Second, different disturbances impact stands of different ages. Wildfire tends to affect stands of all ages, while harvesting selectively removes older stands with larger amounts of stemwood biomass. Thus changes in either the rate or the type of disturbance can bring about increases or decreases in landscape-level carbon storage (Kurz et al. 1998).

Between-year variation in the area affected by disturbances causes large differences in Canada's annual carbon balance: in extreme fire years emissions from wildfires can exceed 100 Tg carbon (Kurz and Apps 1999, Amiro et al. 2001). Moreover, in such years over 300 Tg carbon are transferred from biomass to dead organic matter pools. This pulse of dead organic matter will affect the net carbon balance for years, as decomposition releases carbon into the atmosphere.

Long-term changes in disturbance regimes have affected Canada's forest age-class structure. During a period of lower disturbance between 1920 and 1979, the average forest age increased and the forest age-class structure thus shifted to the right. During this period, Canada's forests are estimated to have been a sink of 223 Tg carbon yr⁻¹. During the period

1980 to 1995, the average area annually disturbed was higher and the forests were estimated to be a source of 22 Tg carbon yr⁻¹ (data updated from Kurz and Apps 1999).

The future carbon balance of Canada's forests will also be affected by the rate of natural and human-induced disturbances. Scenario analyses were conducted for the period 1996 to 2032. Two of the scenarios assumed that average annual insect and fire disturbance rates in the timber-productive forest of Canada (243 Mha) were 20% higher and 20% lower than a base scenario that used average disturbance rates. By 2012 the difference in the annual net carbon balance between these two scenarios was about 65 Tg carbon yr⁻¹ (Kurz et al., unpublished data). Moreover, in the scenario with the lower disturbance rates, the forest was a net carbon sink while in the scenario with the higher disturbance rates it was a source.

Global climate change impacts

Global climate change, in particular higher temperatures and drier conditions, is likely to increase the area annually burned in Canada and has the potential to also increase the impacts of insects by allowing their range to expand and by stressing their host species. Global climate change will also alter the constraints on ecosystem productivity, thus affecting both net primary production (NPP) and net ecosystem production (NEP). The direction and magnitude of change in NEP, however, are not yet predictable with confidence, as within each region and ecosystem type, they depend on the current constraints on productivity and on the relative changes in temperature and precipitation, as well as on the influence of other factors such as CO₂ fertilization, N-deposition, pollutants (such as ozone), and changes in growing season length.

NEP changes with stand age and in Canada's boreal forest tend to peak between 50 and 100 years of stand age (Li et al. 2003). The interactions between changes in the rates of natural disturbances and NEP are complex and depend on the current average age of the forested landscape. Increases in disturbance regimes lower the average age of the forest. If the average age of the forest is higher than the age of maximum NEP, then decreasing forest age may increase NEP at the landscape level. Thus, although the carbon stock is lower, the rate of carbon uptake tends to increase. Conversely, if the average age is lower than the age of maximum NEP, then higher disturbance rates would lower the average age which could also decrease NEP.

If global climate change increases the rate of natural disturbances, carbon stocks in Canada's forests could go through a period of decline from their current to lower levels. The impacts of global climate change on NEP could either lead to further decreases in carbon stocks or could partly offset the losses from higher disturbance rates.

References

- Amiro, B.D., J.B. Todd, B.M. Wotton, K.A. Logan, M.D. Flannigan, B.J. Stocks, J.A. Mason, D.L. Martell and K.G. Hirsch. 2001. Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959–1999. *Can. J. For. Res.* 31: 512–525.
- Li, Z., M.J. Apps, W.A. Kurz and E. Banfield. 2003. Temporal changes of forest NPP and NEP in west central Canada associated with natural and anthropogenic disturbances. *Can. J. For. Res.* 33: 2340-2351.
- Kurz, W.A. and M.J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecol. Appl.* 9: 526-547.
- Kurz, W.A., S.J. Beukema and M.J. Apps. 1998. Carbon budget implications of the transition from natural to managed disturbance regimes in forest landscapes. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2: 405-421.

Climate Change, Fire and the Carbon Balance

Brian D. Amiro¹ and Michael D. Flannigan²

Natural Resources Canada, Canadian Forest Service

¹*Northern Forestry Centre, 5320 – 122 Street, Edmonton, Alberta T6H 3S5*

E-mail: bamiro@nrcan.gc.ca

²*Great Lakes Forestry Centre, 1219 Queen Street E., Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5*

E-mail: mflannig@nrcan.gc.ca

The carbon balance and fire

Carbon models indicate that both fire and insects drive the magnitude of the annual net biome productivity, and hence the carbon balance (Kurz and Apps 1999). Forest fires have burned an average of 2 to 3 million hectares annually in Canada over the last two decades (Stocks et al. 2003). These fires release carbon through direct combustion emissions that can be estimated given the size of the fire and the weather conditions under which the fire burned (Amiro et al. 2001). For all Canada, the direct combustion emissions are at an average rate of 1.3 kg carbon m⁻² of burned area. Over the last 40 years, this amounts to almost 20% of the amount of carbon released through fossil fuel emissions in Canada. In addition to direct combustion losses of carbon, fire-killed vegetation decomposition causes an enhanced ecosystem respiration flux. The forest sink is also reduced during the first few years following fire because early-successional vegetation fixes less carbon than a more mature forest. Figure 1 shows an idealized diagram of these processes. The post-fire carbon dynamics are less well known than the combustion losses, but are likely of the same or greater magnitude.

Measurements of post-fire carbon fluxes

One of the main research goals of the FLUXNET-Canada research network (<http://www.fluxnet-canada.ca>) is to measure post-fire carbon fluxes to provide better data on the forest carbon balance while considering fire as a natural disturbance. Currently, flux measurements are being made continuously at three post-burn sites in the BERMS (Boreal Ecosystem Research and Monitoring Sites) area of Saskatchewan. Measurements to date show that a 3- to 5-year-old burn is an annual carbon source although it is a net carbon sink during the daytime of the growing season; 12-year-old and 26-year-old burns are stronger sinks during the growing season, but annual totals have not yet been estimated for these sites. Carbon fluxes at the burned sites are being compared with those of mature sites and harvested sites, both in the BERMS area and across Canada. Data from these sites and other sites show dramatic changes in diurnal carbon flux patterns, with younger sites having a much lower diurnal amplitude (Amiro et al. 2003). This is caused by reduced photosynthetic uptake during the day and less root respiration at night.

Climate change and the outlook for the future

Global circulation models and regional climate models estimate that much of Canada will experience more fire in a 3xCO₂ climate, which will likely occur near the turn of the century. We expect that this change will not be evenly distributed across the country, and that there will be some transient changes where some areas could even see less fire because of increased precipitation (Flannigan et al. 1998). Our best estimates to date are that the burned area could possibly double from the current state based on climate alone in a 3xCO₂ environment. Some projections of the Seasonal Severity Rating (SSR) for Canada are shown in Figure 2. The SSR

is often well correlated with burned area so this map shows a general picture of what could happen in the future. Note that increases are expected throughout much of the boreal forest, the area where we currently experience most fire in Canada. There may also be a lengthening of the fire season in some areas (Wotton and Flannigan 1993) and potential increases in fire severity and intensity.

There is a possibility for a positive feedback whereby climate change could cause more fire, which would then release more carbon from the forest, thus increasing atmospheric greenhouse gas concentrations. In addition, there is evidence that smoke promotes positive lightning strikes (positive strikes have more ignition potential than negative strikes) (Lyons et al. 1998), while reducing precipitation (Rosenfeld 1999). This could be a global phenomenon, especially if this also occurs throughout Siberia, where more than 10 million hectares have burned annually in recent years. However, we expect that there should be some self-limiting factors stopping a run-away scenario. More fire will change the fuel complex, and in some parts of Canada's forests, successional deciduous species will sustain reduced fire rates-of-spread. Changes to human and lightning ignition patterns and fire suppression can also have an impact. Current and planned research is aimed at refining these climate change estimates to consider landscape change, and other aspects that control fire in Canada.

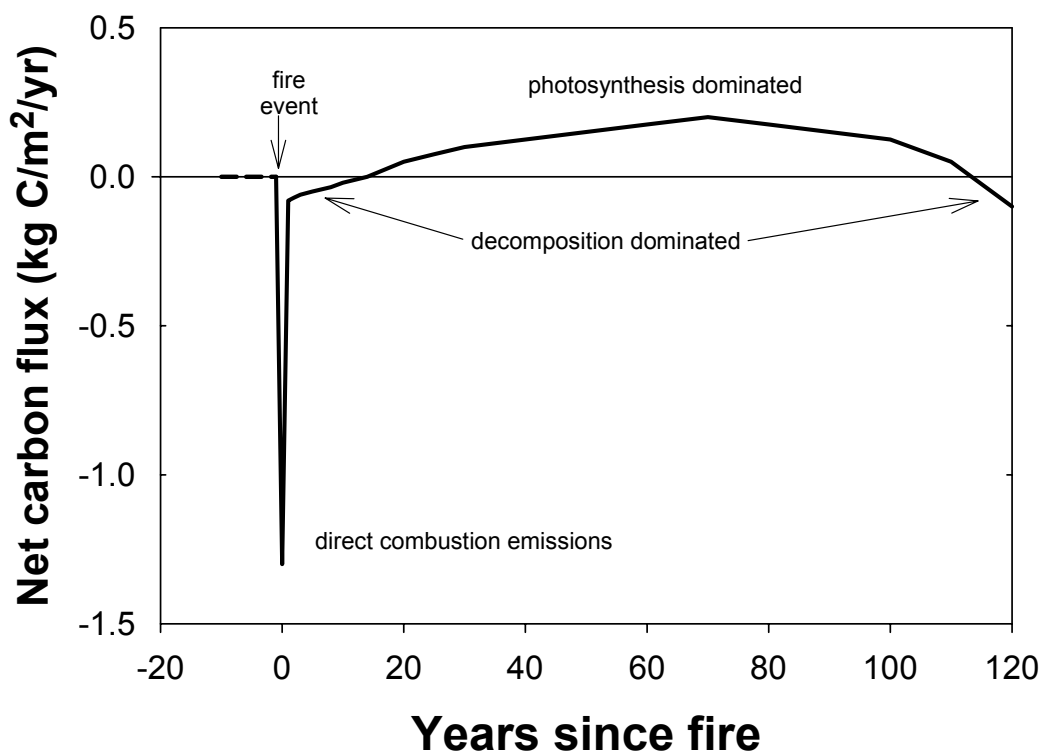


Figure 1. Idealized pattern of carbon flux from a forest during the fire cycle. The integration of this curve should be close to zero to maintain a long-term carbon balance. The direct combustion loss plus decomposition losses are offset by forest renewal and photosynthetic fixation by new vegetation. Older forests can become carbon sources if respiration dominates photosynthesis. The exact timing and magnitude of these fluxes is an area of current research. The dashed line before fire at time zero represents one possible forest condition (equilibrium), but many other pre-fire conditions are possible.

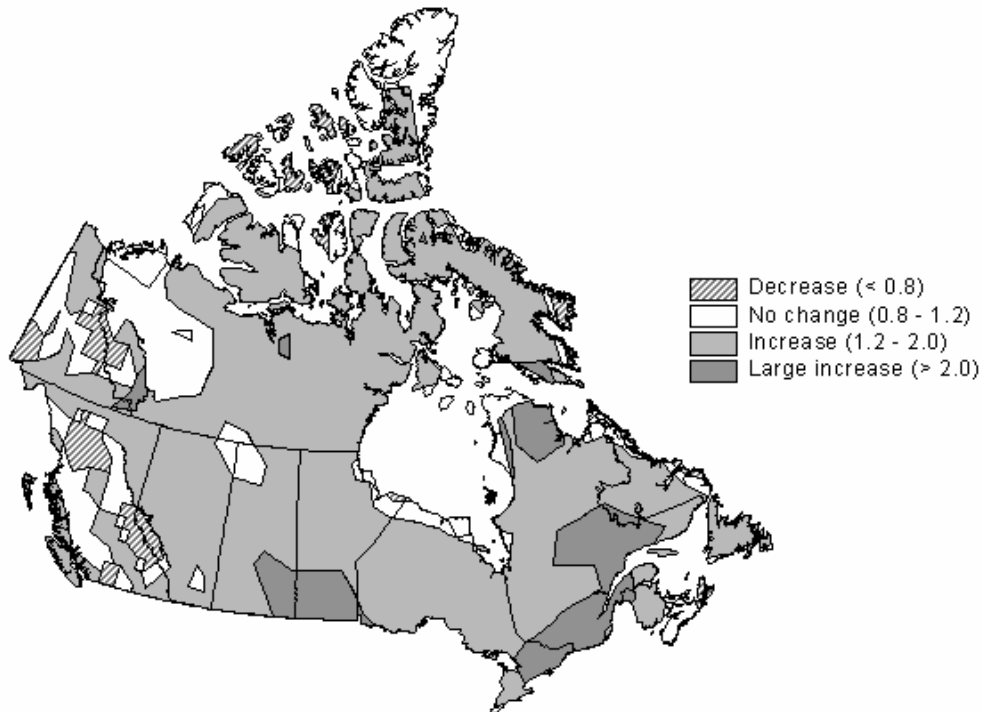


Figure 2. Changes to the Seasonal Severity Rating (SSR) for fire in Canada as a ratio of 3x CO₂ (about 2100) scenarios to the 1xCO₂ (present) state (value of 1 indicates no change). The SSR reflects difficulty of controlling fire, based on weather conditions, with higher values indicating more difficulty. Estimates for the extreme west of the country are based on a regional climate model (Flannigan et al. 2001), whereas the rest of the country is based on averaging results from the Canadian and Hadley general circulation models (Logan et al. 2002). Regions where the models disagree are uncertain and are marked as “no change”.

References

- Amiro, B.D., J.B. Todd, B.M. Wotton, K.A. Logan, M.D. Flannigan, B.J. Stocks, J.A. Mason, D.L. Martell and K.G. Hirsch, 2001. Direct carbon emissions from Canadian forest fires, 1959 to 1999. *Can. J. For. Res.* 31: 512-525.
- Amiro, B.D., J.I. MacPherson, R.L. Desjardins, J.M. Chen and J. Liu, 2003. Post-fire carbon dioxide fluxes in the western Canadian boreal forest: evidence from towers, aircraft and remote sensing. *Agric. For. Meteorol.* 115: 91-107.
- Flannigan, M.D., Y. Bergeron, O. Engelmark and B.M. Wotton, 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *J. Veg. Sci.* 9: 469-476.
- Flannigan, M., I. Campbell, M. Wotton, C. Carcaillet, P. Richard and Y. Bergeron, 2001. Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model – regional climate model simulations. *Can. J. For. Res.* 31: 854-864.
- Kurz, W.A. and M.J. Apps, 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecol. Appl.* 9: 526-547.
- Logan, K.A., M.D. Flannigan, B.M. Wotton and B.J. Stocks, 2002. Development of daily weather and fire danger scenarios using two General Circulation Models. In: R.T. Engstrom and W.J. deGroot (Eds.). *Proceedings of the 22nd Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Temperate, Boreal, and Montane Ecosystems*. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL, U.S.A.

- Lyons, W.A., T.E. Nelson, E.R. Williams, J.A. Cramer and T.R. Turner, 1998. Enhanced positive cloud-to-ground lightning in thunderstorms ingesting smoke from fires. *Science* 282: 77-80.
- Rosenfeld, D., 1999. TRMM observed first direct evidence of smoke from forest fires inhibiting rainfall. *Geophys. Res. Lett.* 26: 3105-3108.
- Stocks, B.J., J.A. Mason, J.B. Todd, E.M. Bosch, B.M. Wotton, B.D. Amiro, M.D. Flannigan, K.G. Hirsch, K.A. Logan, D.L. Martell and W.R. Skinner, 2003. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *J. Geophys. Res.* 108: 10.1029/2001JD000484.
- Wotton, B.M. and M.D. Flannigan, 1993. Length of the fire season in a changing climate. *For. Chron.* 69: 187-192.

Climatic Change and Insect Outbreaks

Richard A. Fleming¹ and Jean-Noël Candau²

¹*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Great Lakes Forestry Centre,
1219 Queen Street East, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5
E-mail: rich.fleming@nrcan.gc.ca*

²*Ontario Forest Research Institute, Ontario Ministry of Natural Resources,
1235 Queen Street East, Sault Ste. Marie, Ontario P6A 2E5
E-mail: jean-noel.candau@mnr.gov.on.ca*

Insects are the world's most diverse class of organisms and as such they play a major role in the succession, functioning, and carbon-cycling that occurs in most natural and human-managed ecosystems. Insect effects can be both positive and negative, direct and indirect, and obvious and subtle, so understanding how global environmental change might influence insect effects in forests is a daunting challenge (Ayres and Lombardero 2000, Fleming 2000, Harrington et al. 2001, Logan et al. 2003, Volney and Fleming 2000).

This paper considers a small part of this challenge: how climate change might influence insect outbreak regimes in Canada's forests. Insects as a whole represent the dominant natural disturbance factor in Canada's forests and during outbreaks, host trees, especially those in older stands, are often killed over extensive areas. This shifts the forest toward younger age-classes that contain less biomass and thus sequester less carbon. One concern is the possibility that, in concert with some environmental changes (e.g., climate change), insect outbreaks might even alter the direction of subsequent succession so that the original forest ecosystem does not grow back on the site. This forest ecosystem potentially gets replaced by another with a different species mix, or possibly by an entirely different type of ecosystem (e.g., shrubs, grasses) (Antonovsky et al. 1990, Hogg 2001).

In discussing climate change, we focus mainly on temperature, the climate variable for which there is most confidence in predictions (Houghton et al. 2001) and for which evidence of effects on insects is most plentiful. The potential rate of increase of many insects is strongly dependent on temperature, and their survival is impaired at temperature extremes. Changes in both mean temperature and the extent and frequency of extremes can hence have major impacts on insect populations. It is also important to recognize, however, that climate change involves much more than just changes in temperature. Rainfall, snowfall, humidity, wind, and cloudiness are among the other climate variables expected to change, and atmospheric chemistry (e.g., CO₂ levels) will also be affected. In addition, even where each of these variables is well within their historical ranges, their combinations (interactions) may present forests and their insects with environments never experienced before.

Direct effects of climate change on insects

In Canada, where temperatures affecting physiological processes tend to be below optimal for most insect species for most of the year, temperature increases will likely accelerate these processes thus causing faster development, more activity and movement, reduced mortality from climatic factors, and possibly even more generations in a season (Hansen et al. 2001, Yamamura and Kiritani 1998). Where life-cycle events are controlled by temperature, they may be expected to occur earlier, and higher temperatures are likely to facilitate extended periods of activity at both ends of the season, subject to constraints that other factors such as day length and drought might impose. Warmer conditions may also be expected to promote the

poleward extension of the range of species currently limited by low temperature, or the altitude at which they can survive. A 2°C rise in temperature, which is expected in northern temperate latitudes over the next century, is equivalent to shifting current conditions 600 km north or 330 m up in elevation (Houghton et al. 2001). This amounts to average rates of about 6 km northward and 3.3 m upward per year - but much variability around these averages can be expected. Most insects could easily follow such shifts but many of their host plants may not, so it may be the spread of their host plants that will limit the spread of some insect species. On the other hand, spreading insect species may come into contact with new potential hosts, and these hosts may already be under some stress, for example as a result of drought, and hence be less able to defend themselves from these new invading insect species.

Insect populations may already be starting to respond directly to climate change. Evidence of faster development rates has been shown from all the long-running insect datasets in the UK (Harrington et al. 2001). Parmesan et al. (1999) studied the range data over the last century for 35 non-migratory, European butterfly species and found that for the northern limits, 63% have moved northwards, 34% have changed little, and only 3% have retracted southwards. This evidence that insect populations may already be responding directly to climatic change, however, is limited in that it consists of correlations of observed patterns with model or theoretical expectations. It remains an enormous logistical challenge to conduct the manipulative experiments necessary to establish causation by climate change rigorously. We know of no such experiments to date.

Indirect effects of climate change on insects

The extent to which the direct effects of increasing temperatures on insects determine how insect populations and their outbreaks will respond to climate change likely depend on a number of complex factors. These complications include changes in the abiotic environment, changes in species interactions, and changes in the regimes of natural selection. For instance, the increasing concentrations of atmospheric CO₂ constitute a potentially important change in the abiotic environment. The consequent increase in carbon:nitrogen ratios of plants is expected to cause insects to eat more in order to obtain adequate dietary nitrogen. Increases in plant biomass or carbon-based defences may compensate for this effect. For insects, the net result may be slower larval development and increased mortality (Coviella and Trumble 1999). Changes in climate are expected to affect interactions between species because the direct effects of climate change will almost certainly differ quantitatively among the species in the complex food webs within which most insect species are embedded. The resulting changes in the relative abundances of different species would alter predator/prey, host/parasite, and plant/herbivore ratios and thus quantitatively affect species interactions throughout food webs. Shifting species interactions and altered atmospheric chemistry make for novel environments, and hence changed regimes of natural selection, with which each species must contend.

Forecasting insect outbreak regimes

It is unclear how the species currently assembled as integral units in different ecosystems will react as climatic zones shift poleward and to higher altitudes as the globe's climate warms. During previous climate changes (Davis 1981), and probably during the current one as well, certain members of most species assemblages have responded, through changes in abundance or range, much more quickly than others, thus effectively changing the very nature of the assemblages. Unfortunately, it is almost impossible to predict future species assemblages and the densities and trophic interactions of these species in a different climate. Hence, forecasts of how insect outbreak regimes might react to climate change often rest on an assumption of integrated ecosystem response (Fleming 1996) at some level. The assumption is

that as climatic zones move poleward (and to higher altitudes), most species in assemblages and the ecosystems in which they are embedded, will track suitable environmental conditions from one geographic region to another as complete integrated units. The assumption implies that even if the geographic distribution of herbivorous insects shifts in response to climate change, their impact (in terms of damage per unit area) should change relatively little because the species will remain embedded within the same ecosystems (and hence be subject to the same feedback structure and abiotic influences) as before. The assumption is reasonable before important structural shifts occur as an ecosystem begins to react to changes in climate. It may also apply in those ecosystems that react little to changing atmospheric chemistry after the global climate has settled into a new steady state (i.e., once humans limit greenhouse gas emissions and the resultant major changes in climate are completed).

The general approach involves analyzing historical data from a certain region to reveal statistical associations between short-term climatic patterns and outbreak regime characteristics such as frequency, duration, and extent. Fleming (2000) cites the work of a number of researchers as examples of this approach. In these examples, colder weather was associated with shorter outbreaks of the forest tent caterpillar (*Malacosoma disstria*) in central Ontario and less frequent outbreaks of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*) in Finland's boreal forest. Warm, dry summers were associated with outbreaks of a number of other insect species in Canada's forests (eastern hemlock looper (*Lambdina fuscicollis fuscicollis*); mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae*); western spruce budworm (*Choristoneura occidentalis*); and the spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*)). Assuming these same statistical associations hold as climate change progresses, at least in its early stages, one can infer how the characteristics for that outbreak regime might change in response to the climatic changes projected for the region. For instance, because earlier work in Wisconsin showed that jackpine budworm (*Choristoneura pinus pinus*) outbreaks occurred more frequently on drier sites, Volney (1996) suggested "that if global change results in moisture deficit, the sites in Wisconsin that currently experience outbreaks every 10 years will switch to an outbreak frequency of 5 to 6 years currently experienced at the more xeric sites." This type of approach also provides a consistent composite scenario of how spruce budworm outbreak regimes might react to climate change. In general, this research (cited in Fleming 2000) suggests that outbreaks can be expected to occur more often and last longer in North America's boreal forests where the climate warms. These forests are expected to shift northwards, 'thinning out' near what is currently the southern edge of the spruce budworm's range, as the climate warms, so shorter and less frequent outbreaks are expected there.

An alternative approach models the climate (particularly temperature) dependence of key processes in the life cycle of the insect species of interest. Typically process data on climatic influences on almost all other species in the insect's food web is lacking so it is implicitly assumed that the insect of interest responds to climate change while most of the rest of its food web does not. This assumption may be reasonable for insects in effectively simple food webs (e.g., invading species) or where one can be confident that the insect of interest is responding to climate warming before the rest of its food web. Predictions suggest that in a warmer climate, insects will be able to (a) complete their life cycles further north or at higher elevations and thus extend their ranges (e.g., Ungerer et al. 1999), or (b) complete more generations within parts of their current range and thus increase their populations (e.g., Hansen et al. 2001).

Conclusion

Published scenarios generally suggest that outbreaks of forest insects in Canada will last longer and occur more frequently where the climate will become warmer. This does not necessarily mean that the direct economic impact of these insects will increase. A worrisome

possibility, however, is that climate warming may allow certain insects (e.g., mountain pine beetle) to extend their ranges into extensive regions of vulnerable host species (Carroll et al. 2004, Logan and Powell 2001). In addition, indirect effects such as the promotion of wildfire may become extremely important in the warmer, drier climates of the future so uncertainties in future damage patterns of some insects magnify uncertainties in future fire regimes (Fleming et al. 2002).

Most published scenarios are based on one of the alternative approaches to forecasting briefly presented above. Both approaches are limited in their applicability by different implicit assumptions, so in this sense they are complementary. But they are not enough. An outstanding problem for both is that climate change involves the interaction of changes in atmospheric chemistry (e.g., ground level CO₂) with changes in the typical climate variables (e.g., temperature). We are aware of no data even being currently collected on how insects might respond to the predicted joint changes in atmospheric chemistry and climate.

References

- Antonovsky, M.Y., Fleming, R.A., Kuznetsov, Y.A. & Clark, W.C. 1990. Forest-pest interaction dynamics: the simplest mathematical models. *Theoretical Population Biology* 37: 343-367.
- Ayres, M.P. & Lombardero, M.J. 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *The Science of the Total Environment* 262: 263-286.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. & Safranyik, L. 2004. Effects of climate and climate change on the mountain pine beetle. In: Shore, T. (Ed.) *Proc. Mountain Pine Beetle Symposium 30-31 October 2003*. Can. For. Serv., Pacific For. Cent., Victoria, BC. (In press).
- Coviella, C.E. & Trumble, J.T. 1999. Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions. *Conservation Biology* 13: 700-712.
- Davis, M.B. 1981. Quaternary history and the stability of forest communities. Pages 132-153 in: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (Eds.) *Forest succession: concepts and applications*. Springer, New York.
- Fleming, R.A. 1996. A mechanistic perspective of possible influences of climate change on defoliating insects in North America's boreal forests. *Silva Fennica* 30: 281-294.
- Fleming, R.A. 2000. Climate change and insect disturbance regimes in Canada's boreal forests. *World Resources Review* 12: 520-555.
- Fleming, R.A., Candau, J.-N. & McAlpine, R.S. 2002. Landscape-scale analysis of interactions between insect defoliation and forest fire in central Canada. *Climatic Change* 55(1): 251-272.
- Hansen, M.E., Bentz, B.J. & Turner, D.L. 2001. Temperature-based model for predicting univoltine brood proportions in spruce beetle (Coleoptera: Scolytidae). *The Canadian Entomologist* 133: 827-841.
- Harrington, R., Fleming, R.A. & Woiwod, I.P. 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology* 3(4): 233-240.
- Hogg, E.H. 2001. Modelling aspen responses to climatic warming and insect defoliation in western Canada. In: *Sustaining Aspen in Western Landscapes*. Rocky Mtn. Res. Stn., USDA For. Serv., Proceedings RMRS-P-18: 325-338.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J. & Xiaosu, D. 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.
- Logan, J.A. & Powell, J.A. 2001. Ghost forests, global warming, and the mountain pine beetle. *American Entomologist* 47: 160-173.

- Logan, J.A., Régnière, J. & Powell, J.A. 2003. Assessing the impacts of global warming on forest pest dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(3): 130-137.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. & Warren, M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579-583.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. & Lombardero, M.J. 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography* 26: 1133-1145.
- Volney, W.J.A. 1996. Climate change and management of insect defoliators in boreal forest ecosystems. Pages 79-87 in: Apps, M.J. & Price, D.T. (Eds.) *Forest ecosystems, forest management and the global carbon cycle*. Springer-Verlag, Berlin.
- Volney, W.J.A. & Fleming, R.A. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82: 283-294.
- Yamamura, K. & Kiritani, K. 1998. A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. *Applied Entomology and Zoology* 33: 289-298.

Landscape-Scale Modelling: A Theatre for the Interplay Between Cross-Scale Processes

Andrew Fall

*Adjunct Professor, School of Resource and Environmental Management,
Simon Fraser University, and President, Gowlland Technologies Ltd.,
220 Old Mossy Road, Victoria, British Columbia V9E 2A3
E-mail: fall@cs.sfu.ca*

Abstract

Some methods for spatio-temporal modelling and landscape ecology can provide key tools for exploring interactions between natural disturbance, climate change and biomass production. We focus on frameworks and tools for building appropriate landscape models, linkages between models that operate at finer and coarser scales (e.g. global circulation models, stand-level models) and approaches to integrating climate change and biomass processes with natural disturbance and management. The importance of addressing uncertainty is emphasized. Concepts are illustrated with a project in the Robson Valley, British Columbia, Canada, in which we explored uncertainties arising from interactions between natural disturbance (fire and outbreaks of various species of insects), succession, and management under projected climate change scenarios.

Introduction

Many critical land management problems involve processes operating across multiple scales, from relatively fine stand-level processes to global-scale processes (Turner 1989). For example, sustainable forest management planning requires projection over long time horizons of the likely trend in forest conditions under a given management strategy, and so requires synthesis of processes ranging from tree growth, natural mortality processes and changing conditions. Long temporal scales and replication limitations at broad spatial scales mean models are key tools to help decision-makers grappling with such problems (Hunsaker et al. 1993). For models to serve a decision-support role, it is critical that they be constructed using a process to ensure that the resulting models are appropriate for the given questions and decision-processes (Fall and Fall 2001). This requirement means that we need collaborative model building processes and flexible model building tools to implement the resulting models.

Biomass production, natural disturbance and climate change cross the range of scales from photosynthesis, through landscape scale disturbance, to global circulation and atmospheric carbon flux. Uncertainty in data and understanding of the various processes is a key limitation on how processes can be modelled. The various sources of uncertainty mean that we must capture process sub-models at scales that maximize confidence. For example, fire disturbance may best be captured using a landscape-scale model to assess long-term impacts on age-class structure of forests, while future precipitation levels may best be estimated using global or regional circulation models. Carbon accumulation in stands, on the other hand, may best be estimated using a stand-scale model. This implies the need to be able to link models across different scales.

Landscape analysis issues

Landscapes should be defined from the perspective of a particular organism as areas with heterogeneous variation in resources (Forman and Godron 1986). Landscapes are often defined from the human perspective, in which case they are in the range of thousands to millions of hectares. The landscape scale can be viewed as the theatre in which driving global processes combine with emergent stand processes. Landscapes are typically complex systems (i.e. with interactions and feedbacks among various processes) that operate over large spatial areas and long time frames. As such, landscape-scale analysis inherently includes many sources of uncertainty, including lack of precise data, limited knowledge of driving processes, and inability to perform replicated field experiments.

Scale

The concept of scale applies to dimensions of time, space and level of organization (e.g. cellular, individual, population). Scale can be defined by extent (e.g. temporal horizon) and grain or resolution (e.g. grid cell size). For example, a landscape-scale model may operate over 1,000,000 ha, with 1-ha grid cells, and may be designed to run for 200 years with a base step of 1 year. Processes occurring over long time scales generally occur over large spatial areas and exert effects at large levels of organization (Turner et al. 1994).

For problems that include processes acting across different scales, there is a need for cross-scale modelling. This must be done carefully, since causal mechanisms are scale dependent: changes in scale may lead to changes in critical variables and relationships, and constants at one scale may be variables at another (Levin 1992). For example, fire size may be primarily driven by fuels, wind and rain for an individual fire, but by spring and summer precipitation over a season. In addition, the scale at which we measure a system influences our perception. This was highlighted by fractal geometry using the length of the coastline of Great Britain as an example, where the length of the ruler used to make the measurement has a profound impact on the result (Mandelbrot 1983).

Objectives drive the *focal* scale at which a system should be modelled, but this may differ from the inherent process and observational scales. As models and results do not necessarily scale directly, methods to bridge models across scales must be applied:

- (i) Mega-model: combines all processes into a single model. This leads to models that are likely to be very complicated.
- (ii) Tight coupling: links distinct models *directly*. A model, or model *shell*, invokes other models during simulation, and controls timing and communication. “Meta-models” can thus be created from semi-independent models, but this approach can be inefficient (e.g. if a coarser scale model must invoke a finer scale model repeatedly, the time required may be dominated by the latter). It does, however, allow feedback between the different models.
- (iii) Loose coupling: links models *indirectly*. Models operating at a finer or coarser scale than the focal model are pre-run, with inter-model communication via files. Finer scale models can pre-process all possible trajectories (e.g. a growth and yield model used to estimate volumes for a forest estate model). Coarser scale models can pre-process time-series of condition variables (e.g. a regional climate change model used to project future fire weather). This approach limits feedback between the different models, but allows models to remain independent, keeping the resulting meta-model relatively simple and efficient.

Uncertainty and natural variability

Uncertainty relates to our knowledge of a system, while natural variability relates to the system itself. Natural variability refers to inherent stochasticity that may produce unpredictable behaviour (e.g. timing of lightning storms) regardless of how much knowledge we have of the system. For example, fire regimes in boreal forests have high variability in the timing and spatial extent of individual fires. The inverse of the fire return interval can be interpreted as the probability of a fire affecting a particular location in a year or the area expected to burn per year. The former leads to perception of variability, while the latter may be reasonably stable over a broad region. In modelling, natural variability is usually captured using probability distributions and replicated (Monte-Carlo) simulation.

Uncertainty can be reduced by further study of a system. Poor data (e.g. inaccurate land cover data) can be improved with more observations. Incomplete understanding (e.g. decomposition rates of snags) requires further basic research. Structural uncertainty about key variables and processes extends beyond what we know we don't know to what we don't know we don't know (Walters 1986), and hence poses challenges for improved understanding of a system.

Landscape managers have a fundamental problem: although the eventual "state of nature" (outcome) resulting from a management action or set of actions is unknown, management decisions must be made and actions taken based on current information. Hence managers require practical methods for evaluating actions and making decisions that confront uncertainty in impacts of management decisions.

Building and implementing landscape-scale models

Models should be built with a specific set of objectives identified at the outset. For use in decision-support, the modelling process must adapt to fit the decision-making process, not vice versa. That is, the modelling process must address appropriate questions, provide results within the timeframes of the decision process, and should strive to help build a shared vision and understanding of the system by decision-makers and stakeholders (Figure 1; Fall and Fall 2001). This is particularly important for models of complex systems with fairly high levels of variability and uncertainty.

Collaborative analysis implies that models are interactively built with input from stakeholder and domain experts in a transparent and timely manner (Fall and Fall 2001). The benefits extend beyond the model produced (Kyng 1991, McLain and Lee 1996, Selin et al. 1997), and include improved understanding, communication and co-operation among stakeholders and designers, conflict resolution and consensus building. Our framework rests on the foundations of adaptive environmental planning, assessment and management (Holling 1978, Selin and Chavez 1995) and computer-supported collaborative work (Grudin 1991), but differs somewhat by emphasizing opportunities for stakeholders to have a more extensive role to play in conceptual model development.

This framework poses challenges, since implementing complex spatial and temporal processes is difficult. The focus should be on conceptual models, scenarios and outputs, and not on technical aspects of implementation, so model development tools are required. SELES (Spatially Explicit Landscape Event Simulator) is a general tool for building models of landscape dynamics (Fall and Fall 2001) that supports the framework.

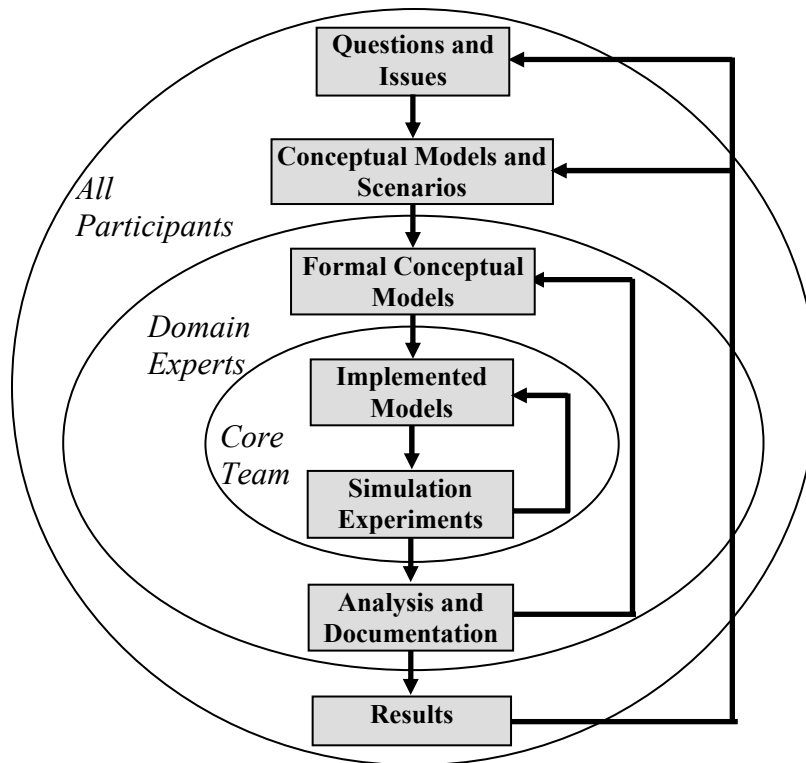


Figure 1. Nested, iterative model development process (from Fall and Fall 2001). Groups participate in all circles that surround them. All participants set objectives, select scenarios, develop conceptual models, and discuss model results. Domain experts and the core team develop and verify the formal models. The core modelling team is responsible for organizing workshops, communications, gathering information, implementing models, running simulations, analyzing outputs and documentation.

Verification and validation of landscape-scale models

Two common criticisms of spatial landscape models are: (1) such models can seldom be sufficiently verified and validated before they are used in planning; and (2) uncertainties in model relationships render their projections uninformative over long-time frames and large spatial scales. We define verification as an assurance that the model is implemented as specified, and validation as an assurance of the appropriateness of the model for its intended use (Rykiel 1996). Verification requires appropriate implementation tools and test methods to ensure that the implemented and conceptual models match.

Validation is often assessed as the degree to which model output matches an independent data set (Rykiel 1996). Such empirical validation is only possible in cases with short time lags in system response or for which suitable replicates exist (e.g. chronosequence comparisons). Neither of these hold for models of broad-scale systems over long time horizons, and observational data is illogical for hypothetical scenarios. It may be more appropriate to rely on conceptual and logical validation (Rykiel 1996), where we view the model as a hypothesis and output as a consequence of the hypothesis. That is, the purpose of the model is to make a clear link between the initial conditions, parameter values and process behaviour and the consequences of those assumptions, which are projected via simulation. One approach to validation is extensive sensitivity analysis to ensure that the link between cause and effect can be clearly explained.

Case study: Robson Valley landscape model

The Robson Valley is an area of approximately 1.2 million ha in east-central British Columbia with a variety of land uses, including forestry, recreation and conservation. The area is topographically and ecologically diverse, containing four biogeoclimatic zones and sixteen subzones (Meidinger and Pojar 1991) and three species of management concern: caribou (*Rangifer tarandus*), grizzly bears (*Ursus horribilus*), and mountain goat (*Oreamnos americanus*) (B.C. Ministry of Forests 2000). As part of the Robson Valley Enhanced Forest Management Pilot Project we performed a landscape analysis to evaluate the effect of uncertainties in natural disturbance regimes on projections of strategic forest management indicators, with a focus on two primary sources of uncertainty (Sutherland et al. in press): (i) current attributes of high-severity stand-replacing natural disturbances, including fires, western hemlock looper (WHL; *Lambdina fuscicornis lugubrosa*) outbreaks, and mountain pine beetle (MPB; *Dendroctonus ponderosae*) outbreaks (e.g. frequency, size, number of events); and (ii) likely changes in future disturbance attributes as a result of climate change and management strategies.

Three types of process were captured for this analysis: (1) timber harvesting; (2) tree species growth and succession; and (3) high-severity (i.e. causing mortality to whole stands) fire, WHL and MPB disturbances. All models operate at a spatial resolution of 6.25 ha (250 m by 250 m cells) and for a time horizon of 250 years to match the timber supply review analysis (TSR; B.C. Ministry of Forests 2000). For details on the design of the Robson Valley Landscape Model (RVLM), see Eng et al. (2001) and Sutherland et al. (in press). General features of these models relevant to this presentation are:

- The timber-harvesting submodel is a relatively simple spatial harvesting model that applies strategic rules included in the TSR and is driven by an annual harvest target. Stand volumes projected by growth and yield models were up-scaled via yield tables (B.C. Ministry of Forests 2000).
- The ecological succession submodel captures leading and secondary species shifts using a semi-Markovian state-transition model derived via a chronosequence-type analysis based on current inventory information combined with expert knowledge.
- The natural disturbance sub-models are empirical models based on disturbance history analysis of wildfire occurrence, and WHL and MBP outbreaks.

Scenario analysis

In cooperation with a broad stakeholder planning team that included research scientists, a citizen advisory group, government planners and timber industry representatives, we developed a series of scenarios based on uncertainty in our knowledge of the responses of the Robson Valley forest ecosystem to alternative future disturbance regimes, to climate change, and to possible management actions. We projected a total of 18 different scenarios, including the current TSR base case (B.C. Ministry of Forests 2000). These scenario options were constructed as follows:

Four alternative natural disturbance regimes were defined:

- no disturbance;
- present regime according to empirical parameter estimates;
- increased MPB attack, with a 30% increase in the probability of new MBP outbreaks, a 20% increase in the annual probability of new patches, and a 30% increase in mean patch size;
- climate change. Predictions of the Canadian Global Coupled Model 2 (CGM2; Canadian Institute for Climate Studies 2002) and Flannigan et al. (2002) for the next 100 years in the study area include (1) a temperature increase of 1 to 4.5°C in winter and 1.5 to 4°C in summer; (2) up to a 40% increase in winter precipitation; and (3) increased summer dry periods. Because both temperature and precipitation influence natural disturbance dynamics, a range of sub-scenarios was developed to reflect possible climate change effects on each of the disturbance agents independently.

Five alternative management options were defined:

- no harvesting;
- present management and disturbance (reference scenario);
- altered fire suppression. Fire suppression in this area appears most successful on small- to medium-sized fires. Increased (decreased) fire suppression was captured by reducing (increasing) the size of fires between 25-500 ha by 50%;
- aggressive salvage captures a focus of harvesting effort to preferentially salvage merchantable dead timber over green-tree harvesting;
- anticipatory harvest captures preferential harvesting in stands with increasing degrees of MPB and WHL susceptibility.

Results and discussion

Model output includes key indicators used in forest management. We focus here on mean area disturbed and mean volume killed by disturbance events across 10 replicates for each scenario (Figure 2). In general, all scenarios that elevate the probability of one or more natural disturbances occurring without compensatory management policies tend to increase the extent and/or impact of natural disturbances relative to the reference scenario. The management policies investigated had weak to moderate capability to reduce the effects of natural disturbances. The climate change scenarios substantially increased disturbance extents and impacts beyond those of any other scenario. In tightly coupled biotic systems such as forests, our knowledge of historical disturbance dynamics may fail to inform and guide future forest management if our present understanding of how climate change may affect disturbance dynamics is not improved.

One of our goals was to develop an “envelope of possible future outcomes” resulting from the combination of variability in ecological succession and natural disturbances with uncertainties in future regimes. Such an analysis can provide useful guidance to natural resource managers in timber supply areas, such as the Robson Valley, when making decisions about future management. Obtaining a better understanding of the dimensions of this “envelope” will assist in evaluating the “robustness” of the land-use scenarios developed through other processes (e.g. timber supply analyses, land-use planning round tables, optimization processes).

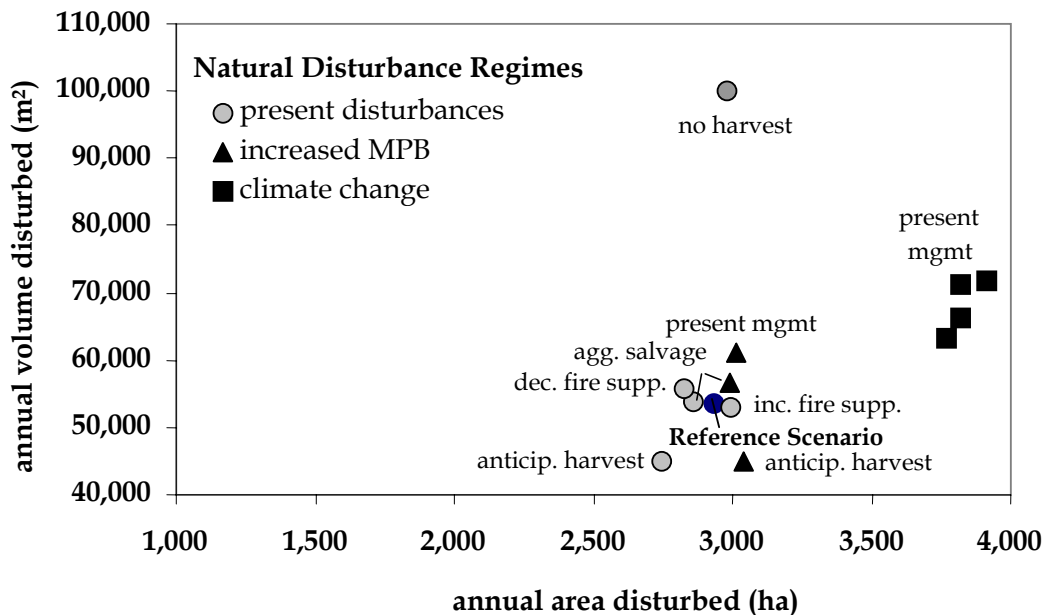


Figure 2. Outcomes in volumes and areas disturbed among the different natural disturbance regimes and management options (from Sutherland et al. in press).

Acknowledgements

I would like to thank key collaborators for the work presented in this synopsis, in particular Don Morgan and Marvin Eng, B.C. Ministry of Forests Research Branch, Dave Daust, consultant, and Glenn Sutherland, Cortex Consultants.

References

- B.C. Ministry of Forests. 2000. Robson Valley Timber Supply Area Analysis Report. Timber Supply Branch, B.C. Ministry of Forests, Victoria, B.C.
- Canadian Institute for Climate Studies. 2002. Scenarios. URL: <http://www.cics.uvic.ca/scenarios/index.cgi>
- Eng, M., A. Fall, and G.D. Sutherland. 2001. Simulating Natural Disturbance Dynamics and Evaluating Management Scenarios with the Robson Valley Landscape Model. Year 1 Report prepared for the Robson Valley Forest District EFMPP, SELES Landscape Model Sub-Project. B.C. Ministry of Forests, Research Branch, Victoria, B.C. URL: <http://www.for.gov.bc.ca/pgeorge/district/robson/efmpp/index.htm>
- Fall, A., and J. Fall. 2001. A domain-specific language for models of landscape dynamics. *Ecological Modelling*, 137: 1-21.
- Forman, R.T.T., and M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, New York.
- Flannigan, M., M. Wotton, B. Todd, H. Cameron, and K. Logan. 2002. Climate change implications in British Columbia: assessing past, current and future fire occurrence and fire severity in B.C. A report for the British Columbia Ministry of Forests Protection Program. Canadian Forest Service (CFS), Northern Forestry Centre, Edmonton, Alberta.
- Grudin, J. 1991. Computer-supported cooperative work. Special Issue: Collaborative Computing, *Communications of the ACM*, 34(12): 30-34

- Holling, C.S. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. John Wiley and Sons, Chichester, NY.
- Hunsaker, C.T., R.A. Nisbet, D.C. Lam, J.A. Browder, W.L. Baker, M.G. Turner, and D.B. Botkin. 1993. Spatial models of ecological systems and processes: the role of GIS. In Goodchild M.F., B.O. Parks, and L.T. Steyaert (eds.) *Environmental Modelling with GIS*. Oxford University Press, New York.
- Kyng, M. 1991. Designing for cooperation: cooperating in design. Special Issue: Collaborative Computing, *Communications of the ACM*, 34(12): 65-73
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology: The Robert MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73: 1943-1967.
- McLain, R.J., and R.G. Lee. 1996 Adaptive management: promises and pitfalls. *Environmental Management*, 20(4): 437-448
- Mandelbrot, B. 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. Freeman, New York.
- Meidinger, D., and J. Pojar (eds.). 1991. *Ecosystems of British Columbia*. B.C. Ministry of Forests, Research Branch Special Report, Series 6. Victoria, B.C.
- Rykiel, E.J. Jr. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecological Modelling*, 90: 229-244.
- Selin, S., and D. Chavez. 1995. Developing a collaborative model for environmental planning and modelling. *Environmental Management*, 19(2): 189-195.
- Selin, S.W., M.A. Schuett, and D.S. Carr. 1997. Has collaborative planning taken root in the National Forests? *Journal of Forestry*, 95(5): 25-28.
- Sutherland, G.D., M. Eng, and A. Fall. In press. Uncertainties from natural disturbance scenarios on forest management projections in the Robson Valley, B.C. *Journal of Ecosystems Management*.
- Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems*, 20: 171-197
- Turner M.G., W.H. Romme, and R.H. Gardner. 1994. Landscape disturbance models and the long-term dynamics of natural areas. *Natural Areas Journal*, 14(1): 3-11.
- Walters, C. 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. MacMillan Publishing Company, New York.
- Wood, C.S., and L. Unger. 1996. *Mountain Pine Beetle — a history of outbreaks in pine forests in British Columbia, 1910 to 1995*. Canadian Forest Service, Natural Resources Canada.

Vulnerability of the Boreal Forest to Climate Change: Are Managed Forests More Susceptible?

Alain Leduc¹, Sylvie Gauthier², Yves Bergeron³ and Brian Harvey³

¹*Groupe de Recherche en Écologie Forestière Inter-universitaire, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8*

E-mail: Leduc.alain@uqam.ca

²*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, 1055 du P.E.P.S., P.O. Box 3800, Sainte-Foy, Québec G1V 4C7*

E-mail: sgauthier@nrcan.gc.ca

³*Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, C.P. 700, Rouyn-Noranda, Québec J9X 5E4*

E-mail: Bergeron.yves@uqam.ca and brian.harvey@uqat.quebec.ca

Of all the biomes on our planet, the boreal forest is often described as the most sensitive to climate change (Watson et al. 1996). This sensitivity is generally attributed to the fact that climate change is expected to be more severe in northern latitudes, as well as to the fact that the boreal forest is more dependent on climatic conditions than other biomes. Climate change effects on the boreal forest, whether direct (i.e., higher mean temperatures and altered precipitations regimes) or indirect, are expected to be significant due to their alteration of natural disturbance regimes.

A forest ecosystem's vulnerability to climate change can be defined as its degree of susceptibility to damage resulting from anticipated climate changes, whether extreme (climate anomalies) or moderate (regimes, budgets and means) (McCarthy et al. 2001). The potential impacts on a system can be evaluated based on the following three components: (1) the nature and magnitude of expected changes; (2) the susceptibility or vulnerability of current and future forest conditions to change; and (3) the capacity of the system to adapt to these changes. Generally, managed forests are thought to be less vulnerable to climate change than natural forests (Binkley and van Kooten 1994), based mainly on two postulates. On one hand, many foresters believe that the rejuvenation resulting from management practices makes managed forests more vigorous and less vulnerable overall to environmental stress and consequently to climate change. On the other hand, some economists attribute the lower vulnerability of managed ecosystems to their greater capacity to adapt compared with natural ecosystems. In this case, however, vulnerability refers more to an activity or industry linked to the ecosystem rather than to the ecosystem itself.

Here, our analyses will be limited to the first postulate, that forests dominated by younger seral stages will be less vulnerable to climate change than those composed mainly of mature and overmature stands. First, we will provide a brief overview of current knowledge on expected changes in climatic conditions. Then we will describe current changes occurring in forest conditions in the commercial boreal forest. Finally, we will provide a list of potential sources of vulnerability in these forest conditions (established through management practices) due to climate change. This exercise suggests that managed forests are probably vulnerable to more aspects of climate change than natural forests.

What can we expect from climate change?

There are already a number of studies summarizing the main changes expected to affect the boreal forest in the near future (McCarthy et al. 2001, Wheaton 2001a). These changes can be divided into two main categories: those directly involving climate components and those resulting from changes to these components. Houghton et al. (2001) thus summarize expected changes (during the next 100 years) in climate components:

- Higher maximum temperatures and more hot days.
- Higher minimum temperatures along with a decrease in periods of intense cold in winter and fewer frost days.
- Reduction in the diurnal temperature range.
- Increase in the apparent heat index, which combines temperature and humidity.
- Greater number of intense precipitation events.
- Increased risk of drought associated with air mass movements.

Changes in precipitation regimes are considered more difficult to predict due to the many temporal and spatial factors influencing precipitation patterns. These factors are thought to vary at finer scales than those usually employed for global climate change models. Consequently, a lower level of confidence is associated with these predictions. In addition, although a number of simulations predict only slight changes in total precipitation (or even an increase), this does not mean that the risk of summer drought will be lower. The drought index will probably vary not only locally but also from province to province across Canada. Simulations of the fire weather index show that the northeastern portion of Canada's boreal forest could experience only slight changes in fire incidence, compared with the central and northwestern regions (Flannigan et al. 2001). Lastly, Wheaton (2001a) states that winters in the Prairies could have less snowfall whereas eastern Canada provinces could experience increased winter precipitation.

Such climate changes will obviously have significant repercussions on natural disturbance regimes. For example, the length of the forest fire season and the associated fire risk are expected to increase in a number of provinces (Stocks et al. 1998; Wheaton 2001b). Similarly, hotter and locally drier summers are expected to lead to more severe insect outbreaks (Hogg and Schwarz 1999, Volney and Fleming 2000). Johnston (2001), by combining several different sources of information, shows how the boreal forest's vulnerability to damage caused by insect outbreaks is likely to vary from region to region depending on vegetation and soil characteristics.

Finally, climate anomalies (e.g., early thaw, late frosts, ice storms, etc.), although they are difficult to predict, are generally expected to become more frequent in the next 100 years. The interval between infrequent climatic events, therefore, will be shorter.

Conditions in natural and managed forests

When evaluating the boreal forest's vulnerability to climate change, the conditions observed in natural forests are often used as reference conditions. However, such conditions may be greatly altered in managed sections of the forest. Since even-aged management systems are used in the boreal forest and since this type of management is likely to significantly modify forest characteristics, up-to-date knowledge of conditions in the managed boreal forest is required to more accurately evaluate its vulnerability to climate change. The following section describes the main differences between conditions in a managed forest mosaic and those in a natural mosaic.

Managed forests differ from natural forests first and foremost owing to efforts to regulate the age structure. The objective is to create a “normal” forest with a balanced, all-aged structure spanning roughly 100 years, thereby ensuring a steady supply of mature stands for future harvests. This is a direct result of adhering to consistent harvest rates over time. In contrast, natural disturbances in the forest occur sporadically and randomly. Even with an identical rotation, a fire regime will generate a significantly different age structure than a management regime (Bergeron et al. 2002). Forest management practices are generally thought to result in significantly younger forests—in particular, an increased presence of immature (35-75 years) and regeneration (0-35 years) stages (Figure 1).

For example, in comparing the age structure of a forest with a 140-year fire cycle with that of a forest with a regulated age structure managed for a 100-year rotation, in the second case, regeneration will increase by 60%, while immature stands will double in area. The increased proportion of young stands occurs basically at the expense of overmature stands and old-growth forests which, under a totally regulated system, are practically eliminated altogether (Figure 1). In short, under management, natural boreal forests once dominated by mature and overmature stands will have an age structure opposite to that found in the natural state. Such changes occur over a relatively short time period since the first rotation is usually expected to be completed in the next 50 years in many boreal regions of eastern Canada.

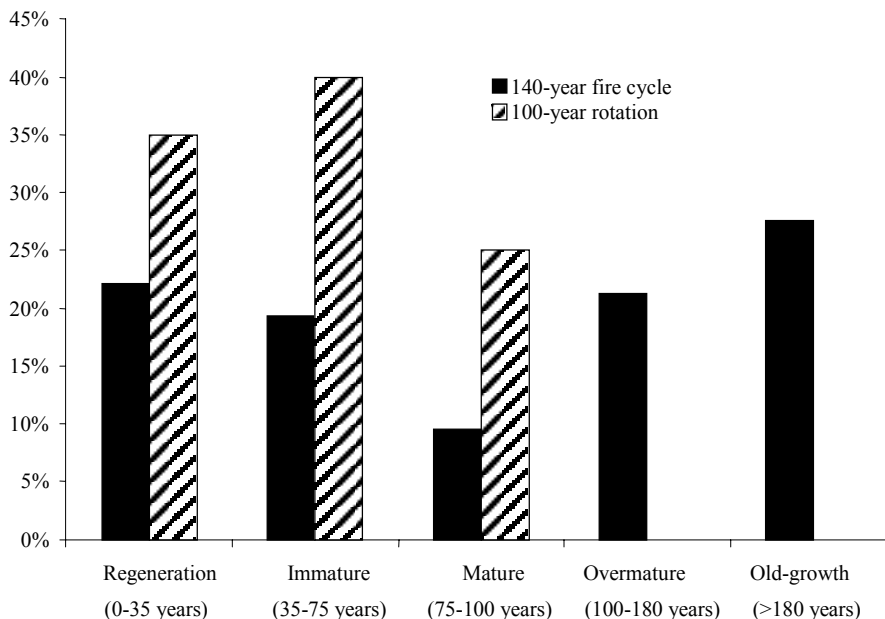


Figure 1. Comparison of the age structure resulting from a 140-year fire cycle with that in a managed, age-regulated forest with a 100-year rotation.

This inversion in the age structure of forest mosaics also brings about significant changes in structural characteristics and composition. A rejuvenated forest mosaic will have more even-aged stands composed mainly of unmerchantable stems. In addition, it will contain more regenerating stands with a greater hardwood component, whether in the shrub or tree layer. In short, in many areas, particularly in the mixed boreal forest, the hardwood component is significantly greater in managed forests than in natural forests. This phenomenon of increasing hardwood dominance after logging has already been reported in various regions (Carleton and

MacLellan 1994, Fortin and Gagnon 2002) and is part of natural post-disturbance forest dynamics (Gauthier et al. 2000) (Figure 2).

Other compositional changes are probably facilitated by logging. One notable example is the resurgence of balsam fir after advance regeneration cutting in spruce-moss stands. In eastern Canada, the managed boreal forest therefore is probably not only younger, but has less black spruce and more hardwoods and fir than natural forests. These characteristics must be kept in mind when evaluating the managed forest's vulnerability to climate change.

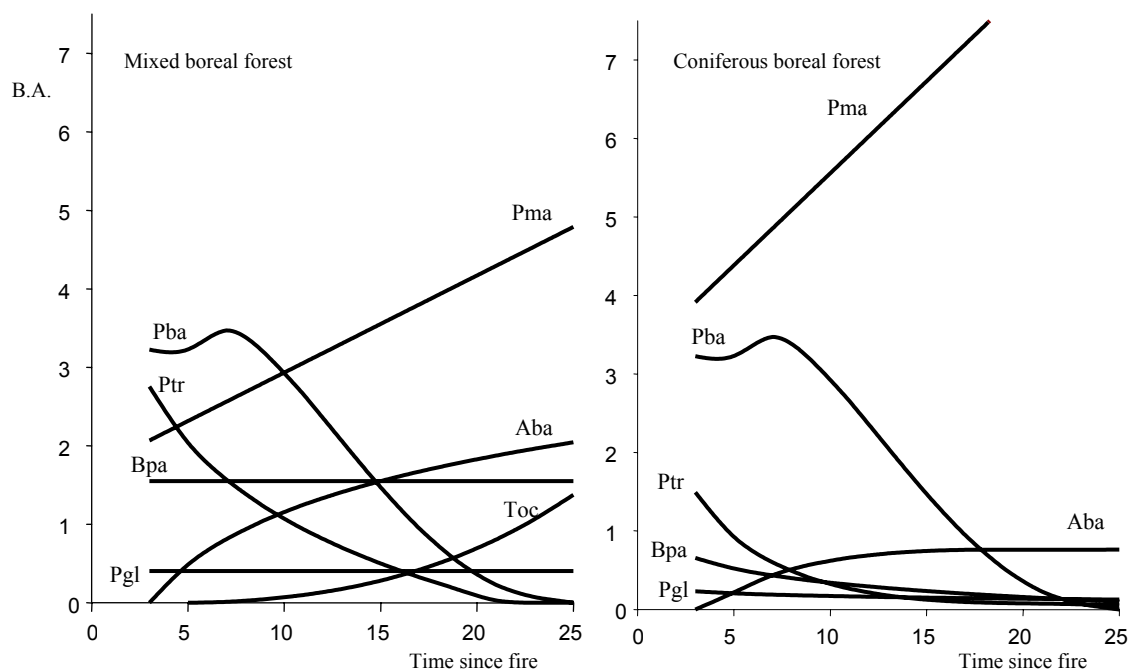


Figure 2. Changes in composition of forest cover (as described by variation in basal area (B.A.)) occurring in the absence of major disturbances in the boreal forest of eastern Canada. The following codes are used for forest tree species: Pma: *Picea mariana*; Pba: *Pinus banksiana*; Ptr: *Populus tremuloides*; Bpa: *Betula papyrifera*; Pgl: *Picea glauca*; Aba: *Abies balsamea*; Toc: *Thuja occidentalis*. Source: Gauthier et al. 2000.

Vulnerability of natural vs managed forests to climate change

Given the many direct and indirect changes that are expected to occur due to global warming and the significant differences between natural and managed boreal forests, it is useful to examine changes in vulnerability linked to extensive, even-aged management of the boreal forest. Such changes result basically from the rejuvenation of the forest and its consequences on composition and structure. A forest mosaic composed mainly of young stands will be more vulnerable to late frosts and summer droughts, and it will also be more vulnerable to changes in competitive pressures resulting from the intrusion or expansion of herbaceous or shrub species better adapted to a warmer climate. Regenerating stands are also more likely to be affected by changes in rodent populations.

In terms of fire danger, managed forest mosaics will probably be less vulnerable due to their greater hardwood component and also, more importantly, due to increased accessibility,

which facilitates fire control measures. On the other hand, because of their relative youth, managed forests are probably more vulnerable to regeneration failure, that is to deforestation resulting from a series of disturbances. In addition, opportunities for salvage cutting, the main strategy used to limit volume losses, are fewer in forest landscapes dominated by immature and regeneration stages, resulting in a loss of adaptability. In terms of insect outbreaks, managed forests that have more balsam fir and trembling aspen will be more vulnerable to spruce budworm and forest tent caterpillar epidemics.

In fact, taking into account all sources of vulnerability, managed forests will probably be less vulnerable only with respect to windthrow. It is recognized that as a forest ages, it becomes increasingly vulnerable to high winds. Since managed forests are younger overall, their vulnerability to windthrow is reduced. It can therefore be concluded that, in general, the extensive, even-aged forest management practices currently in use make managed forests more vulnerable to climate change (Table 1).

Table 1. Direct and indirect changes resulting from global warming and the vulnerability of natural vs. managed boreal forests.

Changes in climate components	Vulnerability of natural forests dominated by late seral stages	Vulnerability of managed forests dominated by early seral stages
Exposure to more frequent summer droughts, soil moisture stress	Lesser due to mesophytic conditions found in mature stands	Greater
Increased risks of windthrow	Greater due to size of trees in mature and overmature stands	Lesser
Increased risks of late frosts and early thaw	Lesser	Greater
Ice storms	Greater	Lesser
Increased forest fire risks	Lesser because of possibility of salvage cutting in mature stands	Greater
Greater chance of regeneration failure due to series of disturbances	Lesser	Greater
Increased risks of insect outbreaks	Similar (spruce budworm in mosaics dominated by mature stands)	Similar (forest tent caterpillars in mosaics dominated by trembling aspen)
Increased root (Armillaria) and bark diseases	???	???
Increase in abundant snowfalls	???	???
Decreased snow cover (in some regions) and deep ground frost	Lesser	Greater due to sensitivity of regenerating stages
Increased risks of intrusion of southern plants, causing competition problems – Greater competitiveness of plants better adapted to hotter and drier conditions.	Lesser	Greater due to sensitivity of regenerating stages to intrusion and competition
Increased rodent populations due to milder winters, increased browsing pressures	Lesser	Greater due to sensitivity of regenerating stages

References

- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. and Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable forest management of the boreal forest. *Silva Fennica*, 36: 81-95
- Binkley, C. and van Kooten, G. 1994. Integrating climate change and forest: economic and ecological assessments. *Climatic Change*, 28: 91-110.
- Carleton, T.J. and MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: A comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience*, 1: 141-152.
- Flannigan, M., Campbell, I., Wotton, M., Carcaillet, C., Richard, P. and Bergeron, Y. 2001. Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model - regional climate model simulations. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 854-864.
- Fortin, S. and Gagnon, R. 2001. Dynamique et aménagement de la forêt mixte boréale associée au tremble en Gaspésie. II : Expansion du tremble après perturbations. Rapport de projet financé par le Programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier, volet 1, du ministère des Ressources naturelles du Québec. 96 p.
- Gauthier, S., DeGrandpré, L. and Bergeron, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science*, 11: 781-790.
- Hogg, E.H. and Schwarz, A.G. 1999. Tree-ring analysis of declining aspen stands in west-central Saskatchewan. *Can. For. Serv., Northern For. Cent., Inf. Rep. NOR-X-359*. Edmonton, AB.
- Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K. and Johnson, C.A. (Eds.). 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Working Group I. Cambridge University Press, New York. 572 pp.
- Johnston, M. 2001. Sensitivity of boreal forest landscape to climate change. Limited Report, SRC Publ. 11341-7E01. 29 pp.
- McCarthy, J.J., Canziani, O.F., Learly, N.A., Dokken, D.J. and White, K.S. (Eds.). 2001. *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Working Group II. Cambridge University Press, New York. 1032 pp.
- Stocks, B.J., Fosberg, M.A., Lynham, T.J., Mearns, L., Wotton, B.M., Yang, Q., Jin, J.Z., Lawrence, K., Hartley, G.R., Mason, J.A. and McKenney, D.W. 1998. Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests. *Climatic Change*, 38: 1-13.
- Volney, W.J.A. and Fleming, R.A. 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 82: 283-294.
- Watson, R.T., Zinyowera, M.C. and Moss, R.H. (Eds.). 1996. *Climate Change 1995: Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wheaton, E. 2001a. Changing climate: exploring possible future climates of Canadian Prairie Provinces. Limited Report, SRC Publ. 11341-3E01. 23 pp.
- Wheaton, E. 2001b. Changing fire risk in a changing climate: a literature review and assessment. Limited Report, SRC Publ. 11341-2E01. 30 pp.

Climate Change Impact on Landscape Fire and Forest Biomass Dynamics

Chao Li

*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Centre
5320 – 122 Street, Edmonton, Alberta T6H 3S5
E-mail: cli@nrcan.gc.ca*

Forest biomass is one of the largest renewable energy sources in Canada. The dynamics of forest biomass are influenced by climate conditions and disturbance regimes (both natural and anthropogenic) at different scales. The objective of this study is to quantify and to develop improved scientific understanding of the dynamics of forest biomass production at the landscape scale influenced by various fire regimes that result from different climate change scenarios predicted by Canadian GCM and RCM models, through applications of spatially explicit models.

Biomass dynamics without fire

Since a forest landscape is a spatial mosaic of forest stands, the estimation of biomass dynamics at the stand scale appears to be essential for understanding landscape scale biomass dynamics. To evaluate these potential effects of fire regimes and climate change, biomass dynamics without fire need to be understood first. This knowledge base exists largely due to the considerable effort of developing biomass equations through field measurement in the 1980s for different geographical regions and tree species. Eighteen equations were selected for describing the biomass dynamics of major tree species in the Prairie Provinces of Canada: ten for canopy trees; six for understory vegetation; and two for belowground biomass. A comparative study revealed that biomass predictions for medium-sized trees are more consistent than those of small and large trees, and more attention should be paid to large-sized trees due to their significant contribution to biomass estimates.

Biomass equations are generally unsuitable for being directly used in climate change related research because they cannot demonstrate the effect of climatic variables. The results of a tree-ring analysis by Sauchyn and Beaudoin (1998) were used to improve the capacity of biomass equations in climate change research, i.e., biomass estimation is modified by a scale factor of $(precipitation - 140.22) / 220.83$.

Biomass dynamics subject to fire disturbances

The understanding of landscape scale biomass dynamics was obtained from the integration and synthesis of the research results obtained from the stand scale studies, together with the relationships of fire behaviour and weather variables, landscape structure, topography, and climate conditions. The integration and synthesis were conducted through using a refined spatially explicit model for landscape dynamics (SEM-LAND) (Li 2000, 2003). The SEM-LAND model is a FWI (Canadian Forest Fire Weather Index System) (Forestry Canada Fire Danger Group 1992, Hirsch 1996) and FBP (Canadian Forest Fire Behavior Prediction System) (Van Wagner 1987) relationship driven, raster-based simulation model at 1 ha resolution and yearly time step. It simulates a fire process in two stages: initiation and spread. The model has the following basic equations:

$$P_{Initiation} = P_{Baseinitiate} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \quad [1]$$

$$P_{Spread} = \begin{cases} 0 & (R \geq R_{Crit}) \\ P_{Basespread} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \times F_{Slope} \times (1 - FSE) & (R < R_{Crit}, S < S_{Crit}) \\ P_{Basespread} \times F_{Weather} \times F_{Fuel} \times F_{Slope} & (R < R_{Crit}, S \geq S_{Crit}) \end{cases} \quad [2]$$

where F_{Fuel} and $F_{Weather}$ are the scale factors calculated according to the FBP system representing the influence of fuel type and weather conditions, F_{Slope} is the scale factor due to slope, R is the daily precipitation, R_{Crit} is the critical value of daily precipitation and any precipitation that reaches or exceeds this value could stop a fire, FSE is the fire suppression efficiency, S_{Crit} is the critical value of fire size and any fire that reaches or exceeds this value can escape from fire suppression, $P_{Baseinitiate}$ and $P_{Basespread}$ are the baseline fire probabilities for initiation and spread stages, and they are characterized by a logistic equation:

$$P_{Base} = k / (1 + \exp(a - b \times Age)) \quad [3]$$

where a , b , and k are parameters, and Age is the forest stand age, or time since last burn. The model was validated by the observations from a study area of 7,432 ha in Alberta.

Data from a study area in west-central Alberta were used in this investigation of forest biomass dynamics. The area is 31, 444 ha in size and dominated by lodgepole pine (50.4%). The empirical evidence showed that the fire cycle was 105 years before 1900 and 632 years after 1900. The simulated fire regime without human intervention was about 106 years. Among simulated fires, about 86% of fires were less than 10 ha, and about 3% fires were larger than 1,000 ha.

Fire suppression on fire size distribution

A lightning fire process under fire suppression was simulated in three stages. Stage one began when a fire ignition occurred, and lasted until it had been detected, reported, and fire crews arrived on the scene. The fire was initiated and spread freely during this stage. The second stage was from the beginning of the initial attack, until the fire had been stopped by suppression operations or the fire had escaped from the fire suppression effort. The P_{Spread} would be reduced by fire suppression efforts during this stage. The third stage was from the beginning of a fire escaping from suppression efforts until it had finally stopped. During this stage, the fire-spread process would be unconstrained again. This three-stage fire suppression description was intended to capture the broader picture that could be implemented in the fire regime simulators for the investigation of possible long-term consequences of fire suppression on the dynamics of fire regimes and forest ecosystems.

The simulation results showed that fire suppression could alter the distribution of fire sizes. Figure 1 shows the simulated fire size distributions with and without fire suppression. A large number of intermediate sized fires appeared to become small fires under fire suppression, and the resulting fire size distributions were closer to observed fires from 1961 to 1995 in Alberta (see Figure 2).

Forest age distribution and fire pattern

The accuracy of biomass estimation could be influenced by the uncertainty in estimating the size of burned area (such as irregular fire shapes and sizes, and remnants to account for the observation that up to 50% of total area of a fire event could be residuals), uneven tree mortality within burned areas (determined by the fire intensity and fuel consumption across the landscape), and the estimate of forest age distribution (both current and burned forest age distributions). The ultimate question to address was whether these factors could influence biomass estimates significantly.

It was well known that the theoretical negative exponential forest age distribution (Van Wagner 1978) was not always supported by empirical observations. There is a need to explain this discrepancy for a better landscape scale estimate of biomass. Four models and associated model experiments were employed to investigate this issue systematically (Li and Barclay 2001). The results indicated that a stable age distribution such as negative exponential can always be achieved as long as age-specific mortalities are constant over time. Any departure from this condition would cause instability of the age distribution. In forest landscapes subject to large and irregular fire disturbances, therefore, we could expect to frequently observe a departure from theory predicted negative exponential age distribution. The SEM-LAND model can display this explicitly and hence provide an explanation for the discrepancy between theory and practice. Figure 3 shows the forest age distribution dynamics under different fire cycles, and different shapes of forest age distributions can be observed at different times.

Effect of fire on tree/stand mortality

Based on the approach described in Ryan and Reinhardt (1988), we also investigated the effect of tree and stand mortality on the estimate of forest biomass for the Fort a la Corne area of Saskatchewan with a size of 132,742 ha. The fire intensities were calculated from the Fort a la Corne weather station data of fire seasons (May to August) from 1990 to 1999. The simulation results did not show a significant difference with and without considering tree and stand mortality. This was probably due to the favourable weather pattern for fire spread in the region.

Climate change impact on fire regimes and biomass dynamics

Using the climate scenario predicted by the coupled global climate model (CGCM1), we were able to simulate the altered fire regimes and associated forest biomass dynamics at the landscape scale using the methodology described in Li et al. (2000). The results suggested that in the areas suffering from a significant warming scenario like west-central Alberta, the fire activities are likely to be increased and thus result in lesser timber supply and biomass. Therefore, forest biomass dynamics could be significantly influenced by the fire disturbance regimes, resulting from climate change scenarios.

This study has also improved our understanding of fire regimes. The burned area-related fire regime descriptors such as fire frequency, cycle, and size distribution were treated traditionally as independent. The results from this study so far have demonstrated that fire frequency and size distribution are correlated without human intervention (Li et al. 1999); and point-based fire frequency and fire cycle definitions are the special cases of area-based definitions from a computational perspective (Li 2002). The detection of these quantitative interrelationships can simplify the preconditions for estimating regional fire regimes to make up for the incomplete empirical observations.

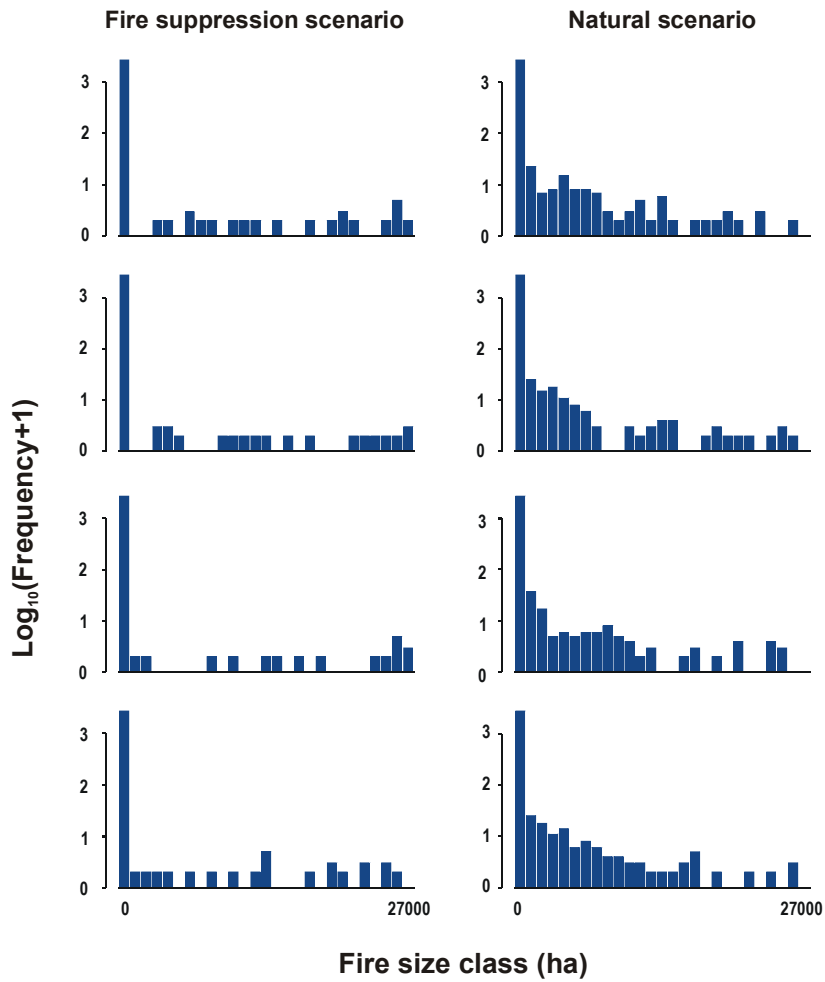


Figure 1. Simulated fire size distributions with and without fire suppression.

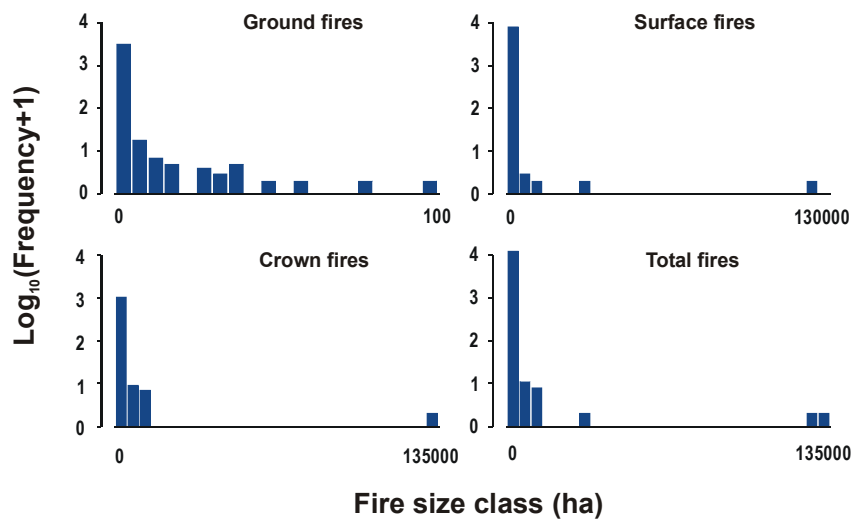


Figure 2. Observed fire size distributions in Alberta, Canada (1961-1995) for different types of fires.

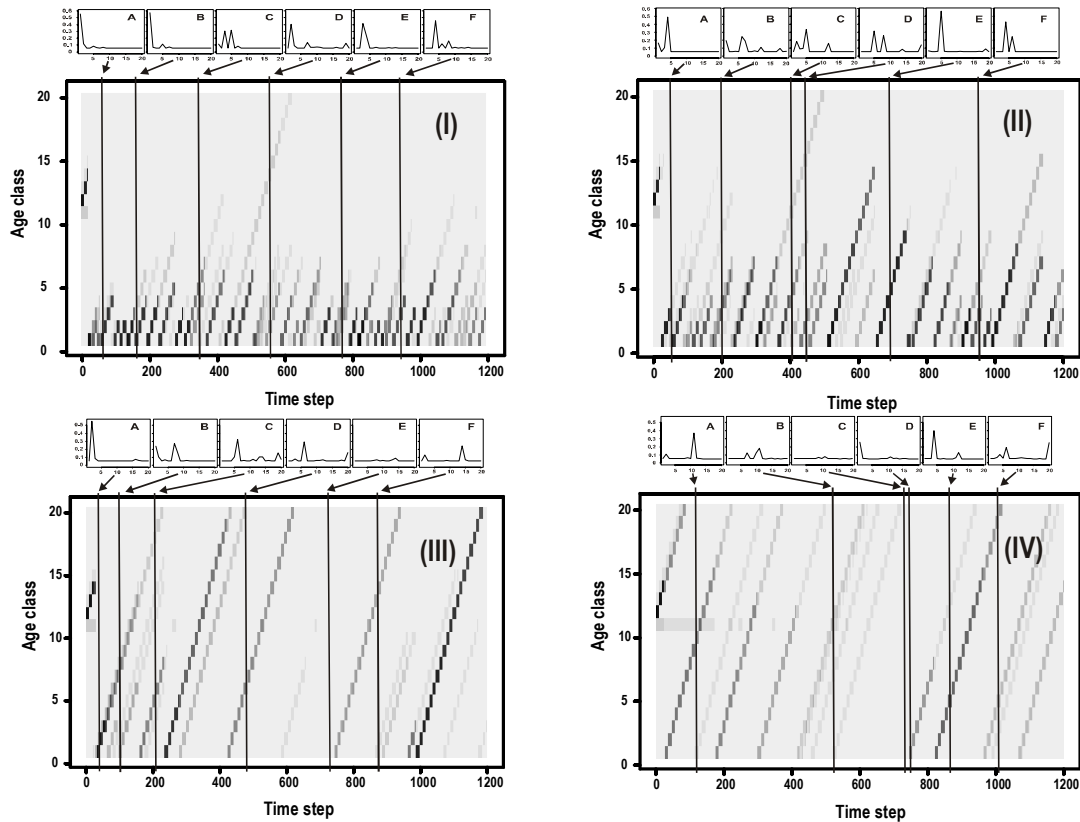


Figure 3. Simulated dynamics of forest age-distribution under fire cycles of 125 (I), 213 (II), 864 (III), and 3,800 years (IV). Each age class represents a 10-year interval, and the dark colour indicates high frequency. The small graphs associated with the four scenarios are the age class distributions at given years.

Acknowledgements

The author thanks the following research team members and collaborators: Hugh Barclay, Harinder Hans, Zewei Miao, Jianwei Liu, Doug Campbell, Bill DeGroot, Blair Greenwood, Paul Mugridge, Mike Apps, Jag Bhatti, and Xinhai Li for their contributions and assistance. This research is supported by the PERD CCIES (Federal Program of Energy Research & Development: Climate Change Impact on Energy Sector).

References

- Forestry Canada Fire Danger Group. 1992. Development and Structure of the Canadian Forest Fire Behavior Prediction System. Forestry Canada, Science and Sustainable Development Directorate, Ottawa, Canada. Information Report ST-X-3. 63 pp.
- Hirsch, K.G. 1996. Canadian Forest Fire Behavior Prediction (FBP) System: user's guide. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., Northwest Region, Northern For. Cent., Edmonton, Alberta Spec. Rep. 7.
- Li, C. 2000. Reconstruction of natural fire regimes through ecological modelling. *Ecol. Model.* 134: 129-144.
- Li, C. 2002. Estimation of fire frequency and fire cycle: a computational perspective. *Ecol. Model.* 154: 103-120.

- Li, C. 2003. Simulating forest fire regimes in the foothills of the Canadian Rocky Mountains. In: *Emulating Natural Forest Landscape Disturbances: Concepts and Applications*. A.H. Perera, L.J. Buse, and M.G. Weber (Eds.). Columbia University Press. New York, NY.
- Li, C. and Barclay, H.J. 2001. Fire disturbance patterns and forest age structure. *Nat. Resour. Model.* 14: 495-521.
- Li, C., Corns, I.G.W., and Yang, R. 1999. Fire frequency and size distribution under natural conditions: a new hypothesis. *Landsc. Ecol.* 14: 535-542.
- Li, C., Flannigan, M.D., and Corns, I.G.W. 2000. Influence of potential climate change on forest landscape dynamics of west-central Alberta. *Can. J. For. Res.* 30: 1905-1912.
- Ryan, K.C. and Reinhardt, E.D. 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can. J. For. Res.* 18: 1291-1297.
- Sauchyn, D.J. and Beaudoin, A.B. 1998. Recent environmental change in the southwestern Canadian Plains. *Can. Geogr.* 42: 337-353.
- Van Wagner, C.E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Can. J. For. Res.* 8: 220-227.
- Van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. *Can. For. Serv., For. Tech. Rep.* 35, Ottawa. 36 p.

Effects of Climate Change on Fire and Spruce Budworm Disturbance Regimes and Consequences on Forest Biomass Production in Eastern Canada

Sylvie Gauthier¹ and David R. Gray²

Natural Resources Canada, Canadian Forest Service

¹*Laurentian Forestry Centre, 1055 du P.E.P.S., Sainte-Foy, Quebec G1V 4C7*

E-mail: sgauthier@nrcan.gc.ca

²*Atlantic Forestry Centre, 1350 Regent St., Fredericton, New Brunswick E3B 5P7*

E-mail: david.gray@nrcan.gc.ca

Natural disturbances, climate change, and biomass production

Insect outbreaks and wildfires are the two major natural disturbance agents in Canada's forests. Together, they account for approximately 75% of the average annual non-harvested depletion of above-ground biomass. During periods of insect outbreaks, losses caused by insects can climb to extreme levels, as they did during the last spruce budworm outbreak in Quebec (~1965-1992), which resulted in a loss equivalent to 10 years of harvesting. In addition to destroying merchantable biomass, insect outbreaks alter stand susceptibility to fire (Fleming et al. 2002) and may change forest composition. In the last 20 years in Canada, fires have burned on average 2 to 3 million ha per year. Together, insects and fire are primary factors in driving forest dynamics and productivity and, therefore, in determining the carbon balance. Populations of spruce budworm (SBW) have a cyclic behaviour (Royama 1992), which results in outbreak populations approximately every 35 years. Outbreaks have a spatial-temporal pattern when examined at a large landscape scale, and show a wide degree of variability in timing of initiation, duration and severity. Similarly, fire regimes have a strong spatial-temporal pattern in seasonality, return interval and number of fires.

Climate change is expected to alter the dynamics of spruce budworm outbreaks and wildfires (see the papers by Fleming and Amiro in this document). Furthermore, the effects of an altered interaction between spruce budworm outbreaks and fire due to climate change may be more important to forest biomass production than the direct effect of climate change on either spruce budworm outbreaks or fire individually.

The objectives of the present work are to: 1) define the current fire and SBW regimes in eastern Canada; 2) relate the characteristics of each regime to climate and physical variables (forest composition and spatial location); 3) project future regimes based upon climate model outputs for 2050 and 2100; and 4) evaluate the impact of predicted changes in SBW and fire disturbance regimes on forest dynamics, annual allowable cuts (AAC) and biomass production. In this paper, we will briefly describe the general methodology used, present results on projected change in each of the disturbance regimes and, finally, describe the methodology used to assess the combined effects of both disturbances on biomass production.

Estimating the effects of climate change on disturbance regimes

Fire regime. Using the 1961-1990 fires of the Canadian Large Fire Database (Stocks et al. 2002) we have computed the following fire regime variables: 1) the average number of fires per year (n); 2) the total area burned per year (a); and 3) the julian day by which date 50% of the fires have ignited (d). The data were first computed for each of the 5620 cells of the Canadian Forest Inventory (CanFI) that were larger than 40 km² and that were mostly forested (Lowe et al. 1994) over the entire area. As CanFI cells are of different sizes (varying from 40 to

3225 km²), the parameters were reported on a 1000 km² basis. Cellular values for each of the three variables were then recalculated using a moving average window of 75 km by 75 km to avoid the potentially large differences among two neighboring cells. The 5620 cells were clustered with a spatial constraint using BoundarySeer software. This clustering resulted in 19 distinct fire regime zones. Within each zone, the frequency distribution of n (N), a (A) and d (D) was estimated.

Spruce budworm outbreak regime. Using a 2 km² resolution, the last complete SBW outbreak was extracted from the historical (1941–1998) records. After removing the significant spatial trend in the year during which the outbreak began, the following SBW outbreak regime variables were extracted: 1) the number of years during which an outbreak began earlier ($nlag$) or later ($plag$) than anticipated by the spatial trend; 2) the duration (years) of the outbreak (dur); 3) the average defoliation level (%) during the outbreak (sev); and 4) the variability (%) in defoliation level during the outbreak (var).

Environmental and spatial variables. Forest composition was determined in approximately 47 000 CanFI cells of eastern Canada (ON, QC, NB). The several hundred possible species were aggregated into 11 forest species groups. Monthly climate normals (Environment Canada) from 910 weather stations were used as input to a weather simulator (BioSIM; Régnière et al. 1995) to produce 20 years of simulated daily maximum and minimum temperatures and precipitation at the centroid of each CanFI cell. Weather summaries (e.g., monthly mean maximum temperature, monthly mean vapour pressure deficit, mean degree-days during the growing season, etc.) were constructed from the simulated daily weather. Latitude and longitude of CanFI cell centroids were determined using ArcInfo GIS. Average elevation of the CanFI cell was calculated from the thirty-arcsecond (~1 km) digital elevation models (DEMs) of the United States Geological Survey Earth Resources Observation Systems (USGS-EROS).

Climate model. Current climate was described using normals from 1961–1990. We used the GHG IS92A scenario of the global circulation model (CGCM2) of the Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (<http://www.cccma.bc.ec.gc.ca/data/data.shtml>) to project future climate scenarios for the years 2050 and 2100. Under this scenario, CO₂ concentrations are expected to increase approximately threefold over 1990 levels. Climate values were attributed to each CanFI cell by thin plate interpolation (ESRI Inc. 2001).

Statistical analysis. The relationship between fire or SBW outbreak regimes and the environmental variables was analyzed using constrained ordination techniques in CANOCO (ter Braak and Šmilauer 1998). Canonical correspondence analysis and redundancy analysis were used, respectively, to analyze fire–environment and outbreak–environment relationships. Once these relationships were established it became possible to project future disturbance regimes under the projected climate conditions of 2100 using the equation provided by the CANOCO analysis. We also computed the change (Δ) in any of the disturbance regime variables: we used the following Δ : modeled 2100 value for variable x minus modeled 1990 value for variable x .

Projected disturbance regimes under a climate change scenario

Fire regime. Using CCA, we were able to explain 52% of the variability observed in the three fire regime variables with 15 environmental variables: cumulative vapour pressure deficit at the end of January, April and August; minimum temperature for April, May, July, August and September; maximum temperature for April, June and July; precipitation for July and August; degree-days below -5°C during winter; and the proportion of balsam fir in the cell. Cluster analysis based on the annual occurrence of fire (n), the annual area burned (a) and the julian

day (*d*) allowed us to define 19 homogeneous fire regime zones (Fig. 1). Table 1 shows the large variation we observed in the annual occurrence and annual area burned among the different regions. Note that zone identification numbers were assigned according to average area burned ($\text{km}^2/1000 \text{ km}^2$). In general, there is an increase in the area burned from the south to the north. Western Ontario has the largest area burned and there is also a region in northwestern Quebec with a large area burned. Table 1 also shows the projected average regional values that should be observed in 2100. Again, large Δ are observed, and some regions are expected to experience a large increase in area burned or number of fires whereas others should experience a decrease.

When comparing future values to the present ones, we observe a large region where fire occurrence would change only slightly (Fig. 2). The largest increase would be observed in a small region of the extreme west of the study area, in northeastern Ontario, in northeastern Quebec, and the eastern portion of New Brunswick. Moreover, north central Ontario would experience a significant decrease in fire occurrence. In terms of area burned, a large portion of central Ontario and central Quebec would experience a decrease (Fig. 2d), whereas western Ontario would be the region with the largest increase in area burned.

Spruce budworm outbreak regime. Approximately 52% of the variability in outbreak regimes was explained by the combination of environmental (climate and forest composition) and spatial variables. Average annual vapour pressure deficit and degree-days below -5°C during winter were dominant factors affecting outbreak severity, duration and variability. When outbreak regimes were projected using the future climate projections from CGCM2, a general decrease in outbreak duration and a general increase in outbreak severity were observed (Fig. 2e, f). However, changes in outbreak regimes were not projected to be uniform across the current SBW range. Projected outbreak duration increased in the northern portion of the anticipated outbreak range, and small areas in New Brunswick are expected to experience less severe outbreaks.

The effects of disturbance regimes on biomass productivity

The net effect of a natural disturbance on a forest ecosystem depends to a large degree on the state of the forest at the time of the disturbance. For example, a given SBW outbreak will result in higher growth loss and greater mortality when it occurs in a mature fir-spruce stand than when it occurs in an immature one (MacLean 1980). In addition, strong feedback exists in the system because forest composition has an influence on both fire and outbreak disturbance regimes. Therefore, a defensible estimate of the effects changes in disturbance regimes will have on biomass productivity can only be made with a simulation that incorporates the dominant factors influencing forest dynamics. Accordingly, we are currently incorporating our results into a spatial landscape model (*LADS*: Landscape Disturbance Simulator). *LADS* includes a SBW-sensitive (MacLean and Erdle 1984) dynamic stand growth model (STAMAN; New Brunswick Growth and Yield Unit 2002), harvesting algorithms, and our environment-sensitive disturbance regimes.

LADS is a cellular-based model that is being constructed for eastern Canada. Cells are initiated with a forest composition based on 1994 CanFI data, and simulations proceed according to historic or projected climate scenarios. Cell size, model outputs, and duration and spatial extent of the simulation are all user-selected. SBW outbreaks are simulated according to local climatic variables and current forest composition. Fire occurrence and spread proceed according to the local fire regime characteristics of the zone and current forest conditions. Consequently, an interaction automatically occurs between SBW and fire, with each disturbance agent potentially modifying the forest state, which in turn influences the other

disturbance agent. Post-harvest and post-disturbance transitions in forest composition are determined based on contingency tables derived from historic inventory information. This model, which is almost completed, will help us evaluate the consequences of the change imposed by climate change on both disturbances individually and their interaction. It will also allow us to get a better estimation of the projected effects of climate change on biomass production in eastern Canada.

Table 1. Average number of fires and average annual area burned, on a yearly basis and per 1000 km², for the 19 fire regime zones under current and future climate scenarios.

Zone	% of terrestrial area	1990				2100			
		Number	±s.e	area	± s.e	Number	±s.e	area	± s.e
1	1.1	0.027	0.020	0.000	0.000	0.040	0.031	2.769	2.034
2	6.5	0.068	0.052	0.386	0.460	0.114	0.094	0.059	0.317
3	0.9	0.060	0.016	0.491	0.296	0.062	0.022	2.506	0.745
4	5.5	0.008	0.010	0.534	0.413	0.083	0.051	3.050	1.967
5	1.6	0.043	0.017	0.594	0.617	0.041	0.023	3.319	1.048
6	37.0	0.034	0.015	0.720	0.557	0.035	0.030	1.028	0.811
7	1.2	0.046	0.012	0.822	0.720	0.026	0.019	0.378	0.778
8	0.9	0.043	0.008	0.842	0.261	0.078	0.024	0.824	0.601
9	0.6	0.050	0.010	0.859	0.152	0.017	0.009	0.648	0.282
10	7.8	0.041	0.016	1.477	0.593	0.112	0.051	1.347	0.987
11	8.6	0.073	0.020	2.171	0.742	0.016	0.023	1.723	1.988
12	14.4	0.073	0.015	3.139	0.853	0.077	0.022	2.292	1.349
13	1.1	0.126	0.023	4.109	0.741	0.013	0.022	2.002	2.384
14	3.3	0.111	0.042	4.527	1.594	0.119	0.025	4.990	1.609
15	5.5	0.141	0.020	4.707	1.381	0.052	0.061	4.389	4.723
16	0.6	0.151	0.029	6.167	1.233	0.193	0.043	14.843	3.193
17	0.7	0.153	0.039	7.644	2.112	0.160	0.037	2.956	1.294
18	0.7	0.190	0.023	8.635	1.069	0.225	0.050	17.798	4.148
19	2.0	0.232	0.034	9.170	2.179	0.140	0.104	11.944	7.322
Overall	100.0	0.061	0.048	1.557	1.954	0.062	0.065	1.763	3.046

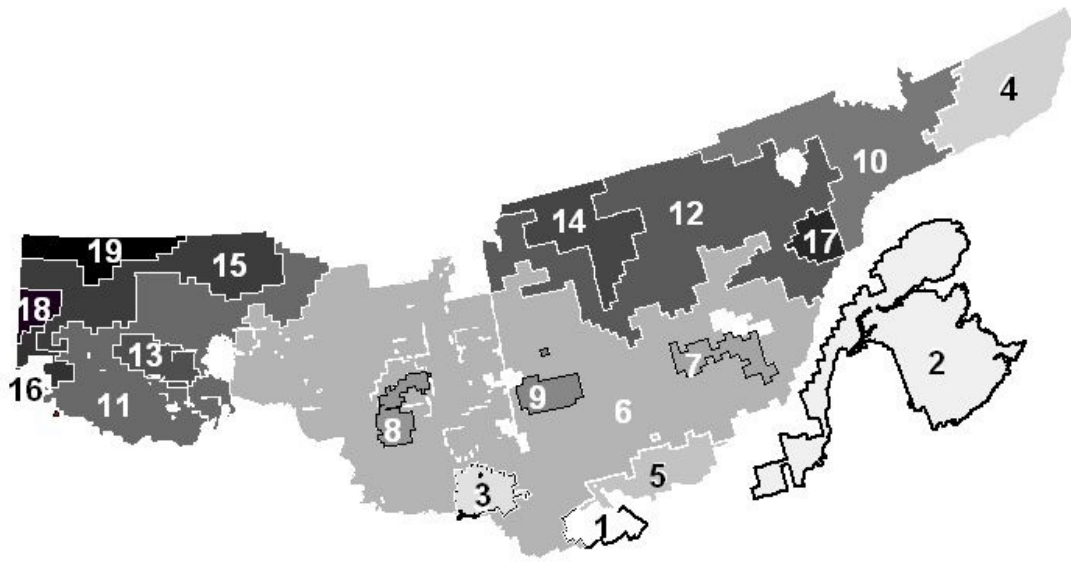
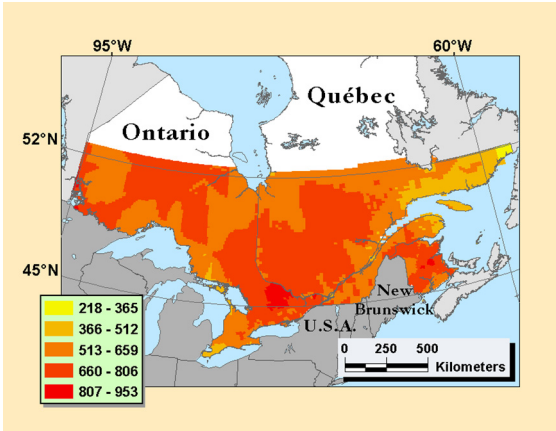
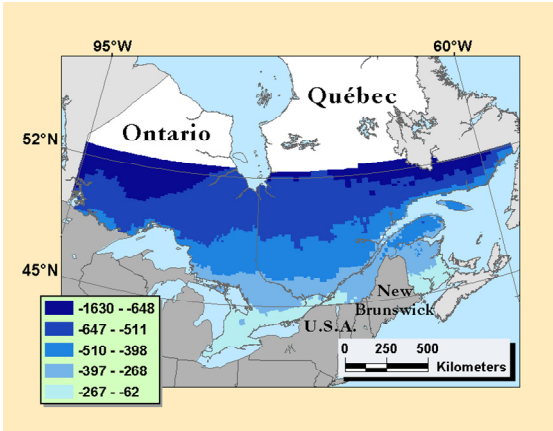


Figure 1. Location of the 19 fire regime zones in the study area.

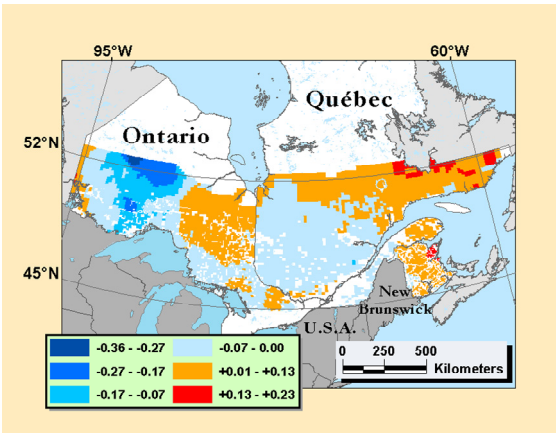
a) Vapour pressure deficit (millibars)



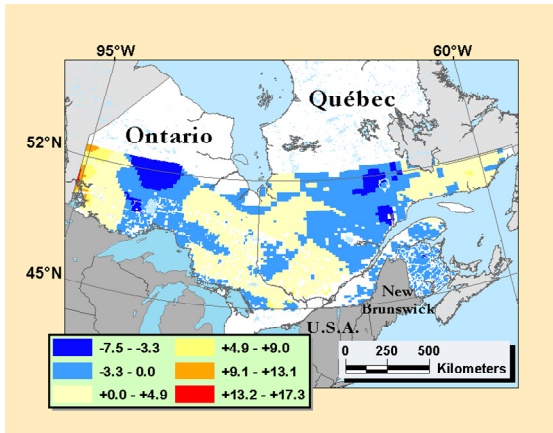
b) Winter degree-days (degree-days)



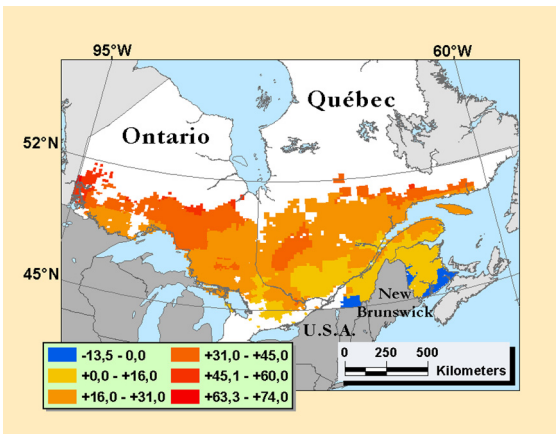
c) Fire occurrence per year (number/1000 km²)



d) Area burned per year (km²/1000 km²)



e) Outbreak severity (avg. % defoliation)



f) Outbreak duration (years)

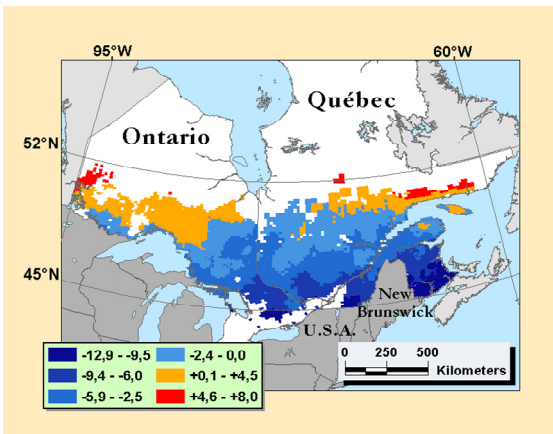


Figure 2. Projected changes in climate and disturbance variables. For the climate variables, changes are simply the difference between the normals of 2080-2100 and 1961-1990. For the disturbance variables, changes are the differences between the modeled variable in 2100 and the modeled variable in 1990.

References

- ESRI Inc. 2001. Spatial Analyst v. 8.1. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA, USA.
- Fleming, R.A., J-N. Candau and R.S. McAlpine. 2002. Landscape-scale analysis of interactions between insect defoliation and forest fire in central Canada. *Clim. Change* 55: 251-272.
- Lowe, J.J., K. Power and S.L. Gray. 1994. Canada's forest inventory 1991. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Petawawa National Forestry Institute, Chalk River, ON. Information Report PI-X-115. 67 p.
- MacLean, D.A. 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *For. Chron.* 56: 213-221.
- MacLean, D.A. and T.A. Erdle. 1984. A method to determine the effects of spruce budworm on stand yield and wood supply projections for New Brunswick. *For. Chron.* 60: 167-173.
- New Brunswick Growth and Yield Unit. 2002. Staman User's Guide. New Brunswick Department of Natural Resources, New Brunswick, Canada.
- Régnière, J., B. Cooke and B. Bergeron. 1995. BioSIM: User's Manual. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, Information Report LAU-X-116. 67 p.
- Royama, T. 1992. Analytical population dynamics. Chapman & Hall, New York. 371 p.
- Stocks, B.J., J.A. Mason, J.B. Todd, E.M. Bosch, B.M. Wotton, B.D. Amiro, M.D. Flannigan, K.G. Hirsch, K.A. Logan, D.L. Martell and W.R. Skinner. 2002. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *J. Geophys.* 108: D1: FFR5, 1-12.
- ter Braak, C.J.F. and P. Šmilauer. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (v.4). Microcomputer Power, Ithaca, NY.

Root Diseases, Climate Change and Biomass Productivity

Gary R. Warren¹ and Mike Cruickshank²

*Natural Resources Canada, Canadian Forest Service
1Atlantic Forestry Centre, Corner Brook Div., P.O. Box 960,
Corner Brook, Newfoundland A2H 6J3*

E-mail: gwarren@nrcan.gc.ca

2Pacific Forestry Centre, 506 West Burnside Road, Victoria, British Columbia V8Z 1M5

E-mail: mcruicks@nrcan.gc.ca

Introduction

Landscape-level processes include large-scale events, such as fires and primary insect infestations, that usually occur over a large area but a very short time frame. Such “catastrophic” events are often spectacular, and therefore tend to receive a lot of attention by forest managers and scientists. However, slow processes such as root diseases and decay are less noticeable, even though they affect vast areas over time in terms of plant growth, species composition and stand structure. These are not generally viewed as landscape-level processes or disturbances, although their impact may be more influential on the landscape than larger scale agents such as fires and primary insects (Lewis and Lindgren 2000). Armillaria and Tomentosus root diseases have a high incidence in Canada and occur in all ten provinces.

Root and butt rots are the single most important pest affecting overall average growth and yield in eastern boreal spruce–fir forests (Gross et al. 1992), and a major pest problem in western coniferous species (Morrison et al. 1992) and boreal–sub-boreal forests (Lewis 1997). Root and butt rots are considered “The Hidden Enemy” (Whitney 1988) as the majority of activity by their causal agents, decay fungi, goes on unnoticed compared to the very visible damage caused by the so-called “major disturbances” such as insects and fire. Only one-quarter to one-half of underground infections can be detected aboveground (Morrison et al. 2000). Root and butt rot fungi kill lateral roots and decay the structural heartwood of the major roots and butt sections of living trees. This results in wood fiber biomass losses due to reduced growth, tree mortality, windthrow and scaled butt cull. Root and butt rots are important gap-making agents in many forest types (Worrall and Harrington 1988, Lewis and Lindgren 1999) and are therefore major contributors to processes that maintain the forest matrix (Lewis and Lingdren 2000).

Much of the impact losses presented here are based upon studies in natural, mature and overmature forest types. Results of harvesting and stand tending practices in second growth stands are creating conditions for increased incidence and losses from root diseases. Climate change, with its increased temperatures, more frequent dry spells, droughts, windstorms and other catastrophic abiotic events, will create abnormal stress conditions in forest stands. Tree stress is one of the major factors affecting the incidence and spread of root disease infection. The combination of climate change stresses compounded by the interference of forest management practices will have major negative impacts on biomass production in conifer forests.

Root diseases and natural stands

Pest-caused depletion in the forests of Ontario showed that root rots were the single most important causal agent with annual losses of 8.7 million m³ (Gross et al. 1992), or about 22% of their annual allowable cut (AAC). Root disease is a major pest problem in British Columbia (B.C.), causing annual losses of 3.9 million m³ in the southern forests (Morrison et al. 1992), or approximately 12% of the AAC for that region. These figures are crude estimates because of the dynamics of root diseases where (a) root rot in living trees increases with age (Whitney 1989); (b) some tree species are more prone to infection than others (Morrison and Mallett 1996); and (c) there is a direct relationship between site characteristics and the incidence of root rots (Whitney 1976, Morrison et al. 2000). There is a large number of fungi causing decay in the roots of trees but the fungi causing the most damage are *Armillaria* sp. (primarily *A. ostoyae*), *Inonotus tomentosus*, *Phellinus weirii*, *Heterobasidion annosum* and a complex of fungi in balsam fir. When annual growth loss and mortality caused by root rot diseases in Ontario are compared to their current annual increment (CAI) of primary growing stock, the average annual depletion rate of balsam fir, black spruce and white spruce is 35, 25 and 29%, respectively (Gross 1985). For 100-year-old Douglas-fir stands in interior B.C., stand-level cumulative losses from mortality and reduced growth caused by *Armillaria* range from 32% in low impact stands to 67% in high severity stands (Cruickshank and Morrison 2003).

Armillaria root disease (ARD), caused primarily by *A. ostoyae*, is the most important root disease in eastern and western boreal conifer forests and in the interior forests of B.C. It is a moderate to aggressive pathogen which spreads and infects by way of rhizomorphs in the soil (Redfern and Filip 1991), compared to most other root diseases requiring contact with infected roots or suitable substrates and conditions for basidiospore germination (Thies 2001, Whitney 1977). Tree stress is a major factor influencing the infection and establishment of ARD (Wargo and Harrington 1991) which climate change will ultimately favour. Other root diseases are more species and site specific but all play a significant role in reduced biomass production of forest stands which needs to be recognized and considered. The complexity of root diseases, due to variability in pathogenicity, fungus and host species and site susceptibility, complicates the understanding of this serious problem.

Root diseases in managed stands

Efforts in forest management have been primarily aimed at the protection of timber resources, and the rapid regeneration and growth of commercial species. This narrow approach has neglected the role of disturbance agents in forest succession and has led to declining forest health in some areas. This results in decreased productivity and an inability to manage forests in a sustainable manner (Lewis and Lindgren 2000). A study of disturbed and undisturbed forest stands in Adirondack Park, New York State, has shown that for a forest stand to remain in a healthy growing state, an expected relative mortality for trees to grow 2.5 cm for any diameter class was between 19 and 26%, depending on forest type and trees species (Manion and Griffin 2001). Forest management practices should mitigate natural disturbance and succession regimes.

Short rotation harvesting (80-100 years) of west coast Douglas-fir (natural rotation is 200-300 years) is creating site conditions where considerable amounts of infected woody root biomass is still present on site at the time of establishing the next rotation crop. Increased chances of root contact have resulted in higher levels of infection in second rotation stands infected with *P. weirii* (Bloomberg and Reynolds 1985), *A. ostoyae* (Morrison and Pellow 1994)

and *I. tomentosus* (Lewis and Lindgren 2000). On Vancouver Island, 80% of second growth Douglas-fir stands are infected with laminated root rot (*P. weirii*), 43% of the stands being less than 60 years old (Bloomberg and Reynolds 1985). In root disease centres of 30 to 40-year-old Douglas-fir, *P. weirii* was responsible for 10.3% of volume reduction and 13.5% of reduction in PAI compared to non-infected areas. A noticeable onset of mortality occurred between 30 and 40 years of age, and again in older stands another wave of mortality often occurs at 80 to 100 years of age, suggesting that mortality caused by *P. weirii* is periodic in distribution. Cumulative mortality and growth losses from *A. ostoyae* infection in 50-year-old interior Douglas-fir (IDF) second-growth forests range from 17% in low to 42% in highly infected stands (Cruickshank and Morrison 2003).

Precommercial thinning (PCT) of balsam fir in Newfoundland began in the late 1970s to release overstocked balsam fir stands. Thinning to 2000 stems/ha has resulted in good growth response and continues to be one of the major silvicultural treatments for managed stands. However, butt rot surveys of PCT and unthinned stands revealed that, on average, 26% of 1300 stems in PCT stands had butt rot at groundline compared to 13% of 6000 stems in unthinned stands (Warren and English 2003). Total balsam fir volume was 57% less on PCT sites than on unthinned sites, at an average stand age of 35 years. PCT increases the incidence and mortality of conifers dramatically in southern interior B.C. (Morrison et al. 2001). PCT is suggested to cause increased stem sway and root movement on certain site types, especially in areas with high winds, resulting in wounded and broken roots leading to subsequent root and butt rot infection (Rizzo and Harrington 1988). Also, a change in frequency and diversity of butt rot fungi in balsam fir has been observed where more aggressive decayers such as *Coniophora puteana*, *Perenniporia subacida* and *Hypholoma fasciculare* were isolated (Warren and English 2003).

Inonotus tomentosus is the major root disease of spruce stands throughout the boreal forest, often creating stand openings (Whitney 1977) which are colonized by more tolerant conifer or hardwood species under natural conditions. Current management practices of establishing pure spruce plantations after harvesting remove this matrix environment (Lewis and Lundgren 2000), resulting in an early-stage homogeneous stand of suitable host substrate. Most spruce plantations in central interior B.C. are too young to determine if there will be significantly greater volume losses; however, some of the older plantations are showing signs of significant mortality. A 45-year-old white spruce plantation in Quebec showed very good growth for the first 25 years but declined suddenly. A commercial thinning revealed 85% of infection by *I. tomentosus* in cut stumps, with some decay columns as high as 2 m (LaFlamme, pers. comm.). Current research in Newfoundland is focusing on the impact PCT may have on root disease development in overstocked black spruce stands to see if similar losses are occurring compared to those observed in treated balsam fir stands (Warren, pers. comm.).

Present harvesting and stand tending practices are increasing the incidence and development of root diseases in second and third rotation conifer stands. Root diseases have a major impact on stand productivity from both a growth and yield and a decay perspective in second growth stands, causing significant biomass reductions which will be magnified by climate change. Root diseases are not being appropriately accounted for in timber supply or carbon cycle modelling.

Climate change, root diseases and impacts on biomass productivity

The IPCC (1996) projected atmospheric CO² would double over the next century, which would potentially increase average global surface air temperature by 1 to 6°C. Temperature increases will vary spatially with the largest changes at high elevations and upper latitudes. As a result, some of the greatest impacts may occur in northern boreal forests and in the forests of B.C. Responses to climate warming predict poleward and elevational shifts of forest types with dynamics at the range boundaries expected to be more influenced by climate change than the dynamics within the interior of a species range (Parker et al. 2000). Elevated CO² and the associated changes in climate can influence forest ecosystems directly through effects of temperature, precipitation, and catastrophic events such as droughts, windstorms and other abiotic events.

One theory suggests elevated CO² and temperature will increase forest productivity in the short term but that increased production will be countered by increased respiratory losses outstripping the available water resources, which will then cause dieback (Parker et al. 2000). From the perspective of increased tree growth, susceptibility to root diseases would increase. More rapid tree growth results in increased likelihood of root contact with infected material (Bloomberg and Reynolds 1982), lower probability of callusing at lesions (Cruickshank et al. 1997), and more rapid decay in less dense wood (Cowling 1961).

Elevated CO² levels are expected to increase regional average temperature, with higher altitudes and latitudes being most severely affected. As a result, northern temperate tree species ranges are expected to migrate northward and upward in altitude (Peters 1992). For the coastal and interior forests of southern B.C., we may expect drier conditions to prevail (Cruickshank, pers. comm.). These two areas contain the highest yielding forested areas in B.C. Boreal forest ranges are expected to shrink as migration of mixed hardwood species from the southern range boundaries will be more rapid than migration of conifer species in the northern boundary (Parker et al. 2000). Climatic stresses may initially increase biomass losses from root disease but in the long run, losses may reduce due to reduced boreal forest area and increased mixed conifer–hardwood types with more disease-resistant hardwood species.

Small changes in average temperature greatly increase the probability of abnormally warm summers. An increase in average summer temperature from 15.3 to 16.9°C increases the likelihood of having an average summer temperature of 17.3°C from 1.3% (once in 75 years) to 33% (once every 3 years) (Parker et al. 2000). There will be increased mortality in southern B.C. Callusing rate at *A. ostoyae* lesions is about one-half to one-quarter less important in drier ecosystems, meaning lesions can spread to the root collar more easily and kill the tree (Cruickshank et al. 1997, Morrison et al. 2001). The same is expected for Douglas-fir infection by *P. weirii* as CWH dries out. The mortality of Douglas-fir is highest upslope in wet ecosystems where soil conditions are drier (Kastner et al. 1994). The periodic distribution of *P. weirii* mortality may shorten from the present 30-40 and 80-100 years cycle (Bloomberg and Reynolds 1985). Cruickshank and Morrison (2003) provide some insight into the potential biomass losses expected from climate change assuming that as site conditions become drier, there will be increased impacts due to growth loss and mortality (Figure 1). Cumulative growth reduction and mortality losses could increase from 32% (present state) to as high as 67% (stressed state) in 100-year-old Douglas-fir stands, an increase of 35% or an extra 4.3 million m³ over their present 3.9 million m³ losses in biomass productivity. Impacts on other conifer species have not been determined but will be expected.

Use of forest ecosystem classification (Baldwin 2001) can also provide insight into expected losses from climate change. For the boreal forest system, soil moisture–fertility grids similar to Newfoundland forest site types (Figure 2) can predict migration patterns of ecotypes (wet to dry) as influenced by drying conditions attributed to climate change. Increases in root disease biomass losses can be estimated by applying cull survey statistics to the different site types (Figure 3) (Warren, pers. comm.). As temperature increases, migration of ecotypes is expected from the moist *Hylocomium*-balsam fir (Fh#9) and *Gaultheria*-balsam fir (Fg#10), with 50 and 31% incidence of butt rot respectively, to the drier *Dryopteris*-*Hylocomium*-balsam fir (FDH#5), with 59% incidence, an increase of 9 to 28% respectively, which could translate into an increased annual loss in biomass productivity of 1.6 to 7.8 million m³ over the present 8.7 million m³ for Ontario

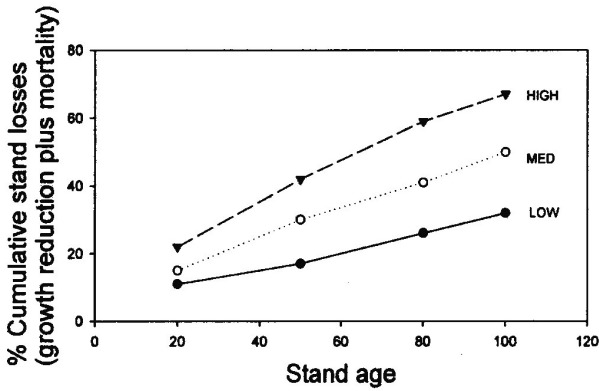


Figure 1. Cumulative stand losses due to *Armillaria* mortality and growth reduction for Douglas-fir in the interior Cedar-Hemlock ecosystem of B.C.

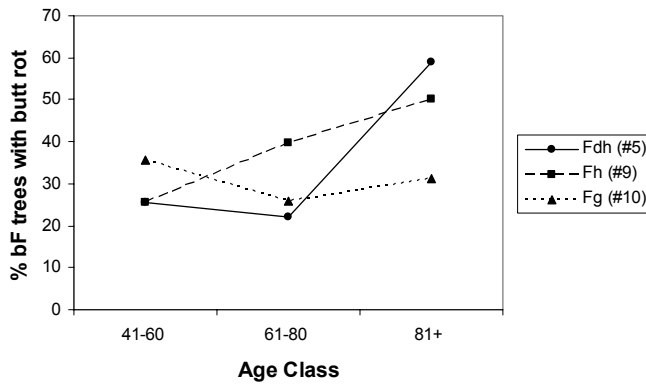


Figure 3. Incidence of butt rot in balsam fir by age class for three different Newfoundland ecotypes.

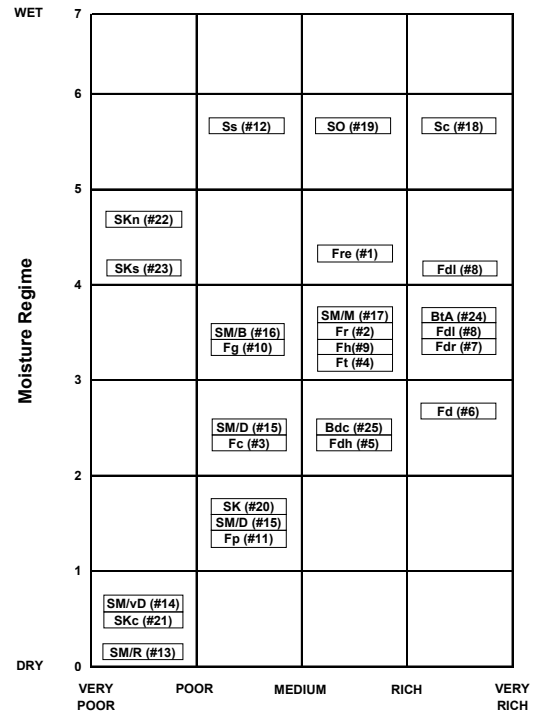


Figure 2. Soil moisture–fertility grid for conifer ecotypes in Newfoundland (Meades and Moores 1989).

Losses in B.C. may be realistically projected as much of the Douglas-fir forest is in second or third rotation, whereas for the boreal forest, most pest depletion estimates are based upon natural stands and do not account for managed forests. Losses estimates are very conservative as productivity losses will be significantly higher due to higher levels of root disease problems associated with (a) PCT and low density planting which allow increased light and air movement into the stand, thereby causing elevated temperature and moisture stresses; (b) increased stem sway from low density PCT prescriptions; and (c) managed forests which generally contain one-third to one-half less carbon biomass than unmanaged forests (Cooper 1983, Harmon et al. 1990).

Root diseases, due to their obscurity, are not considered “a catastrophic disturbance”. However, their overall average impact on biomass productivity in many circumstances is greater than that of fire and primary insects. Global warming, increased drought and physical events such as wind and ice storms associated with climate change are factors that will significantly affect the incidence of root diseases and their impact on biomass productivity. There are few, if any, reliable external indicators for early detection of root diseases. However, radial increment reduction in the mid to lower stem regions is a reliable internal indicator for *Armillaria* infection (Cruickshank 2002, Warren et al. 2003). The dynamics and complexity of root diseases make it very difficult to develop modelling systems (Shaw et al. 1991). It is imperative that root diseases be recognized and taken into account to (a) refine and improve biomass estimates which presently are achieving relationship R^2 values of only 0.2 and 0.3 (Fournier et al. 2003); (b) prevent 50% overestimation in wood supply models (Shaw et al. 1991); and (c) avoid potential wood fibre losses of 20 to 30% through appropriate forest harvest planning (Knowles 2001).

References

- Baldwin, K. 2001. Canadian Forest Ecosystem Classification: A component of the Canadian National Vegetation Classification. Nat. Resour. Can., Can. For. Serv., Info Leaflet.
- Bloomberg, W.J. and Reynolds, G. 1982. Factors affecting transfer and spread of *Phellinus weirii* mycelium in roots of second-growth Douglas-fir. Can. J. For. Res. 12:424-427.
- Bloomberg, W.J. and Reynolds, G. 1985. Growth loss and mortality in Laminated root rot infection centres in second-growth Douglas-fir on Vancouver Island. For. Sci. 31(2):497-508.
- Cooper, C.F. 1983. Carbon storage in managed forests. Can. J. For. Res. 13:155-166.
- Cowling, E.B. 1961. Comparative biochemistry of the decay of sweetgum sapwood by white-rot and brown-rot fungi. USDA For. Serv. Tech. Bull. No. 1258.
- Cruickshank, M.G. 2002. Accuracy and precision of measuring cross-sectional area in stem disks of Douglas-fir infected by *Armillaria* root disease. Can. J. For. Res. 32:1542-1547.
- Cruickshank, M.G., Morrison, D.J. and Punja, Z.K. 1997. Incidence of *Armillaria* species in pre-commercial thinned stumps and spread of *Armillaria ostoyae* to adjacent Douglas-fir trees. Can. J. For. Res. 27:481-490.
- Cruickshank, M.G. and Morrison, D.J. 2003. *Armillaria* mortality and growth loss estimates for Interior Douglas-fir in the Interior Cedar-Hemlock ecosystem. Can. For. Serv. (Unpublished) 6 p.
- Fournier, R.A., Luther, J.E., Guindon, L. Lambert, M.-C., Piercey, D., Hall, R.J. and Wulder, M.A. 2003. Mapping aboveground tree biomass at the stand level from inventory information: test cases in Newfoundland and Quebec. Can. J. For. Res. 33:1846-1863.
- Gross, H.L. 1985. The impact of insects and diseases in the forests of Ontario. Can. For. Serv., GLFC Info Rep. O-X-366. 23 p.
- Gross, H.L., Roden, D.B., Churcher, J.J., Howse, G.M. and Gertridge, D. 1992. Pest caused depletions to the forest resource of Ontario, 1982-1987. Can. For. Serv. – OMNR Joint Report 17. 23 p.

- International Panel on Climate Change (IPCC). 1996. Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate Change: Scientific-Technical Analyses. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Kastner, W.W., Goheen, D.J. and Edmonds, R.L. 1994. Relationship between occurrence of laminated root rot and site characteristics in Douglas-fir forests of the Oregon Coastal Range. *West. J. Appl. For.* 9:14-17.
- Knowles, K. 2001. Clearwater Creek and Schade Lake Armillaria root disease survey. Manitoba Conserv., Forestry Branch Internal Reports.
- Harmon, M.E., Ferrell, W.K. and Franklin, J.F. 1990. Effects on carbon storage of conversion of old-growth forests to young forests. *Science* 247:699-702.
- Lewis, K.J. 1997. Growth reduction in spruce infected by *Inonotus tomentosus* in central British Columbia. *Can. J. For. Res.* 27:1669-1674.
- Lewis, K.J. and Lindgren, B.S. 1999. Influence of decay fungi on species composition and size class structure in mature *Picea glauca* and *Abies lasiocarpa* in sub-boreal forests of central B.C. *For. Ecol. Manage.* 123:135-143.
- Lewis, K.J. and Lindgren, B.S. 2000. A conceptual model of biotic disturbance ecology in the central interior of B.C. How forest management can turn Dr. Jekyll into Mr. Hyde. *For. Chron.* 76(3):433-443.
- Manion, P.D. and Griffin, D.H. 2001. Large landscape scale analysis of tree death in the Adirondack Park, New York. *For. Sci.* 47(4):542-549.
- Meades, W.J. and Moores, L. 1989. Forest site classification manual: A field guide to the Damman forest types in Newfoundland. Canada–Newfoundland Forest Research and Development Agreement, FRDA Rep. 003.
- Morrison, D.J. and Mallett, K. 1996. Silvicultural management of Armillaria root disease in western Canadian forests. *Can. J. Plant Pathol.* 18:194-199.
- Morrison, D.J., Merler, H. and Norris, D. 1992. Detection, recognition and management of *Armillaria* and *Phellinus* root diseases in the southern interior of British Columbia. Canada–British Columbia Partnership Agreement on Forest Research and Development, FRDA Rep. 179.
- Morrison, D.J. and Pellow, K. 1994. Development of Armillaria root disease in a 25-year-old Douglas-fir plantation. Pages 560-571 in *Proceedings of the 8th International Conference on Root and Butt Rots*, Aug. 9-16, 1993, Wik, Sweden, and Haikko, Finland.
- Morrison, D.J., Pellow, K.W., Norris, D.J. and Nemec, A.F.L. 2000. Visible versus actual incidence of Armillaria root disease in juvenile coniferous stands in the southern interior of British Columbia. *Can. J. For. Res.* 30:405-414.
- Morrison, D.J., Pellow, K.W., Nemec, A.F.L., Norris, D.J. and Semenov, P. 2001. The effects of partial cutting on the epidemiology of Armillaria root disease in the southern interior of British Columbia. *Can. J. For. Res.* 31:59-70.
- Parker, W.C., Colombo, S.J., Cherry, M.L., Flannigan, M.D. et al. 2000. Third millennium forestry. What climate change might mean to forests and forest management in Ontario. *For. Chron.* 76(3):445-463.
- Peters, R.L. 1992. *Global Warming and Biological Diversity*. Yale University Press, New Haven.
- Redfern, D.B. and Filip, G.M. 1991. Inoculum and Infection. Pages 48-61 in *Armillaria Root Disease*. Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.
- Rizzo, D.M. and Harrington, T.C. 1988. Root movement and root damage of red spruce and balsam fir on subalpine sites in the White Mountains, New Hampshire. *Can. J. For. Res.* 18:991-1001.
- Shaw, C.G., Stage, A.R. and McNamee, P. 1991. Pages 150-156 in *Armillaria Root Disease*. Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.
- Thies, W.G. 2001. Root diseases in Eastern Oregon and Washington. *Northwest Sci.* 75:38-45.

- Wargo, P.M. and Harrington, T.C. 1991. Host Stress and Susceptibility. Pages 88-101 *in* Armillaria Root Disease. Ed. C.G. Shaw and G.A. Kile. USDA For. Serv. Agric. Handbook No. 691.
- Warren, G.R., English, B., Swift, E. and Wiseman, P. 2003. Root disease damage in treated second-growth conifer stands. Poster. XII World Forestry Congress, Quebec City, Sept. 18-22, 2003.
- Warren, G.R. and English, B. 2003. Root and butt rots in semi-mature pre-commercially thinned stands of balsam fir in Newfoundland. Pages 413-418 *in* Proceedings of the 10th International Conference on Root and Butt Rots, Sept. 16-22, 2001, Quebec City, Canada. Can. For. Serv., Info Rep. LAU-X-126.
- Whitney, R.D. 1976. Root rot of spruces and balsam fir in northwestern Ontario. I. Damage and implications for forest management. Can. For. Serv., Info Rep. O-X-241. 49 p.
- Whitney, R.D. 1977. *Polyporus tomentosus* root rot of conifers. Can. For. Serv., GLFC For. Tech. Rep. 18. 12 p.
- Whitney, R.D. 1988. The Hidden Enemy: Root rot technology transfer. Can. For. Serv., Sault Ste. Marie, Ont. 35 p.
- Whitney, R.D. 1989. Root rot damage in naturally regenerated stands of spruce and balsam fir in Ontario. Can. J. For. Res. 19:295-308.
- Worrall, J.J. and Harrington, T.C. 1988. Etiology of canopy gaps in spruce-fir forests at Crawford Notch, New Hampshire. Can. J. For. Res. 18:1463-1469.

Synthesis of the Discussions

Effects of climate change on disturbances

National scale

- Periodically stepping back and regaining perspective on the national scale picture is really important. Everybody knows about the fires of summer 2003 in British Columbia because they burned down 350 houses, some of them being \$500,000 or more lakefront properties. The total area burned in British Columbia was 250,000 hectares out of 60 million hectares of forest area. This means there were 59 million and some hectares left, most of which taking up carbon. We lost carbon from 250,000 hectares but there was a very large proportion of the remaining 59 million hectares that still acted as carbon sinks during that period.
- One of the key questions we need to answer is whether or not global warming and global change has the ability to synchronize insect outbreak cycles across the continental scale. We could end up having pine beetle, forest tent caterpillar, jack pine budworm and spruce budworm outbreaks all at the same time. This could be a lot more disconcerting than having a few outbreaks flaring up here and there at a few years interval.

Asymmetry in risk of disturbance

- We have been arguing over the last few years on the issue of asymmetry of risk. In order to get Canadian forests to grow to maturity, 80 to 100 years of conditions that are conducive to good forest growth are needed. But we only need one severe drought, one ice storm, one fire event, or one insect outbreak for it to fail. As we progress towards a future with a changing environment, we understand that the distribution of the vegetation in today's landscape reflects the history of climate. In a future with changing climate, vegetation conditions are going to be progressively maladapted, which means that plants will be more stressed to the new climate. If we combine increasingly maladapted trees and forest ecosystems with the potential of increases in fires and insect outbreaks, it is very clear that the risk is asymmetrical.

Differences in observations

- How do we resolve the differences in observations when quantifying the effects of climate change on biomass production? It depends on which indicator we are looking at. If we look at the area affected, insects clearly affect a much larger area than either fire or harvesting. If we look at the volume killed or removed from the system, harvesting is clearly the most important indicator. Additionally, entomologists tend to look at growth reduction as a volume loss so that the fact that growth has not materialized is considered a growth loss, whereas fire specialists will look at the stand that was killed and the volume that was lost. The same goes for harvesting. Growth that has not materialized due to a defoliation event is sometimes skewering statistics on the impact of insects.

Interactions between disturbances

- An element that was not tackle is the interaction between fire and insects. For a lot of stands, if fire does not get to it, insects will. We talked about whether fire follows insects or insects follow fire, but something will hit the stand at some point. It could also be a disease, and some of these disturbances can be complementary.

- It was definitely an oversight not to include somebody who would speak of the large-scale dynamics of tree diseases in general. Diseases or root diseases were not considered as having an important impact in this workshop. Climate change will have impacts on moisture stress and droughts, which are the prime environmental factors that are going to increase susceptibility to some diseases.
- In British Columbia, root diseases are a quite serious problem and are widely spread. The impact of root diseases on growth and yield of an average stand probably outweighs both fire and insects. Fire and insects are more or less periodic, whereas root diseases are essentially perpetual. Root diseases probably contribute to a lot of insect infestations and are responsible for tree mortality and windthrow, which increases coarse woody debris accumulations in a stand, which also increases fire hazard.

Positive or negative impact of climate change

- We cannot irrefutably say that insect outbreaks will be either more frequent or more severe with climate change. When talking about an insect outbreak, a number of characteristics of that outbreak will determine what the impact is going to be: when does it occur, how long does it last and how severe is it? It is not clear yet whether we are going to see a negative or a positive impact of climate change when we add up all of the influences of duration and severity across the landscape on all of the different forest compositions.

Calculating carbon balance

- Two types of uncertainties can be conceptually distinguished when quantifying carbon balance. The first type of uncertainty is related to inventory, growth and yield data, and the processes described in the models. The original, national scale analyses were made using old inventory data, but very hard work is being done right now with all of the provinces and territories on trying to obtain better data. For example, in British Columbia, higher resolution analyses were done with more recent inventory data, and in some selected provinces such as Quebec, more detailed provincial inventory, growth, and yield data will be used. Over the next couple of years, there should be significant progress towards reducing this type of uncertainty by incorporating the best available data. All uncertainties cannot be eliminated; we will just reduce them relatively to the previous analyses. The second type of uncertainty is related to the inherent unpredictability of future disturbances. It is not possible to predict today or even in 2006 what the fire season of 2010 is going to be like. With insects, it may be a little easier for some species because of their cyclical behaviour. Depending on forest conditions and on where we are in the cycle, we can at least assign probabilities on the kind of outbreak we might observe in the next three to ten years, which is the time period we are really concerned about.
- We are also working with insect and fire communities across Canada to develop regional probability distributions of the likelihood of fires, for instance. For a particular region, we will have a probability distribution of the average area burned as well as the high and low years. Then we can basically run the model for a large number of scenarios. If we assume a mean of a hundred hectares burned and certain characteristics of the distribution around that mean, we can obtain a resulting carbon sink or source associated with the distribution. However, there is the concern that people inherently have difficulty thinking about probabilities. Therefore, communicating to a negotiating audience or to politicians is going to be an educational process.

- As we get closer to the commitment period of 2008 to 2012, we are going to have more information. Some of the uncertainty actually lessens as we get closer to the commitment period.
- Obviously, we cannot predict with certainty what is going to happen in a few years. With fires, we have a mean expectation of a given number of fires for a given area, and uncertainty associated to that. But with insects, we can have huge outbreaks at some times, with enormous populations, and then a few years later, absolutely none. If the uncertainty is associated with the occurrence of the next outbreak and we are interested in predicting carbon source vs. sink for a finite period of time, for example 2008 to 2012, what would be the effect if we are off in our prediction of the beginning of the outbreak by only one or two years? It depends on the magnitude of the outbreak and its impact. Therefore, we need to understand that we are dealing with a very large system in which numerous different processes are interacting.
- Forests are often considered, particularly in the energy sector, as a way to get the carbon that is emitted from fossil fuel out of the atmosphere. That is not how we should look at this issue. We should first and foremost understand what we are doing with forests. Land use decision in itself contributes to the release of carbon in the atmosphere. We must be aware that when we have deforestation events, when we clear land to grow agriculture, to build industrial infrastructures or golf courses, it has an impact on the atmosphere. But we can change those land use decisions: we can replant those abandoned agricultural sites with trees and take active measures on the deforestation and afforestation fronts to influence the carbon balance. Once the Kyoto Protocol comes into effect, we will have to account for carbon stock changes associated with land users.
- The accounting of carbon stock changes in managed forests is optional and has yet to be decided on. If we do choose to account for carbon stock changes, to what extent do we have control through our forest management activities? We need to understand these issues better.
- We have to look at the forests of Canada, the 400 and some million hectares, as a whole. The fires in the north, well beyond managed areas, may increase and we need to understand how these fires will influence the global climate system and provide further feedback to global warming.

Management strategies

Improving fire and insect control systems

- Fire control and management has always been separated from insect management. Carbon is never brought into this equation, yet that does not seem to be a very difficult thing to do. We should look at both insect and fire management together. Basically, if we decide to spend a lot of money on fighting fire or controlling it, we should try to figure out how much we are going to gain from it in terms of storing carbon. The same goes for insect control. It will take a major commitment to actually build the required infrastructure.
- Forests will more likely be victims than saviours in this game. If we believe in what is supposed to happen with climate change, we will become more worried about adapting and mitigating those effects just because of fire than about the carbon rule. If we have

much dryer summers, we will be spending more efforts trying to protect lives, property and timber.

- This increase in fire and the need for suppression or protection is going to cost a lot of money. And then, trying to save carbon is also going to be expensive.
- What would be the net effect if we had the ability or willingness to control the next spruce budworm outbreak? If we took the initiative or chose to control the next spruce budworm outbreak much more aggressively than the last one, thereby saving carbon, it would presumably be by way of insecticide. Some worry about the increased emissions from all the aircraft, the production of the chemicals being sprayed and their transport up to the aircraft infrastructure. However, analyses show that all the extra emissions due to control efforts are quite trivial in terms of the actual amount that we would be saving in terms of carbon and forest.
- We may have as many fires as we had in the past but we have fewer big fires. We should keep on with our fire suppression activities as best we can because chances are we are going to do a pretty good job. As far as insects go, we do not control or manage insect populations. We keep areas of forests green until we are able to harvest some or use them or let them go their way. We hold on as best we can to some areas of forests that we have an interest in until the outbreak is gone. So we do not have tools to manage the insect world.

Other options

- We must understand that fighting insects or fire is not the only available option. We have to determine what to do with the timber that is killed and how we can influence the regrowth of the next stand. Hence, choices of salvage logging and regeneration strategies can have a big impact and can be beneficial for carbon balance.
- When we think of fire ignition, weather and fuel are the key elements. Climate change is a problem we have little control over, so we have ignition and fuels to work with. We can make some progress on both of these elements, and these elements are being incorporated in management planning at this point. There are basically two philosophies depending on what the land base looks like. One possibility applies when we have a small land base. In the forest harvesting scheduling, we can build a landscape that is less conducive to fire growth. These are often called fire smart landscapes. Another possibility, if the landscape is very big, is that a company might only be able to manage 50% of the territory because the other 50% is non-productive. People can look at spreading the risk on their landscape as a way of saying, "if a fire comes in there, well, what are we going to lose?"

Sustainable forest management

- Can we still make sustainable forest management if we suppose there will be an increase in forest fires and insect outbreaks?
- There seems to be a trend in looking at actual disturbances more explicitly in long-term forest management projections. In British Columbia, in the past, very simplifying assumptions about natural disturbances were being made. Basically, there was an assessment of how much volume was being lost and that was subtracted as a constant, even though projections were being made for 300 to 400 years in the future. Looking over 300 to 400 years is good but we need to make decisions about what we are going

to do in the near future. The current trend is to bring in more questions and assessing the effects of uncertainty in the variability aspects in terms of fluctuations, but also the effects of changing conditions that may be resulting from climate change. Whether or not forestry can be sustainable in the long term is a separate question from the process. We need to incorporate those variables and uncertainties in sustainable forest management planning and be clear about what the objectives are, so we can find plans that are most likely to achieve those objectives.

- The question of sustainable forest management and incorporating climate change is a really important one because climate obviously plays a key role. And some of the things we have been looking at in terms of adaptation are risk management strategies and how to incorporate them into forest management. One of the biggest challenges is going to be forest management policy. Finding ways to change policies to allow adaptation to occur is a challenge because it is a process very different from the regulated processes we have had in the past.

Example of management policy change in British Columbia

- Some things have explicitly changed in British Columbia as a result of pilot studies. We used more simulation-based approaches that can handle disturbance and uncertainty directly in assessing timber supply and allowable harvest levels. Decision makers realize the risks because they have to make decisions that stand up to a lot of scrutiny from companies. There has been enough evidence now that these decision makers are convinced of the need for adaptation.

Understanding the basics

- We also really need to engage forest managers in terms of management plans. Forest managers have a lot of ability in pushing things in one direction or another, and they just need to know clearly which way to push them. We would be glad to tell people how and in what direction we should push ecosystems if we understood how they worked. First, we have to deal with the fundamentals of how disturbances function in the absence or presence of climate change. It will be hard to give prescriptions until we fully understand how these things work and that is why we need basic research on insects, insect ecology, fire ecology, and fire behaviour.

Models and climate indicators

- Are the currently built models good in predicting lightning occurrence? This type of data can be quite difficult to obtain. Although we might be able to describe thunderstorm activity, there probably will not be statistics about lightning strikes anytime soon. We may have some kind of vague probability on the instability of the atmosphere but convection is probably the most difficult thing to simulate in weather models.
- How comfortable are we in stating that increased temperatures lead to increased convection? It actually depends on the region. In certain regions of the globe, in Quebec for example, increased temperature usually means increased thunderstorm activity. However, for the Prairies, at some point during summer, no more water and humidity are available from the ground to create convective clouds and that actually stops convection.

List of Attendees

No enr.	Nom / Name	Organisation / Organization	Courriel / E-mail
1	Adams, Greg	J.D. Irving Limited	adams.greg@jdirving.com
2	Amiro, Brian	NRCan – CFS Northern Forestry Centre	brian.amiro@nrca.gc.ca
3	Banfield, Ed	NRCan – CFS Northern Forestry Centre	edbanfield.@nrca.gc.ca
4	Beaudoin, André	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	abeaudoin.cfl.forestry.ca
5	Belleau, Pierre	Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent	pierre-belleau@fmodbsl.qc.ca
6	Bernier, Pierre Y.	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	pbernier@nrca.gc.ca
7	Berthiaume, Richard	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rberthiaume@cfl.forestry.ca
8	Bigras, Francine	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	fbigras@nrca.gc.ca
9	Boisseau, Gaétane	WWF - CANADA	gboisseau@wwfcanada.org
10	Bothwell, Peter	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	pbothwel@nrca.gc.ca
11	Bourque, Alain	Ouranos - Consortium sur les changements climatiques	bourque.alain@ouranos.ca
12	Boutin, Robert	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rboutin@cfl.forestry.ca
13	Brouillette, Paul	RNQ RSD	
14	Butt, Gordon	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	gobutt@nrca.gc.ca
15	Campagna, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs - Québec	michel.campagna@mnrnf.gouv.qc.ca
16	Campbell, Elisabeth	Groupe de recherche en écologie forestière - UQAM	elizabeth.campbell@sympatico.ca
17	Candau, Jean-Noël	Ontario Forest Research Institute - Ontario Ministry of Natural Resources	jean-noel.candau@mnr.gov.on.ca
18	Chabot, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs - Québec	michel.chabot@mnrnf.gouv.qc.ca
19	Cooke, Barry J.	NRCan - CFS Laurentian Forestry Centre	bcooke@cfl.forestry.ca
20	Cyr, Dominic	UQAM	dominic_cyr@videotron.ca
21	De Grandpré, Louis	RNCan – SCF Centre de foresterie des Laurentides	ldegrandpre@cfl.forestry.ca
22	Denneler, Bernhard	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue	bernhard.denneler@uqat.ca
23	DesRochers, Pierre	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	pidesroc@nrca.gc.ca
24	Didion, Marcus	Simon Fraser University - Burnaby, BC	
25	Drever, Ronnie	GREFi, UQAM	drever.charles_ronald@courrier.uqam.ca
26	Fall, Andrew	Simon Fraser University - Burnaby, BC	fall@cs.sfu.ca

27	Fleming, Rich	NRCan - CFS Great Lakes Forestry Centre	rfleming@nrca.gc.ca
28	Fortin, Julie	Ressources naturelles, Faune et Parcs - Québec	julie.fortin@mrnfp.gouv.qc.ca
29	Gauthier, Sylvie	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	sgauthier@nrca.gc.ca
30	Gray, David	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	david.gray@nrca.gc.ca
31	Grodya Dhechuvi, Dieudonné	UQAM	grodyasca@uqam.ca
32	Guindon, Luc	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	lguindon@cfl.forestry.ca
33	Guo, Jing	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	jguo@cfl.forestry.ca
34	Hébert, Christian	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	chebert@cfl.forestry.ca
35	Hirsh, Kelvin	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	khirsh@nrca.gc.ca
36	Houle, Daniel	Ouranos - Ressources naturelles, Faune et Parcs	houle.daniel@ouranos.ca
37	Huot, Michel	Ressources naturelles, Faune et Parcs – Québec	michel.huot@mrnfp.gouv.qc.ca
38	James, Patrik	Voft	pat-james@hotmail.com
39	Kull, Stephen	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	skull@nrca.gc.ca
40	Kurz, Werner A.	NRCan - CFS Pacific Forestry Centre	wkurz@nrca.gc.ca
41	Larouche, Jacques	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	jlrouche@cfl.forestry.ca
42	Lavallée, Robert	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	rlavallee@cfl.forestry.ca
43	Leduc, Alain	GREFi, UQAM	r13064@er.uqam.ca
44	Lefebvre, François	Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU)	flefebvre@sopfeu.qc.ca
45	Li, Chao	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	chao.li@nrca.gc.ca
46	Lo, Ernest	GREFi, UQAM	c1344@er.uqam.ca
47	MacFarlane, Derek	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	dmacfarl@nrca.gc.ca
48	Masabo, Munyonge Abwe Wa	Université du Nouveau-Brunswick	ema8961@umce.ca
49	McKinnon, Greg	NRCan - CFS Northern Forestry Centre	gmckinno@nrca.gc.ca
50	Mc Alpine, Rob	Ontario Ministry of Natural Resources	Rob.mcalpine@mnr.on.gc.ca
51	Moranville, Denise	Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM)	d.moranville@sopfim.qc.ca
52	Ouellet, Denis	RNCan - SCF Centre de foresterie des Laurentides	douellet@cfl.forestry.ca
53	Park, Andrew	GREFi, UQAM	anditopark@hotmail.com
54	Patterson, Dave	Alberta Department of Sustainable Resources Development	dave.patterson@gov.ab.ca

55	Porter, Kevin	NRCan - CFS Atlantic Forestry Centre	kporter@nrca.gc.ca
56	Raulier, Frédéric	RNCa - SCF Centre de foresterie des Laurentides	fraulier@nrca.gc.ca
57	Royer, Lucie	NRCa - CFS Atlantic Forestry Centre	lroyer@nrca.gc.ca
58	Simard, Martin	RNCa - SCF et UQAT	masimard@cfl.forestry.ca
59	Tymbtra, Cordy		
60	Véga, Cédric	Université du Québec à Montréal	cedric.vega@free.fr
61	Vujanovic, Vladimir	Université de Montréal	vujanovv@magellan.umontreal.ca
62	Warren, Gary	NRCa - CFS Atlantic Forestry Centre	gwarren@nrca.gc.ca