ACTES DU COLLOQUE

Les feux de forêt : science et défis d'aménagement

23-24 mars 2011

Saint-Félicien

Ressources naturelles Canada
Natural Resources Canada
Canada

Forêt modèle du Lac-Saint-Jean

Québec
Avec la participation du :
• Bureau du forestier en chef
• Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

UQAC
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

FIOR

Organisateurs du colloque :

- Ressources naturelles Canada – Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
- Bureau du forestier en chef
- Université du Québec à Chicoutimi
- Consortium de recherche iFor
- Forêt modèle du Lac-Saint-Jean

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2011
Numéro de catalogue : Fo114-12/2011F-PDF
ISBN : 978-1-100-97109-4

Table des matières

Avertissement au lecteur 2
Mot du comité organisateur 3
Programme 5
Biographies des conférenciers 8

Mise en contexte

1 *50 ans et toujours dans le feu de l'action !*
ᘓ Christian HÉBERT 17

2 *Feux de forêt et changement climatique*
ᘓ Martin GIRARDIN 27

3 *Survol des travaux et des besoins pour la Société de protection des forêts contre le feu*
ᘓ Mario GAGNON 32

Biodiversité

4 *Colonisation des brûlis par les espèces saproxyliques en forêt boréale*
ᘓ Yan BOULANGER 38

5 *Sélection d'habitat et interactions de la faune dans les forêts brûlées ; où sont les points chauds ?*
ᘓ Pierre DRAPEAU 46

6 *Impacts de la coupe de récupération sur la diversité entomologique associée aux brûlis*
ᘓ Jonathan BOUCHER 55

7 *Impact de la récupération sur la diversité des oiseaux en forêt d'épinettes noires*
ᘓ Jacques IBARZABAL 63

Dégradation du bois

8 *Impact économique de la dégradation des bois affectés par le feu*
ᘓ Michel CHABOT 70

9 *Peut-on prédire les dommages des perceurs du bois chez les arbres tués par le feu ?*
ᘓ Richard BERTHIAUME 84

10 *Développement d'un modèle de prédiction des dommages des larves de longicornes dans le bois récemment brûlé en forêt boréale*
ᘓ Sébastien BÉLANGER 91

Régénération après feu

11 *Le boisement des landes à lichens et la gestion des puits de carbone forestier : comment intégrer les feux?*
ꕥ Jean-François BOUCHER et Xavier CAVARD 97

12 *Régénération naturelle et coupe de récupération*
ꕥ Sylvie GAUTHIER 105

13 *La gestion du feu à Parcs Canada. L'exemple du parc national du Canada de la Mauricie*
ꕥ Michel THÉRIAULT 113

Aménagement

14 *Comment tenir compte des risques de feu dans le calcul de possibilité forestière*
ꕥ Alain LEDUC 125

15 *La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique*
ꕥ Stéphane DÉRY 129

16 *Récupération des bois brûlés : point de vue opérationnel*
ꕥ François LEVESQUE 136

Autres textes

17 *Le bois brûlé et l'industrie. Le cas de Produits forestiers ARBEC*
ꕥ Sylvain GOULET 139

18 *Impact des brûlages dirigés sur la régénération du pin blanc et la diversité entomologique*
ꕥ Éric DOMAINE 141

19 *Séance plénière* 149

20 *Panel* 158

21 *Liste des participants* 166

AVERTISSEMENT AU LECTEUR

Les textes présentés ci-après n'engagent que la responsabilité de leurs auteurs.

Mot du comité organisateur

Le colloque *Les feux de forêt : science et défis d'aménagement* a été organisé conjointement par Ressources naturelles Canada, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, le Bureau du forestier en chef, l'Université du Québec à Chicoutimi, le Consortium de recherche iFor et la Forêt modèle du Lac-Saint-Jean. Il fait suite au colloque *Les insectes et le feu* tenu le 11 février 2010 à Québec, au Centre de foresterie des Laurentides du Service canadien des forêts à l'occasion de son 50e anniversaire. Le succès de l'événement a incité les organisateurs à le reprendre dans une région à vocation forestière soit le Saguenay–Lac-Saint-Jean.

Le comité organisateur de ce colloque est fier de pouvoir offrir un programme substantiel. Les présentations d'une quinzaine de conférenciers provenant notamment des milieux gouvernementaux, universitaires et industriels aborderont quatre grands thèmes : la biodiversité, la dégradation du bois, la régénération après feu et l'aménagement. Une séance de présentation d'affiches figurera également au programme.

Le programme a été conçu pour encourager les échanges entre les participants et ainsi favoriser un rapprochement entre les chercheurs et les praticiens. La séance plénière contribuera particulièrement à atteindre cet objectif.

Plusieurs personnes ont prêté main forte au comité organisateur pour réaliser ce colloque. Elles méritent toute notre gratitude.

Le comité organisateur

Clermont Belzile, Pierre Godbout, Christian Hébert et Aude Tousignant	Ressources naturelles Canada
René Turgeon	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Antoine Nappi	Bureau du forestier en chef
Jacques Ibarzabal	Université du Québec à Chicoutimi
Richard Berthiaume	Consortium de recherche iFor
Emmanuelle Girard	Forêt modèle du Lac-Saint-Jean

Contexte

Avec la réduction de la possibilité forestière, la récupération accrue des bois brûlés devient une mesure contribuant à maintenir l'approvisionnement en matière ligneuse. Cependant, la récupération entraîne plusieurs défis à relever. D'une part, la valeur commerciale des arbres brûlés diminue rapidement en raison de leur colonisation par les longicornes. D'autre part, les forêts récemment brûlées abritent des communautés fauniques et végétales qui peuvent être sensibles aux effets de la récolte après feu. Cette récolte peut aussi influencer l'établissement de la régénération naturelle et ainsi la productivité future de la forêt. Dans un contexte d'aménagement écosystémique, il importe de définir des approches de récupération permettant de concilier leur rentabilité et le maintien des fonctions essentielles de ces écosystèmes.

Objectifs

- Partager les connaissances scientifiques les plus récentes sur le feu dans un contexte d'aménagement écosystémique.
- Intégrer ces connaissances en favorisant un dialogue entre les praticiens et les chercheurs.
- Identifier les besoins de recherche.

Clientèles visées

- Les gestionnaires.
- Les aménagistes.
- Le milieu académique et les étudiants.
- Les organismes de conservation.
- Les communautés autochtones.
- Toute personne intéressée par l'aménagement durable des forêts.

Programme

23 MARS 2011

12 h 30 Inscription

Mise en contexte (modérateur : Antoine Nappi)

13 h Mot de bienvenue de Bernard GÉNÉREUX, préfet de la MRC Domaine-du-Roy

13 h 15 *50 ans et toujours dans le feu de l'action !*
Christian HÉBERT, Ressources naturelles Canada

13 h 45 *Feux de forêt et changement climatique*
Martin GIRARDIN, Ressources naturelles Canada

14 h 05 *Survol des travaux et des besoins pour la Société de protection des forêts contre le feu*
Mario GAGNON, Société de protection des forêts contre le feu

Biodiversité (modérateur : Christian Hébert)

14 h 25 *Colonisation des brûlis par les espèces saproxyliques en forêt boréale*
Yan BOULANGER, Ressources naturelles Canada

14 h 45 *Sélection d'habitat et interactions de la faune dans les forêts brûlées ; où sont les points chauds ?*
Pierre DRAPEAU, Université du Québec à Montréal

15 h 05 Pause

15 h 25 *Impact de la coupe de récupération sur la diversité entomologique associée aux brûlis*
Jonathan BOUCHER, Université du Québec à Chicoutimi-Consortium de recherche sur les insectes forestiers

15 h 45 *Impact de la récupération sur la diversité des oiseaux en forêt d'épinettes noires*
Jacques IBARZABAL, Université du Québec à Chicoutimi-Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale, Consortium de recherche sur les insectes forestiers

Dégradation du bois (modérateur : Jacques Ibarzabal)

16 h 05 *Impact économique de la dégradation des bois affectés par le feu*
Michel CHABOT, ingénieur forestier

16 h 25 *Peut-on prédire les dommages des perceurs du bois chez les arbres tués par le feu ?*
Richard BERTHIAUME, Université Laval-Consortium de recherche sur les insectes forestiers

16 h 45 *Développement d'un modèle de prédiction des dommages des larves de longicornes dans le bois récemment brûlé en forêt boréale*
Sébastien BÉLANGER, Université Laval-Consortium de recherche sur les insectes forestiers

17 h 05 Séance de présentation d'affiches et cocktail dînatoire

---

24 MARS 2011

Régénération après feu (modérateur : Vincent Roy)

8 h 00 *Le boisement des landes à lichens et la gestion des puits de carbone forestier : comment intégrer les feux ?*
Jean-François BOUCHER et Xavier CAVARD, Université du Québec à Chicoutimi

8 h 20 *Régénération naturelle et coupe de récupération*
Sylvie GAUTHIER, Ressources naturelles Canada

8 h 40 *La gestion du feu à Parcs Canada. L'exemple du parc national du Canada de la Mauricie*
Michel THÉRIAULT, Parcs Canada

Aménagement (modérateur : René Turgeon)

9 h 00 *Comment tenir compte des risques de feu dans le calcul de possibilité forestière*
Alain LEDUC, Université du Québec à Montréal

9 h 20 Pause

9 h 40 *La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique*
Stéphane DÉRY, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

10 h 00 *Récupération des bois brûlés : point de vue opérationnel*
François LEVESQUE, AbitibiBowater

Séance plénière (modérateur : Antoine Nappi)

10 h 30 Table ronde sur l'intégration des connaissances scientifiques en aménagement et l'identification des principaux besoins en recherche

11 h 20 Panel

11 h 50 Mot de la fin
Vincent ROY, Ressources naturelles Canada

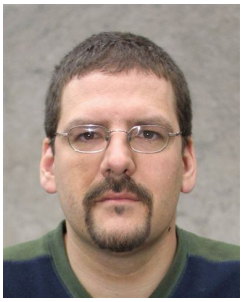
12 h 00 Fin du colloque

Biographies des conférenciers

Sébastien Bélanger

Sébastien Bélanger a terminé sa technique en écologie appliquée au Cégep de La Pocatière en 2000. Après avoir travaillé quelque temps comme technicien de la faune dans le domaine aquatique, il décide de faire un retour aux études en biologie à l'Université Laval. Devenu biologiste en 2007, il complète actuellement une maîtrise sur le développement d'un modèle prévisionnel des dommages causés par les larves de longicornes dans le bois brûlé en forêt boréale sous la supervision de son directeur, Éric Bauce, et de Christian Hébert, de Bernard Long et de Richard Berthiaume comme codirecteurs.

Richard Berthiaume



Richard Berthiaume a obtenu un baccalauréat en biologie à l'Université du Québec à Rimouski en 1995. Par la suite, en 1998, il a fait une maîtrise sous la direction de Conrad Cloutier du Département de biologie de l'Université Laval et de Christian Hébert du Service canadien des forêts. En 2007, il a terminé son doctorat au Département de foresterie de l'Université Laval sous la direction d'Éric Bauce et de Christian Hébert du Service canadien des forêts. Ses travaux de recherche portaient sur l'écologie évolutive des populations d'arpenteuse de la pruche. Il a par la suite effectué un stage postdoctoral durant lequel il a contribué à la mise sur pied du consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor). Il est l'auteur d'une quinzaine de publications scientifiques. Il est, depuis 2007, professeur associé au Département de foresterie de l'Université Laval où il enseigne et codirige des étudiants diplômés. Il est également le coordonnateur du consortium de recherche iFor depuis la même année.

Jean-François Boucher

Biologiste (UQAC) depuis 1993, il a complété une maîtrise en 1997 puis un doctorat en 2002 en sciences forestières (U. Laval). Son principal champ d'expertise est l'écophysiologie de la régénération forestière en contexte sylvicole. De retour dans sa région d'origine pour entreprendre des études postdoctorales en 2002 à l'UQAC en tant que chercheur-boursier industriel du CRSNG, il initia des travaux de recherche sur la remise en production des pessières à lichens de la forêt boréale dans l'équipe du professeur Daniel Lord. Depuis 2005, il collabore avec notamment les professeurs Claude Villeneuve et Daniel Lord pour mettre sur pied une équipe de recherche multidisciplinaire sur un tout nouveau créneau de recherche, unique au monde, portant sur la séquestration du carbone par le boisement des terrains dénudés boréaux. Professeur-associé à l'UQAC depuis 2007, il y enseigne la physiologie végétale depuis 2002 et collabore occasionnellement avec la Chaire en Éco-Conseil sur des dossiers reliés à la foresterie et à l'atténuation des GES par la séquestration biologique.

Jonathan Boucher

Jonathan Boucher est ingénieur forestier et diplômé de la Faculté de foresterie et de géomatique de l'Université Laval depuis 2008. Après avoir occupé un emploi étudiant au Centre de foresterie des Laurentides, il a commencé à s'intéresser grandement à l'entomologie forestière. Depuis, il a étudié l'effet des perturbations naturelles sur les communautés de coléoptères, en particulier durant sa maîtrise en ressources renouvelables à l'Université du Québec à Chicoutimi. Ses travaux concernaient l'incidence de la récupération après feu sur la diversité entomologique associée aux brûlis.

Yan Boulanger

Yan Boulanger a obtenu un baccalauréat en biologie de l'Université du Québec à Rimouski en 2002. Durant cette période, il s'est intéressé à l'historique des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). En 2005, sous la direction du Dr Luc Sirois à l'UQAR, il a terminé une maîtrise sur la succession des insectes saproxyliques et la décomposition des débris ligneux après un feu dans la région de la baie James. Ses travaux de recherche de doctorat, effectués sous la direction de Luc Sirois et de Christian Hébert du Centre de foresterie des Laurentides (CFL), portaient sur les patrons de colonisation des coléoptères saproxyliques pendant l'année du feu et sur les facteurs qui contrôlent la décomposition de la matière ligneuse à moyen terme après le feu. Présentement, il est chercheur postdoctoral sous la supervision de D^{re} Sylvie Gauthier du CFL et Dr Phil Burton du Pacific Forestry Center. Ses travaux actuels portent sur la zonation du régime de perturbations à l'échelle canadienne. Par ailleurs, ses travaux récents l'ont amené à travailler sur la dynamique de la TBE dans le Québec méridional. Depuis 2006, Yan Boulanger est président de l'entreprise Dendrolab (dont il est le cofondateur), un laboratoire spécialisé en datation de matériel ligneux par dendrochronologie.

Xavier Cavard

Après des études sur le fonctionnement et la modélisation des écosystèmes terrestres en France, Xavier Cavard s'est intéressé, dans le cadre de son doctorat en sciences de l'environnement, à la séquestration du carbone. Sous la direction de Yves Bergeron (UQAM-UQAT) et Han Chen (Lakehead University), il a étudié l'effet que pourrait avoir le mélange des essences forestières sur la séquestration, et ce, au niveau de la composante aérienne des peuplements. En tant que chercheur postdoctoral sous la supervision de Jean-François Boucher (UQAC), il travaille désormais à inclure les feux de forêt dans le bilan carbone des reboisements de pessières à lichens.

Michel Chabot

Michel Chabot a obtenu son diplôme d'ingénieur forestier de l'Université Laval au printemps 1973. Il est aussitôt entré à l'emploi du gouvernement du Québec où il a œuvré dans le domaine de la protection des forêts jusqu'en 2008. Il a touché aux diverses facettes du programme de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Il a contribué à développer et promouvoir une approche préventive dans le domaine de la protection contre les épidémies d'insectes. Il a participé à plusieurs dossiers dont la Stratégie de protection des forêts, le bilan du régime forestier, la crise du verglas, la détermination d'une limite nordique des forêts attribuables et la Commission Coulombe. Il a dirigé un comité chargé de définir des priorités en matière de protection des forêts contre le feu. Il a supporté le développement et l'utilisation d'une base de données géoréférencées des inventaires forestiers décennaux, laquelle est utilisée tant par les chercheurs que les praticiens. Il a aussi travaillé à la prise en compte des perturbations naturelles dans les calculs de possibilité. Par ailleurs, tout au long de sa carrière, il a étudié l'effet des perturbations sur la forêt et leurs conséquences sur les activités forestières.

Stéphane Déry

Stéphane Déry est biologiste à la Direction de l'environnement et de la protection des forêts du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Il s'occupe de dossiers touchant l'aménagement écosystémique des forêts. Il possède un baccalauréat en biologie de l'Université du Québec à Montréal et une maîtrise en sciences forestières de l'Université Laval.

Éric Domaine

Monsieur Domaine a terminé sa maîtrise au laboratoire d'aménagement intégré de la Faculté de foresterie de l'Université Laval à l'automne 2009. Ses travaux ont porté sur les impacts des brûlages dirigés sur la régénération du pin blanc et sur les communautés de coléoptères ; ils ont été réalisés en collaboration avec le laboratoire d'Écologie et Diversité des Insectes Forestiers du Centre de foresterie des Laurentides. Il travaille présentement à temps partiel pour BPH environnement, où il occupe un poste de chargé de projet en impacts environnementaux. Différents ministères provinciaux et fédéraux font également appel à lui sur une base contractuelle pour participer à des projets concernant les insectes en situation précaire. De 2003 à 2005, il a travaillé en collaboration avec Ressources naturelles Canada et Parcs Canada sur un projet de biodiversité des lépidoptères. Depuis janvier 2011, il a entrepris des études doctorales à l'Université Laval.

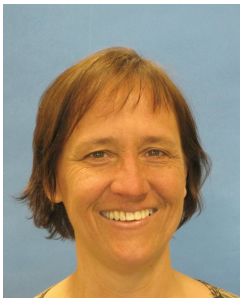
Pierre Drapeau

Depuis 2002, Pierre Drapeau est professeur en écologie de la conservation au département de Sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal. Il est codirecteur du Centre d'étude de la forêt (CEF) et directeur-adjoint de la chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable. Ses champs d'intérêt en recherche couvrent le domaine des relations faune–habitat, entre autres de l'effet de la structure des paysages sur la distribution de la faune, de la dynamique des populations fauniques dans les forêts récemment brûlées et de l'importance du bois mort comme attribut clé d'habitat pour la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers tempérés et boréaux. Dans une perspective appliquée, ses travaux portent sur l'intégration des connaissances sur la diversité biologique à l'aménagement des écosystèmes forestiers. Il est coéditeur de l'ouvrage *Aménagement écosystémique en forêt boréale* paru en 2008 aux Presses de l'Université du Québec (prix 2009 de la ministre de l'Éducation, du Loisir et du Sport).

Mario Gagnon

Mario Gagnon a obtenu son baccalauréat en biologie de l'Université du Québec à Chicoutimi. Depuis 33 ans, il travaille à la Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU) où il a occupé différents postes dont aéropointeur en chef. Il y est présentement contrôleur au centre régional de lutte à Roberval.

Sylvie Gauthier



D^{re} Gauthier est biologiste spécialisée en écologie. Elle a obtenu un baccalauréat (1983) et une maîtrise en écologie forestière (1985) de l'Université du Québec à Montréal. Elle a terminé son doctorat dans la même discipline à l'Université de Montréal en 1992. Elle a commencé à travailler au Service canadien des forêts en 1993, d'abord à l'Institut forestier national de Petawawa, puis au Centre de foresterie des Laurentides à Québec. Elle est professeure associée au Centre d'étude sur la forêt (CEF) où elle dirige des étudiants de 2e et 3e cycles et des stagiaires postdoctoraux. Auteure d'une soixantaine d'articles scientifiques, elle s'intéresse à la caractérisation des régimes de feux passés, présents et futurs dans l'est du Canada ainsi qu'aux effets des feux de forêts sur la dynamique des peuplements forestiers de la forêt boréale mixte et résineuse. De plus, grâce à ses connaissances, elle poursuit l'objectif d'élaborer des stratégies d'aménagement écosystémique. Elle a notamment dirigé la rédaction du livre *Aménagement écosystémique en forêt boréale,* paru en français (2008) et en anglais (2009).

Martin Girardin

Martin Girardin a obtenu une maîtrise en sciences biologiques de l'Université du Québec à Montréal en 2001 et un doctorat de l'University of Manitoba en 2005. Après ses études postdoctorales à l'Université Laval, il a été embauché comme chercheur scientifique au Service canadien des forêts en décembre 2005. Il a acquis une expertise dans plusieurs sous-disciplines de la modélisation climatique et de l'écologie forestière. Il est l'auteur de plus de 30 publications scientifiques, éditeur associé de la revue *International Journal of Wildland Fires* et professeur adjoint à deux universités, l'Université du Québec à Montréal et l'University of Winnipeg.

Sylvain Goulet

Diplômé en génie du bois de l'Université Laval en 2003, M. Goulet travaille depuis pour Produits forestiers Arbec, d'abord comme responsable de l'optimisation (2003-2004), puis comme contremaître de l'usine de sciage (2005-2006), directeur technique (2006-2007) et comme directeur de production (2008-2009). Depuis 2009, il est directeur des opérations de la scierie de Péribonka.

Christian Hébert

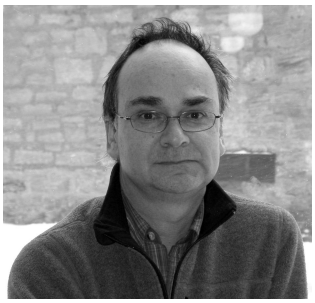
Après des études de baccalauréat en biologie et de maîtrise en sciences de l'environnement à l'Université du Québec à Trois-Rivières, le Dr Hébert a obtenu un Ph.D. en biologie de l'Université Laval en 1989. Sa thèse portait sur l'écologie des parasitoïdes de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. En 1990, il se joint au Centre de foresterie des Laurentides (CFL) du Service canadien des forêts où il dirige maintenant le laboratoire d'Écologie et diversité des insectes forestiers (ÉcoDIF). Avec son équipe, il y mène un programme de recherche sur l'écologie et le contrôle naturel de plusieurs espèces d'insectes ravageurs ainsi que sur l'impact des perturbations naturelles et anthropiques sur la

biodiversité en utilisant les insectes comme indicateurs. Ses travaux visent à améliorer les prévisions de dommages et à mieux comprendre les causes des infestations d'insectes ravageurs. Ses recherches sur la biodiversité portent surtout sur l'écologie des communautés d'insectes en forêt boréale, où il a développé un important programme de recherche sur les insectes associés au bois mort après feu. Il est membre du consortium iFor et professeur associé au sein de plusieurs universités (Laval, UQAR, UQAC) où il codirige les travaux de nombreux étudiants gradués.

Jacques Ibarzabal

Jacques Ibarzabal est professeur-chercheur à l'Université du Québec à Chicoutimi. Ornithologue de formation, il s'intéresse à la biocénose rencontrée dans les brûlis récents depuis 2003. Il cherche des solutions d'aménagement sylvicole qui assureraient le maintien des espèces pouvant dépendre de ce milieu et des communautés d'espèces jouant un rôle fonctionnel important dans cet écosystème.

Alain Leduc



Le Dr Alain Leduc est titulaire d'un doctorat en Science de l'Environnement de l'UQAM traitant de la biogéographie régionale. Il est rattaché au département de sciences biologiques de l'UQAM. Il est également membre de la Chaire CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable et membre du Centre d'Étude de la Forêt (CEF). Spécialiste de l'écologie du paysage, ces champs d'intérêt sont passablement variés mais ont en commun la compréhension des processus sous-jacents à la dynamique et à l'évolution du couvert forestier sur de vastes échelles de temps et d'espace. Au cours des dernières années, ses activités comprennent notamment la recherche de solutions novatrices en matière d'aménagement forestier durable.

François Levesque

François Levesque est présentement surintendant à l'analyse forestière pour AbitibiBowater Inc. (Forêt Lac Saint-Jean). Il est ingénieur forestier diplômé de l'Université de Moncton (1994). En 1997, il obtient une maîtrise en sciences forestières de l'Université Laval (1997) portant sur la dynamique des écosystèmes forestiers et le maintien de l'intégrité écologique. De 1997 à 1999, il participe à un projet de recherche impliquant la Direction de la recherche forestière (DRF), le ministère de l'Environnement (MENV) et Scierie Leduc (Division de Daishowa Inc.) portant sur le développement d'indicateurs d'aménagement forestier durable à partir des bases de données écoforestières et du cadre écologique. En 1999, il se joint à Produits Forestiers Donohue Inc. à titre d'analyste forestier à l'élaboration des divers plans généraux d'aménagement forestier et à la modélisation de la possibilité forestière. Au cours des 12 dernières années, il a aussi participé à la supervision de mandats de gestion en terres publiques, à l'élaboration d'indicateurs et de stratégies d'aménagement forestier durable (AFD) reliée aux certifications forestières (CSA, FSC), de même qu'à différents dossiers forestiers et d'analyses forestières en regard des activités et des engagements de l'entreprise.

Michel Thériault

M. Thériault a obtenu un diplôme en biologie (aménagement de la faune) à l'Université du Québec à Rimouski en 1989. Il a par la suite entrepris des études en ressources renouvelables (écologie forestière) à l'Université du Québec à Chicoutimi, qui ont été interrompues lorsqu'il est entré au service de Parcs Canada en 1991. Depuis, il poursuit sa carrière au sein de cet organisme, où il a surtout travaillé en conservation des écosystèmes, plus particulièrement en gestion de la végétation et du feu. Toujours en poste au parc national du Canada de la Mauricie, il est spécialiste en gestion du feu depuis 2005 et offre aussi des services à d'autres parcs et sites du réseau de Parcs Canada. Ses fonctions l'amènent à toucher à des aspects aussi variés que la recherche, la formation, la gestion active du feu (brûlage dirigé), la prévention et la suppression des incendies de forêt, etc.

1 50 ans et toujours dans le feu de l'action !

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

En 2010, nous célébrions le 50e anniversaire du Centre de foresterie des Laurentides. Pour bien vieillir, quoi de mieux que de rester dans le feu de l'action comme le CFL sait si bien le faire ? La formule est simple : s'entourer de précieux collaborateurs pour aborder de façon innovatrice les problèmes d'aujourd'hui. C'est à travers le prisme d'une telle équipe de recherche que j'œuvre depuis une dizaine d'années sur les feux de forêt, une équipe qui travaille sur l'écologie et la diversité des insectes forestiers (EcoDIF). Notre équipe collabore étroitement avec plusieurs autres équipes de recherche dont le consortium iFor, un consortium de recherche sur les insectes forestiers qui n'a que trois ans et dont je suis membre. Il s'agit d'un rassemblement de 14 chercheurs provenant de 11 institutions de l'est du Canada et dont les recherches visent à mettre en place des systèmes de gestion intégrée des ravageurs entomologiques dans un contexte de changements globaux. Le spectre d'intérêts de iFor est large puisqu'il couvre les insectes attaquant les vergers à graines jusqu'aux forêts matures, en passant par les problématiques de reboisement. J'y dirige un programme de recherche sur la gestion des insectes xylophages après feu.

Au fil des 50 dernières années, le CFL s'est ajusté aux nouvelles problématiques forestières. Traditionnellement, la recherche sur les insectes forestiers était orientée vers la répression des grands insectes défoliateurs comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Depuis le sommet de la Terre à Rio en 1992, on a fait une place de plus en plus grande à la recherche sur l'écologie et la diversité des insectes forestiers au SCF-CFL. On est donc passé d'une approche de répression à une approche plus holistique où on essaie de comprendre comment interagissent les différentes composantes des écosystèmes pour mieux gérer les problèmes. On reconnaît aussi le puissant rôle que peuvent avoir les insectes comme

indicateurs de l'état des forêts (4, 10, 8, 14[1]). Comme ils occupent à peu près toutes les niches écologiques imaginables, les insectes réagissent rapidement aux changements du milieu. Ils sont en quelque sorte un baromètre qui nous permet d'évaluer l'effet de l'aménagement forestier ou des perturbations naturelles sur le milieu. En fait, ils nous permettent d'avoir l'heure juste sur l'état du milieu.

En 1999, le CFL montrait de façon très concrète sa capacité d'adaptation aux nouvelles problématiques en inaugurant l'Insectarium René-Martineau. Ce dernier est devenu une infrastructure essentielle à la poursuite de nos recherches sur l'écologie et la diversité des insectes forestiers, et notre programme constitue un modèle dont nous sommes fiers. À l'hiver 2010, j'ai suggéré de tenir un colloque sur les insectes et le feu. Avec la quantité de projets qui venaient à terme sur la thématique des feux, c'était la chance inespérée de permettre aux étudiants et collaborateurs d'EcoDIF de présenter les travaux que nous réalisons depuis plus de 10 ans et d'essayer d'en faire une première synthèse. Après réflexions, on a décidé d'élargir la thématique pour inclure aussi d'autres recherches qui se font en rapport avec les feux au CFL ou au sein d'autres organisations. Ces recherches sont tout aussi importantes, surtout en rapport avec la mise en place de l'aménagement écosystémique en forêt brûlée et dans le contexte du changement climatique. On voulait aussi entendre les praticiens, ceux qui gèrent quotidiennement les problèmes résultant des activités de récolte d'arbres brûlés. L'idée était de faire le point sur ce qui s'est fait ou se fait actuellement, d'établir un dialogue et d'identifier les lacunes en connaissances. Nous souhaitons que cela serve à élaborer les futures priorités de recherche.

Notre programme de recherche sur les insectes et le feu s'est donc mis en branle en 2000, à la suite de l'invitation du Dr Pierre Drapeau de l'UQAM, pour étudier le feu qui avait ravagé le parc national des Grands-Jardins au printemps 2009. On n'avait alors aucune connaissance sur l'effet du feu sur la faune entomologique. L'intérêt initial était d'étudier « le longicorne », qui est en fait le longicorne noir, *Monochamus scutellatus scutellatus*, qui constitue une part importante du régime alimentaire du pic à dos noir, une espèce intimement associée aux brûlis (6). C'est donc une problématique de conservation qui nous a amenés à nous intéresser aux forêts brûlées. Michel St-Germain commençait une maîtrise sur les longicornes, mais il a tôt fait d'élargir le sujet à l'ensemble de la

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

faune entomologique tant l'effet du feu était important (9).

Ce premier projet a été réalisé avec un financement minimal provenant des différents membres de l'équipe, soit l'UQAM, le CFL, le MRNF, la Sépaq et le Service canadien de la faune. L'intérêt initial résidait dans l'impact potentiel que pourraient avoir les activités de récupération post-incendie sur la diversité biologique utilisant ces habitats. En Scandinavie, où l'efficacité de la suppression des feux est telle qu'une infime portion du territoire est brûlée annuellement, plusieurs espèces associées aux habitats brûlés se retrouvent sur la liste rouge des espèces en péril (12, 13, 3). Bien que les superficies récupérées augmentaient vers la fin des années 1990, elles ne touchaient qu'entre 15 % et 20 % des territoires brûlés. Cependant, les réductions récentes de la possibilité forestière et l'accessibilité accrue de la forêt avec le développement du réseau routier forestier, même dans le nord, augmentent la pression sur les brûlis (7). Ainsi, en 2005, une année record de feux, on rapportait que 92 % des volumes récoltés au Saguenay–Lac-Saint-Jean (région 02) provenaient de forêts brûlées (5). Cependant, l'étude détaillée de quatre brûlis récupérés dans la région 02 à la suite des feux de 2005 permet de constater que globalement, seulement 18,8 % des superficies incendiées avaient été récupérées, ce qui correspond aux chiffres avancés au début des années 2000 (2). Néanmoins, on constate une grande variabilité dans le pourcentage de récupération d'un brûlis à l'autre. Ainsi, les trois plus petits brûlis ont été récupérés à plus de 35 %. Par ailleurs, lorsqu'on considère seulement les peuplements de maturité commerciale (50 ans et plus), la récupération monte globalement à 39 % et dépasse même 63 % pour les pinèdes grises. Il apparaît donc qu'il pourrait être important d'incorporer aux plans spéciaux d'aménagement des forêts brûlées des éléments conservation de certaines strates forestières plus rares afin de mieux protéger la diversité biologique associée à ces milieux.

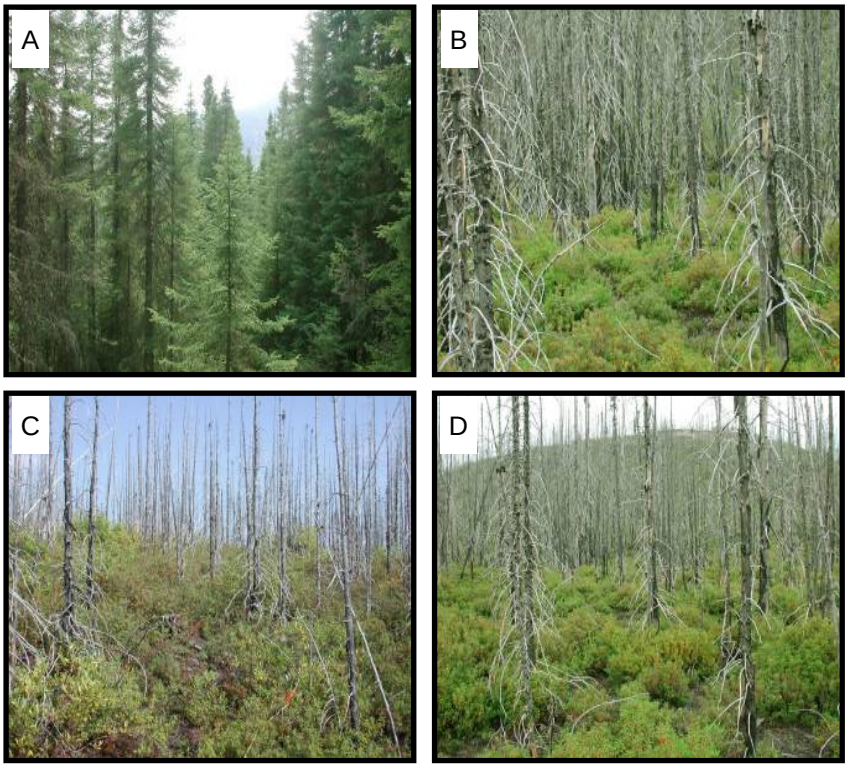
Ces nouvelles exigences de protection de la diversité biologique constituent un défi supplémentaire pour l'industrie forestière puisqu'elle dispose de peu de temps pour récupérer ce bois qui est rapidement attaqué par les longicornes et tout ça dans un contexte économique peu favorable. C'est donc une véritable course contre la montre qui commence dès qu'un incendie forestier est éteint.

Le projet du parc national des Grands-Jardins a été à l'origine de notre programme de recherche sur les insectes

et le feu et il se poursuit toujours. Il vise 1) à caractériser les successions d'espèces dans les forêts brûlées, 2) à mieux comprendre le rôle de cet habitat pour le maintien de la biodiversité et 3) à déterminer la fenêtre temporelle où il demeure un habitat d'intérêt particulier pour la biodiversité. Le dispositif comporte 20 sites d'études, dont 5 peuplements non brûlés (témoins) ainsi que 15 peuplements brûlés. Au sein de ceux-ci, 5 peuplements étaient âgés de 80 ans et issus d'un feu de 1922, 5 étaient âgés de 50 ans et issus de coupe et 5 étaient âgés de 20 ans issus de coupes (figure 1).

Figure 1

Types de peuplements étudiés



a) témoin 80 ans

b) brûlé 80 ans, vierge

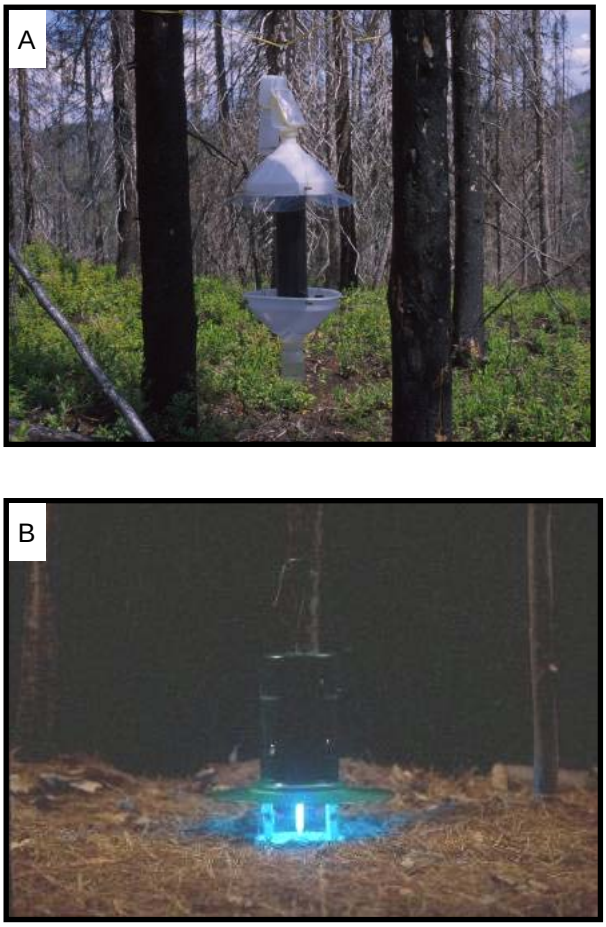
c) brûlé 50 ans après coupe

d) brûlé 20 ans après coupe

Dans chaque site, les insectes ont été échantillonnés à l'aide d'un piège à impact multidirectionnel pour capturer les insectes volants et un piège à fosse pour les insectes marchant au sol (figure 2). Les pièges ont été en fonction à chaque été entre 2000 et 2004 (juin à août inclusivement) de même qu'au cours de l'été 2009.

Figure 2

Piège à impact multidirectionnel (a) et piège à fosse lumineux (b) utilisés



Les premiers résultats montrent que, contrairement à la perception populaire, un feu n'est pas une catastrophe écologique. En effet, on y trouve deux fois plus de coléoptères l'année suivant le feu et surtout deux fois plus d'espèces, des différences significatives étant même observées au cours de la deuxième année après le feu (9). En fait, une ordination en utilisant les espèces capturées dans chacun des sites permet de constater que les peuplements témoins changent peu au cours des deux premières années de l'étude, mais que des changements rapides sont observés dans les peuplements brûlés. Cela signifie que le feu modifie profondément l'écosystème et que ce dernier évolue très rapidement par la suite. D'ailleurs, lorsqu'on analyse les patrons d'abondance de plusieurs espèces associées au feu, plusieurs réagissent comme le pic à dos noir, étant très abondantes immédiatement après le feu mais diminuant rapidement avec les années, pour devenir rares ou absentes après 10 ans (comme dans les forêts non brûlées).

Par contre, une des espèces les plus abondantes après feu est certes *Pseudanostirus triundulatus*, un Elateridae qui est encore très actif même 10 ans après le feu. Cette espèce était aussi la plus abondante dans une étude réalisée dans les forêts du Maine où elle a été

principalement retrouvée dans de vieux et gros débris ligneux (11), suggérant qu'elle ait une valence écologique plutôt large. Dans plusieurs autres projets en forêt boréale, nous l'avons retrouvée plus abondante après coupe, suggérant qu'il s'agit d'une espèce qui s'installe rapidement en milieu ouvert. On la capture en faible abondance dans les forêts non brûlées du parc national des Grands-Jardins. D'autres espèces, bien que beaucoup moins abondantes, comme le Carabidae *Syntomus americanus*, suivent un patron semblable mais n'ont été capturées qu'en forêt brûlée. Les quelques captures que nous avons faites de cet insecte dans d'autres projets ont aussi été faites dans des forêts ouvertes, perturbées par la coupe ou des épidémies d'insectes. Un autre Carabidae, *Miscodera arctica*, est connu comme un prédateur de Byrrhidae du genre *Byrrhus* (1) et il n'a été trouvé qu'en forêt brûlée, où son hôte potentiel, *Byrrhus kirbyi,* voit ses populations augmenter de façon importante après feu. Cette espèce n'est présente que très occasionnellement en forêt non brûlée et dix ans plus tard, l'effet du feu est toujours perceptible, bien qu'il se soit quelque peu amenuisé. *Byrrhus kirbyi* s'alimente sur les mousses et est rarement trouvé en forêt verte.

Les Leiodidae du genre *Leiodes* sont un autre groupe qui réagit de façon spectaculaire aux brûlis. Pas moins de six espèces y sont trouvées sans pour autant qu'on ait observé un seul spécimen dans les forêts non brûlées du parc national des Grands-Jardins. *Leiodes valida* semble même plus abondante quelques années après feu. Il existe donc des patrons d'abondance très différents selon les espèces. Les études de successions d'insectes après feu sont pratiquement inexistantes, ce qui rend encore plus pertinents les résultats de l'étude en cours au parc national des Grands-Jardins.

Enfin, un dernier exemple mais non moins intéressant est celui de *Hylobius congener*, une espèce nuisible qui attaque les racines et les jeunes semis d'épinettes. Après coupe, on recommande même d'attendre au moins deux ans avant de reboiser pour contrer les effets de ce charançon ou encore de scarifier afin de compliquer ses déplacements. L'année suivant le feu, il n'a été trouvé que dans les forêts brûlées et semble même être plus abondant au fil du temps. Les forêts brûlées serviraient même de source pour ce charançon dont l'activité augmente aussi en forêt non brûlée alors qu'il était absent en 2000 (1re année du projet).

Le projet du parc national des Grands-Jardins a aussi été le premier où on a étudié de façon précise les insectes qui colonisaient les arbres brûlés. Chaque année, on a coupé 4 arbres (8-11 vs 18-21 cm de dhp et carbonisé ou peu carbonisé) dans chacun de trois peuplements brûlés de 80 ans et récolté une bûche de 40 cm de long au dhp ainsi que dans la cime inférieure de chaque arbre. On a constaté que les arbres très sévèrement brûlés comptaient beaucoup moins d'insectes que les arbres moins brûlés. De même, les arbres à gros dhp comptaient beaucoup plus d'insectes.

Bien que le projet du parc national des Grands-Jardins nous ait fourni beaucoup de données et généré de nouvelles connaissances, il reste beaucoup de questions à aborder. Ainsi, nous n'avons échantillonné qu'à partir de l'année suivant le feu. Comment se fait la colonisation l'année même du feu ? Quelles sont les variables qui déterminent les niveaux de colonisation par les insectes ? Par ailleurs, nous n'avons travaillé que dans un feu situé très au sud de la région la plus frappée par les feux de forêt et seulement sur l'épinette noire. Ainsi, comment les communautés varient-elles régionalement ? Les communautés et les dommages de longicornes sont-ils comparables sur le pin gris ? Nous avons déterminé que la sévérité du feu était importante pour la colonisation par les insectes, mais nous n'avions que deux classes extrêmes. Quels sont les dommages causés par les longicornes en fonction des classes de sévérité de feu du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) ? Nous avons travaillé dans un Parc, un territoire exempt de récupération. Y a-t-il un impact de la récupération sur les communautés associées aux brûlis ? Les industriels demandent souvent si les longicornes ont commencé à entrer dans le bois. Toutes ces questions (et bien d'autres) seront abordées au cours du colloque. Notre optique est celle d'optimiser la récupération pour le bénéfice de l'industrie tout en conservant la biodiversité. Dans quelques années, nous espérons que nous serons en mesure de produire un outil de gestion pouvant aider le MRNF et l'industrie à faire une récupération optimale en fonction des différentes valeurs.

Références

1- Alexander, K.N.A. 1993. Observations from an Irish mountain summit. Coleopterist 2 : 42-44.

2- Boucher, J. 2008. Comparaison des peuplements récupérés aux peuplements servant d'habitats aux longicornes (Coleoptera : Cerambycidae) après feu en forêt boréale. Mémoire de fin d'études.

Université Laval, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique. 43 p.

3- Jonsell, M., J. Weslien et B. Ehnström. 1998. Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodiversity and Conservation 7 : 749-764.

4- McGeoch, M.A. 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. Biol. Rev. Camb. Phil. Soc. 73 : 181-201.

5- MRNF. 2003. Gros plan sur les forêts ; Aménagement durables des forêts. Available from http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/index.jsp [accessed Nov. 10th 2007].

6- Nappi, A., P. Drapeau, J.-F. Giroux et J.-P. Savard. 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. The Auk 120 : 505-511.

7- Nappi, A., P. Drapeau et J.-P. Savard. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest : is it becoming a hot issue for wildlife ? For. Chron. 80 : 67-74.

8- Rainio, J., et J. Niemelä. 2003. Ground beetles (Coleoptera : Carabidae) as bioindicators. Biodiversity and Conservation 12 : 487-506.

9- St-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004. Ecological factors affecting habitat use of pyrophilous coleoptera in recently burned black spruce forest of central Quebec. Biological Conservation 118 : 583-592.

10- Taylor, R.J., et N. Doran. Use of terrestrial invertebrates as indicators of the ecological sustainability of forest management under the Montreal process. J. Insect Conserv. 5 : 221-231.

11- Thomas, S., R. Wagner et W. Halteman. 2009. Influence of harvest gaps and coarse woody material on click beetles (Coleoptera : Elateridae) in Maine's Acadian forest. Biodiversity and Conservation 18 : 2405-2419.

12- Wikars, L.-O. 1992. Forest fires and insects. Entomologisk Tidskrift 113(4) : 1-11.

13- Wikars, L.-O. 1997. Pyrophilous insects in Orsa Finnmark, Central Sweden : biology, distribution, and conservation. Entomologisk Tidskrift 118 : 155-169.

14- Work, T.T., M. Koivula, J. Klimaszewski, D. Langor, J. Spence, J. Sweeney et C. Hébert. 2008. An initial evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada using 10 large-scale forest experiments. The Canadian Entomologist 140 : 393-414.

Notes

Notes

2 Feux de forêt et changement climatique

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

L'activité des feux en forêt boréale est un processus important ayant une influence sur le cycle global du carbone et la chimie atmosphérique ; il contribue de façon importante au fonctionnement de l'écosystème terrestre et au maintien de la biodiversité. La mosaïque des différents types forestiers est en grande partie une expression de leurs régimes de feu respectifs, et beaucoup d'espèces ligneuses boréales ont développé des adaptations à la récurrence des feux. En comparaison à la végétation, l'activité de feu répond plus rapidement aux changements des conditions météo-rologiques et climatiques. Une modification de l'activité de feux peut engendrer des changements au sein des paysages forestiers boréaux dont la rapidité et la magnitude pourraient excéder tout effet attendu du changement climatique sur la croissance, la reproduction et la migration des espèces.

Malgré un accroissement des efforts de suppression des feux, les aires brûlées dans plusieurs régions boréales ont augmenté de façon constante depuis 1970. L'activité des feux en forêt boréale a augmenté remarquablement au milieu des années 1980 dans l'ouest des États-Unis, dans le nord-ouest du Canada et le nord-est du Québec. Une augmentation a aussi été observée à la fin du 20e siècle en Russie. Le changement climatique d'origine humaine (c'est-à-dire induit par des concentrations croissantes de gaz à effet de serre dans l'atmosphère) est un facteur important de cette tendance à la hausse. Ces augmentations nous ont fait prendre conscience des impacts des liens existant entre l'activité humaine, le changement climatique et les régimes de feux à l'échelle globale. Dans ce texte, nous aborderons les résultats d'études récentes sur l'impact du changement climatique sur les régimes de feux en forêt boréale, en mettant l'accent sur les tendances qui se dégagent dans l'est du Canada. Sommairement, les

risques de feux passés et présents ont été reconstitués par des analyses de charbons provenant de dépôts lacustres, des inventaires forestiers, des données dendroclimatiques et des données météorologiques. Les patrons de variations pour l'est du Canada au cours des 7 000 ans passés ont été interprétés sur la base de simulations provenant d'un modèle de la circulation globale du climat. Cette information provenant de l'analyse des amplitudes passées a été jumelée à des simulations tirées des modèles du climat afin de prévoir l'activité future des feux selon différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre.

Les études portant sur les relations entre le feu et le climat, et sur les perspectives historiques de ces relations, démontrent l'ampleur du rôle climatique sur l'activité des feux de forêt. Le comportement extrême des feux qui ont lieu lors de la persistance d'épisodes de sécheresse résultent en de grandes superficies brûlées. Toutefois, une observation approfondie des changements au cours du dernier siècle dans les risques de grands feux, tels que définis par les taux de dessèchement des couches profondes des sols forestiers, montre des effets inattendus. Le changement dans le risque de grands feux de forêt n'est pas uniforme dans les différentes régions boréales du globe.

En effet, le risque de grands feux tend à diminuer dans les régions du sud de la baie d'Hudson, de l'Ouest canadien et de l'est des Maritimes. Ces régions, considérées à haut risque au début du 20e siècle avec une année de grands feux sur cinq, se situent maintenant dans la catégorie de risque bas à modéré, avec une année de grands feux sur sept. Dans les forêts du centre du pays et du nord des Grands Lacs, le risque de grands feux est tombé d'un niveau extrême de plus d'une année sur cinq à une année sur quatorze. À l'inverse, les régions de la taïga voient le risque augmenter d'une année de grands feux sur sept à une sur cinq. Cette tendance à la diminution du risque de feux dans la partie sud de la forêt boréale québécoise est soutenue par de nombreuses autres données, incluant des reconstitutions dendroclimatiques qui démontrent une diminution de la fréquence des années extrêmes de sécheresse depuis 150 ans environ et des données d'inventaires forestiers qui indiquent un accroissement de l'âge moyen des forêts non aménagées depuis 150 ans environ.

Les résultats extraits des analyses des charbons provenant de dépôts lacustres indiquent que de longues périodes d'activité

élevée d'incendie ont caractérisé les forêts boréales au cours des derniers millénaires (maximum enregistré de 6000 à 2000 ans avant aujourd'hui) et que ces périodes sont liées au changement climatique à long terme. Un changement climatique durant les deux derniers millénaires, matérialisé par plus de précipitations et surtout par moins d'incidences du rayonnement solaire (forçage orbital), a contribué à diminuer l'activité des grands feux dans les forêts de conifères du nord-est de l'Amérique du Nord. Cependant, les travaux de modélisation démontrent que les conditions futures, qui potentiellement devraient être similaires aux conditions qui prévalaient 6000-2000 ans avant aujourd'hui, pourraient produire des régimes d'incendie plus importants que ceux connus récemment. Bien que l'on anticipe un accroissement de l'aire brûlée dans un climat plus chaud, il est néanmoins possible que pour certaines régions les taux de feu futurs soient inférieurs à ceux observés durant la période précédant nos observations. Les forêts boréales ont toujours évolué avec la présence de feu et certaines périodes ont connu une activité de feu particulièrement élevée.

Notes

Notes

3 Survol des travaux et des besoins pour la Société de protection des forêts contre le feu

Mario Gagnon
SOPFEU

François Lefebvre
SOPFEU

La protection des forêts du Québec est sous la responsabilité du ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Depuis des décennies, le gouvernement du Québec a délégué la réalisation des activités reliées à la protection des forêts contre le feu à des organismes de protection. L'article 125 de la *Loi sur les forêts* stipule que :

> 125. Le ministre peut reconnaître comme organisme de protection de la forêt contre les incendies, pour un territoire qu'il délimite, un organisme regroupant les bénéficiaires de contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestier, de contrats d'aménagement forestier, de conventions d'aménagement ou de garanties de suppléance et des propriétaires de forêts privées.

Cet organisme est chargé de la protection des forêts contre les incendies et de l'extinction des incendies de forêt.

Au début des années 1970, le territoire avait été réparti entre sept sociétés régionales de conservation. En 1994, ces sociétés ont été fusionnées pour créer la Société de protection des forêts contre le feu (SOPFEU).

Organisme à but non lucratif, la SOPFEU est dirigée par un conseil d'administration qui regroupe des représentants du ministre des Ressources naturelles et de la Faune, des représentants de l'industrie forestière et des représentants des grands propriétaires forestiers (plus de 800 ha d'un seul tenant). Son mandat est d'« optimiser la protection des forêts contre l'incendie en vue d'assurer la pérennité du milieu forestier au

bénéfice de toute la collectivité, et cela au meilleur coût possible ».

Le territoire dont la SOPFEU a le mandat de protéger de façon intensive (exclusion du feu) se situe au sud du 52e parallèle et couvre une superficie de 52 135 955 ha. Nous y retrouvons un siège social à Québec, quatre bases principales à Baie-Comeau, Roberval, Maniwaki et Val-d'Or et de nombreuses bases secondaires et d'appoint. Toutes ces bases servent à y assurer le déploiement des ressources humaines et matérielles afin d'intervenir lors de situations de feux. Lors de situations importantes, nous utilisons également les installations pouvant se trouver en forêt (camps forestiers, pourvoiries, etc.).

ZONE DE PROTECTION INTENSIVE ET RESTREINTE AVEC LES BASES D'OPÉRATIONS DE LA SOPFEU

Les ressources humaines se composent de 166 employés réguliers, 298 employés saisonniers ainsi qu'un peu plus de 600 mains-d'œuvre auxiliaires que nous formons auprès des entreprises sylvicoles et d'autres groupements. À cela s'ajoute la possibilité d'emprunter des ressources humaines des autres provinces canadiennes par l'intermédiaire du Centre interservices des feux de forêt du Canada (CIFFC) situé à Winnipeg, ainsi que du côté des États-Unis, grâce au partenariat avec le Northeastern Forest Fire Protection Commission qui regroupe les États de la Nouvelle-Angleterre.

Les ressources matérielles sont importantes et parmi les plus visibles : plus de 800 pompes portatives, 11 hélicoptères sous contrat, 14 avions-citernes, 8 avions bimoteurs pour l'aéropointage et 28 avions dédiés à la détection des incendies.

Les activités de la SOPFEU sont à trois niveaux. Le premier concerne la prévention afin de minimiser les incendies de cause humaine. La prévention se fait donc auprès du public et des compagnies forestières. Le second niveau est la détection des incendies. Nous comptons sur une très bonne collaboration du public et des intervenants locaux pour rapporter les incendies qu'ils détectent. Toutefois, une grande partie du territoire étant très peu habitée et avec la présence de la foudre qui y occasionne des incendies, un système organisé de détection fait appel à des aéronefs sous contrat exclusif. Le troisième niveau d'activité est la suppression. En anticipation, nous faisons un déploiement quotidien des ressources (humaines et matérielles). Lorsqu'un incendie est rapporté, il y a évaluation du risque et du potentiel. Le centre provincial de lutte (CPL) fait l'assignation de l'incendie au centre régional de lutte (CRL) de l'une des quatre bases principales et les effectifs locaux sont dépêchés sur les lieux de l'incendie.

Parmi les données vitales à nos opérations, nous retrouvons la météo. Nous bénéficions d'observations horaires de plus de 150 stations météo automatiques sur le territoire protégé. Nous avons également des prévisions météorologiques pour les 12, 24 et 48 prochaines heures, ce qui permet d'évaluer le risque d'éclosion et de propagation des incendies. Nous avons l'information sur la foudre en temps réel ainsi que les données radars de précipitation. Une autre information importante est le combustible forestier. Pour nous, les peuplements forestiers sont divers types de combustibles et selon le classement, nous pouvons évaluer le

comportement qu'un début d'incendie aurait dans un endroit donné avec les conditions météo observées et prévues. Tout cela permet d'assigner les ressources nécessaires au combat de l'incendie. Par contre, il arrive que le nombre d'incendies ainsi que la sévérité de ceux-ci dépassent les capacités de l'organisation.

La variabilité entre les années est très grande. Le nombre d'incendies par année peut varier d'un peu moins de 200 à plus de 1 200. Les superficies sont également très variables, allant de 130 ha à plus de 350 000 ha. Les incendies de cause humaine sont les plus nombreux, mais sont en régression constante et brûlent peu de superficies. Les incendies de foudre sont les plus dévastateurs, arrivent habituellement en grappe et sont souvent éloignés et avec peu ou pas d'accès.

Lors de situations de débordement, les priorités d'intervention sont les suivantes :

1. protection des personnes ;
2. protection des infrastructures publiques jugées essentielles à la sécurité publique ;
3. chances d'atteinte d'un ou plusieurs des objectifs opérationnels en relation avec l'activité des feux et selon les ressources disponibles ;
4. valeur forestière à protéger.

Afin de nous aider à améliorer nos résultats, nous croyons que certains axes de recherche sont à explorer. À court terme l'amélioration des prévisions météo-rologiques pour un horizon de 1 à 5 jours ainsi que la prédiction des feux de foudre avec une répartition spatiale fiable seraient des aides précieuses. Toujours en matière de météo, mais à plus long terme, plusieurs questions surgissent sur l'influence des changements climatiques sur le nombre de feux et leur répartition. La sévérité des feux sera-t-elle augmentée ? Y aura-t-il un allongement ou un déplacement de la saison de protection ? Quel impact y aura-t-il sur le niveau des ressources requises pour répondre aux attentes et aux besoins de protection, en particulier avec le nouveau régime forestier qui sera mis en place en 2013 ?

Notes

Notes

4 Colonisation des brûlis par les espèces saproxyliques en forêt boréale

Yan Boulanger
Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski

Luc Sirois
Centre d'Études sur la Forêt, Université du Québec à Rimouski

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

Les feux constituent la principale forme de perturbation naturelle en milieu boréal (25[1]), brûlant en moyenne 2,8 millions d'hectares par année au Canada (35). Les feux jouent un rôle prépondérant dans la dynamique forestière (21), la détermination des patrons de diversité végétale (25, 11) et la distribution du carbone à l'intérieur de l'écosystème (14). En forêt boréale, la récurrence périodique du feu constitue un élément essentiel de stabilité à long terme et de maintien de la biodiversité à l'échelle du paysage (16). Les feux occasionnent une production considérable de nécromasse ligneuse (37). Ces débris ligneux représentent un habitat critique pour de nombreuses espèces dites « saproxyliques » (34), notamment pour l'entomofaune (26, 5).

Le territoire de la baie James constitue une région de choix pour l'étude des processus écologiques liés aux débris ligneux produits après feu étant donné la fréquence élevée des feux, leurs très grandes superficies ainsi que la relative accessibilité au territoire. En effet, les feux de forêts constituent la principale forme de perturbation naturelle avec un cycle de récurrence d'environ 100 ans (21, 19). Cette région offre donc un cadre unique pour l'étude du processus de colonisation par les espèces saproxyliques après feu.

Lors d'une étude précédente (5), nous avons utilisé une chronoséquence de cinq feux âgés de 0 à 29 ans afin de caractériser la succession des espèces saproxyliques. Cet échantillonnage nous a permis de constater que ces espèces colonisent le bois mort très tôt, soit l'année même du feu,

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

et en très grand nombre. Parmi les colonisateurs initiaux, on retrouve surtout des espèces xylophages, mycophages et prédatrices (17, 38). Plusieurs de ces espèces sont reconnues comme étant de véritables pyrophiles (8, 32) puisqu'elles sont attirées activement par le bois brûlé durant une période très brève (17). L'abondance de ces espèces diminue rapidement durant les années subséquentes. D'autres assemblages saproxyliques succèdent aux espèces colonisatrices initiales à mesure que les propriétés physiques (ex. : humidité, colonisation fongique, densité du bois) des débris ligneux changent en fonction du temps après feu (4, 5). En raison de la quasi-absence de décomposition chez les chicots sévèrement brûlés, nous avons démontré que la succession saproxylique ne s'effectuait qu'une fois le débris au sol.

Les patrons géographiques associés aux peuplements brûlés créent des régions spatialement définies et de haute qualité pour les espèces colonisatrices initiales. Ces dernières atteignent ces peuplements depuis les régions limitrophes, i.e. depuis la forêt non brûlée ou d'autres peuplements récemment brûlés (30). Ces habitats peuvent être qualifiés d'« habitats-sources » en opposition à l'habitat à coloniser. Ainsi, le succès de colonisation des espèces saproxyliques dépend à la fois de la qualité de l'habitat à coloniser ainsi que de la capacité des espèces provenant des habitats-sources à localiser et à atteindre l'habitat brûlé (3). Cette capacité devrait être fonction de l'isolation de cet habitat par rapport à l'habitat-source et des capacités de dispersion des individus. Par ailleurs, la sévérité du feu ainsi que la dimension, la qualité nutritive, la position, l'ensoleillement et la disponibilité du substrat ligneux devraient être autant de facteurs susceptibles d'influencer l'abondance des adultes colonisateurs (9, 27, 28). De plus, le processus de colonisation est souvent perçu comme un processus multiéchelles puisqu'il implique la dispersion des individus depuis des habitats-sources souvent très éloignés ainsi que la sélection de caractéristiques environnementales mesurées à diverses échelles spatiales (18, 12, 28).

Dans le cadre de nos travaux, nous voulions déterminer l'importance des sources de colonisation et de l'habitat brûlé à différentes échelles spatiales sur la colonisation saproxylique l'année même du feu. De plus, nous voulions évaluer à quelles échelles spatiales étaient spatialement structurées les communautés saproxyliques et quels étaient les processus responsables de l'occurrence de ces patrons. Cette étude a mis à profit un dispositif d'échantillonnage installé aussi tôt

que 7 jours après le début d'un feu de forêt de grande superficie (76 183 ha), ce qui a permis de caractériser le processus de colonisation à l'intérieur de conditions postfeu variées, et ce, tout en considérant plusieurs échelles spatiales distinctes.

L'éloignement des sources de colonisation avait très peu d'impacts sur la capacité des coléoptères saproxyliques adultes à atteindre l'habitat à coloniser. L'abondance des sources locales potentielles n'avait que très peu d'influence, supportant l'hypothèse que la majorité des individus colonisateurs parviennent de sources éloignées (30). Néanmoins, à de rares exceptions, l'abondance ou l'occurrence de la très grande majorité des adultes colonisateurs étaient peu ou pas négativement influencées par la présence de peuplements non brûlés à proximité, par l'éloignement de la matrice forestière ou d'autres peuplements brûlés récemment. L'absence d'effets négatifs de l'éloignement des sources de colonisation potentielles, du moins à l'intérieur des limites géographiques imposées par le dispositif d'échantillonnage, serait conséquente aux très fortes capacités de dispersion présumées des espèces colonisatrices initiales.

Pour la très grande majorité des espèces, les caractéristiques de l'habitat brûlé influencent de façon très importante le patron de colonisation. En plus de la prise en compte de variables mesurées à des échelles spatiales relativement larges, le processus de colonisation résulte en une sélection plus fine de l'habitat à mesure que les individus s'orientent vers le substrat à des fins reproductives ou alimentaires (29). Ainsi, les attributs de l'habitat brûlé, plus particulièrement la sévérité du feu, influencent le patron de colonisation à de multiples échelles spatiales. De façon générale, les prédateurs et les xylophages adultes étaient plus abondants dans les paysages et les peuplements sévèrement brûlés alors que la sévérité du feu avait l'effet opposé sur les mycophages. L'importance de la sévérité du feu sur la colonisation initiale devrait être une conséquence directe de l'impact de cette variable sur les propriétés nutritionnelles du substrat ligneux. Ainsi, les débris faiblement brûlés seraient moins susceptibles aux températures extrêmes ainsi qu'aux pertes importantes d'humidité (20, 33), particulièrement dans la région subcorticale. Ces conditions pourraient favoriser la croissance fongique (10) notamment des ascomycètes, lesquels constituent la principale source alimentaire des espèces mycophages rencontrées dans la présente étude. Pour les mêmes raisons, la sévérité du feu devrait avoir une incidence directe sur les espèces

xylophages utilisant le substrat ligneux comme site de reproduction.

Toutefois, l'effet de la sévérité du feu sur les espèces xylophages est particulièrement surprenant : comment les adultes peuvent-ils sélectionner des caractéristiques d'habitat, en l'occurrence les peuplements sévèrement brûlés, qui pourtant mènent à une production inférieure de néonates (individus nouvellement émergés) ? En effet, l'occurrence de plusieurs taxons xylophages à l'état larvaire devrait être plus importante dans les arbres faiblement brûlés (24, 6, 27). Selon la théorie de l'oviposition optimale, l'adulte devrait sélectionner les caractéristiques d'habitat qui procurent le meilleur *fitness* (16, 36, 31). Les espèces xylophages utilisent une variété, bien que limitée, d'indices afin de détecter le substrat adéquat (2, 22). Ces indices ne devraient pas différer de ceux émis par les arbres morts en forêt non brûlée (ex. : éthanol, α-pinene) (7, 1). En effet, il serait surprenant que les espèces aient pu acquérir la capacité de distinguer à grande distance les arbres faiblement brûlés de ceux sévèrement brûlés puisque tous deux devraient émettre les mêmes volatiles quoiqu'en quantités différentes (15). Les individus se seraient donc majoritairement dirigés dans les paysages où les peuplements contenant davantage de ces volatiles, en l'occurrence les peuplements sévèrement brûlés.

Est-ce qu'un tel comportement non optimal pourrait affecter négativement le *fitness* des espèces colonisant les brûlis ? Une stratégie non optimale peut être utilisée lorsque le « taux de découverte » du substrat est plus élevé dans un habitat pourtant de plus faible qualité (23). Ainsi, malgré une plus faible survie larvaire dans les arbres sévèrement brûlés, un tel comportement pourrait tout de même permettre de produire une grande quantité de néonates considérant la disparité entre la quantité de substrat disponible dans les brûlis comparativement à celle observée dans la matrice non brûlée. Conséquemment, malgré ce comportement non optimal, les brûlis peuvent tout de même représenter une opportunité pour les espèces xylophages.

Références

1- Allison, J.D., Borden, J.H., McIntosh, R.L., de Groot, P. et Gries, R. 2001. Kairomonal response by four Monochamus species Coleoptera Cerambycidae to bark beetle pheromones. Journal of Chemical Ecology 27 : 633-646.

2- Allison, J.D., Borden, J.H. et Seybold, S.J. 2004. A review of the chemical ecology of the Cerambycidae (Coleoptera). Chemoecology 14 : 123-150.

3- Bouget, C. et Duelli, P. 2004. The effects of windthrow on forest insect communities :

a literature review. Biological Conservation 118 : 281-299

4- Boulanger, Y. et Sirois, L. 2006. Postfire dynamics of black spruce coarse woody debris in northern boreal forest of Quebec. Canadian Journal of Forest Research 36 : 1770-1780.

5- Boulanger, Y. et Sirois, L. 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on Coleoptera, in the north boreal forest of Quebec. Environmental Entomology 36 : 128-141.

6- Cerezke, H.F. 1977. Characteristics of damage in tree-length white spruce logs caused by the white spotted sawyer, Monochamus scutellatus. Canadian Journal of Forest Research 7 : 232-240.

7- Chénier, J.V.R. et Philogène, B.J.R. 1989. Field responses of certain forest Coleoptera to conifer monoterpenes and ethanol. Journal of Chemical Ecology 15 : 1729-1745

8- Evans, W.G. 1966. Reception of infrared radiation from forest fires by Melanophila acuminata De Geer (Buprestidae, Coleoptera). Ecology 47 : 1061-1065.

9- Furniss, M.M. 1965. Susceptibility of fire-injured Douglas-fir to bark beetle attack in southern Idaho. Journal of Forestry 63 : 8-11.

10- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack Jr, K. et Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. Advances in Ecological Research 15 : 133-302.

11- Heinselmann, M.L. 1981. Fire and succession in conifer forests of northern North America. *Dans* West, C., Shugart, H.H., and Botkin, D.B., eds. Forest succession : Concepts and application. New York, Springer, p. 374-406.

12- Holland, J.D., Bert, D.J., Fahrig, L. 2004. Determining the spatial scale of species' response to habitat. BioScience 54 : 227-233.

13- Jaenike, J. 1978. On optimal oviposition behaviour in phytophagous insects. Theoritical Population Biology 14 : 350-356.

14- Kasischke, E.S. 2000. Processes influencing carbon cycling in the north american boreal forest. *Dans* Fire, climate change and carbon cycling in the boreal forest. (E.S. Kasischke, B.J. Stocks eds.), Ecological Studies Series. Vol. 138. Springer-Verlag, New York, p. 103-110.

15- Kelsey, R.G., et Joseph, G. 2003. Ethanol in ponderosa pine as an indicator of physiological injury from fire and its relationship to secondary beetles. Canadian Journal of Forest Research 33 : 870-884.

16- McCullough, D.G., Werner, R.A. et Neumann, D. 1998. Fire and insects in northern and boreal ecosystems of North America. Annual Review of Entomology 43 : 107-127.

17- Muona, J. et Rutanen, I. 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. Annales Zoologici Fennici 31 : 109-121.

18- Økland, B., Bakke, A. Hågvar, S. et Kvamme, T. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles ? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. Biodiversity and Conservation 5 : 75-100.

19- Parisien, M.-A. et Sirois, L. 2003. Distribution and dynamics of tree species across a fire frequency gradient in the James Bay region of Québec. Canadian Journal of Forest Research 33 : 243-256.

20- Parmeter, J.R. Jr.1977. Effects of fire on pathogens. *Dans* Proceedings of the symposium of fire and fuel management in Mediteranean ecosystems, (Mooney, H.A. et Conrad, C.E, eds). Palo Alto. CA, p. 58-64.

21- Payette, S., Morneau, C., Sirois, L. et Desponts, M. 1989. Recent fire history of the northern Québec biomes. Ecology 70 : 656-673.

22- Pureswaran, D.S., Gries, R. et Borden, J.H. 2004. Quantitative variation in monoterpenes in four species of conifers. Biochemical Systematics and Ecology 32 : 1109-1136.

23- Rausher, M.D. 1979. Larval habitat suitability and oviposition preference in three related butterflies. Ecology 60 : 503-511.

24- Richmond, H.A. et Lejeune, R.R. 1945. The deterioration of fire-killed white spruce by wood-boring insects in northern Saskatchewan. Forestry Chronicles 21 : 168-192.

25- Rowe, J.S. et Scotter, G.W. 1973. Fire in the boreal forest. Quaternary Research 3 : 444-464.

26- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et Hébert, C. 2004a. Habitat use of pyrophilous coleoptera in recently burned black spruce forest of Central Québec. Biological Conservation 118 : 583-592.

27- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et Hébert, C. 2004b. Xylophagous insect species composition and patterns of substratum use on fire-killed spruce in central Québec. Canadian Journal of forest Research 34 : 677-685.

28- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et Hébert, C. 2004c. Landscape-scale habitat selection patterns of Monochamus scutellatus (Say) (Coleoptera : Cerambycidae) in a recently burned black spruce forest. Environmental Entomology 33 : 1703-1710.

29- Saint-Germain, M., Buddle, C.M. et Drapeau, P. 2006. Sampling saproxylic Coleoptera : Scale issues and the importance of behavior. Environmental Entomology 35 : 478-487.

30- Saint-Germain, M., Drapeau, P. et Buddle, C.M. 2008. Persistence of pyrophilous insects in fire-driven boreal forests : Population dynamics in burned and unburned habitats. Diversity and Distribution 14 : 713-720.

31- Scheirs, J. et De Bruyn, L. 2002. Integrating optimal foraging and optimal oviposition theory in plant-insect research. Oikos 96 : 187-191.

32- Schmitz, H., Schmitz, A., Trenner, S. et Bleckmann, H. 2002. A new type of insect infrared organ of low thermal mass. Naturwissenschaften 89 : 226-229

33- Shorohova, E., Kapitsa, E. et Vanha-Majamaa, I. 2008. Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in southern boreal forest in Finland. Forest Ecology and Management 255 : 3606-3612.

34- Speight, M. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Council of Europe, Strasbourg.

35- Stocks, B.J., Mason, J.A., Todd, J.B., Bosch, E.M., Wotton, B.M., Amiro, B.D., Flannigan, M.D., Hirsch, K.G., Logan, K.A., Martell, D.L. et Skinner, W.R. 2002. Large forest fires in Canada, 1959-1997. Journal of Geophysical Research 108 : 8149.

36- Thompson, J.N. 1988. Evolutionary ecology of the relationship between oviposition preference and performance of offspring in phytophagous insects. Entomologia Experimentalis et Applicata 47 : 3-14.

37- Tinker, D.B. et Knight, D.H. 2000. Coarse woody debris following fire and logging in Wyoming lodgepole pine forests. Ecosystems 3 : 472-483.

38- Wikars, L.-O. 2002. Dependance on fire in wood-living insects : An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. Journal of Insect Conservation 6 : 1-12.

Notes

Notes

5 Sélection d'habitat et interactions de la faune dans les forêts brûlées ; où sont les points chauds ?

Pierre Drapeau
Université du Québec à Montréal

Antoine Nappi
Bureau du forestier en chef

La contribution des forêts brûlées à la diversité spécifique et fonctionnelle de la forêt boréale est maintenant reconnue (10, 3, 17[1]). Les forêts brûlées constituent un type d'habitat qui supporte des assemblages d'espèces qui se distinguent nettement de celles présentes dans les forêts non brûlées ou dans les forêts aménagées. Les peuplements récemment brûlés sont colonisés par de nombreuses espèces d'insectes qui dépendent du bois mort (appelés insectes saproxyliques) ou de conditions édaphiques particulières, qui sont rares ou inexistantes en forêt non brûlée (2, 6, 14, 15). Les insectes saproxyliques qu'on y retrouve sont également à la base de l'alimentation de plusieurs espèces d'oiseaux dont les pics (9, 12), constituant ainsi un réseau trophique qui repose sur le maintien de bois mort brûlé sur pied. À mesure que la forêt se régénère, les oiseaux excavateurs de cavités (les pics) créent des conditions propices à l'établissement d'autres espèces de vertébrés qui fréquentent les cavités (canards, hiboux, chauves-souris, passereaux, martre, polatouches) (5, 4, 1).

Les insectes saproxyliques et les forêts brûlées

La forte abondance d'arbres récemment morts est particulièrement favorable aux espèces xylophages (Cerambycidae, Buprestidae, Scolytinae (famille Curculionidae)) qui utilisent le bois mort afin d'accomplir leur cycle vital. Une expérience menée sur des troncs d'épinettes noires brûlées a permis de révéler la présence de plus d'une quinzaine d'espèces d'insectes xylophages dont les plus abondantes étaient le longicorne noir ainsi que deux espèces de scolytes (*Dryocoetes affaber* et

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

Polygraphus rufipennis) (15). Ces insectes xylophages étaient plus abondants dans les arbres de gros diamètre et moins sévèrement brûlés indiquant ainsi que les arbres brûlés ne sont pas tous de qualité égale pour ces insectes. Cette étude a également fait ressortir que les arbres brûlés ont souvent une haute qualité nutritive pour ces insectes étant donné leur vigueur au moment de leur mort en comparaison, par exemple, aux arbres qui meurent plus graduellement par sénescence. Les longicornes du genre *Monochamus spp*. sont spécialement connus pour les galeries qu'ils creusent et pour les dommages qu'ils causent à la valeur commerciale du bois. Une étude spécifique au longicorne noir (16) a montré que cette espèce était influencée négativement par l'altitude, et qu'elle était également plus abondante dans les peuplements brûlés situés à proximité des massifs de forêts vertes.

Le pic à dos noir et les forêts brûlées

Le pic à dos noir (*Picoides arcticus*) est abondant dans les forêts résineuses récemment brûlées. Cette association s'explique principalement par sa spécialisation alimentaire. Une étude menée sur six espèces de pics en forêt boréale a révélé que le pic à dos noir était l'espèce qui dépendait le plus du bois mort pour son alimentation : cette espèce occupait près de 90 % de son temps à s'alimenter sur ce type de substrat (7).

Pic à dos noir apportant une larve d'insecte à son nid. Cette espèce d'oiseau était l'une des plus abondantes dans les forêts récemment brûlées du parc national des Grands-Jardins.
Photo : Antoine Nappi.

Le pic à dos noir montrait également la plus forte spécialisation en n'utilisant que des arbres récemment morts, riches en larves de cérambycidés. Le feu, en produisant une forte concentration d'arbres récemment morts, crée ainsi un habitat riche en ressources alimentaires qui est potentiellement optimal pour cette espèce (9). Mais qu'en est-il réellement ? Quels sont les facteurs qui influencent la qualité des forêts brûlées pour cette espèce ? Pendant combien de temps les forêts brûlées sont-elles utilisées ? Quelle est la productivité de l'espèce dans ce type d'habitat et quels sont les facteurs qui ont une incidence sur son succès reproducteur ? Les études que nous avons menées au cours des 10 dernières années dans les régions de l'Abitibi, de Charlevoix et au nord de Chibougamau

ont permis de mieux comprendre l'écologie de cette espèce et sa dynamique d'utilisation des forêts brûlées.

Quels sont les arbres morts de qualité dans les brûlis ?

Contrairement à la perception de plusieurs, les conditions d'habitat dans les forêts brûlées sont très hétérogènes. Cette hétérogénéité est issue, d'une part, des caractéristiques des forêts avant feu (i.e. composition, âge et structure) mais également de la sévérité très variable des feux. Une étude que nous avons menée sur la sélection par le pic à dos noir des arbres d'alimentation et de nidification a révélé l'importance de quatre caractéristiques : le diamètre, l'état de décomposition, l'essence ainsi que la sévérité du feu à l'échelle de l'arbre (13).

Le diamètre

Le diamètre est une caractéristique essentielle tant pour la nidification que pour l'alimentation. Le pic à dos noir utilise essentiellement des arbres de plus de 20 cm de diamètre (dhp) pour la nidification (figure 1) et de plus de 10 cm pour l'alimentation (figure 2). L'importance du diamètre des arbres pour la nidification est liée à la grosseur de la cavité nécessaire pour la nichée et à la diminution des risques de prédation (parois plus épaisses de la cavité). La sélection des arbres de plus gros diamètre pour l'alimentation est directement liée à l'abondance plus élevée d'insectes xylophages comme le longicorne noir (*Monochamus scutellatus*), la principale proie du pic à dos noir.

L'état de décomposition

Pour l'alimentation, seuls les arbres morts à la suite du passage du feu sont utilisés. Ceci s'explique par la qualité nutritionnelle supérieure de ces arbres pour les insectes xylophages. À l'opposé, les arbres déjà morts avant le feu sont préférés pour la nidification, ce qui s'expliquerait par la plus grande facilité qu'ont les pics à creuser dans le substrat plus mou des vieux chicots (figure 1).

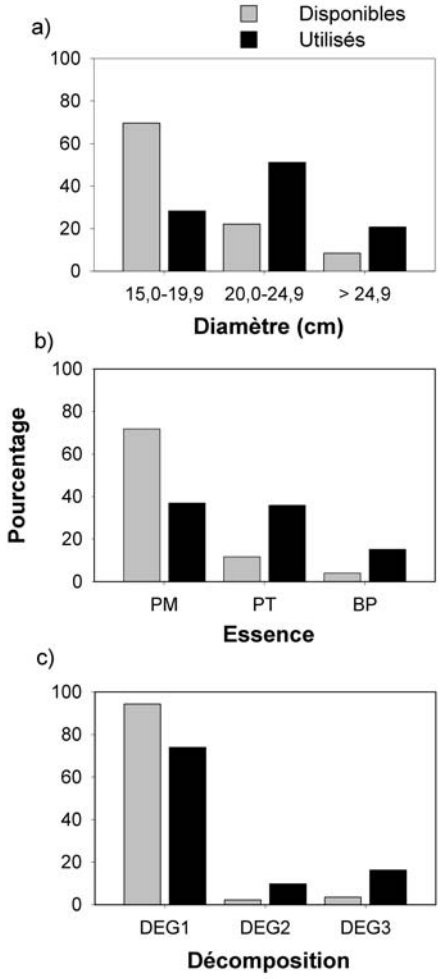
L'essence

Le pic à dos noir se spécialise sur les conifères pour son alimentation. Ainsi, on le retrouve principalement dans les forêts brûlées à dominance résineuse. Les feuillus constituent cependant des arbres d'intérêt pour la nidification (figure 1). Le peuplier faux-tremble est favorisé puisque son diamètre est plus grand que l'épinette noire au même âge et sa dureté est moindre, ce qui facilite l'excavation.

Figure 1

Sélection par le pic à dos noir des arbres pour la nidification

Les arbres de gros diamètre, feuillus et plus décomposés sont propices pour excaver les cavités de nidification.



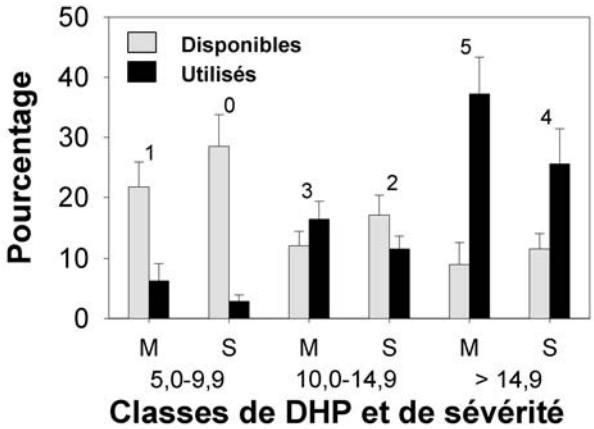
Essences PM = épinette noire
PT = peuplier faux-tremble
BP = bouleau à papier

Décomposition
DEG1 = arbre mort par le feu
DEG2 = arbre mort avant feu et cime intacte
DEG3 = arbre mort avant feu et tronqué

Figure 2

Sélection par le pic à dos noir des arbres pour l'alimentation

Les conifères récemment morts, de fort diamètre et modérément brûlés sont sélectionnés pour l'alimentation.



Les valeurs indiquent les préférences des pics pour certaines classes de diamètre (DHP) et de sévérité du feu (M = modéré ; S = sévère) : une valeur élevée indique une plus forte préférence.

La sévérité du feu à l'échelle de l'arbre

Les résultats d'études sur plusieurs feux ont montré que, de manière générale, les arbres modérément brûlés (partiellement carbonisés) sont préférés aux arbres sévèrement brûlés (totalement carbonisés, avec souvent une partie de l'écorce décollée) pour l'alimentation (figure 2) (9, 13). Ce patron de sélection des arbres corrobore celui observé, dans d'autres études, pour les insectes xylophages tels que le longicorne noir (14, 15).

Un habitat éphémère mais variable

Les assemblages d'insectes saproxyliques présents dans une région ainsi que la sévérité du feu peuvent grandement influencer l'occupation temporelle du pic à dos noir dans les brûlis. Deux études, une menée dans un feu sévère dans le parc national des Grands-Jardins (Charlevoix) et une autre menée dans un feu de sévérité variable au nord de Chibougamau, ont montré que ce temps d'occupation peut varier entre 2 et près de 10 ans après le feu. Lorsque la principale proie présente est le longicorne noir et que le feu est sévère, nos résultats montrent que la période d'occupation est limitée aux deux premières années après feu, soit l'équivalent du cycle du longicorne noir dans le bois mort (11). Cependant, cette occupation peut se prolonger à plus de 10 ans après feu, lorsque d'autres espèces qui ont un long cycle vital dans le bois (ex. *Arhopalus foveicollis*) sont présentes dans ces habitats (12). Dans ce dernier cas, la sévérité du feu est un facteur important dans le maintien, à long terme, d'insectes saproxyliques tels que *A. foveicollis* : dans notre étude, ce dernier n'était abondant plus de 10 ans après le feu que dans les arbres moins sévèrement brûlés.

Un habitat de grande qualité pour la reproduction

Une étude portant sur le succès reproducteur d'une population de pic à dos noir pendant les trois premières années après le feu, au parc national des Grands-Jardins, a permis de constater que les forêts brûlées représentent un habitat de grande qualité pour la reproduction du pic à dos noir (11). La forte productivité des pics que nous avons observée est due à deux facteurs : la forte densité des insectes xylophages et la faible pression de prédation. Cette qualité est cependant relativement éphémère ; dans cette étude, celle-ci était limitée aux deux premières années suivant le feu. Le succès reproducteur était également influencé par la combinaison des conditions présentes avant feu (i.e. âge des forêts) et de la sévérité du feu. Ainsi, les secteurs les plus productifs étaient les forêts matures situées à proximité des forêts vertes.

Des leçons pour l'aménagement forestier

L'ensemble de ces résultats indique que les forêts brûlées peuvent constituer un habitat optimal pour le pic à dos noir. Cependant, la qualité de ce type d'habitat est fortement

influencée par la structure et la composition de la forêt avant le feu. Les forêts résineuses brûlées constituées de peuplements matures et âgées sont particulièrement susceptibles de fournir les attributs d'habitat nécessaires à l'espèce (ex. arbres de gros diamètre pour l'alimentation et la nidification, chicots décomposés pour la nidification). Nous recommandons que les caractéristiques des peuplements avant feu et la sévérité du feu soient prises en compte dans l'élaboration des plans spéciaux d'aménagement visant la récolte dans les forêts brûlées, et ce, afin d'assurer le maintien d'habitats adéquats pour les espèces associées au feu telles que le pic à dos noir (10, 8).

Références

1- Drapeau P., A. Nappi, M. Saint-Germain et M. Larrivée. 2010. La biodiversité des forêts brûlées : résultats des recherches effectuées suite au feu de 1999 au parc national des Grands-Jardins. Naturaliste Canadien 134 : 83-92.

2- Gardiner, L.M. 1957. Deterioration of fire-killed Pine in Ontario and the causal wood-boring beetles. The Canadian Entomologist 89 : 241-263.

3- Hannon, S.J., et P. Drapeau. 2005. Bird responses to burning and logging in the boreal forest of Canada. Studies in Avian Biology 30 : 97-115.

4- Martin, K., K.E.H. Aitken et K.L. Wiebe. 2004. Nest sites and nest webs for cavity nesting communities in interior British Colombia, Canada : nest characteristics and niche partitioning. The Condor 106 : 5-19.

5- Martin, K., et J.M. Eadie. 1999. Nest webs : A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. Forest Ecology and Management 115 : 243-257.

6- Muona, J., et I. Rutanen. 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. Annales Zoologici Fennici 31 : 109-121.

7- Nappi, A. 2009. Sélection d'habitat et démographie du pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale. Thèse de doctorat, Université du Québec à Montréal, Montréal (Québec), 220 p.

8- Nappi, A., S. Déry, F. Bujold et coll. 2011. La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 51 p.

9- Nappi, A., P. Drapeau, J.-F. Giroux et J.-P.L. Savard. 2003. Snag use by foraging Black-backed Woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. Auk 120 : 505-511.

10- Nappi, A., P. Drapeau et J.-P.L. Savard. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest : Is it becoming a hot issue for wildlife ? Forestry Chronicle 80 : 67-74.

11- Nappi, A., et P. Drapeau. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests : Are burns source habitats. Biological Conservation 142 : 1381-1391.

12- Nappi, A., P. Drapeau, M. Saint-Germain et V.A. Angers. 2010. Effect of fire severity on long-term occupancy of burned boreal conifer forests by saproxylic insects and wood-foraging birds. International Journal of Wildland Fire 19(4) : 500-511.

13- Nappi, A., et P. Drapeau. Sous presse. Pre-fire forest conditions and fire severity as determinants of the quality of burned forests for deadwood-dependent species : the case of the black-backed woodpecker. Revue canadienne de recherche forestière.

14- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004a. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. Biological Conservation 118 : 583-592.

15- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004b. Xylophagous insect species composition and substratum use patterns on fire-killed black spruce in central Quebec. Revue canadienne de recherche forestière 34 : 677-685.

16- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004c. Landscape-scale habitat selection patterns of *Monochamus scutellatus* (Coleoptera : Cerambycidae) in a recently burned black spruce forest. Environmental Entomology 33 : 1703-1710.

17- Schmiegelow, F.K.A., D.P. Stepnisky, C.A. Stambaugh et M. Koivula. 2006. Reconciling salvage logging of boreal forests with a natural-disturbance management model. Conserv. Biol. 20 : 971-983.

Notes

Notes

6 Impacts de la coupe de récupération sur la diversité entomologique associée aux brûlis

Jonathan Boucher
Université du Québec à Chicoutimi
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides

Introduction

Bien que les brûlis soient encore communs dans le paysage de la forêt boréale canadienne, l'importance régionale des brûlis récents pourrait diminuer dans les années à venir, en partie en raison de la baisse de la fréquence du feu liée aux changements climatiques (1, 4[1]). Cependant, on présume que les coupes de récupération après feu auront un plus grand impact sur la réduction de la disponibilité des habitats brûlés. En effet, une intensification généralisée de la récupération après feu en forêt boréale a été observée, soulevant certaines inquiétudes liées à des problématiques de conservation (3, 10). Par exemple, dans l'éventualité où les espèces saproxyliques[2] boréales seraient bien adaptées à la récurrence des feux avec laquelle elles ont évoluées (11), la récupération après feu pourrait excéder leur capacité d'adaptation et ainsi mettre en péril leur survie (8). Il y a déjà plusieurs indications que la récupération après feu interfère avec le rétablissement écologique naturel (9) et que la coupe de récupération a plusieurs impacts négatifs sur la flore et la faune (13).

Les organismes étant ostensiblement favorisés par le feu, définis comme espèces *associées aux brûlis,* sont les premiers concernés par cette problématique. On s'attend donc à ce que les populations de ces espèces utilisent l'habitat produit par le feu pour accroître leur nombre, ce qui

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

2. Espèces dépendantes, durant une partie de leur cycle vital, d'un ou plusieurs des items suivants : 1) du bois mort ou moribond (debout ou au sol) ; 2) de champignons du bois ou 3) de la présence d'autres organismes saproxyliques (17).

pourrait permettre leur persistance dans des habitats non brûlés jusqu'au prochain passage du feu (5, 13). De telles espèces pourraient être ainsi plus sujettes à être touchées négativement par une réduction de la disponibilité en habitats brûlés comparativement à des espèces saproxyliques opportunistes qui sont retrouvées en grande abondance dans les brûlis, mais qui peuvent être associées à d'autres sources de bois récemment morts.

Afin d'évaluer l'impact de la coupe récupération après feu sur les espèces associées aux brûlis, nous avons spécifiquement travaillé sur huit familles de coléoptères (Buprestidae, Cerambycidae, Cleridae, Corylophidae, Curculionidae, Elateridae, Lathridiidae et Salpingidae) reconnues pour inclure plusieurs espèces saproxyliques et étant le plus souvent retrouvées dans les brûlis (18, 19, 15, 14, 2). L'objectif de cette étude était de déterminer l'effet d'une réduction de la surface terrière marchande à la suite de la récupération après feu sur les assemblages de coléoptères associés aux brûlis. Plus spécifiquement, les objectifs étaient : 1) de vérifier si l'abondance de coléoptères, leur richesse en espèces et les assemblages observés dans les brûlis différaient de ceux observés dans d'autres perturbations contenant des chicots récents ; 2) de distinguer, parmi les huit familles étudiées, les espèces associées aux brûlis de celles qui sont opportunistes ; et 3) d'explorer les effets de la coupe de récupération après feu, de la sévérité du feu et de l'isolement à la forêt non brûlée sur l'abondance, la richesse en espèces, les renouvellements d'espèces dans le temps et sur les assemblages d'espèces associées aux brûlis.

Méthodologie

L'étude a eu lieu dans quatre brûlis de 2005 ayant couvert 41 706 ha de terres forestières dans la région de Chibougamau. Les sites étudiés variaient en termes de composition et de structure avant feu, ainsi que dans l'intensité des activités de coupe de récupération ayant eu lieu d'août 2005 à mai 2006. Nous avons échantillonné les coléoptères au cours des trois premières années suivant la coupe de récupération (2006-2008) à l'aide de pièges à impact multidirectionnels. Dix pièges furent installés dans dix sites répartis également entre des peuplements non brûlés dominés soit par l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) ou le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), où 11 arbres ont été annelés afin de générer des chicots récents (ci-après nommés sites annelés). Trente-six autres pièges ont été installés dans 36 sites brûlés (ci-après nommés sites brûlés) également répartis entre des peuplements résiduels à

la coupe de récupération d'épinette noire ou de pin gris, de façon à couvrir le plus large éventail de niveau de récupération. Pour chacun des sites brûlés, nous avons mesuré des attributs de l'habitat touchés par la récupération et pouvant changer la structure des assemblages associés aux brûlis, dont la surface terrière des tiges résiduelles par essence et par classe de diamètre à l'échelle du site (0,04 ha) et du peuplement (7 ha), ainsi que l'abondance de débris ligneux par essence. Nous avons aussi mesuré la distance à la forêt non brûlée continue et la sévérité du feu grâce au *delta Normalized Burn Ratio* (dNBR). Tous les coléoptères adultes des huit familles associées aux brûlis furent identifiés à l'espèce (13 432 spécimens) lorsque possible, au genre (409 spécimens) ou à la famille (2 spécimens).

Nous avons comparé l'abondance et la richesse en espèces de coléoptères entre les sites brûlés et les sites annelés en utilisant l'ANOVA, ainsi que les assemblages de coléoptères entre ces deux groupes de sites en utilisant une analyse en coordonnées principales (ACoP). Nous avons fait une analyse d'espèces indicatrices (Indicspecies) afin d'identifier les espèces de coléoptères associées aux brûlis. Par la suite, à l'aide de régression multiple, nous avons évalué l'effet des différents attributs de l'habitat sur l'abondance, la richesse en espèces et les renouvellements d'espèces associées aux brûlis. De plus, afin de voir quels attributs de l'habitat influençaient le plus les assemblages d'espèces associées aux brûlis, nous avons fait une analyse de variance multidimensionnelle par permutations utilisant des matrices de dissimilarités (PERMANOVA). L'effet des variables les plus influentes sur ces assemblages a ensuite été illustré à l'aide d'une analyse canonique de redondance (ACR).

Résultats et discussion

Nos résultats, comparant les sites brûlés aux sites annelés, ont démontré qu'on retrouve une plus grande abondance d'espèces saproxyliques et confirment que les brûlis en forêt boréale supportent des assemblages spécifiques de coléoptères saproxyliques. En effet, nos travaux ont permis d'identifier 18 espèces de coléoptères associées aux brûlis parmi les huit familles de coléoptères étudiées. Bien qu'aucune différence en termes de richesse en espèces et qu'aucune de ces espèces ne soit exclusivement retrouvée dans les brûlis, il faut considérer qu'à l'échelle du paysage, les brûlis forment des habitats favorisant des assemblages d'espèces qui leur sont propres et par conséquent ne sont ni retrouvée en peuplements matures non

brûlés (14, 12), ni en peuplements non brûlés contenant des chicots récents. Il serait tout de même important d'investiguer chez d'autres groupes d'organismes et dans d'autres milieux forestiers où l'on retrouve du bois mort récent (chablis, épidémies d'insectes, etc.), afin de raffiner notre liste d'espèces associées aux brûlis.

Puisque notre étude s'est déroulée au cours des trois premières années suivant la coupe de récupération après feu, il nous a été possible d'identifier certains des effets d'une seconde perturbation après feu sur les espèces associées aux brûlis. Les coléoptères associés aux brûlis n'ont répondu à la coupe de récupération qu'à l'année n° 2 (2007) après la coupe de récupération. En effet, comparativement à l'année n° 1 (2006), un plus grand nombre d'attributs de l'habitat ont contribué à expliquer la structure des assemblages de coléoptères associés aux brûlis à partir de l'année n° 2 après la coupe de récupération. Essentiellement, trois groupes de facteurs environnementaux ont façonné les assemblages de coléoptères associés aux brûlis dans le temps après la coupe de récupération. D'abord, les conditions de la forêt avant feu, telle la composition en essences, étaient les principaux attributs de l'habitat affectant les assemblages d'espèces associées aux brûlis de l'année n° 1 après la coupe de récupération. Ensuite, les conditions générées par le feu, soit la distance à la forêt non brûlée (directement influencée par la forme du brûlis) et la sévérité du feu dont les effets ne se font ressentir sur les assemblages d'espèces qu'aux années n° 2 et n° 3 (2008) après la coupe de récupération. Finalement, l'effet de la superficie du territoire récupéré et la réduction associée en chicots de conifères matures (dhp > 9 cm), ainsi que les effets indirects de la coupe de récupération (une augmentation dans la proportion de jeunes peuplements et de chicots de conifères aux dimensions non commerciales (dhp ≤ 9 cm), accompagnée d'une réduction de l'apport en débris ligneux au sol) n'ont commencé à se faire sentir qu'à partir de l'année n° 2 après la coupe de récupération et ont perduré jusqu'à l'année n° 3.

Conclusion

Nous avons ainsi observé que la coupe de récupération, de par les changements qu'elle induit dans les proportions de tiges marchandes versus non marchandes, a eu un effet négatif sur certaines espèces et ainsi sur la structure des assemblages de coléoptères associés aux brûlis. Cependant, il y a toujours un besoin pour des recherches plus approfondies qui permettraient de produire des modèles

reliant chacune des espèces associées aux brûlis aux attributs de l'habitat touchés par la récupération. La compréhension de ces relations permettrait de mieux interpréter et de mitiger les effets de la coupe de récupération et d'ainsi déterminer s'ils sont en conflit avec les objectifs de maintien de la biodiversité.

Puisque la sévérité du feu est un facteur important structurant les assemblages d'espèces associées aux brûlis, il est essentiel de la définir convenablement pour concevoir des plans de récupération optimaux, en particulier si l'on considère des objectifs en rapport avec la conservation de la biodiversité. Certains auteurs ont déjà fortement insisté sur l'importance d'inclure la sévérité du feu dans l'étude des réponses de la faune et de la flore au feu (16, 7). Nous pensons qu'il y a désormais un besoin grandissant pour une définition et pour une description commune de la sévérité du feu au Québec et au Canada, car elles varient substantiellement à travers les études et les institutions. En utilisant le dNBR – la mesure par télédétection de la sévérité du feu la plus couramment utilisée (6) –, nous pensons que nos résultats seront plus facilement comparables à d'autres et plus facilement utilisables par les aménagistes forestiers lors de la confection des plans de récupération.

Références

1- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P., Lesieur, D., 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. Canadian Journal of Forest Research 31 : 384-391.

2- Boulanger, Y., Sirois, L., 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on Coleoptera, in the north boreal forest of Quebec. Environmental Entomology 36 : 128-141.

3- Dellasala, D.A., Karr, J.R., Schoennagel, T., Perry, D., Noss, R.F., Lindenmayer, D., Beschta, R., Hutto, R.L., Swanson, M.E., Evans, J., 2006. Post-fire logging debate ignores many issues. Science 314 : 51-52.

4- Flannigan, M., Campbell, I., Wotton, M., Carcaillet, C., Richard, P., 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.

5- Jonsell, M., Nittérus, K., Stighall, K., 2004. Saproxylic beetles in natural and man-made deciduous high stumps retained for conservation. Biological Conservation 118 : 163-173.

6- Key, C.H., Benson, N.C., 2006. Firemon : fire effects monitoring and inventory system – Landscape assessment (LA) sampling and analysis methods, USDA, Fort Collins, CO.

7- Kotliar, N.B., Kennedy, P.L., Ferree, K., 2007. Avifaunal responses to fire in Southwestern Montane forests along a burn severity gradient. Ecological applications 17 : 491-507.

8- Le Goff, H., Flannigan, M., Bergeron, Y., Leduc, A., Gauthier, S., Logan, K., 2008. Des solutions d'aménagement pour faire face aux changements climatiques ; L'exemple des feux de forêt. Dans :

Aménagement écosystémique en forêt boréale. Les Presses de l'Université du Québec, Québec, p. 568.

9- Lindenmayer, D.B., Ough, K., 2006. Salvage logging in the Montane ash eucalypt forests of the central highlands of Victoria and its potential impacts on biodiversity. Conservation Biology 20 : 1005-1015.

10- Lindenmayer, D.B., Burton, P.J., Franklin, J., 2008. Salvage logging and its ecological consequences. Island Press, Washington, DC.

11- McPeek, M.A., Holt, R.D., 1992. The evolution of dispersal in spatially and temporally varying environments. The American Naturalist 140 : 1010-1027.

12- Moretti, M., Cáceres, M.D., Pradella, C., Obrist, M.K., Wermelinger, B., Legendre, P., Duelli, P., 2010. Fire-induced taxonomic and functional changes in saproxylic beetle communities in fire sensitive regions. Ecography 33 : 760-770.

13- Nappi, A., Drapeau, P., Savard, J.P., 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest : Is it becoming a hot issue for wildlife ? The Forestry Chronicle 80 : 67-74.

14- Saint-Germain, M., Drapeau, P., Hébert, C., 2004. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. Biological Conservation 118 : 583-592.

15- Siitonen, J., 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms : fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins : 11-41.

16- Smucker, K.M., Hutto, R.L., Steele, B.M., 2005. Changes in bird abundance after wildfire : Importance of fire severity and time since fire. Ecological applications 15 : 1535-1549.

17- Speight, M.C.D., 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation, Concil of Europe, Strasbourg.

18- Wikars, L.-O., 1992. Forest fires and insects. Entomologist Tidskrift 113 : 1-11.

19- Wikars, L.-O., 1997. Effects of fires and ecology of fire-adapted insects. Introductory Research Essay No. 12, Department of Zoology, University of Uppsala, Sweden.

Notes

Notes

7 Impact de la récupération sur la diversité des oiseaux en forêt d'épinettes noires

Jacques Ibarzabal
Université du Québec Chicoutimi

Ermias T. Azeria
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides

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

Jonathan Boucher
Université du Québec Chicoutimi

Louis Imbeau
Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Jean-Pierre L. Savard
Science et Technologie, Environnement Canada

Note : L'information présentée ici est sous presse dans *Acta Oecologica* (2011).

Les espèces possèdent des caractéristiques écologiques fonctionnelles qui leur sont propres. Ces caractéristiques fonctionnelles sont variées et changent selon l'histoire naturelle de l'espèce impliquée, que ce soit la capacité de migrer, le choix du site de nidification, la manière de construire leur nid, les aliments convoités, etc. Par exemple, à propos de la quête alimentaire, certaines espèces recherchent leur nourriture au sol, dans les arbres, en vol, sur les troncs d'arbres, etc. La littérature fait état de l'existence d'un lien entre les caractéristiques fonctionnelles des espèces et leur environnement. Ce concept relationnel suppose que l'environnement agit comme un filtre pour les espèces en sélectionnant celles possédant des caractéristiques similaires pour vivre dans

l'environnement sélectif (1[1]). En comprenant le lien entre les caractéristiques fonctionnelles des espèces et leur environnement, il pourrait être possible d'expliquer le mécanisme de l'occupation des espèces ou les patrons de communautés d'espèces, et ce, à différentes échelles du paysage. Par ailleurs, le fait d'utiliser les traits fonctionnels des espèces permet de réduire les réponses de multiples espèces à seulement quelques traits fonctionnels qui représentent des assemblages pouvant être reliés par la suite à des changements ou à des variations dans l'environnement.

Au Québec, le maintien de la biodiversité est un élément central de l'aménagement forestier durable. Pour maintenir la biodiversité forestière, nous avons besoin de comprendre l'influence de l'environnement sur les espèces. Ceci est particulièrement vrai pour les forêts brûlées. Ces forêts sont soumises à la coupe de récupération et comme il n'existe actuellement pas de règles à suivre, les plans varient selon diverses considérations dont les effets sur la biodiversité sont inconnus. Le niveau de récupération à différentes échelles spatiales et la sévérité du feu peuvent être des variables importantes pour expliquer les mécanismes de sélection des espèces dans ces habitats. Dans ce projet, nous avons pour objectif de déterminer les relations entre l'habitat et les traits fonctionnels des oiseaux et nous identifierons les réponses des espèces d'oiseaux, regroupées en traits fonctionnels, en réponse aux paysages forestiers caractérisant la coupe de récupération après feu.

Méthodes

Les données sur les oiseaux ont été récoltées à partir de recensements auditifs réalisés dans quatre feux survenus en juin 2005 à proximité de Chibougamau (Québec). Cinquante-cinq points d'écoute à rayon limité de 100 m ont été réalisés à 2 reprises en 2006 et à 3 reprises en 2007 durant la période de chant la plus favorable (juin). Pour chaque espèce, les traits fonctionnels ont été déterminés en regard de la nidification (localisation : sol, arbuste ou canopée ; type de nid : coupe ou cavité), de l'alimentation (insectivore aérien, insectivore sur les écorces, insectivore sur feuillage, insectivore au sol, consommateurs de vertébrés, consommateurs de grains/fruits ou omnivore) et du comportement migrateur (résident, migrateur sur courte distance ou migrateur néotropical).

Les variables d'habitat ont été évaluées dans un rayon de 100 et 500 m autour de

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

chaque station. La surface terrière en bois résiduel debout a été évaluée pour les feuillus (DEC ; bouleau à papier et peuplier faux-tremble), sapin baumier (BFI), épinette noire (BSP) et pin gris (JPI), et ce, pour les catégories jeunes (Y ; < 9 cm au dhp) et matures (M ; ≥ 9 cm au dhp). Un indice de sévérité du feu (Brn.Sev ; normalized burn ratio), un indice d'hétérogénéité du feu (Brn.Het), la longueur de bordure avec la coupe de récupération (SalEdge), la longueur de bordure avec les habitats aquatiques (AquEdge) et, finalement, la distance la plus courte à un autre feu de forêt (Dis.BF), le nombre d'années depuis ce feu (Age.BF) et la distance la plus courte à la forêt non brûlée (Dis.GF). Des analyses « fourth-corner » testent premièrement la signification du lien entre les traits et l'environnement. Par la suite, des analyses « RLQ » permettent une ordination commune des axes aux traits fonctionnels des espèces et aux variables de l'environnement des stations.

Résultats

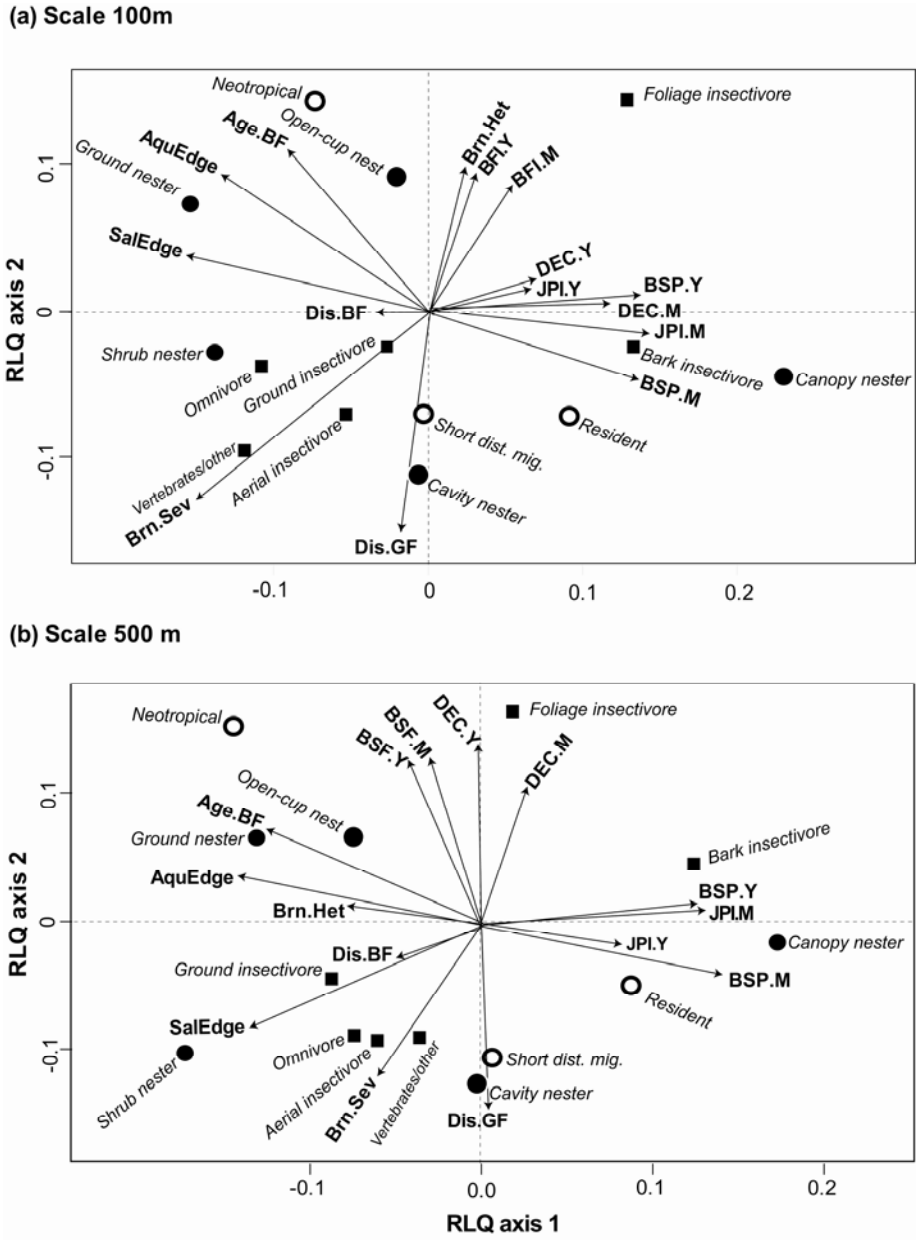
Nous avons recensé 1 481 individus de 42 espèces avec en moyenne 10,5±2,5 espèces par station. Il y a des associations distinctes de traits fonctionnels pour la quantité et la composition des bois résiduels. Par exemple, les insectivores sur les écorces sont positivement associés avec une grande quantité d'épinettes noires et de pins gris alors que les insectivores du feuillage sont positivement associés à la quantité de feuillus et de sapin baumier. Les nicheurs en cavité ont un patron similaire aux insectivores sur les écorces, et les deux sont négativement influencés par la longueur de bordure avec la coupe de récupération. Au contraire, les nicheurs au sol et dans les arbustes présentent la relation opposée.

La plupart des traits fonctionnels montrent des associations positives ou négatives avec la sévérité du feu, particulièrement à une échelle de 100 m. En fait, les insectivores évoluant sur les écorces et sur le feuillage ainsi que les nicheurs en coupe de la canopée ont des affinités avec une faible sévérité de feux, alors que c'est l'inverse pour les nicheurs en cavité, les nicheurs au sol et des arbustes de même que pour les insectivores au sol et les consommateurs de vertébrés.

Figure 1

Valeur RLQ pour les variables d'habitat (flèches) et les traits des espèces d'oiseaux (symbole et italique) en fonction des deux premiers axes RLQ

Les codes pour l'habitat se retrouvent dans la section méthodes.



Les traits d'histoires naturelles ont démontré des associations remarquables avec les conditions post-feux ainsi qu'avec les coupes de récupération. Les oiseaux sont donc sensibles à ces changements d'habitats… même dans un feu ! Ainsi, il

faut bien comprendre qu'une intervention d'aménagement peut simultanément favoriser un groupe d'espèces et en défavoriser d'autres. La sévérité du feu est un attribut important des habitats brûlés et plusieurs espèces y réagissent. La plus grande préférence des insectivores sur les écorces pour les sévérités de feu basses à modérées suggère qu'ils y trouvent probablement plus d'insectes (4). Ainsi, nos données ne montrent pas que des espèces associées à des feux sévères y soient présentes pour l'alimentation comme l'avaient suggéré d'autres études (3). Nos données témoignent plutôt que leur affinité à cette sévérité pourrait être reliée au fait d'être un nicheur en cavité, une condition sans doute particulièrement importante pour les utilisateurs secondaires de cavités (merlebleu de l'Est, hirondelle bicolore).

Nos résultats soulignent que les lignes directrices d'aménagement telles que celles qui visent à la rétention de chicots devraient être plus complètes pour accorder l'attention voulue aux besoins de plusieurs traits (2). Par exemple, nicher en cavité (un trait fréquemment pris pour cible) était positivement lié aux brûlis sévères, mais il n'a montré aucune association avec la quantité d'arbres résiduels. Les recommandations sur la rétention de chicots se fondant uniquement sur une telle notion, c'est-à-dire en laissant en place quelques arbres sévèrement brûlés, pourraient être simplistes et dangereuses. En fait, notre étude montre que les nicheurs en cavité, qui étaient également des insectivores sur les écorces (5 des 12 espèces nichant en cavité dans notre étude), nécessiteraient une abondance d'arbres moins sévèrement brûlés pour se nourrir. Les relations traits fonctionnels et environnement procurent une base de travail pour comprendre des réponses biologiques complexes qui permettent de formuler des actions d'aménagement sensées visant à atténuer les impacts de la coupe de récupération.

Références

1- Dray, S., et P. Legendre. 2008. Testing the species traits-environment relationships : the fourth-corner problem revisited. Ecology 89 : 3400-3412.

2- Hutto, R.L. 2006. Toward meaningful snag-management guidelines for post-fire salvage logging in North American conifer forests. Conserv. Biol. 20 : 984-993.

3- Koivula, M.J., et F.K.A. Schmiegelow. 2007. Boreal woodpecker assemblages in recently burned forested landscapes in Alberta, Canada : effects of post-fire harvesting and burn severity. For. Ecol. Manage. 242 : 606-618.

4- Nappi, A., et P. Drapeau. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests : are burns source habitats ? Biol. Conserv. 142 : 1381-1391.

Notes

Notes

8 Impact économique de la dégradation des bois affectés par le feu

Michel Chabot
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (retraité)

Louis Morneau
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Yvon Corneau
FPInnovations (retraité)

Introduction

À la suite du passage du feu, une course contre la montre s'engage en vue de planifier et de réaliser la récolte des bois endommagés par le feu. Dans le contexte actuel au Québec, la grande majorité des bois ronds provenant de la forêt publique passe d'abord par les usines de sciage. Ce sont donc les industriels du sciage qui ont à réaliser les plans spéciaux d'aménagement visant la récolte des bois et la remise en production des secteurs récupérés.

Il est reconnu que les arbres affectés par des feux de printemps ou de début d'été sont envahis très rapidement par des insectes xylophages dont le longicorne noir (*Monochamus scutelllatus*) et d'autres espèces de longicornes reconnus pour creuser des galeries dans le bois. Il est cependant moins connu que d'autres espèces de longicorne comme *Acmaeops proteus* et *Rhagium inquisitor* sont aussi présentes dans les espèces résineuses de la forêt nord-américaine. Selon les connaissances actuelles et contrairement à d'autres espèces de longicornes, ces espèces ne creusent pas de galeries dans le bois. Toutefois, lorsqu'on examine les bois affectés quelques semaines ou quelques mois après le feu, les larves des deux groupes peuvent être rencontrées sous l'écorce. Comme elles se ressemblent lorsque examinées à l'œil nu, il y a un fort risque de les confondre et de prendre pour acquis qu'on a affaire aux espèces qui creusent des galeries dans le bois. Ainsi, il est possible de surestimer les dommages.

Par ailleurs, pour les industriels du sciage, certaines expériences passées les ont amenés à établir que la récolte et la transformation des bois affectés par les

feux de printemps ou de début été doivent se faire avant la fin du printemps qui suit le feu. Cette réaction est justifiée au plan biologique ; en effet, les longicornes qui creusent des galeries dans le bois ont un cycle de deux ans et c'est au cours du deuxième été qu'ils causent la majeure partie de leur dommage. Toutefois, cette approche n'est fondée sur aucune mesure précise. Aucune évaluation technique de la perte de valeur réelle des produits selon le temps et la sévérité des dommages n'a été retrouvée dans la littérature scientifique consultée pour les essences les plus touchées par le feu au Québec, soit l'épinette noire et le pin gris.

Des données quantitatives sur le changement de la valeur du panier de produit permettraient donc d'établir avec plus de justesse le temps dont on dispose pour récolter et transformer les bois touchés par le feu. L'évaluation devrait aussi prendre en compte une autre forme de dommage consécutif au feu, soit l'apparition de fentes radiales causées par la baisse du taux d'humidité du bois, particulièrement dans le bois d'aubier. Ces données pourraient aussi s'avérer très utiles pour l'autre volet du plan spécial d'aménagement, soit la remise en production des superficies brûlées. Particulièrement dans le cas de l'épinette noire, la trop grande hâte à récolter pour éviter les dommages causés par les longicornes peut entraîner la nécessité de recourir au reboisement si des modalités appropriées ne sont pas appliquées. Cette pratique entraîne alors des coûts importants qui doivent être assumés par l'État, soit l'ensemble de la population.

L'année 2005 s'est avérée très favorable à une étude visant à combler les lacunes décrites ci-dessus. En effet, les nombreux feux survenus au printemps et un contexte propice (négociation avec les autochtones, budget disponible à la suite du rapport de la commission Coulombe) ont rendu possible la mise sur pied de l'étude dont on présente ci-après l'objectif, la méthodologie et une partie des résultats, de même qu'une brève conclusion et quelques recommandations.

L'étude est le fruit d'un partenariat entre le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), FPInnovations - division Forintek et deux entreprises forestières de la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean : la Scierie P.H. Lemay et la Scierie Girard.

Objectif

La présente étude vise à établir la variation temporelle (automne 2005, automne 2006, automne 2007) des caractéristiques et de la valeur des produits et des sous-produits

du sciage pour des épinettes noires (EPN) et des pins gris (PIG) provenant d'un feu du printemps 2005 et touchés selon trois catégories de dommages causés par le feu : arbres carbonisés (C), arbres roussis (R), arbres vivants/chauffés (VC).

Méthodologie

Sélection des arbres-échantillons

Les tiges-échantillons proviennent du feu 363, allumé par la foudre le 31 mai 2005. Il est localisé au nord du lac Saint-Jean, sur le territoire de l'unité de gestion Mistassini. Des peuplements d'épinette noire de la classe d'âge 70 ans issus eux-mêmes d'un feu dans les années 1920-1930 en dominaient la composition. Selon le relevé aérien visant à évaluer la sévérité des dommages, la majorité des peuplements ont été carbonisés par le feu.

Sur le terrain, les représentants du ministère des Ressources naturelles et de la Faune ont établi six parcelles dans les peuplements résineux tel que prévu pour l'étude, trois dans des peuplements d'épinette noire et trois dans des peuplements de pin gris, et ce, pour les trois classes de dommages visées, soit des arbres carbonisés, roussis et vivants/chauffés. Ces parcelles ont été établies dans la partie sud du feu près du camp de la compagnie Bowater. Elles contiennent chacune 150 arbres, soit 50 arbres pour chacune des trois années couvertes par l'étude. Lors de l'établissement des parcelles et de la sélection des arbres d'étude, les représentants du MRNF ont noté l'essence et le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) de chaque arbre de même que sa classe de dommage. Par la suite, ils ont dénombré les trous d'entrée et les trous de sortie des longicornes sur une surface de 1 000 cm² au dhp de même que la présence de fentes radiales pour chacun des arbres juste avant qu'on procède à leur récolte.

Mesurage et tronçonnage des tiges-échantillons

Le mesurage des tiges a été effectué par FPInnovations conformément aux méthodes de mesurage des bois du MRNF, en prenant les mesures du diamètre sous écorce à la souche (dhs), à un intervalle d'un mètre le long de la tige et à un intervalle de 0,1 mètre jusqu'au diamètre minimum d'utilisation. Toutes les mesures se rapportant au diamètre furent prélevées au 0,1 cm près et ont été catégorisées conformément aux normes de mesurage du MRNF. En plus de ces mesures, la longueur et le diamètre sous écorce des houppiers ont été mesurés à 0,1 cm près. Cette partie de la ressource, qui est exclue

du volume selon la méthode du MRNF, sert habituellement à la production de copeaux.

Les tiges-échantillons ont été tronçonnées à la scie à chaîne dans la cour de la Scierie P.H. Lemay en billes de 10 pieds de longueur pour les deux premières années de l'étude et dans la cour de la Scierie Girard pour la dernière année. Lorsqu'il était impossible de façonner une bille de 10 pieds, la bille restante possédait la longueur résiduelle qui variait de 7 à 9 pieds. Les tronçons de moins de 7 pieds ont été considérés comme des houppiers pour la fabrication de copeaux. Chacune des billes a été numérotée afin de faire le lien entre les sciages et les tiges selon la sévérité des dommages causés par le feu.

Mesurage des bois tronçonnés

Le volume des bois tronçonnés fut déterminé par FPInnovations conformément aux méthodes de mesurage du MRNF en utilisant les longueurs et les diamètres par classe de 0,2 m et de 2 cm, respectivement. FPInnovations a aussi déterminé le volume réel au moyen de la formule Smalian, la longueur et le diamètre ayant été mesurés avec des précisions de 1,0 cm et 0,1 cm, respectivement.

Transformation des billes en sciages

En préparation du test de débitage, les billes ont été triées en six lots différents (deux essences et trois niveaux de dommages causés par le feu). Les billes ont été sciées par la Scierie P.H. Lemay la première année et par la Scierie Girard les deux années subséquentes, la première usine ayant fermé ses portes entre-temps. Après écorçage, le numéro des billes a été enregistré avant que la bille ne soit débitée. Les sciages produits de chaque bille ont été numérotés et empilés après un éboutage minimal. Ils ont par la suite été transportés au laboratoire de FPInnovations à Québec afin d'évaluer leurs caractéristiques et leur rendement en qualité et en valeur.

Mesure des sous-produits

Des échantillons de copeaux ont été prélevés lors du débitage des billes-échantillons. Les échantillons de copeaux ont servi à déterminer la teneur en humidité et la granulométrie. Les houppiers et les découpes de rejets n'ont pas été mis en copeaux parce qu'il aurait fallu vider manuellement le tambour écorceur pour les écorcer avant de les déchiqueter, ce qui est pratiquement irréalisable.

Rendement en qualité et en valeur

Les sciages fabriqués lors du test de débitage ont été classés une première fois en prenant en compte les défauts consécutifs au feu selon les normes de classification de la NLGA (National Lumber Grades Authority) pour le colombage (*paragraphe 121*) et les bois de dimension (*paragraphe 124*) par M. Viateur D'Astous, inspecteur au Conseil de l'industrie forestière du Québec (CIFQ). Comme les sciages n'avaient subi qu'un éboutage très léger à la scierie, ils ont été éboutés à nouveau (éboutage théorique) avant leur classification. Les raisons de l'éboutage et les défauts qui déterminaient la qualité attribuée à chacune des pièces ont été enregistrés. La deuxième classification a été effectuée en ignorant les défauts causés par le feu afin d'établir la perte en valeur reliée à ces dommages. Une troisième classification a été effectuée selon des normes maison de la Scierie P.H. Lemay. Ces normes, légèrement plus sévères que les normes NLGA, ont été développées pour faciliter l'accès aux marchés.

La valeur des sciages a été déterminée en utilisant la liste de prix par dimension et qualité mise à notre disposition par la Scierie P.H. Lemay lors de la première année de l'étude. Pour les années suivantes, cette liste a été enrichie pour y incorporer des dimensions additionnelles fabriquées par la Scierie Girard. Les prix ont été appliqués à la qualité des sciages établie selon le *paragraphe 124* de la NLGA pour les bois de dimension. Cette norme, plus sévère que celle pour le colombage, a été jugée nécessaire pour limiter la qualité et la valeur des sciages vu l'apparence et l'état de détérioration des sciages à partir de la deuxième année après le feu.

Teneur en humidité des billes et des copeaux

Chaque année, des rondelles ont été prélevées de trois tiges-échantillons dans chacune des essences et des trois intensités de dommages afin de mesurer la teneur en humidité. Ces rondelles ont été prélevées au diamètre à hauteur de souche (dhs) et au fin bout de la première, de la deuxième et de la troisième billes façonnées d'une tige. Les rondelles ont été emballées et gelées jusqu'au moment de l'analyse de la teneur en humidité pour assurer le maintien de la condition initiale. La même procédure a été suivie pour les échantillons de copeaux qui ont servi à établir la granulométrie.

Résultats

Taille de l'échantillonnage et quelques caractéristiques des arbres-échantillonnés

Entre 30 et 37 arbres ont été utilisés pour chacune des combinaisons essence/classe de dommage/année. Au total, 572 arbres ont été récoltés et ont généré 1 830 billes.

Les dhs moyens des arbres-échantillonnés oscillent autour de 20 cm et varient de 12 à 38 cm.

Les données recueillies sur le terrain relativement aux trous causés par les insectes ont confirmé ce qui a généralement été observé dans le passé : la densité des trous est la plus élevée pour les arbres roussis et la moins élevée pour les arbres vivants/chauffés. De plus, la densité des trous augmente avec le diamètre des arbres pour plafonner dans les plus forts diamètres. Une analyse préliminaire visant à mettre en relation la densité des trous mesurée sur le terrain et celle mesurée sur les sciages a permis d'observer une réponse semblable. Toutefois, cet indicateur seul, tel que mesuré lors de cette étude, semble avoir un potentiel limité pour prédire avec précision la valeur du panier de produits. Cela pourrait être lié à la faible superficie examinée pour le dénombrement des trous.

Les données relatives aux fentes radiales n'ont fait pas l'objet d'analyses pour le moment, mais on peut supposer que les fentes sont en partie responsables du déclassement des produits, notamment lors de la troisième année de l'étude et lorsque le taux d'humidité passe sous 30 %, soit le point de saturation des fibres.

En 2005, la teneur en humidité (H) des échantillons prélevés était décroissante de l'extérieur vers l'intérieur de l'arbre et croissante du bas vers le haut de l'arbre pour les VC, alors qu'elle est demeurée généralement stable pour les R et C des deux espèces. En 2006, les deux espèces se distinguent quant à la variation de H. Chez l'épinette noire, H a baissé considérablement pour les R et les C. Elle tend aussi à baisser selon avec la profondeur pour les VC et les R, alors qu'elle est relativement semblable pour les C. Pour le pin gris, H a diminué de façon importante dans toutes les classes, selon la profondeur et selon la hauteur. En 2007, les taux d'humidité sont demeurés relativement comparables à ceux de 2006 avec certaines variations à la hausse ou à la baisse.

Ce sont les épinettes carbonisées qui ont vu leur teneur en humidité baisser le plus

fortement et le plus rapidement. H est passé en dessous du seuil de saturation des fibres dès la deuxième année de l'étude.

Lors de la troisième année, on a vu apparaître un peu de carie d'aubier dans toutes les combinaisons essence/classe de dommage. Même si les taux sont faibles et demeurent inférieurs à 5 %, il s'agit d'un élément de l'impact économique qui n'est pas pris entièrement en compte dans la présente étude : on n'a qu'à penser à l'impact que cela peut avoir pour la production et le blanchiment de la pâte.

Caractéristiques des produits du sciage

Quelques résultats relatifs au bilan de la matière, au rendement et au classement du sciage de même qu'à la teneur en humidité des copeaux et à leur granulométrie sont présentés dans cette section.

Bilan de la matière

Le bilan de la matière renseigne sur la proportion en volume de sciages, de copeaux et de sciures obtenus à partir des différentes combinaisons. Même si le bilan n'est pas disponible pour la première année de l'étude, ceux produits pour 2006 et 2007 ont permis de faire quelques constats. En 2006, la proportion de sciage était en moyenne de 5 % supérieure à celle des copeaux (49 % *vs* 44 %) alors qu'en 2007, la proportion de sciage était égale à celle des copeaux (46 %). La proportion de sciage tend à être légèrement plus faible chez les arbres carbonisés. Par ailleurs, la proportion de sciures varie peu et se situe à 7 % pour les R et généralement à 8 % pour les VC et les C.

Rendement des arbres au sciage

Un facteur de consommation, soit le ratio de mètres cubes de tiges marchandes/Mpmp permet de juger du rendement en sciage. Cet indicateur ne permet pas de comparer les résultats de 2005 à ceux des autres années étant donné le changement d'usine entre 2005 et 2006. À l'intérieur d'une même année, on observe toutefois une tendance générale pour un rendement décroissant selon l'ordre suivant : VC, C, R. Par ailleurs, on note aussi un rendement décroissant de 2006 à 2007 dans la plupart des combinaisons essence/classe de dommage.

Classement des sciages

L'effet du feu sur le sciage a été mesuré par l'écart entre le classement avec prise en compte des défauts attribuables au feu (AD) et le classement sans prise en compte des défauts attribuables au feu (SD).

C'est la proportion de sciages de qualité *premium* qui est affectée le plus fortement et le plus rapidement par les défauts causés par le feu (tableau 1). Dès l'automne 2005, la proportion chute d'environ 50 % à moins de 10 % pour les R et les C, autant pour l'épinette noire que pour le pin gris. Même pour les VC, la baisse est significative (de 50 % à 30 % environ). Pour les deux années subséquentes, il ne subsiste pratiquement plus de *premium* dans les classe de dommage R et C chez les épinettes et dans toutes les classes chez les pins gris. Il est à remarquer que la proportion de sciages de qualité *premium* sans prise en considération des défauts causés par le feu a baissé de l'ordre de 20 % en 2006 et 2007 comparativement à 2005 (de 50 % à 30 % environ). Il pourrait s'agir d'un effet du changement d'usine.

Tableau 1

Proportion du volume des sciages de qualité *premium* sans et avec prise en compte des défauts consécutifs au feu selon l'année, par essence et par classe de dommage

		% du volume de qualité *premium*					
		EPN			**PIG**		
Année	**Classement**	**VC**	**R**	**C**	**VC**	**R**	**C**
2005	SD	48	55	47	54	49	53
	AD	39	1	9	31	2	9
2006	SD	27	30	35	32	27	31
	AD	8	0	2	5	5	4
2007	SD	23	25	25	33	34	33
	AD	11	0	0	1	1	2

EPN : épinette noire ; PIG : pin gris

AD : avec prise en compte des défauts consécutifs au feu ; SD : sans prise en compte des défauts consécutifs au feu

C : carbonisé ; R : roussi ; VC : vivant/chauffé

En comparant les résultats de 2006 et 2007 (même usine et mêmes normes de classement), on peut mieux apprécier l'évolution du classement des produits du sciage (tableau 2). Ainsi, on note que les épinettes noires roussies produisent moins de *colombage 1 et 2,* alors que la proportion de *colombage 3* et *économie* augmente. La proportion des sciages de cette dernière classe atteint même 27 % en 2007. Les épinettes carbonisées quant à elles se déclassent moins que les roussies,

mais plus que les vivantes/chauffées. Le classement des pins gris de la classe VC ressemble à celui des épinettes noires de la même classe en 2005 et 2006, mais, contrairement aux épinettes VC, la classe *colombage 3* domine le classement en 2007. En fait, les pins gris VC se comparent aux pins gris des autres catégories de dommage en 2007. Plus globalement, il faut retenir que ce sont les épinettes noires roussies qui se déclassent le plus fortement et le plus rapidement : dès l'automne 2006, leur classement se comparait à celui des pins gris R et C un an plus tard. Pour le pin gris, il semble que la classe de dommage pour les arbres morts (R et C) n'apporte pas de valeur ajoutée à la prédiction du classement des produits.

Tableau 2

Proportion en volume des sciages par essence pour 2006 et 2007, selon les classes de dommage, par classe de qualité, avec et sans la prise en compte des défauts consécutifs au feu

		EPN				**PIG**			
		2006		**2007**		**2006**		**2007**	
Classe de dommage	**Classe de qualité**	**SD**	**AD**	**SD**	**AD**	**SD**	**AD**	**SD**	**AD**
VC	premium	27	9	23	11	33	5	33	1
	1 et 2	51	51	66	65	49	62	57	40
	3	11	29	2	15	10	24	4	52
	UTM	10	7	6	6	8	6	6	2
	économie	0	5	3	3	1	3	0	5
R	premium	30	0	25	0	28	5	34	1
	1 et 2	46	32	58	31	52	35	54	37
	3	15	53	7	40	10	48	3	53
	UTM	2	2	5	2	7	6	8	5
	économie	7	13	5	27	3	6	0	4
C	premium	35	2	25	1	31	4	33	2
	1 et 2	48	56	52	46	54	50	56	33
	3	8	34	13	42	8	39	5	58
	UTM	5	5	8	3	4	4	5	3
	économie	4	3	2	8	3	4	1	4

EPN : épinette noire ; PIG : pin gris

AD : avec prise en compte des défauts consécutifs au feu ; SD : sans prise en compte des défauts consécutifs au feu

C : carbonisé ; R : roussi ; VC : vivant/chauffé

Classes de qualité : selon le *paragraphe 124* de la norme NLGA

Teneur en humidité et granulométrie des copeaux

On observe une baisse notable et généralisée de la teneur en humidité des copeaux dès la deuxième année de l'étude pour les classes R et C. En 2007, les copeaux des épinettes noires carbonisées ont une teneur en humidité inférieure à 30 %, ce qui est en deçà du point de saturation des fibres. La teneur en humidité des copeaux de pin gris n'a généralement pas baissé en bas de 40 % au cours de l'étude. Les valeurs de teneur en humidité des copeaux sont cohérentes avec celles prises sur les billes avant le débitage. Il est à noter que les copeaux provenant de la première cohorte sont issus d'arbres récoltés à l'automne 2005, mais usinés en mai 2006.

La granulométrie des copeaux ne présente pas de tendances fortes si ce n'est une plus forte proportion de particules fines la deuxième année, ce qui sous-entend que ce ne serait pas lié spécifiquement à la dégradation du bois avec le temps. Les conditions environnementales pourraient être en cause : il pourrait y avoir un lien entre l'évolution de la teneur en humidité des copeaux après la première année et la proportion de particules fines (une teneur en humidité plus basse entraînant la production de plus de particules fines).

Évolution de la baisse de valeur des produits du sciage

Une synthèse des résultats de la baisse de valeur relative des produits du sciage (sciages, copeaux et sciures combinés) est présentée au tableau 3.

Tableau 3

Baisse de valeur relative (%) des produits du sciage (sciages, copeaux et sciures) selon l'essence, la classe de dommage et l'année

Essence	Classe de dommage	2005	2006	2007
EPN	VC	0,9	6,7	4,1
	R	4,6	14,1	17,7
	C	3,9	8,7	10,4
PIG	VC	2,2	6,3	14,3
	R	3,6	11,3	14,0
	C	4,0	10,2	14,5

EPN : épinette noire ; PIG : pin gris
C : carbonisé ; R : roussi ; VC : vivant/chauffé

Les baisses de valeur sont cohérentes avec les données présentées précédemment sur le classement des sciages. L'augmentation de la proportion de copeaux selon le temps écoulé depuis le feu accentue légèrement la baisse de valeur globale des produits étant donné leur plus faible valeur comparativement à celle de la majorité des produits du sciage.

Les produits tirés des épinettes noires roussies présentent la baisse de valeur la plus forte et la plus rapide. La baisse observée dès la deuxième année égale celle observée chez les pins gris la troisième année. Ce sont les produits tirés des épinettes VC (années 1, 2 et 3) et des pins gris VC (années 1 et 2) qui ont perdu le moins de valeur au cours de l'étude. Les produits issus des pins gris R et C des années 2 et 3 ont des baisses de valeur similaires, moins élevées que pour les épinettes R, mais plus élevées que pour les épinettes C.

Ces données peuvent donc fournir de bonnes indications quant à l'ordre de priorité de récolte. Il faut cependant considérer que la faible teneur en humidité des copeaux de l'épinette noire carbonisée lors de la troisième année pourrait en limiter la mise en marché. Dans ce cas, l'ordre de la récolte pourrait être modifié selon le contexte propre à chaque usine.

Conclusion et recommandations

L'étude a permis d'atteindre l'objectif visé. Le MRNF possède maintenant des données quantitatives sur l'impact économique de la dégradation des bois affectés par le feu jusqu'à trois ans après l'événement. Ces données vont lui permettre de mieux encadrer la planification des plans spéciaux d'aménagement à la suite des feux de forêts et pourront être considérées dans les mesures d'aide notamment. Comme l'étude ne concerne que l'aspect économique du volet transformation, il faudra aussi tenir compte des autres aspects liés à l'aménagement des forêts affectées par le feu pour couvrir l'ensemble de l'impact économique de même que les aspects écologiques et sociaux.

Ce document ne fait état que des grandes lignes des résultats qui ont été tirées principalement des rapports d'étude annuels de FPInnovations. Des analyses complémentaires ont été entreprises pour améliorer notre capacité de prédiction de la baisse de valeur du panier de produits. Elles ont permis de documenter certains aspects, mais il reste beaucoup à faire pour en venir à posséder un outil capable de prédire avec une fiabilité acceptable la nature et la valeur du panier de produits. À cette fin, la part attribuable aux fentes

radiales devra être analysée. De plus, les facteurs influençant l'intensité et la vitesse de colonisation des arbres affectés par les feux doivent être mieux documentés, tant en ce qui concerne l'arbre (notamment l'essence, le diamètre et la sévérité des dommages) qu'aux échelles du peuplement, du site et du paysage. Il faudrait aussi mieux documenter d'autres facteurs de dégradation du bois comme les champignons de coloration et les champignons de carie. Par ailleurs, on devra améliorer la prise de mesures des indicateurs de dégradation, notamment celui relatif à la densité des trous causés par les insectes xylophages.

Remerciements

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce projet. Afin d'éviter d'en oublier, nous ne nommons personne en particulier. Nous tenons cependant à rappeler les partenaires : le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, notamment le bureau du sous-ministre associé aux forêts, le bureau régional du Saguenay–Lac-Saint-Jean, l'unité de gestion Mistassini, la direction de l'environnement et de la protection des forêts ; FPInnovations, région de l'est ; Scierie P.H. Lemay ; Scierie Girard et AbitibiBowater, division Dolbeau-Mistassini.

Notes

Notes

9 Peut-on prédire les dommages des perceurs du bois chez les arbres tués par le feu ?

Richard Berthiaume
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université Laval

Christian Hébert
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor)
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides

Jonathan Boucher
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université du Québec à Chicoutimi
Ressources naturelles Canada
Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides

Éric Bauce
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université Laval

Jacques Ibarzabal
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université du Québec à Chicoutimi

La forêt boréale est un écosystème qui est modelé par le passage du feu (1[1]). En fait, les incendies forestiers sont des événements stochastiques imprévisibles qui génèrent localement d'immenses quantités d'arbres morts dans une très courte période de temps. Le feu n'est pas un phénomène sélectif et, conséquemment, il cause la mort d'arbres dont la croissance était souvent très bonne. Par son action, le feu réduit ou élimine la compétition entre les organismes, libère un panache de fumée qui est attractif pour certaines espèces et génère de nouvelles conditions dans l'environnement pour les différentes espèces vivant dans l'écosystème boréal (10). Ces conditions particulières diffèrent de celles qu'on observe lorsqu'un arbre meurt par sénescence, ce qui confère un caractère unique à la problématique du bois mort brûlé. Dans les faits, bien que le feu constitue une des principales perturbations naturelles touchant la forêt boréale, on connaît encore très mal la dynamique forestière des forêts brûlées et, en particulier, la réponse des perceurs de bois.

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

Par ailleurs, dans un contexte de raréfaction de la ressource ligneuse, la récupération des bois récemment brûlés constitue une mesure pouvant contribuer à maintenir les volumes de bois nécessaires au bon fonctionnement de l'industrie forestière canadienne (2). À titre d'exemple, 6,2 millions de m^3 de bois ont été récoltés dans les forêts brûlées au Québec en 2005 (5), ce qui représentait environ 30 % de la récolte de matière ligneuse pour cette année-là (4). Or, la récupération des bois récemment brûlés retient de plus en plus l'attention de nombreux intervenants (gouvernements, industries, universitaires, etc.) qui se questionnent sur différentes problématiques reliées à cette pratique (6). De nombreuses espèces d'insectes perceurs du bois attaquent les arbres récemment brûlés, diminuant ainsi la qualité des bois pouvant être récupérés après le passage du feu et, par le fait même, la valeur monétaire des produits forestiers (7). En bout de ligne, cela diminue substantiellement ou annihile la rentabilité financière des opérations visant la récupération des bois récemment brûlés. En fait, plusieurs espèces d'insectes profitent de cette ressource subitement très abondante (arbres morts brûlés) incluant plusieurs espèces de longicornes (Cerambycidae) (2) dont le longicorne noir, *Monochamus scutellatus scutellatus*, qui est l'espèce dont les dégâts préoccupent le plus l'industrie forestière. Le longicorne noir pond ses œufs au niveau de l'écorce des arbres (8) récemment morts. Les larves s'alimentent d'abord du phloème (tissus sous-corticaux situés entre le bois et l'écorce), puis pénètrent le bois proprement dit pour y forer des galeries qui prennent de l'ampleur (taille et profondeur) avec le temps (8). C'est essentiellement la progression des larves de longicorne dans le bois qui cause les dommages économiques pour l'industrie du bois de sciage. L'objectif principal de notre étude vise donc à mieux prédire le niveau de colonisation des longicornes et les dommages qu'ils entrainent en fonction de l'essence forestière (épinette noire vs pin gris), de leur diamètre à hauteur de poitrine (dhp) et de la sévérité du feu d'arbres récemment morts.

Dans le cadre d'un précédent projet, des sections de tronc mises en élevage (figure 1) avaient permis de déterminer que les arbres à fort diamètre et légèrement brûlés étaient plus attaqués par les espèces xylophages (9). Ces premiers travaux avaient servi à établir des lignes directrices permettant d'orienter la récupération des bois de façon à réduire au minimum les pertes dues aux insectes perceurs tout en préservant la diversité biologique (3). Ainsi, au cours de l'année

suivant un feu, la récupération des arbres brûlés devrait d'abord être dirigée vers les peuplements d'arbres de forts diamètres qui ont légèrement brûlé et qui sont faciles d'accès, c'est-à-dire vers les peuplements les plus rentables, mais aussi les plus vulnérables aux attaques des longicornes. Les peuplements peu accessibles (par exemple en raison du réseau routier non développé) et donc coûteux à récupérer, devraient être dédiés à la conservation de la diversité biologique (3). Les peuplements d'arbres de forts diamètres mais sévèrement brûlés devraient être récupérés dans la 2e année puisque ces arbres seront beaucoup moins touchés par les insectes xylophages (3).

Figure 1

Sections de tronc encagées dans l'insectarium extérieur du Centre de foresterie des Laurentides du Service canadien des forêts (Québec)

Ces premières recommandations peuvent cependant être améliorées en augmentant la finesse des estimés et des mesures afin de mieux couvrir les gradients de variabilité naturelle observés après feu. Notre projet de recherche vise donc à combler ce manque de connaissances afin de prédire plus précisément les territoires susceptibles d'être les plus sévèrement touchés par les perceurs de bois après le passage du feu. Pour améliorer nos connaissances et mieux prévoir les dommages engendrés par les longicornes, nous avons sélectionné un total de 72 sites ayant brûlé en juin 2005 au nord-ouest du Lac-Saint-Jean. Les sites étaient répartis en fonction de deux

essences (épinette noire et pin gris), de trois catégories de sévérité du feu et de quatre classes de dhp ; chaque combinaison a donc fait l'objet de trois répétitions (tableau 1). Les critères ayant servi à catégoriser la sévérité du feu sur les arbres sont présentés au tableau 2. Des sections de tronc de 50 cm de long ont été prélevées à la hauteur du dhp en juin 2006 sur cinq arbres de chacun des 72 sites et mises en élevage (figure 1). Les 360 sections de tronc ont été entreposées pendant deux ans et les longicornes émergeant de ces dernières ont été identifiés, puis dénombrés.

Tableau 1

Nombre de sites d'épinette noire et de pin gris où des sections de tronc de 50 cm de long (n=5) ont été prélevées en fonction de la sévérité du feu et du diamètre à hauteur de poitrine (dhp) au nord-ouest du Lac-Saint-Jean

Espèce	**Sévérité du feu**	**DHP (cm)**			
		8–12	12–16	16–20	20–24
Épinette noire	Légère	3	3	3	3
	Modérée	3	3	3	3
	Sévère	3	3	3	3
Pin gris	Légère	3	3	3	3
	Modérée	3	3	3	3
	Sévère	3	3	3	3

Tableau 2

Critères utilisés pour déterminer les classes de sévérité de feu des sites échantillonnés

	Sévérité du feu		
	Légère	**Modérée**	**Sévère**
Aiguilles	Rougies	Absentes	Absentes
Rameaux	Intacts	Brûlés mais toujours présents	Absents
Troncs	Partiellement carbonisés	Carbonisés mais l'écorce est toujours présente	Entièrement carbonisés ; l'écorce se détache
Racines	Pas exposées	Légèrement exposées	Souvent exposées
Végétation	Généralement abondante	Présente régulièrement	Rare

Les résultats suggèrent que la réponse des longicornes diffère sur les deux essences forestières et qu'il existe une interaction entre la sévérité du feu et le dhp. Ainsi, les épinettes noires de plus de 20 cm de diamètre sévèrement brûlées sont attaquées par les longicornes noirs alors que le pin gris est épargné. Par ailleurs, les résultats démontrent également que différentes espèces de longicornes attaquent les deux essences forestières. Ainsi, *Monochamus mutator* – une espèce apparentée au longicorne noir – a uniquement émergé des bûches de pin gris. Ces nouvelles connaissances contribueront à définir des plans d'aménagement durable des territoires incendiés qui seront rentables pour l'industrie forestière sans toutefois nuire aux communautés animales associées à ces milieux.

Références

1- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest : consequences for sustainable forestry. The Canadian Forest Research 31 : 384-391.

2- Hébert, C. 2006a. Succession d'insectes après feu en forêt boréale. Arthropodes des forêts canadiennes : 6-8.

3- Hébert, C. 2006b. Bois brûlés : optimiser la récupération en conservant la biodiversité. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides, Québec. L'Éclaircie, n° 26. 2 p.

4- Le Goff, H., M.D. Flannigan, Y. Bergeron, A. Leduc, S. Gauthier et K. Logan. 2008. Aménagement écosystémique en forêt boréale. Des solutions d'aménagement pour faire face aux changements climatiques : l'exemple des feux de forêt. Presses de l'Université du Québec. Chapitre 5 : 109-131.

5- MRNF. 2009. Document d'information sur les plans spéciaux d'aménagement et l'aide financière à l'intention des bénéficiaires de contrat forestier 2009-2010. 23 p.

6- Nappi, A., S. Déry, F. Bujold, M. Chabot, M.-C. Dumont, J. Duval, P. Drapeau, S. Gauthier, S. Brais, J. Peltier et I. Bergeron. 2011. La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique, Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 p.

7- Raske, A.G., et L. Safrannyik. 1970. Sequantial sampling plan for determining infestation and damage levels of Monochamus (Coleoptera : Cerambycidae) wood borers in decked lodgepole pine logs in Alberta. Can. For. Serv., For. Res. Lab., Calgary Alberta Int. Rept. A-26.

8- Rose, A.H. 1957. Some notes on the biology of *Monochamus scutellatus* (Say) (Coleoptera : Cerambycidae). The Canadian Entomologist 89 : 547-553.

9- St-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004. Xylophagous insects of fire-killed black spruce in central Quebec : species composition and substrate use. Canadian Journal of Forest Research 34 : 677-685.

10- Wikars, L.-O. 1992. Forest fires and insects. Entomologisk Tidskfirt 113 : 1-11.

Notes

Notes

10 Développement d'un modèle de prédiction des dommages des larves de longicornes dans le bois récemment brûlé en forêt boréale

Sébastien Bélanger
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université Laval

Éric Bauce
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université Laval

Richard Berthiaume
Consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor), Université Laval

Bernard Long
Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre & Environnement

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

Face à une diminution de la disponibilité de la ressource ligneuse, la récupération du bois brûlé dans les zones récemment incendiées devient une stratégie de plus en plus utilisée afin de contribuer à maintenir un volume de bois adéquat pour l'industrie forestière canadienne. Cependant, la qualité de ce bois pour l'industrie du sciage se détériore rapidement sous l'action de plusieurs espèces de longicornes qui profitent de cette soudaine disponibilité pour leur reproduction, leur nutrition et leur croissance (11, 1[1]). Ces insectes xylophages creusent des galeries à l'intérieur du bois brûlé, ce qui entraîne une diminution significative de sa qualité au cours des mois suivant le passage du feu. À titre d'exemple, Raske et Safranyik (1970) ont évalué que la perte économique sur le marché du bois d'œuvre, engendrée par les larves du genre *Monochamus,* pouvait atteindre 30 % lorsque l'industrie tardait à récolter le pin tordu (*Pinus contorta* (Dougl.)) disposé en empilements après la coupe. Dans la forêt boréale, l'abondance

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

du longicorne noir *Monochamus scutellatus scutellatus* peut être importante dans les zones récemment brûlées ; cette espèce est en grande partie responsable des dommages (2, 4, 6, 3, 9, 1).

Les attaques des insectes xylophages dans les sites brûlés semblent être influencées par certains facteurs comme les essences forestières et les classes de sévérité du brûlage. Ainsi, les arbres modérément brûlés subissent davantage d'attaques des longicornes (5). Les arbres légèrement et sévèrement brûlés semblent moins vulnérables aux attaques de longicornes, car ils ne possèdent probablement pas une teneur en eau et une qualité nutritionnelle adéquate pour le développement des larves dans la région subcorticale (8). Bien que les différents intervenants s'appuient de plus en plus sur ces facteurs afin de mieux cibler les zones de récolte les moins endommagées dans les brûlis, plusieurs questions n'ont toujours pas été élucidées. D'un point de vue économique, nous savons que la dégradation du bois causée par les larves de longicornes s'effectue majoritairement durant le premier et/ou le second été suivant le passage du feu (10), mais le moment précis où les larves entrent dans la tige ainsi que leur taux de progression dans le bois ne sont pas connus. De plus, le début de la ponte des longicornes après la fin de l'incendie reste toujours énigmatique.

Le premier objectif de mon projet de recherche est de déterminer la période d'attaque des différentes espèces de longicornes sur les épinettes noires récemment brûlées. Pour atteindre cet objectif, une parcelle a été établie dans chacun des quatre peuplements d'épinette noire brûlés à des niveaux modérés ou sévères : un ayant sévi à la fin de juin 2009 et les trois autres à la fin de mai 2010. Dans chaque parcelle, le tronc de 50 arbres a été enveloppé avec du papier noir de construction afin d'empêcher la ponte des longicornes. Ensuite, à tous les dix jours, la protection était retirée sur cinq arbres afin de les exposer durant cette période à la ponte des longicornes. Par la suite, des tronçons de 100 cm ont été prélevés au dhp, puis écorcés en laboratoire afin de dénombrer les larves de longicornes. Les résultats démontrent que les larves appartenant aux espèces *Monochamus scutellatus scutellatus* et *Acmaeops proteus proteus* ont été les plus abondantes. De plus, l'arrivée des longicornes semble être influencée par le moment dans la saison dans lequel le feu a fait rage.

Le deuxième objectif de mon projet de recherche est le développement d'un

modèle de prédiction des dommages par les larves du longicorne noir dans le bois récemment brûlé en fonction de l'essence forestière et de la température. Pour y arriver, des sections de tronc de 40 cm d'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.)) et de pin gris (*Pinus banksiana* (Lamb.)) ont été récoltées après le passage d'un feu ayant sévi en 2008 au nord du Lac-Saint-Jean. Au laboratoire, les sections de tronc ont été exposées individuellement à la ponte de longicornes noirs femelles afin que des œufs soient pondus dans l'écorce et que l'on puisse suivre le développement et la progression des larves dans les bûches. Les bûches ont ensuite été mises en élevage à cinq températures différentes (12, 16, 20, 24 et 28 °C) dans des chambres de croissance. Les bûches ont été scannées périodiquement à l'aide d'un tomographe à rayons X. L'analyse des images numériques en trois dimensions traitées avec le logiciel Matlab© a permis de démontrer une progression très rapide des larves du longicorne noir dans les bûches exposées aux températures les plus élevées (24 et 28 °C). De plus, les dommages – plus précisément la profondeur des galeries vers le centre des bûches – ont été plus importants dans l'épinette noire comparativement au pin gris. Dans tous les traitements, la profondeur des galeries a été fonction de la température d'exposition.

L'analyse complète des données obtenues par les images numériques permettra de développer un modèle prédictif de la progression des dommages du longicorne noir en fonction de la température. Dorénavant, en tenant compte de la période d'attaque (ponte) des longicornes et de la progression des larves dans le bois en fonction de la température, il sera possible d'informer les gestionnaires de l'évolution des dommages dans un brûlis afin de minimiser les pertes économiques et ainsi maximiser la récolte forestière.

Références

1- Boulanger, Y., et L. Sirois. 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on coleoptera, in the north boreal forest of Quebec. Environmental Entomology 36(1) : 128-141.

2- Gardiner, L.M. 1957. Deterioration of fire-killed pine in Ontario and the causal wood-boring Beetles. Canadian Entomologist 89(6) : 241-263.

3- Nappi, A., P. Drapeau et J.P.L. Savard. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest Is it becoming a hot issue for wildlife ? The Forestry Chronicle 80(1) : 67-74.

4- Peddle, S.M. 2000. Host selection, oviposition behaviour, and inter- and intra-specific competition in the white-spotted pin sawyer beetle, *Monochamus scutellatus* (Say) (Coleoptera : Cerambycidae). Dans :

Faculty of Forestry. University of Toronto, p. 93.

5- Prebble, M.L., et L.M. Gardiner. 1958. Degrade and value loss in fire-killed pine in the Mississagi area of Ontario. The Forestry Chronicle 34(2) : 139-158.

6- Purdon, M., J. Noël, A. Nappi, P. Drapeau, B. Harvey, S. Brais, Y. Bergeron, S. Gauthier et D. Greene. 2002. L'impact des coupes de récupération après feu en forêt boréale : leçons d'Abitibi. 1-8.

7- Raske, A.G., et L. Safranyik. 1970. Sequential sampling plan for determining infestation and damage levels of *Monochamus* (*Coleoptera : Cerambycidae*) wood borers in decked lodgepole pine logs in Alberta. Can. For. Serv., For. Res. Lab., Calgary, Alberta, Int. Rept. A-26.

8- Richmond, H.A., et R.R. Lejeune. 1945. The deterioration of fire-killed white Spruce by wood-boring insects in Northern Saskatchewan. The Forestry Chronicle 21(3) : 168-192.

9- Saint-Germain, M., P. Drapeau et C. Hébert. 2004. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. Biological Conservation 118 : 583-592.

10- Saint-Germain, M., et D.F. Greene. 2009. Salvage logging in the boreal and cordilleran forests of Canada : Integrating industrial and ecological concerns in management plans. The Forestry Chronicle 85(1) : 120-134.

11- Wikars, L.O. 1994. Effects and fire and ecology of fire-adapted insects. Introductory research essay no. 12. Département de zoologie. Université d'Uppsala, Suède.

Notes

Notes

11 Le boisement des landes à lichens et la gestion des puits de carbone forestier : comment intégrer les feux ?

Jean-François Boucher
Université du Québec à Chicoutimi
Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale

Xavier Cavard
Université du Québec à Chicoutimi, Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Chaire industrielle CRSNG/UQAT/UQAM en aménagement forestier durable

Pascal Tremblay
Université du Québec à Chicoutimi
Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale

Yves Bergeron
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
Chaire industrielle CRSNG/UQAT/UQAM en aménagement forestier durable

Daniel Lord
Université du Québec à Chicoutimi
Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale

Contexte écologique et climatique

L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) est une espèce adaptée à se régénérer après feu. Il arrive toutefois que des perturbations naturelles en rafale mènent à un recrutement déficitaire par rapport au peuplement initial (29, 24[1]), pouvant résulter en la formation de peuplements de faible densité arborescente au sein même de la forêt boréale continue (28, 15). Ces terrains dénudés, aussi appelés « dénudés secs » ou « landes forestières » (ci-après simplement nommés « landes »), forment environ 1,6 M d'hectares d'îlots de forêts ouvertes dans la forêt boréale continue québécoise (selon le dernier inventaire forestier décennal du ministère des Ressources naturelles et de la Faune). Alors que peu de preuve scientifique supporte à ce jour l'hypothèse d'une redensification naturelle des landes (19), des résultats d'études récentes suggèrent

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

une certaine capacité de support des landes face au boisement (17, 7, 16, 30) et un potentiel significatif de séquestration du carbone et, du coup, d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre (14, 5, 13).

Les émissions de gaz à effet de serre (GES) sont principalement associées à l'utilisation de combustibles fossiles, mais aussi au changement de vocation des terres, en particulier à la déforestation (26). Puisque les efforts de réduction à la source des émissions, incluant celles liées à la déforestation et à la dégradation des forêts, seront vraisemblablement insuffisants pour éviter les impacts négatifs des changements climatiques (32), la création de puits de carbone, par le boisement (*afforestation*) et le reboisement (*reforestation*), s'avère un outil efficace et peu coûteux d'atténuation des émissions de GES, grâce à la séquestration du carbone (26). Si, globalement, on estime que la séquestration continentale a réduit du tiers (9,5 Gt CO_2) les 29 Gt de CO_2 émis annuellement par l'Homme durant les années 1990, on évalue que le secteur forestier pourrait contribuer d'ici 2030 à une atténuation supplémentaire de 1,3 à 4,2 Gt CO_2 par année, et ce, à un coût inférieur à 100 $ U.S. la tonne séquestrée (26).

Compte tenu des importantes superficies en landes potentiellement disponibles au sein de la forêt boréale continue du Québec – et à plus forte raison celle du Canada, avec potentiellement plusieurs millions d'hectares de landes selon l'Inventaire forestier national du Canada de 2006 – et des autres avantages que recèle le boisement de landes boréales comparativement à d'autres méthodes d'atténuation des émissions de gaz à effet de serre – en particulier en matière de coûts, de perte d'opportunité et de risques de fuites (6, 14) –, le boisement des landes boréales pourrait s'avérer une méthode d'atténuation significative des émissions de gaz à effet de serre sur le long terme. Par contre, de nombreuses incertitudes et plusieurs défis scientifiques empêchent présentement de préciser et d'optimiser ce potentiel d'atténuation avant d'envisager une application efficace à grande échelle (6, 14). Parmi ces incertitudes figure le risque de réversibilité des stocks de carbone séquestré auquel correspondent notamment les feux de forêt et qui contribuent au manque de permanence des stocks de carbone forestier (25, 9, 20).

La permanence des stocks de carbone forestier

Même si les risques de réversibilité des puits forestiers ajoutent à l'incertitude sur la permanence à long terme des stocks de

carbone forestier, le potentiel de la séquestration forestière à titre de méthode d'atténuation efficace des émissions de gaz à effet de serre demeure important, même s'il est temporaire (8, 10). Au Canada, tant les feux de forêt que les épidémies d'insectes sont d'importants agents de perturbation naturelle dans la forêt boréale. Par exemple, la combinaison des feux de forêt récurrents – qui sont parmi les principaux déterminants du budget carboné de la forêt boréale canadienne (1, 4) – avec la dernière épidémie de dendrochtone du pin (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) dans l'Ouest canadien a récemment contribué à la décision du Canada de ne pas comptabiliser ses forêts sous aménagement selon les termes de l'article 3.4 du protocole de Kyoto, parce que cela aurait contribué à éloigner davantage le pays de ses objectifs de réduction durant la première période d'engagement (27, 22). De plus, ces agents de perturbations sont sur la voie d'augmentation en fréquence et en intensité en réponse aux changements climatiques, de sorte qu'ils tendent à être de plus en plus déterminants dans le budget carboné de la forêt boréale canadienne (11, 3, 21). Afin de prendre en compte explicitement les risques de réversibilité, il est dès lors important d'intégrer l'impact des perturbations naturelles dans les calculs et les estimations des bilans carbone de projets de boisement de landes boréales.

L'intégration des risques de réversibilité

En principe, intégrer l'impact d'une perturbation telle que le feu dans le calcul des bilans carbone est simple. Il suffit de connaître la probabilité qu'une telle perturbation survienne dans les peuplements d'intérêt pour un intervalle de temps donné (susceptibilité), ainsi que la quantité de carbone qui sera relâchée dans l'atmosphère si la perturbation survient (vulnérabilité). Dans la pratique, ces deux éléments sont délicats à déterminer, surtout lorsque l'on considère l'extrême variabilité inhérente à un phénomène aussi stochastique que les feux de forêt, ainsi que les nombreux facteurs qui influent sur son comportement.

Des deux éléments, la susceptibilité est le plus difficile à calculer. L'objectif est d'être capable de prédire pour chaque point d'une carte la probabilité annuelle de passer au feu, en fonction de variables ou d'indices climatiques tels que le *Fire Weather Index* utilisé au Canada (31), ainsi que des caractéristiques biophysiques du peuplement (topographie, type de couvert, drainage, dépôt, peuplements adjacents, etc.). Il serait ainsi possible de déterminer

l'impact du boisement des landes sur les risques de feu en fonction de leur localisation exacte. Malheureusement, les modèles de prédiction du comportement des feux qui sont applicables dans un contexte nord-canadien sont généralement prévus pour déterminer l'impact d'un feu, et de peu d'aide pour calculer la susceptibilité. Le *Prescribed Fire Analysis System* (2, 18) est une exception notable, capable de calculer non seulement la vitesse de progression d'un feu mais également sa probabilité d'extinction, et donc sa surface totale probable, en fonction du type de carburant (i.e. le type de couvert forestier) et des variables climatiques. À l'heure actuelle, ce modèle ne prend toutefois pas encore en compte les variables topographiques. L'approche purement statistique et empirique est une autre voie possible pour calculer la susceptibilité. Elle a déjà été utilisée avec succès sur la question des feux de forêt, quoique sur de plus grandes échelles (11). Elle consiste à déterminer les variables climatiques et biophysiques les mieux à même d'expliquer, et donc de prédire, la proportion de surfaces brûlées observées ou, dans notre cas particulier, les probabilités d'occurrence d'un feu. Cette méthode présente néanmoins l'inconvénient de n'être pas spatialement explicite, bien qu'il soit possible d'intégrer des variables comme la proximité des plans d'eau, ou bien encore des indices reflétant la composition des peuplements adjacents.

La vulnérabilité est moins problématique. Un modèle comme le *Canadian Fire Behavior Prediction System* (12) permet de calculer la quantité de combustible, et donc de carbone, consumée par le feu en fonction du climat et du type de couvert (1). Il ne permet toutefois pas de déterminer ce qu'il advient du carbone restant sur place (par exemple, la cendre ou le bois mort). Une utilisation conjointe de ce modèle et de données de terrain sera donc peut-être nécessaire afin d'inclure ces résultats dans des bilans carbone plus détaillés, tels que ceux du CBM-CFS3 (23).

Références

1- 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.

2- Anderson, K. 2010. A climatologically based long-range fire growth model. Intern. J. Wildland Fire 19 : 879-894.

3- Balshi, M.S., A.D. McGuire, Q. Zhuang, J. Melillo, D.W. Kicklighter, E. Kasischke, C. Wirth, M. Flannigan, J. Harden, J.S. Clein, et al. 2007. Role of historical fire disturbance on carbon dynamics of the boreal region. J. Geophys. Res. 10.1029/2006JG000380.

4- Bond-Lamberty, B., et S. Gower. 2007. Estimation of stand-level leaf area for boreal bryophytes. Oecologia 151 : 584-592.

5- Boucher, J.-F., C. Villeneuve, J.-R. Wells, Y. Bergeron, S. D'Amours, I. Côté et D. Lord. 2011. The GHG offset potential of the open woodland afforestation in the boreal forest of Eastern Canada. Ameriflux/NACP 3rd All-Investigator Meeting, 1st to 4th February 2011, New-Orleans, LA, USA.

6- Boucher, J.-F., S. Gaboury, D. Lord et C. Villeneuve. 2008. Potentiel et enjeux à propos de la création de puits de carbone en forêt boréale. Numéro spécial dans Liaison Énergie-Francophonie sur le thème « Biodiversité, énergie et changements climatiques. Enjeux et perspectives ». Septembre.

7- Delisle, I., P. Tremblay, J.-F. Boucher et D. Lord. 2011. How the natural regeneration of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) can contribute to the carbon sequestration of site-prepared boreal open woodlands. Ameriflux/NACP 3rd All-Investigator Meeting, 1st to 4th February 2011, New-Orleans, LA, USA.

8- Dornburg, V., et G. Marland. 2008. Temporary storage of carbon in the biosphere does have value for climate change mitigation : a response to the paper by Miko Kirschbaum. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 13 : 211-217.

9- Dutschke, M., B. Schlamadinger, J.L.P. Wong et M. Rumberg. 2005. Value and risks of expiring carbon credits from afforestation and reforestation projects under the CDM. Climate Policy 5 : 109-125.

10- Fearnside, P. 2008. On the value of temporary carbon : a comment on Kirschbaum. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 13 : 207-210.

11- Flannigan, M.D., K.A. Logan, B.D. Amiro, W.R. Skinner et B.J. Stocks. 2005. Future area burned in Canada. Climatic Change 72 : 1-16.

12- Forestry Canada. 1992. Development and structure of the Canadian Forest Fire Behavior Prediction System. Canadian Forest Service Information Report ST-X-3.

13- Fradette, O., P. Tremblay, J.-F. Boucher et D. Lord. 2011. Carbon stock growth in ten year-old afforested open woodlands of the boreal forest. Ameriflux/NACP 3rd All-Investigator Meeting, 1st to 4th February 2011, New-Orleans, LA, USA.

14- Gaboury, S., J.-F. Boucher, C. Villeneuve, D. Lord et R. Gagnon. 2009. Estimating the net carbon balance of boreal open woodland afforestation : A case-study in Québec's closed-crown boreal forest. Forest Ecol. Manage. 257 : 483-494.

15- Gagnon, R., et H. Morin. 2001. Les forêts d'épinette noire du Québec : dynamique, perturbations et biodiversité. Natur. Can. 125 : 26-35.

16- Gagnon-Duchesne, M., P.-L. Des-sureault, J.-F. Boucher et D. Lord. 2011. How the growth of planted black spruce and jack pine seedlings contribute to the carbon sequestration of site prepared open woodlands in Quebec's boreal forest. Ameriflux/NACP 3rd All-Investigator Meeting, 1st to 4th February 2011, New-Orleans, LA, USA.

17- Hébert, F., J.-F. Boucher, P.Y. Bernier et D. Lord. 2006. Growth response and water relations of 3-year-old planted black spruce and jack pine seedlings in site prepared lichen woodland stands. For. Ecol. Manage. 223 : 226-236.

18- Hély, C., M.J. Fortin, K.R. Anderson et Y. Bergeron. 2010. Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest : role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the Prescribed Fire Analysis System. Intern. J. Wildland Fire 19 : 1099-1109.

19- Jasinski, J.P.P., et S. Payette. 2005. The creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. Ecol. Monogr. 75 : 561-583.

20- Kirschbaum, M.U.F. 2006. Temporary carbon sequestration cannot prevent climate change. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 11 : 1151-1164.

21- Kurz, W.A., G. Stinson, G. Rampley. 2007. Could increased boreal forest ecosystem productivity offset carbon losses from increased disturbances ? Phil. Trans. R. Soc. B 2198 : 1-9.

22- Kurz, W.A., G. Stinson, G.J. Rampley, C.C. Dymond et E.T. Neilson. 2008. Risk of natural disturbances makes future contribution of Canada's forests to the global carbon cycle highly uncertain. Proceedings of the National Academy of Sciences 105 : 1551-1555.

23- Kurz, W.A., C.C. Dymond, T.M. White, G. Stinson, C.H. Shaw, G.J. Rampley, C. Smyth, B.N. Simpson, E.T. Neilson, J.A. Trofymow, J. Metsaranta et M.J. Apps. 2009. CBM-CFS3 : A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards. Ecol. Modelling 220 : 480-504.

24- Le Goff, H., et L. Sirois. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. Can. J. For. Res. 34 : 2399-2409

25- Marland, G., K. Fruit et R. Sedjo. 2001. Accounting for sequestered carbon : the question of permanence. Environmental Science & Policy 4(6) : 259-268.

26- Nabuurs, G.J., O. Masera, K. Andrasko, P. Benitez-Ponce, R. Boer, M. Dutschke, E. Elsiddig, J. Ford-Robertson, P. Frumhoff, T. Karjalainen, O. Krankina, W.A. Kurz, M. Matsumoto, W. Oyhantcabal, N.H. Ravindranath, M.J. Sanz Sanchez, X. Zhang. 2007. Forestry. In Climate Change 2007 : Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [B. Metz, O.R. Davidson, P.R. Bosch, R. Dave, L.A. Meyer (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

27- Natural Resources Canada. 2007. Is Canada's Forest a Carbon Sink or Source ? Canadian Forest Service Science-Policy Notes, October 2007. Natural Resources Canada, Government of Canada.

28- Payette, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press. Cambridge, U.K., p. 144-169.

29- Payette, S., N. Bhiry, A. Delwaide et M. Simard. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada : the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. Can. J. For. Res. 30 : 288-305.

30- Touchette, M., A. Munson, J.-F. Boucher et D. Lord. 2011. How important is the soil fertility and planted tree nutrition to the carbon sequestration of afforested boreal open woodlands. Ameriflux/NACP 3rd All-Investigator Meeting, 1st to 4th February 2011, New-Orleans, LA, USA.

31- Van Wagner, C.E. 1987. The development and structure of the Canadian forest fire weather index system. Forest Technical Report 35, Canadian Forest Service, Ottawa, Canada.

32- Weaver, A.J., K. Zickfeld, A. Montenegro et M. Eby. 2007. Long term climate implications of 2050 emission reduction targets. Geophys. Res. Lett., 34, L19703, doi :10.1029/2007GL031018.

Notes

Notes

12 Régénération naturelle et coupe de récupération

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

Josée Noël
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

David F. Greene
Concordia University

Yves Bergeron
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue et Université du Québec à Montréal

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

Résumé

En Amérique du Nord, en Eurasie et en Australie, la coupe de récupération des bois brûlés est de plus en plus employée pour atténuer les pertes économiques dues au feu, bien que les effets de ce type d'intervention soient peu connus. Dans une expérience après feu, nous avons comparé la régénération naturelle de sites récupérés avec celle de sites non récupérés. Nous y avons montré que la régénération de pin gris et d'épinette noire était fortement réduite dans les sites récupérés comparativement aux sites non récupérés, malgré le fait que ce type de coupe avait créé de nombreux lits de germination de bonne qualité pour ces espèces. Par contre, le peuplier faux-tremble a eu autant de succès d'établissement dans les deux types de site. Ce faible recrutement résineux sur les sites récupérés était principalement dû à la perte de graines à la suite de la récolte du bois mort. Ce constat nous permet de penser qu'on peut assurer une bonne régénération naturelle des sites brûlés, puis récupérés, en modifiant légèrement cette pratique et en maintenant aussi du bois mort sur le site.

Introduction

En forêt boréale, les incendies forestiers sont des perturbations majeures qui

touchent les écosystèmes forestiers et la planification de l'aménagement forestier. Dans les territoires aménagés, les sites incendiés doivent être remis en production afin notamment de maintenir la productivité forestière, l'un des six critères d'aménagement forestier durable. En outre, comme les pressions et les usages sur les ressources forestières se sont accrus au cours des dernières années (zones en conservation, besoin de stocker du carbone, etc.), on a vu un peu partout dans le monde augmenter le recours aux coupes de récupération des bois brûlés afin de pallier les dommages engendrés par ces feux de forêt. La coupe de récupération constitue une deuxième perturbation généralement opérée dans les quelques semaines à quelques mois après l'incendie. Or, les effets de cette perturbation tant sur l'établissement de la régénération que sur la diversité biologique ne sont pas connus. Notre objectif principal est donc d'évaluer l'effet de la coupe de récupération sur la quantité de lits de germination, le recrutement des résineux et la composition après feu.

Notre travail portera essentiellement sur trois espèces boréales ayant de bonnes capacités de se régénérer après feu : le peuplier faux-tremble, le pin gris et l'épinette noire. Le tableau 1 résume les principales caractéristiques de ces espèces en ce qui concerne leur retour après perturbation par le feu.

Tableau 1

Principales caractéristiques des espèces face au feu

Caractéristiques	**Peuplier faux-tremble**	**Pin gris**	**Épinette noire**
Âge de production de graines	3 ans	3-5 ans	30 ans
Stock de graines relâchées après feu	Non, mais production de petites graines abondantes dispersées par le vent	Oui dans des cônes sérotineux	Oui, partiellement dans des cônes semi-sérotineux
Reproduction végétative	Oui	Non	Non
Taux de croissance après établissement	Très rapide	Rapide	Lent

Méthode

Le dispositif a été établi en 1997 dans le feu de Val-Paradis en Abitibi. Il s'agissait d'un feu ayant sévi en juin 1997 qui avait atteint une superficie de 13 200 ha. Les peuplements incendiés étaient essentiellement matures, leur âge lors du feu variant entre 65 et 85 ans. On y comptait des peuplements de peupliers faux-trembles, de pins gris et d'épinettes noires, ainsi que des mélanges de peupliers faux-trembles et de pins gris. Comme dans tous les feux, on y trouvait des zones ayant été touchées plus ou moins sévèrement par le feu. Craignant les infestations de longicorne, les opérations de récupération ont débuté dès la fin de l'été 1997.

En collaboration avec Tembec et Norbord, dès août 1997, nous avons établi un dispositif de 36 blocs, répartis selon trois types de composition et trois types de sévérité, qui allaient être préservés à des fins de recherche sans être récupérés. En termes de composition, nous avons distingué les peuplements qui avaient une composition feuillue (> 75 % surface terrière feuillue), mixte (25-75 % surface terrière feuillue) ou résineuse (< 25 % surface terrière feuillue). La sévérité y a également été qualifiée de légère (< 25 % des arbres marchands étaient morts), modérée (< 75 % de mortalité des arbres marchands) et sévère (>75 % de mortalité). Des placettes permanentes de 20 m × 20 m ont été établies dans chacun des blocs. À l'été 1998, une fois les opérations de récupération complétées, nous avons établi 24 nouvelles placettes dans les zones où la sévérité du feu avait été modérée à sévère, en pairant le mieux possible ces placettes à celles préservées et non récupérées.

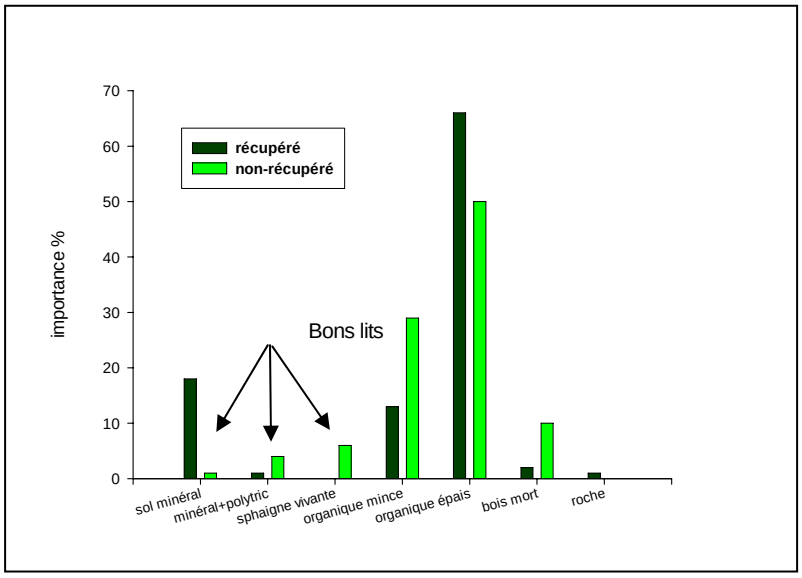
Toutes les placettes brûlées et non récupérées ont été visitées aux étés 1997-1998-1999, tandis que celles brûlées et récupérées l'ont été en 1998 et 1999. Les arbres et les gaules ont été mesurés en termes de dhp pour les sites brûlés et de dhs (diamètre à hauteur de la souche) pour les sites récupérés afin de définir la surface terrière occupée par les espèces lors du passage du feu. Les semis ont été dénombrés et mesurés dans 25 microplacettes de 4 m^2 localisées aléatoirement dans la placette de manière à en évaluer le coefficient de distribution (stocking). On y a également noté le coefficient de distribution des arbres présents avant le feu. Finalement, sur un transect de 30 m, le type de lit de germination a été mesuré systématiquement à chaque 1 m. Le semis le plus proche a été mesuré de manière à qualifier la quantité de lits de germination

disponibles pour définir la préférence des lits de germination utilisés par les différentes espèces.

Résultats et discussion

Lits de germination

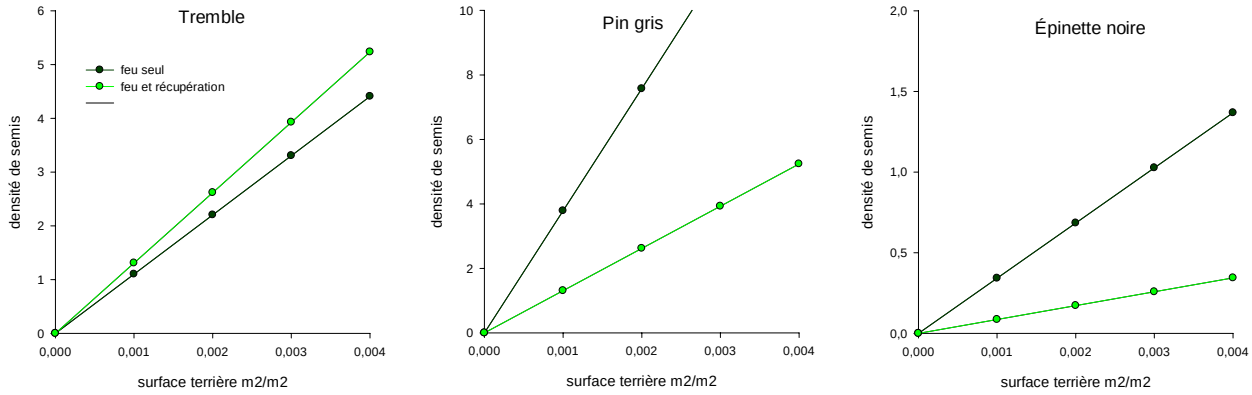
La préférence pour différents types de lits de germination a été mesurée en comparant leur utilisation à leur disponibilité dans les sites brûlés seulement. Par la suite, nous avons comparé la disponibilité des lits de germination entre les sites brulés et les sites brûlés-récupérés. Les lits de germination les plus utilisés par les résineux sont dans l'ordre : le sol minéral exposé, le sol minéral où on trouve du *Polytrichum* ou encore la sphaigne vivante. Les opérations ont généré beaucoup de lits de germination avec sol minéral exposé qui constitue le meilleur lit de germination. Ce constat a permis de suggérer que si l'on maintenait un certain stock de graines dans les sites lors de la récupération, il serait peut-être possible d'assurer une meilleure régénération résineuse.



Comparaison du succès de régénération entre les sites brûlés et brûlés-récupérés

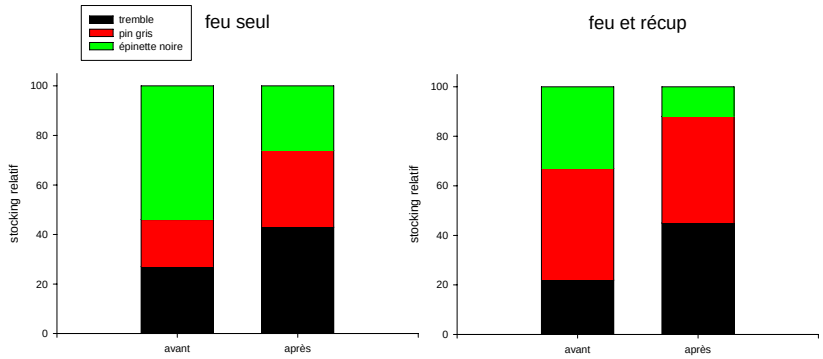
Il a été établi que l'on peut raisonnablement prédire la densité de semis établis trois ans après le feu en utilisant la surface terrière occupée par l'espèce avant feu. Afin de comparer les succès de régénération des trois espèces des sites brûlés à ceux brûlés-récupérés, nous avons donc

simplement comparé la pente d'équation de régression obtenu en prédisant la densité de semis à partir de la surface terrière observée de l'espèce. La figure suivante montre que le peuplier faux-tremble semble très peu influencé par les opérations de récupération puisque la pente de la relation entre la surface terrière et la densité de semis est très semblable dans les deux situations. Par contre, la densité de semis après la double perturbation n'est que de 20 % à 25 % celle observée sans récupération pour le pin gris et l'épinette noire respectivement.



Effet du feu et de la coupe de récupération sur la composition après feu

Le feu à lui seul a eu pour effet d'augmenter la proportion de pin gris et de peuplier faux-tremble au sein de la régénération, et ce, au détriment de l'épinette noire qui a présenté une diminution de 50 %. Cependant, la coupe de récupération semble avoir affecté plus fortement l'établissement de l'épinette noire que le feu seulement : cette espèce a présenté une diminution de 62 % dans les sites récupérés. De plus, la proportion de pin gris n'a pas augmenté dans les sites brûlés-récupérés, contrairement aux sites brûlés seulement.



Conclusion

Nos travaux portant sur l'effet de la composition avant feu et la sévérité du feu permettent d'améliorer les connaissances sur les facteurs qui influencent la régénération après feu. Les connaissances acquises sur ce processus peuvent commencer à être traduites dans un outil d'aide à la décision pour la planification de la remise en production de territoires brûlés. Nous avons commencé ce travail, avec l'équipe du Dr Osvaldo Valeria à l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue. Comme les opérations de récupération doivent être planifiées rapidement après le passage du feu, un tel outil permettra de mieux cibler les sites qui présentent un bon potentiel pour la régénération naturelle et éviter ceux où la régénération risque d'être déficiente.

Les résultats relatifs au succès de régénération déficient dans les sites récupérés, malgré la création d'une importante quantité de lits de germination de bonne qualité, suggèrent que les activités de récupération ont éliminé le stock de graines du site, ou encore que les lits de germination qui deviennent exposés notamment au soleil et à la lumière ne conservent pas assez d'humidité pour permettre l'établissement des semis. Ces constats laissent présager qu'il est possible de développer des pratiques de récupération qui permettent à la fois un bon succès de régénération tout en réduisant les impacts économiques négatifs de la récupération. À cet égard, des travaux ont été entrepris afin de développer des pratiques de récupération avec rétention de semenciers qui pourraient fournir un stock de graines suffisant et possiblement assurer de l'ombrage, réduisant ainsi l'effet asséchant de l'exposition au soleil. Si les résultats sont concluants, on pourrait alors maximiser le recours à la régénération naturelle dans les sites où cela est possible et mieux investir les ressources pour assurer le reboisement des sites en manque de régénération.

Notes

Notes

13 La gestion du feu à Parcs Canada

Protéger les biens et les personnes et permettre au feu de jouer son rôle dans la dynamique des écosystèmes

L'exemple du parc national du Canada de la Mauricie

Michel Thériault
Parcs Canada

Parcs Canada, un mariage entre protection, éducation et expériences mémorables

Parcs Canada, qui a fêté en 2010 son 125e anniversaire, est une agence relevant du ministre de l'Environnement du Canada. L'organisme gère 42 parcs nationaux, 3 aires marines nationales de conservation et plus de 165 lieux historiques nationaux (plus de 700 autres sites sont administrés par des tiers). Les parcs nationaux occupent actuellement 2 % environ du territoire canadien et, lorsque le réseau sera complété, ils occuperont environ 3 % de la superficie.

Le mandat de l'agence est de protéger et de mettre en valeur des exemples représentatifs du patrimoine naturel et culturel du Canada, et en favoriser chez le public la connaissance, l'appréciation et la jouissance, de manière à en assurer l'intégrité écologique et commémorative pour les générations d'aujourd'hui et de demain.

La *Loi sur les parcs nationaux* établit clairement que la préservation et le rétablissement de l'intégrité écologique sont les priorités du ministre pour tous les aspects de la gestion des parcs nationaux du Canada.

Le parc national de la Mauricie, une mosaïque forestière diversifiée, drapée sur un paysage de collines arrondies

Situé sur la rive nord du fleuve Saint-Laurent, entre Québec et Montréal, le parc national de la Mauricie (PNLM) représente l'interface entre la vallée du Saint-Laurent et le Bouclier canadien. D'une superficie totale de 536,4 km² (93 % terrestre), on y retrouve plus de 150 lacs et étangs. L'offre de service comprend entre autres 581 emplacements de camping aménagés et 200 emplacements en camping sauvage. Le parc compte 150 employés à temps plein et 125 employés saisonniers qui accueillent 150 000 visiteurs annuellement, ce qui génère 9,7 M$ en retombées économiques.

Localisation du parc national de la Mauricie

Le fonctionnement du programme de gestion du feu à Parcs Canada

Le programme de gestion du feu à Parcs Canada comporte deux volets : la prévention et la protection contre les incendies de forêt des territoires sous sa juridiction et l'utilisation active du feu pour la gestion des écosystèmes. Le brûlage dirigé est utilisé à la fois dans la prévention et la lutte aux incendies et à des fins écologiques. Par exemple, des brûlages sont réalisés pour diminuer le risque d'incendie près de secteurs sensibles (haute fréquentation). On crée alors des coupe-feu ou on diminue la quantité de combustible disponible en allumant intentionnellement des incendies à des périodes précises et sous des conditions prédéterminées qui en assurent le contrôle.

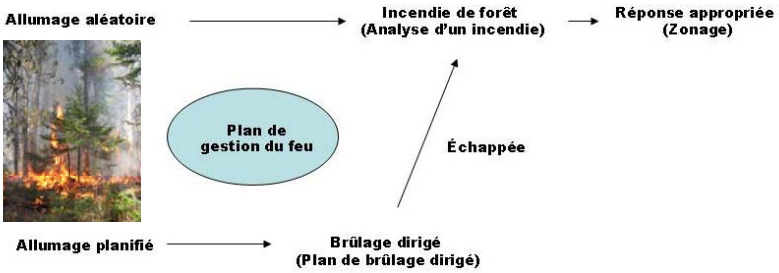
Le brûlage dirigé se définit comme « l'utilisation délibérée du feu sur une superficie prédéterminée et dans des conditions prescrites pour des fins d'aménagement[1] ».

Le diagramme suivant schématise le processus de gestion des incendies à Parcs Canada.

- Chaque parc national où la végétation a un potentiel de brûler doit élaborer un plan de gestion du feu. Ce document stratégique regroupe l'information sur l'organisation, les politiques et les actions prévues à l'égard des incendies de forêt et des brûlages dirigés pour un territoire défini.

- Les allumages aléatoires, qu'ils soient d'origine naturelle ou humaine, sont appelés des incendies de forêt et font l'objet d'une analyse d'incendie. Ces feux reçoivent une réponse appropriée selon le zonage préétabli pour le secteur où ils se développent dans le parc. La réponse peut aller d'une attaque agressive visant à contenir le feu à la plus petite superficie possible à la simple observation du développement de l'incendie.

- Les allumages planifiés sont appelés des brûlages dirigés et doivent avoir fait l'objet d'un processus rigoureux de planification et d'approbation avant d'être mis en œuvre. Si un brûlage devient hors contrôle et déborde de la superficie pré-identifiée au plan de brûlage, il devient un incendie de forêt et est traité comme tel.



1. *Glossaire des termes employés en gestion du feu en forêt,* Centre interservices des feux de forêt du Canada, Winnipeg, 2003.

Les premières expériences de brûlage dirigé au PNLM

C'est à l'automne 1991 qu'a eu lieu le premier brûlage dirigé au PNLM. Il s'agissait du premier d'une série de quatre brûlages à être réalisés entre 1991 et 1993, dans le cadre d'un programme visant à réhabiliter des plantations d'épinette blanche du secteur Saint-Jean-des-Piles. Ce programme visait à renaturaliser une portion des 426 ha plantés par la Laurentide Paper Company entre 1930-1932. Des travaux forestiers ont eu lieu en deux phases : des coupes partielles sur 130 ha de 1976 à 1982 et divers travaux sur 280 ha entre 1987 et 1994. C'est lors de la deuxième phase, à la suite des travaux de coupe, que le brûlage dirigé a été mis à profit dans quatre secteurs particuliers. Les secteurs affectés couvraient respectivement 13, 9, 14 et 42 ha. Les brûlages visaient non seulement l'élimination des plantations, mais aussi le développement de l'expertise dans ce domaine.

La restauration écologique du pin blanc

Les écosystèmes de pin blanc du PNLM, comme ceux de l'ensemble de la vallée du Saint-Laurent, ont fait l'objet de coupes importantes au cours des siècles derniers. Ces coupes ont entre autres eu pour effet de réduire la densité de la population de pin blanc, de modifier la structure des peuplements et de favoriser l'implantation d'espèces compétitrices.

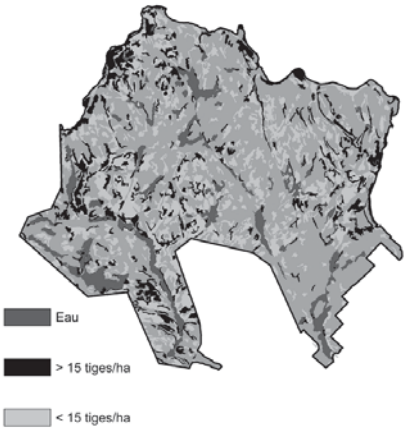
C'est entre 1850 et 1870 que l'exploitation massive des forêts de pin en Mauricie a débuté. Jusqu'en 1887, le pin était presque la seule essence convoitée. Par la suite, les opérations forestières visaient le pin et les autres essences commerciales. Cette pratique s'est poursuivie jusque dans les années 1930 sur les rives des rivières Saint-Maurice et Matawin, ainsi que le long du lac Wapizagonke. Ensuite, de 1930 à 1971, l'ensemble du territoire du PNLM a fait l'objet de coupes forestières diverses afin d'alimenter les usines de pâtes et papier et les scieries de la région. Dans une première phase, l'exploitation a été axée sur les plus beaux spécimens de pin blanc, qui sont les principaux arbres producteurs de semences. Par la suite, des coupes successives ont créé des ouvertures importantes dans le couvert de ces peuplements, laissant pénétrer davantage la lumière et favorisant l'installation d'espèces compétitrices. On observe aujourd'hui une plus

grande représentativité du sapin baumier (31,8 % du volume ligneux actuel par rapport à 13,1 % du volume ligneux historique) et une diminution du pin blanc (0,5 % par rapport à 12,5 %).

Il est clair que l'exploitation forestière a eu un impact direct important sur les forêts de pin. Il existe cependant d'autres facteurs qui ont nui à la régénération des peuplements. La suppression des incendies forestiers est l'un d'eux. Il est reconnu que le pin blanc est une espèce adaptée au feu et que les peuplements où il est fortement représenté se sont installés et ont évolué dans un contexte de feux récurrents. La littérature démontre que le maintien des peuplements de pin blanc à travers le temps est relié à un régime de feux caractérisé par le passage de feux intenses relativement espacés, ponctués de fréquents feux de surface de moindre intensité. L'interruption d'un processus naturel aussi essentiel pour cette espèce n'est donc pas sans conséquence.

En plus des facteurs contraignants énumérés ci-dessus, les forêts actuelles de pin blanc sont soumises à des agents pathogènes agressifs. Notons principalement l'impact du charançon du pin blanc (*Pissodes strobi*, Peck), un insecte indigène dont l'influence historique aurait dû être beaucoup moins importante dans un contexte de récurrence périodique des feux. La rouille vésiculeuse du pin blanc (*Cronartium ribicola*, J.C. Fisher) – un champignon exotique introduit en Amérique et observé pour la première fois au Québec en 1916 – a aussi des conséquences néfastes sur les écosystèmes de pins blancs.

Le bilan de toutes ces perturbations sur les écosystèmes est inquiétant. Actuellement, moins de 1 % de la superficie du PNLM est occupé par des peuplements composés de plus de 80 tiges/ha de pin (de plus de 10 cm au DHP). Les analyses palynologiques indiquent que le pin blanc était davantage présent il y a 2 000 ans. Le pin pouvait représenter 13 % du volume ligneux dans la forêt d'origine. Les données actuelles indiquent une représentativité de seulement 2 % du volume. Des travaux récents menés à partir des premiers carnets d'arpentage en viennent au même constat : l'abondance relative du pin blanc dans le paysage forestier mauricien est passée de 47 % dans la forêt précoloniale (avant 1850) à 12 % aujourd'hui. Cela est loin de rappeler les forêts de pin décrites par les explorateurs et les exploitants forestiers des derniers siècles.



Distribution actuelle du pin blanc au parc national de la Mauricie

Faible densité	< 15 tiges/ha	Représente actuellement 16 % de la superficie forestière du parc
Moyenne densité	15-50 tiges/ha	Représente actuellement 7,2 % de la superficie forestière du parc
Forte densité	50-100 tiges/ha	Représente actuellement 1,5 % de la superficie forestière du parc
Très forte densité	> 100 tiges/ha	Représente actuellement 0,7 % de la superficie forestière du parc

La distribution actuelle du pin blanc au parc témoigne de ce constat (voir carte ci-haut). Les stations abritant moins de 15 tiges de pin à l'hectare sont réparties sur l'ensemble du territoire et couvrent de grandes surfaces, soit près de 7 700 ha au total. Les plus grandes densités de pins se concentrent dans les vallées du lac Wapizagonke, de la rivière Matawin et de la rivière Saint-Maurice. Parmi ces stations, 83 sites avec des densités de pins variant de 15 à 50 tiges à l'hectare ont été retenus pour fins de restauration. Elles couvrent au total 1 101 ha, ce qui représente 2 % de la superficie forestière du parc.

Les objectifs établis à long terme pour la stratégie de restauration du pin blanc au parc national de la Mauricie sont de retrouver :

- 4 % de la superficie forestière du parc avec des peuplements « denses » en pin blanc (plus de 100 tiges/ha).
- 8 % de la superficie forestière du parc avec des densités « moyennes » en pin blanc (plus de 15 tiges/ha).

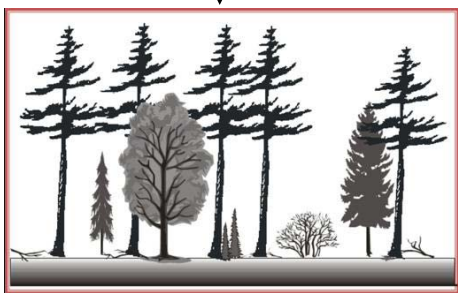
Le rôle premier du feu dans la gestion des écosystèmes de pin blanc est de modifier la structure du peuplement de manière à

favoriser l'implantation et la survie des semis de pin. Cela est obtenu en :

- favorisant la pénétration de la lumière au sol par l'élimination d'une partie de la canopée haute et de la majorité de l'étage intermédiaire ;
- réduisant la compétition pour les jeunes pins par l'élimination de la strate arbustive ;
- favorisant un lit de germination plus adéquat pour les graines de pin, en réduisant la couche de litière.

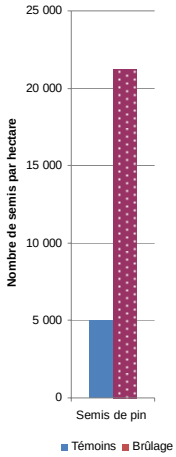
Le diagramme suivant illustre l'effet souhaité du feu sur la structure du peuplement afin d'assurer l'implantation, la survie et le développement du pin blanc.

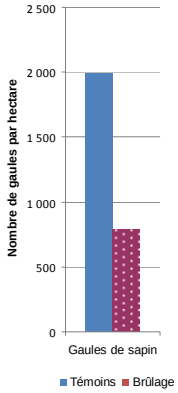
Structure typique d'un peuplement de pin avant brûlage

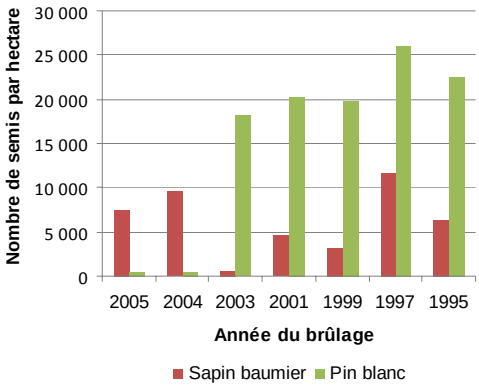


Structure souhaitée d'un peuplement de pin à la suite du brûlage

Le suivi périodique du développement de la régénération mis en place sur chaque site démontre que ces opérations de brûlage dirigé ont eu les résultats escomptés (voir graphiques suivants). On constate une diminution des compétiteurs et une augmentation des semis de pin. Ces derniers profitent des conditions créées par les brûlages encore plusieurs années après le passage du feu.







La restauration écologique du chêne rouge

Fait méconnu, le chêne rouge est une essence bien adaptée au feu. Profitant d'un enracinement profond et d'une écorce épaisse, les tiges adultes résistent facilement aux incendies de surface et même à ceux d'intensité plus élevée. La production de glands est irrégulière avec des pics aux 2 à 5 ans. On estime que 80 % des glands font l'objet de prédation. Les semis survivent à l'ombre environ 5 ans et meurent s'il n'y a pas d'ouverture dans le couvert. Cependant, à ce stade, ils ont la capacité de retiger vigoureusement et à répétition. C'est cette adaptation qui favorise le chêne à la suite du passage du feu et qui est utilisée par les aménagistes forestiers en Ontario et aux États-Unis depuis de nombreuses années.

À la suite d'une coupe partielle, ces derniers effectuent un premier brûlage suivi d'un deuxième, 2 ou 3 ans plus tard. Cela épuise les réserves de la végétation compétitrice et laisse le champ libre aux rejets de chêne qui prennent le dessus. Le reste du peuplement est ensuite prélevé en hiver lorsque la régénération de chêne atteint environ 2 cm au collet.

Parallèlement aux travaux réalisés sur le pin blanc, le service de la conservation de Parcs Canada s'est penché sur le cas du chêne rouge au parc de la Mauricie. On retrouve quelques peuplements où le chêne rouge partage l'habitat avec, entre autres, l'érable à sucre et le hêtre et se retrouve en nombre intéressant. Ailleurs, seulement quelques individus sont observés en pochettes isolées. Des inventaires se poursuivent sur ces sites pour mieux cerner la situation de l'espèce au parc. Parallèlement à ces travaux, des brûlages expérimentaux ont été réalisés entre 2004 et 2006, afin de valider la possibilité d'effectuer des brûlages dirigés en automne pour le chêne. Il s'est avéré qu'en automne, pour générer suffisamment d'intensité, il est nécessaire d'ajouter du combustible au sol. On doit alors remplacer le premier brûlage par une opération de débroussaillage qui est suivie d'un brûlage après une saison de croissance. Par contre, les conditions propices pour brûler après la chute des feuilles ne se présentent pas chaque année et les fenêtres sont très courtes. Cette stratégie a donc été retenue pour traiter des sites de petite dimension.

En raison des humidités relatives très basses, le brûlage printanier présente l'avantage de générer l'intensité souhaitée seulement en utilisant les feuilles et les brindilles au sol. Un premier projet a été réalisé sur une trentaine d'hectares près du lac Bouchard. Le brûlage initial a eu lieu en 2007, suivi d'une opération d'annelage en 2008 visant à ouvrir la canopée. Finalement, un deuxième brûlage a été réalisé en 2010. Ce type de brûlage se déroule très tôt au printemps alors que les peuplements résineux et ceux situés sur les flancs nord, moins exposés au soleil, sont encore partiellement recouverts de neige ou très humides. Cela facilite le contrôle du périmètre du brûlage qui est délimité par un sentier, que l'on débarrasse de la litière sur une largeur d'environ un mètre à l'aide du souffleur à feuille mécanique. Cette opération crée un coupe-feu efficace.

Pourquoi privilégier le feu?

S'il est possible d'obtenir des résultats comparables en termes d'installation de la régénération de pin ou de chêne par des techniques sylvicoles traditionnelles, alors pourquoi privilégier le feu?

Premièrement, parce que le feu est le mécanisme naturel qui a depuis toujours modelé ces écosystèmes et que les politiques de Parcs Canada exigent d'en copier les effets.

Mais aussi, en raison des impacts collatéraux sur l'écosystème dont on commence à peine à connaître les effets. Par exemple, une étude récente et inédite, réalisée dans nos brûlages sur les populations de coléoptères (insectes prédateurs), a démontré que :

- les populations de certaines espèces pourraient se maintenir à des niveaux non détectables dans la forêt non brûlée et pourraient bénéficier des conditions générées par le feu pour s'agréger et se reproduire ;
- les assemblages d'espèces de coléoptères sont différents sur les sites brûlés et non brûlés et ils sont aussi différents selon la nature des peuplements brûlés ;
- on retrouve beaucoup plus d'espèces dans les sites brûlés, dont une très forte proportion d'espèces saproxyliques (attirées par les brûlis) ;
- les brûlages semblent favoriser les espèces rares.

Projets à venir

Le programme de gestion du feu au PNLM se poursuivra au cours des prochaines années. Pour le volet prévention et suppression, on compte poursuivre les travaux de modification du combustible forestier autour des infrastructures du parc. Du côté de l'utilisation du feu à des fins écologiques, un vaste projet de près de 2 000 ha dans le secteur du lac des Cinq est en cours de réalisation. Ce brûlage vise à la fois le remodelage de la mosaïque forestière et la régénération du pin blanc. Un brûlage de près de 230 ha doit aussi être réalisé dans un peuplement de pin blanc du secteur du lac Brier.

En résumé

- La protection des parcs ne passe pas par la préservation des écosystèmes dans un état statique, la nature étant dynamique.
- L'objectif n'est pas de revenir à l'état précolombien, mais de s'assurer d'une certaine représentativité d'écosystèmes qui ont été fortement altérés.
- Les parcs nationaux sont des témoins et des laboratoires vivants propices aux suivis écologiques à long terme.

Notes

Notes

14 Comment tenir compte des risques de feu dans le calcul de possibilité forestière

Alain Leduc
Université du Québec à Montréal

Il est habituellement reconnu que la mise en place d'une stratégie d'exclusion totale des feux s'avère tout simplement impossible à réaliser. Il existera toujours des années de grands feux au cours desquelles les agences de combat des incendies vivront des périodes de débordement. La venue de ces grandes années de feux entraîne non seulement des pertes de volumes marchands, mais également bouleverse le calendrier de récolte, entravant ainsi une stratégie d'aménagement basée sur un niveau de récolte constant dans le temps.

Nous explorons ici les diverses relations possibles entre le risque d'incendies forestiers (taux de brûlage), le taux de récolte, le taux de récupération des bois brûlés, la structure d'âge des forêts et notre tolérance au risque de devoir faire face à d'importantes ruptures de stock (tolérance à la fluctuation du taux de récolte). Ces relations sont explorées à l'aide de la modélisation. Un modèle a d'abord été développé en mode déterministe dans lequel le taux de brûlage demeure constant au travers le temps. Puis une seconde version du modèle a été développée afin d'inclure des variations temporelles du taux de brûlage au cours de l'horizon de simulation.

Les résultats illustrent les niveaux de réduction de la possibilité forestière nécessaire (fonds de réserve) afin de réduire les fluctuations futures dans les volumes disponibles à la récolte sous différents niveaux de risque de feux. Les résultats montrent également à quels degrés de fluctuation s'expose un aménagiste qui opterait une couverture minimale (e.g. moins de 1 % de fonds de réserve). Le recours à la coupe de récupération ne représente qu'une mesure limitée de mitigation des effets des feux. Par conséquent, même en récupérant tous les bois brûlés (100 % de taux de

récupération), les feux continuent d'entraîner des fluctuations de volumes disponibles à la récolte. Le fait d'ajouter de la variabilité temporelle dans le taux de brûlage amplifie les effets des feux, ce qui entraîne des baisses supplémentaires de la possibilité forestière. Ces résultats suggèrent qu'un fonds de réserve est nécessaire lorsque notre tolérance à la fluctuation est faible (c'est-à-dire qu'on désire maintenir le niveau de récolte constant) en particulier dans les régions où les feux sont récurrents.

Notes

Notes

15 La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique

Stéphane Déry
Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

S'inscrivant dans une démarche de mise en œuvre de l'aménagement écosystémique, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec a entrepris une réflexion concernant la conservation de bois mort dans les forêts aménagées, entre autres dans les forêts perturbées naturellement. Ce texte décrit les principaux enjeux environnementaux que les activités de récolte après un feu soulèvent, en particulier dans le contexte de la forêt boréale québécoise. Les principaux enjeux de natures sociale et économique liés aux activités de récupération sont aussi abordés. Des orientations d'aménagement lors de la récolte dans les forêts brûlées sont proposées afin de répondre aux principaux enjeux environnementaux que soulèvent ces interventions. Ces orientations visent à guider les aménagistes au moment de l'élaboration de plans spéciaux de récupération afin d'atténuer les impacts de la récupération du bois brûlé sur diverses composantes de l'écosystème.

Sur le plan environnemental, de plus en plus de travaux démontrent l'importance des forêts perturbées par le feu pour le maintien de la biodiversité forestière et l'effet de la récolte de ces forêts (coupe de récupération) sur le maintien de l'intégrité écologique. En effet, les forêts brûlées font partie intégrante de l'écosystème et offrent des conditions uniques qui se distinguent à la fois de celles présentes aux stades plus avancés de la succession forestière et de celles créées par la coupe. Entre autres, le feu crée une diversité d'éléments structuraux dans le paysage, dont une forte abondance de bois mort sur une courte période de temps. Ces conditions sont souvent favorables à la végétation pionnière, à plusieurs espèces de plantes ainsi qu'à plusieurs espèces d'invertébrés, de mammifères et d'oiseaux, en particulier celles associées au bois mort.

En réduisant les attributs clés et en modifiant les conditions créées par ces

perturbations naturelles, la récolte dans les forêts brûlées constitue une deuxième perturbation en rafale qui peut entraîner à court, moyen et long termes des répercussions importantes qui se superposent aux effets de la perturbation. Par exemple, il a été démontré que le passage de la machinerie lors de la récolte peut directement détruire une partie de la végétation établie après feu et affecter la régénération naturelle, que la récolte amène une réduction considérable des arbres brûlés de gros diamètre – un attribut essentiel aux espèces dépendantes des arbres morts en forêt brûlée – et que la récolte peut modifier considérablement la composition des espèces animales, entre autres des espèces d'oiseaux.

Principes pour l'élaboration d'une stratégie d'aménagement

Les plans spéciaux d'aménagement pour la récolte dans les forêts perturbées par le feu doivent généralement être préparés et appliqués rapidement par les intervenants régionaux concernés afin de minimiser la perte de valeur du panier de produits liée à la détérioration du bois. L'intégration à la planification forestière d'une stratégie d'aménagement basée sur les recommandations qui suivent constitue une étape qui permettra d'accélérer la préparation et la mise en œuvre des plans spéciaux d'aménagement tout en favorisant l'intégration des divers objectifs environnementaux, économiques et sociaux.

L'intégration de l'approche écosystémique à l'aménagement des forêts perturbées naturellement devrait être considérée à deux échelles : celle du grand paysage et celle plus locale de la perturbation naturelle elle-même. Les forêts brûlées représentent un type d'habitat unique au sein des forêts naturelles et contribuent de façon importante à la diversité biologique à l'échelle du grand paysage régional. Ainsi, dans une approche d'aménagement qui adopte le principe de filtre brut, il est important de conserver une certaine proportion des forêts perturbées par le feu. À une échelle plus locale, les activités de récolte au sein des forêts touchées par le feu devraient être menées de manière à favoriser le maintien de la diversité des principaux legs biologiques et des processus écologiques en place, tout en minimisant les effets négatifs de cette récolte. À cette fin, les interventions devraient reposer sur les connaissances relatives aux effets de ces perturbations, de même qu'aux effets de la récolte sur ces forêts perturbées.

Dans un contexte d'aménagement durable des forêts, l'élaboration d'une stratégie

d'aménagement tenant compte des perturbations naturelles et les activités de récolte qui peuvent y être planifiées devraient être orientées selon les trois grands principes suivants.

1- *Favoriser le maintien de la biodiversité et des processus naturels dans les forêts brûlées.* La récolte après ce type de perturbation devrait permettre de maintenir une portion importante des conditions et des habitats créés par le feu tout en minimisant les effets négatifs sur les écosystèmes (ex. : sols, eau et régénération).

2- *Favoriser la rentabilité économique à court et à long termes des activités de récolte après feu.* La récolte après feu devrait être guidée non seulement par les bénéfices à court terme, mais également par les coûts et les répercussions qu'elle peut entraîner quant à la remise en production et au maintien de la productivité des sites concernés.

3- *S'assurer de l'acceptabilité sociale des pratiques.* Étant donné l'importance des superficies brûlées et récoltées durant les années où surviennent de nombreux incendies, et compte tenu des délais très courts réservés aux processus de consultation lors de la mise en place des plans spéciaux d'aménagement, il est important de s'assurer que les stratégies d'intervention préconisées soient socialement acceptables.

Orientations d'aménagement

À partir de ces principes, plusieurs recommandations peuvent être énoncées de manière à traduire concrètement la prise en compte des enjeux liés à la récolte des forêts brûlées dans la planification forestière. Nous dressons ici la liste de ces principales recommandations. Le document *La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique* (Nappi et autres, 2011)[1] présente en détails ces enjeux, de même que les recommandations sur l'aménagement liées à la récolte des bois brûlés.

Échelle du grand paysage

À cette échelle, la principale orientation d'aménagement concerne la détermination d'une cible minimale de maintien de forêts récemment perturbées par le feu. Établie à l'échelle de l'unité d'aménagement, la cible minimale de forêts brûlées maintenues devrait être de l'ordre de 30 % de la superficie forestière perturbée depuis les cinq dernières années. La quantité de forêts brûlées maintenues peut être

1. Ce document est disponible à l'adresse suivante : http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp

variable d'un feu à l'autre, mais on doit s'assurer que, dans l'ensemble, la quantité totale permet d'atteindre la cible. Cette approche vise à offrir plus de flexibilité aux planificateurs forestiers qui sont soumis à des contraintes économiques ou opérationnelles (par exemple, l'accessibilité au territoire). Dans chaque feu, on devrait toutefois s'assurer de conserver un seuil minimal de forêt brûlée (voir les orientations à l'échelle de la perturbation naturelle).

Échelle de la perturbation naturelle

- Les forêts intactes (non touchées par la perturbation), situées à l'intérieur du périmètre du feu, ne devraient pas faire l'objet d'une récolte après perturbation naturelle.

- Le seuil minimal de forêts brûlées à maintenir devrait être de l'ordre de 15 % de la superficie forestière de chacun des feux. Cette mesure vise à assurer une répartition spatiale minimale de forêts perturbées par le feu à l'échelle de l'unité d'aménagement.

Afin d'assurer la représentativité des forêts résiduelles affectées par le feu, le seuil de 15 % devrait s'appliquer à tous les types de peuplements perturbés. Le pourcentage de forêts brûlées à maintenir devrait inclure les superficies exclues de la récolte en raison de contraintes d'opération (relief accidenté, faible volume à l'hectare, etc.) ou de l'application des règlements. La quantité minimale de forêts brûlées à maintenir devra permettre d'atteindre la cible établie à l'échelle de l'unité l'aménagement.

- La forêt résiduelle brûlée maintenue après la récolte devrait tenir compte de la diversité des peuplements touchés par le feu, en se basant par exemple sur la combinaison de la composition et de la structure des peuplements avant perturbation (ex. : groupement d'essences, densité, hauteur, etc.) et de la description de la gravité de la perturbation (ex. : classification de la gravité du feu).

- Les forêts résiduelles devraient être de taille et de forme variées et comprendre des blocs de forêts de grande superficie (plus de 20 ha).

- La forêt résiduelle devrait être bien répartie dans l'ensemble du feu de manière à s'assurer qu'il n'y a pas de grands secteurs sans forêt résiduelle, tout en favorisant la connectivité entre elles.

- Les forêts résiduelles brûlées et intactes devraient être conservées

assez longtemps afin qu'elles puissent jouer adéquatement leur rôle.

- Compte tenu des effets potentiels du feu et de la récolte sur le lessivage des éléments nutritifs et l'érosion des sols, les modalités concernant les bandes riveraines prévues dans le *Règlement sur normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État* devraient, au minimum, être appliquées afin d'assurer la protection des écosystèmes aquatiques.

- Parce que la remise en production engendre des coûts importants, il faudrait limiter les interventions dans les secteurs à fort potentiel de régénération naturelle ou adopter des stratégies qui conserveront ce potentiel. En ce sens, on pourra donner priorité au maintien de forêts résiduelles brûlées dans ces secteurs, ou y favoriser le maintien d'arbres semenciers. À l'inverse, il faudrait donner priorité aux interventions, faciliter l'accès et assurer la remise en production dans les secteurs susceptibles aux carences de régénération ainsi que dans les secteurs perturbés qui se sont mal régénérés à la suite des perturbations précédentes.

Référence

Nappi, A., et autres (2011). La récolte dans les forêts brûlées – Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique. Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts. 51 p.

Notes

Notes

16 Récupération des bois brûlés : point de vue opérationnel

François Levesque
AbitibiBowater Inc.

De nos jours, la fréquence et l'étendue des feux de forêt, ainsi que l'ajout d'objectifs de mise en valeur du milieu forestier font de la récupération des bois brûlés une opération essentielle des stratégies d'aménagement forestier durable. Particulièrement lors de la dernière décennie, d'importantes superficies ont été touchées par le feu. La récupération de bois brûlés – marginale il y a 30 ans – est devenue une intervention récurrente dans les territoires sous aménagement du Lac-Saint-Jean.

À maintes reprises durant la dernière décennie, les intervenants forestiers du Lac-Saint-Jean ont dû adapter leur planification ainsi que leurs opérations forestières et de transformation afin de minimiser l'impact des feux sur les stratégies d'aménagement du territoire et sur la qualité des produits livrés aux usines. Les spécifications des usines et de leurs clients sont des intrants essentiels à la planification d'une opération de récupération. Dépendamment des produits et des marchés, certains aspects des bois brûlés, comme les trous de vers, peuvent devenir contraignants à leur mise en marché. L'impact peut être variable d'une année à l'autre, car il est conditionné par le marché et, surtout, par la proportion et la qualité des bois brûlés alors disponibles.

Or, compte tenu des particularités spatio-temporelles des feux, chaque opération d'intervention est unique. La date et la sévérité des feux, les conditions du marché, la quantité et la qualité des bois brûlés, l'accessibilité et les contraintes opérationnelles figurent parmi les éléments à prendre en considération lors de la planification. Ces dernières années, en plus des considérations socioéconomiques importantes liées aux interventions de récupération, de nouvelles considérations environnementales doivent être prises en compte lors de la planification. La collaboration des intervenants forestiers s'avère alors primordiale afin d'assurer une mise en valeur optimale et efficace des superficies brûlées.

Notes

Notes

17 Le bois brûlé et l'industrie. Le cas de Produits forestiers ARBEC

Sylvain Goulet
Produits forestiers ARBEC, Scierie de Péribonka

Conférence prononcée le 11 février 2010

Présentation de l'entreprise

Produits forestiers ARBEC possède trois usines de sciage en opération (Péribonka, Port-Cartier, Labrieville) et une usine de panneaux (Saint-Georges-de-Champlain). L'usine de Péribonka a un contrat d'approvisionnement de 759 000 m^3 et achète 120 000 m^3 de bois aux syndicats des producteurs de bois, pour un total de 879 000 m^3 soit 200 millions de pmp. Les produits les plus courants sont 1×3, 1×4, 2×3, 2×4, 2×6. En 2009, en raison de difficultés sur le marché nord-américain, l'entreprise s'est tournée vers les marchés de l'Arabie en offrant du 3×3 de 5 à 10 pi. 153 employés permanents travaillent à l'usine.

L'usine est principalement alimentée en 21 pieds (80 % épinette, 18 % sapin et 2 % pin gris). Elle a aussi une possibilité de produire du bois en longueur. En 2007-2008, l'entreprise a récolté 384 800 m^3 de bois brûlés et en 2008-2009, 84 848 m^3 (bois brûlés deux ans auparavant).

Problématiques liées au sciage des bois brûlés

La première difficulté rencontrée lorsque l'on transforme du bois brûlé est la ségrégation dans la cour. Les troncs qui arrivent à l'usine doivent être très bien séparés, puisque les billes provenant d'un secteur incendié et celles qui sont saines ne doivent pas être mélangées étant donné que leur séchabilité est différente. Cela évitera aussi des problèmes si après on veut changer de type de production et de produits à l'usine.

Une deuxième difficulté est liée à l'écorçage des billes, car nos clients de copeaux ne tolèrent aucune trace de carbonisation sur le produit, car cela tâche le papier. Il faut donc surécorcer (perte de fibre majeure) ou enlever manuellement

l'excédent de carbone sur les billes, et ce, dans la mesure du possible.

La transformation de bois brûlés pose aussi des problèmes à la ligne de sciage. En effet, en raison de leur vieillissement, les billes entraînent des blocages dans les lignes de production. De plus, on peut remarquer une usure prématurée des couteaux à mesure que la qualité des billes diminue.

À l'étape du classage de planches, le fait de travailler avec du bois brûlé change le travail du classeur. La production tend de plus en plus vers la fabrication de produits finis à la sortie de l'usine. Il faut donc faire un tri important et minutieux à la sortie de l'usine de sciage afin d'éviter de perdre des clients. Les trous de vers ne sont aucunement tolérés par les clients de bois brut (non séché, non raboté) et peuvent nuire à l'inspection des bois pour l'exportation par l'Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA).

L'étape du séchage devient très difficile puisque la sévérité de l'attaque du feu sur les tiges est différente, ce qui cause une teneur en humidité variable d'une pièce à l'autre. Lors de l'étape du rabotage, le bois en provenance de feu est difficile à passer dans une raboteuse dû à cette importante variation de séchage, ce qui entraîne des bris de bois et diminue la productivité à cette étape.

La National Lumber Grades Authority (NLGA) réglemente le nombre de trous par pied tolérés. Par exemple, la tolérance pour un 2×4 STUD est de 6 trous de ¼ po par pied et pour 2×4 #2 de 5 trous de ¼ po par pied. Ce n'est toutefois pas une norme de classification qui nous limite ; dans un marché difficile tel que celui que l'on vit, les clients sont intolérants face aux défauts présents dans les produits, tels que les trous de vers.

Pour ce qui est de la santé et sécurité des travailleurs, il ne s'agit pas réellement d'une problématique concrète, mais les employés remarquent des modifications des conditions de travail lorsqu'ils transforment des bois brûlés. L'air vicié par la carbonisation du bois peut devenir un problème à long terme, ce qui incite plusieurs employés à porter des masques, surtout à l'entrée de l'usine.

Conclusion

Les billes provenant d'arbres brûlés sont sciables, malgré quelques problématiques aux différentes étapes du procédé. Toutefois, c'est au plan de la finition que le bois brûlé peut causer des problèmes.

18 Impact des brûlages dirigés sur la régénération du pin blanc et la diversité entomologique

Éric Domaine
Université Laval
Ressources naturelles Canada,
Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides

Louis Bélanger
Université Laval

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

Conférence prononcée par Éric Domaine le 11 février 2010

Dans les forêts précoloniales de l'est de l'Amérique du Nord, le pin blanc (*Pinus strobus* Linnaeus) fut jadis une essence abondante (15, 8, 24[1]). À l'arrivée des premiers Européens dans le nord-est de l'Amérique, vers le 16e siècle, d'immenses forêts de pin blanc étaient présentes dans la vallée du fleuve Saint-Laurent et des Grands Lacs (32). Le pin blanc est une essence indigène à l'Amérique du Nord, et son aire de répartition va de la côte atlantique, à l'est, jusqu'au Manitoba, à l'ouest. Il atteint sa limite nordique à Terre-Neuve-et-Labrador, et au sud il atteint l'État de la Georgie aux États-Unis (15, 1, 17). C'est une précieuse ressource forestière étant un élément important de l'économie, de la culture et de la médecine des anciens colonisateurs (9), en plus d'être utilisée comme nourriture et abri par plusieurs espèces fauniques (21).

Le pin blanc est associé aux incendies forestiers et autres perturbations naturelles (15, 32). Selon la sévérité de la perturbation et les essences présentes sur le site, le feu améliore le lit de germination du pin blanc, élimine la compétition moins bien adaptée à ces évènements, comme le sapin et le bouleau blanc, et ouvre le couvert du peuplement à la lumière. Les semis de pin blanc peuvent coloniser

1. Les chiffres entre parenthèses renvoient à la bibliographie.

divers habitats perturbés, dont ceux créés par les feux (8, 10, 11).

La diminution de l'abondance de cette essence en Amérique du Nord semble grandement attribuable à la colonisation européenne (31, 9, 4, 13). En effet, le pin blanc a été l'une des essences forestières les plus exploitées en Amérique du Nord au début de la colonisation (31, 8). Dans l'est du Canada, l'impact de l'exploitation forestière s'est fortement fait sentir à la fin du 19e et au début du 20e siècle (31, 32). L'élimination des arbres matures et semenciers sur de grandes superficies a favorisé le remplacement de plusieurs forêts de pin blanc par des forêts mélangées de conifères de fin de succession et de feuillus tolérants (24). Cela a contribué à entraîner une diminution importante de l'abondance du pin blanc dans nos forêts actuelles par rapport aux forêts précoloniales (31, 23, 32).

La forte réduction des feux de forêt au cours des dernières décennies a grandement modifié les cycles de feux qui prévalaient autrefois dans les forêts de pin blanc (5, 18, 3). Cela a eu pour effet d'accroître l'abondance de certaines essences moins résistantes aux feux (7) comme le sapin baumier (*Abies balsamea* Linneaus) (19, 23). Sous les arbres matures, la régénération naturelle de pin blanc est négativement affectée et les gaules sont très rares en absence de perturbation (31, 8, 24, 1, 10, 32).

Avant la création du Parc national du Canada de la Mauricie (PNLM), les coupes forestières ont été importantes sur ce territoire. Depuis la création du PNLM en 1970, le pin blanc est présent en faible proportion dans quelques secteurs du parc. Depuis le début de la colonisation, on estime que l'abondance du pin blanc serait passée de 5-12 % à 0,5 % du volume forestier du parc, tandis que celle du sapin baumier serait passée de 13,1 % à 31,8 % (25, 23, 6). L'augmentation du sapin baumier dans la mosaïque forestière nuit grandement à la régénération du pin blanc, car il capte la majorité de la lumière nécessaire aux semis de pin (24). La suppression des incendies forestiers a aussi grandement contribué à l'augmentation du sapin baumier.

Les espèces vivant dans les forêts de pin blanc de l'est de l'Amérique du Nord étaient intimement liées aux processus naturels qui prévalaient dans ces habitats (21). De plus, le feu – qui influence l'hétérogénéité des peuplements (19, 14, 32) – représente un facteur important dans le maintien de la diversité des espèces animales au niveau du paysage forestier (2). Conséquemment, la réduction des

incendies forestiers a eu des effets sur certains groupes, plus particulièrement sur les coléoptères forestiers (4, 33, 34, 3, 7).

La suppression des incendies forestiers dans les forêts actuelles étant très efficace, plusieurs attributs et composantes des peuplements ont été modifiés (18). En Scandinavie par exemple, le volume de bois mort brûlé a été réduit à une petite fraction de ce qu'il était autrefois (26, 30).

Plusieurs coléoptères profitent des habitats forestiers brûlés où le bois mort ou moribond est disponible en grande quantité (33). C'est le cas des espèces saproxyliques, qui dépendent de ce type de bois durant une partie de leur vie, des champignons qui s'y développent ou de la présence d'une ou de plusieurs autres espèces saproxyliques (29). Plusieurs espèces saproxyliques et de milieux ouverts sont associées à ces perturbations ; certaines d'entre elles peuvent même détecter les signaux émis par le feu et les habitats brûlés (12, 20, 33, 18). Ces espèces sont souvent associées à certaines parties très précises du bois ou à un stade de décomposition spécifique. En Europe, la réduction des incendies forestiers et l'aménagement intensif des forêts ont mené plusieurs espèces saproxyliques et de milieux ouverts au bord de l'extinction (33, 26, 28, 16, 30).

La politique du « laisser brûler » ne pouvant être mise en œuvre dans un petit parc comme le PNLM, la gestion active est nécessaire pour rétablir les conditions qui prévalaient dans les forêts de pin blanc du parc et ainsi en assurer l'intégrité écologique. Les gestionnaires de Parcs Canada ont choisi les brûlages dirigés afin de reproduire les effets des feux de surface de faible intensité qui sévissaient autrefois dans les forêts de pin blanc préindustrielles et précoloniales (2). Depuis 1991, dix peuplements à dominance de pin blanc ont été traités avec la technique du brûlage dirigé au PNLM (24).

Nous avons tout d'abord étudié la régénération naturelle du pin blanc ainsi que les effets du brûlage dirigé sur la régénération de cette essence au PNLM. Plus précisément, nous voulions savoir si le brûlage dirigé réduisait la compétition faite par le sapin, favorisant la régénération du pin blanc. De plus, dans le but de connaître les effets du brûlage dirigé sur les communautés animales, les assemblages de coléoptères ont été étudiés. Nous avons émis l'hypothèse 1) que la richesse spécifique des coléoptères serait plus élevée dans les sites traités,

2) que les communautés de coléoptères des forêts brûlées seraient différentes et distinctes de celles des forêts non brûlées, particulièrement pour les espèces saproxyliques, et 3) que les assemblages d'espèces saproxyliques sont associées au bois mort récent généré par les brûlages dirigés. Nous avons aussi mesuré l'effet du temps depuis le brûlage dirigé sur les assemblages d'espèces capturés en comparant les données des forêts brûlées entre 1995 et 2005. Bien que certaines études aient laissé entendre que des avantages pour la régénération du pin blanc pouvait être attendus en utilisant les brûlages dirigés, il existe peu de dispositifs qui ont permis de mesurer les effets de ces derniers sur la végétation et les communautés animales (27, 22). Le programme de restauration du pin blanc au PNLM représente donc une occasion unique d'évaluer les impacts du brûlage dirigé.

La structure forestière et l'intégrité écologique des peuplements contenant du pin blanc au PNLM ont été altérées dans le passé par les coupes forestières et la suppression des incendies forestiers. À l'intérieur des sites étudiés, on retrouve de nombreuses souches de pins démontrant l'importante activité forestière passée sur ce territoire. De plus, la réduction des feux de forêt a permis au sapin baumier de dominer les communautés de sous-étage tant au niveau des semis que des gaules. En effet, dans ces peuplements, on observe très peu de semis de pin blanc de plus de 25 cm de hauteur, et les gaules de cette espèce sont quasiment absentes. En utilisant le brûlage dirigé de faible intensité comme moyen de gestion active, les gestionnaires de Parcs Canada avaient pour objectifs d'améliorer les conditions de germination des graines de pin blanc, d'augmenter la représentativité des semis de pin blanc à court terme dans les sites brûlés, d'augmenter la représentativité des gaules de pin blanc à moyen terme dans les sites brûlés et de diminuer la compétition pour la lumière faite aux semis de pin blanc par le sapin baumier.

Dans les sites traités, la densité des semis de pin blanc était significativement plus élevée qu'à l'intérieur des sites non brûlés. Le brûlage dirigé a permis d'augmenter le nombre de semis jusqu'à 21 000/ha comparativement à une moyenne de 5 135/ha dans les sites non brûlés. La mortalité du sapin baumier a atteint presque 70 % pour les gaules et 40 % pour les arbres. Les objectifs fixés par Parcs Canada ont donc été atteints. Cependant, dans les sites brûlés, les conditions de croissance des semis de pin blanc ne sont pas optimales, les plus grands semis atteignant rarement 50 cm

de hauteur dans le site brûlé 11 ans auparavant. Le brûlage dirigé de plus forte intensité semble être un moyen efficace de se rapprocher davantage des objectifs fixés. Dans le futur, il sera impératif de trouver des solutions innovatrices pour permettre aux jeunes semis de croître et éventuellement d'atteindre le stade de gaule.

Les objectifs fixés par Parcs Canada concernant la restauration des peuplements de pin blanc au PNLM touchaient purement la structure et la composition forestière. Cependant, comme la définition de l'intégrité écologique inclut également l'ensemble des communautés animales, les coléoptères – l'ordre d'insectes le plus diversifié actuellement connu sur la planète – ont aussi été étudiés à titre de groupe animal indicateur. Les analyses portant sur l'abondance, la richesse et la rareté des coléoptères démontrent que les communautés des sites brûlés et celles de sites témoins diffèrent. Ainsi, les assemblages de coléoptères des peuplements non brûlés possèdent moins d'espèces saproxyliques que les sites brûlés. L'analyse de redondance des espèces saproxyliques a démontré des relations fortes entre plusieurs espèces saproxyliques et le bois mort sur pied récemment rendu disponible par le brûlage dirigé. Au total, 107 espèces ont été capturées uniquement dans les sites brûlés comparativement à 45 dans les sites non brûlés. La richesse spécifique et la rareté des espèces non saproxyliques et saproxyliques ont été plus élevées dans les sites brûlés. L'abondance des coléoptères non saproxyliques diminue au fur et à mesure qu'augmente le temps depuis le traitement. La richesse spécifique et l'abondance des espèces saproxyliques ont été maximales entre trois et sept ans après le traitement. Cependant, même si le nombre d'espèces dans les plus vieux brûlages ressemble sensiblement à la moyenne des sites non brûlés, leurs assemblages d'espèces sont toujours distincts, laissant entrevoir une trajectoire écologique différente des sites non brûlés dans le futur. Dans un contexte de suppression des feux, les brûlages dirigés semblent donc générer des conditions propices pour certains insectes favorisés par ce genre perturbation. Le site brûlé le plus sévèrement – là où plusieurs arbres matures sont morts – possède des communautés de coléoptères différentes et souvent plus riches que celles des autres sites brûlés.

Le PNLM semble atteindre ses objectifs immédiats de restauration d'un écosystème en déclin sur son territoire et se rapproche également de l'objectif de

restauration de l'intégrité écologique de cet écosystème, en favorisant plusieurs éléments de sa biodiversité et en réintroduisant une perturbation jadis importante dans les forêts de pin blanc. Cependant, comme il n'existe aucun peuplement d'origine de pin blanc, il est difficile de déterminer comment se structuraient les communautés végétales et animales d'autrefois. En effet, il devient problématique de caractériser les communautés historiques de coléoptères, car aucune étude portant sur ce sujet n'est disponible pour la période précoloniale. Cependant, la capture de plusieurs espèces saproxyliques uniquement dans les sites brûlés démontre le caractère particulier des habitats brûlés. Ainsi, les brûlages dirigés constituent de bons outils pour reproduire les effets naturels du feu tant sur le plan de la structure végétale que des communautés de coléoptères.

Références

1- Abrams, M.D. 2001. Eastern white pine versatility in the pre-settlement forest. Bioscience 51 : 967-979.

2- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63 : 247-300.

3- Backer, D.M., S.E. Jensen et G.R. McPherson. 2004. Impacts of fire-suppression activities on natural communities. Conservation Biology 18 : 937-946.

4- Baker, W.L. 1992. Effects of settlement and fire suppression on landscape structure. Ecology 73 : 1879-1887.

5- Baker, W.L. 1994. Restoration of landscape structure altered by fire suppression. Conservation Biology 8 : 763-769.

6- Barrette, M. 2004. Caractérisation du paysage primitive de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice pour une gestion des écosystèmes du parc national du Canada de la Mauricie. Thèse de doctorat. Université Laval, Québec. 129 p.

7- Brown, R.T., J.K. Agee et J.F. Franklin. 2004. Forest restoration and fire : principles in the context of place. Conservation Biology 18 : 903-912.

8- Carleton, T.J., P.F. Maycock, R. Arnup et A.M. Gordon. 1996. In Situ regeneration of *Pinus strobus* and *P. resinosa* in the Great Lakes forest communities of Canada. Journal of Vegetation Science 7 : 431-444.

9- Day, G.M. 1953. The indian as an ecological factor in the northeastern forest. Ecology 34 : 329-346.

10- Dovčiak, M., L.E. Frelich et P.B. Reich. 2001. Discordance in spatial patterns of white pine (*Pinus strobus*) size-classes in a patchy near-boreal forest. Journal of Ecology 89 : 280-291.

11- Elliott, K.J., J.M. Vose et B.D. Clinton. 2002. Growth of eastern white pine (*Pinus strobus* L.) related to forest floor consumption by prescribed fire in the southern Appalachians. Southern Journal of Applied Forestry 26 : 18-25.

12- Evans, W.G. 1966. Perception of infrared radiation from forest fires by *Melanophila acuminata* de Geer (Buprestidae, Coleoptera). Ecology 47 : 1061-1065.

13- Frelich, L.E. 1995. Old forest in the Lake States today and before European settlement. Natural Areas Journal 15 : 157-167.

14- Granström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the european boreal forest. Scandinavian Journal of Forest Research 3 : 62-69.

15- Horton, K.W. et W.G.E. Brown. 1960. Ecology of white and red pine in the Great lakes-St. Lawrence forest region, Government of Canada, Environment Canada, Note Technique No. 88. 22 p.

16- Hyvärinen, E., J. Kouki, P. Martikainen et H. Lappalainen. 2005. Short-term effects of controlled burning and green-tree retention on beetle (Coleoptera) assemblages in managed boreal forest. Forest Ecology and Management 212 : 315-332.

17- Lorimer, C.G. 2008. Eastern white pine abundance in 19th century forests : A re-examination of evidence from land surveys and lumber statistics. Journal of Forestry 106 : 253-260.

18- McCullough, D.G., R.A. Werner et D. Neumann. 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. Annual Review of Entomology 43 : 107-127.

19- Methven, I.R. et W.G. Murray. 1974. Using fire to eliminate understory balsam fir in pine management. The Forestry Chronicle 50 : 77-79.

20- Muona, J. et I. Rutanen. 1994. The short-term impact of fire on the beetle fauna in boreal coniferous forest. Annales Zoologici Fennici 31 : 109-121.

21- Naylor, B.J. 1994. Managing wildlife habitat in red pine and white pine forests of central Ontario. The Forestry Chronicle 70 : 411-419.

22- Niwa, C. et R.W. Peck. 2002. Influence of prescribed fire on carabid beetle (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in southwestern Oregon. Community and Ecosystem Ecology 31 : 785-796.

23- Pelletier, H. 1998. Plan de conservation des écosystèmes terrestres, Parc national de la Mauricie, Service de la conservation des ressources naturelles, Parcs Canada. 320 p.

24- Quenneville, R. et M. Thériault. 1998. Cadre pour la restauration écologique du pin blanc au parc national de la Mauricie. Service de la conservation des écosystèmes. 37 p.

25- Richard, P. 1975. La vulgarisation des travaux paléobiogéographiques effectués dans le parc national de la Mauricie (Rapport final). Service de la recherche en analyse pollinique, Université du Québec à Chicoutimi, Chicoutimi, Canada. 132 p.

26- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms : Fennoscandian boreal forests as an example. Ecological Bulletins 49 : 11-41.

27- Simberloff, D. 2001. Management of boreal forest biodiversity : a view from the outside. Scandinavian Journal of Forest Research 16 : 105-118.

28- Similä, M., J. Kouki, P. Martikainen et A. Uotila. 2002. Conservation of beetles in boreal pine forests : the effects of forest age and naturalness on species assemblages. Biological Conservation 106 : 19-27.

29- Speight, M.C.D. 1989. Les invertébrés saproxyliques et leur protection. Conseil de l'Europe, Collection Sauvegarde de la Nature 42 : 1-78.

30- Toivannen, T. et J.S. Kotiaho. 2007. Mimicking natural disturbances of boreal forests : the effects of controlled burning and creating dead wood on beetle diversity. Biodiversity and Conservation 16 : 3193-3211.

31- Watson, R. 1923. Forest devastation in Michigan. Journal of Forestry 21 : 425-451.

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

33- Wikars, L.O. 1997. Effects of forest fire and the ecology of fire-adaptated insects. Department of zoology, Uppsala University, Uppsala. 35 p.

34- Wikars, L.-O. 2002. Dependance on fire in wood-living insects : An experiment with burned and unburned spruce and birch logs. Journal of Insect Conservation 6 : 1-12.

19 Séance plénière – 24 mars 2011

Synthèse

Cette synthèse émane des discussions ayant eu lieu lors de la séance plénière du 24 mars 2011. L'exercice n'a pas permis d'établir l'importance relative des différents points mentionnés, de sorte que l'ordre de présentation des éléments est aléatoire.

Biodiversité

Intégration des connaissances scientifiques en aménagement

En se basant sur les connaissances actuelles en matière de biodiversité, quels sont les principaux éléments qui peuvent et qui devraient être intégrés dans nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Pratiquer des coupes à rétention variable selon la sévérité des feux et conserver intactes un pourcentage de forêts brûlées. À ce sujet, le document *La récolte dans les forêts brûlées - Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique* du MRNF (2011) constitue une bonne référence.

- S'inspirer des caractéristiques des peuplements avant le feu (essence, densité, classe d'âge) lors de la planification de la récolte et maintenir dans les sites brûlés de gros bois (réserve de semenciers) et de chicots.

- Développer un outil d'aide à la décision pour accélérer le processus de sélection des secteurs d'intérêt et planifier la distribution spatiale des îlots.

- Prioriser la récolte des zones sévèrement brûlées.

- Inclure la diversité biophysique des stations dans les décisions de récolte afin d'augmenter les interactions entre les caractéristiques de site (pente, sols, etc.) et la biodiversité.

- Valoriser les produits ligneux issus de forêts brûlées.

- Gérer l'intensité des feux (qualité des brûlis) en fonction des communautés fauniques.

- Veiller à la conservation communautés saproxyliques.

- Étudier un feu au-delà de ses propres limites, c'est-à-dire analyser les feux à des échelles spatiales plus grandes pour tenir compte de la biodiversité autour des feux. En effet, le feu permet à certaines espèces de s'implanter après feu et de se maintenir en forêt verte ensuite.

<u>Identification des principaux besoins en recherche</u>

Quelles seraient les connaissances les plus importantes à combler dans les prochaines années afin d'améliorer nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Évaluer les impacts à long terme des feux de forêt et prendre en compte les modèles de changement climatique.

- Améliorer les modalités de récupération des bois pour maintenir ou favoriser la biodiversité.

- Valider le chiffre de 30 % de maintien de superficie brûlée établi par le MRNF et voir dans quelle mesure il devrait être modulable en fonction des essences, des conditions de terrain, de la latitude, de la superficie du feu, de l'échelle étudiée, etc.

- Élargir la recherche sur l'effet des feux et des interventions post-feu à l'ensemble des espèces animales (dont le caribou forestier, la faune aquatique, la grande faune, petits mammifères). Plus spécifiquement pour le caribou forestier, préparer un plan de

rétablissement tenant entre autres compte de la récupération et du reboisement des landes.

- Mieux comprendre comment des arbres survivent au feu et définir le rôle de ces massifs de bois verts résiduels.
- S'assurer de l'efficacité des mesures de rétention grâce à la définition d'indicateurs de suivi.
- Préciser le nombre de chicots à l'hectare qu'il faut conserver après feu.
- Déterminer l'échelle à laquelle la biodiversité devrait être mesurée (peuplement, région, province).
- Comparer les régions en termes de biodiversité avant et après feu pour mieux connaître les variations spatiales de la biodiversité.
- Inventorier les régions pour mieux connaître les espèces présentes sur le territoire avant un feu et ne pas se limiter qu'aux espèces commercialement exploitées.
- Étudier le potentiel en produits forestiers non ligneux (morilles, bleuets, etc.) après un feu.
- Chiffrer les impacts économiques des nouvelles modalités qui vont être intégrées pour la récupération des feux.
- Comparer les effets des perturbations naturelles autres que le feu pour voir si leurs effets sur la biodiversité sont les mêmes.
- Inclure aux éléments pris en compte dans le document *La récolte dans les forêts brûlées - Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique* du MRNF la récolte de biomasse, la remise en production des sites et les conflits entre les différents utilisateurs de la forêt, notamment les chasseurs.
- Augmenter nos connaissances sur le patrimoine génétique des populations d'insectes (et fauniques de façon générale) et des populations floristiques afin de prendre en compte la diversité génétique dans les décisions d'aménagement après feu.

- Mieux connaître les facteurs expliquant l'état et la répartition spatiale des populations endémiques des insectes.

- Déterminer le pourcentage de prélèvement des bois après feu pour les petites superficies afin de préserver la biodiversité, et ce, en tenant compte de l'accessibilité des superficies.

- Évaluer ce que représentent les forêts non commerciales en termes de biodiversité versus leur récolte pour la biomasse et leur remise en production. À la lumière de ces éléments, déterminer quels types de jeunes forêts doivent être maintenus.

- Estimer le temps de maintien des forêts résiduelles pour qu'elles jouent leur rôle.

- Modéliser les potentiels de diversité en fonction de l'espace et du temps.

Dégradation du bois

Intégration des connaissances scientifiques en aménagement

En se basant sur les connaissances actuelles en matière de dégradation du bois, quels sont les principaux éléments qui peuvent et qui devraient être intégrés dans nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Récupérer le bois du centre de la forêt brulée vers la forêt verte et conserver le pourtour du feu pour des fins de biodiversité.

- Lors des années de grands feux, déterminer la priorité des interventions en tenant compte de la date du feu, de sa localisation, de la composition des peuplements et de la sévérité du feu.

- Cibler des zones de rétention à conserver en fonction des enjeux de biodiversités, mais aussi en fonction des besoins ligneux (bois sans carbone ou sans trous de vers).

- Caractériser rapidement la sévérité du feu.
- Tenir compte des coûts d'accès aux bois versus leur valeur économique.
- Comme les roussis se détériorent plus vite, les récolter en priorité puis après aller dans les carbonisés pour générer plus de bois de qualité.
- Les différentes espèces de longicornes causant des dommages économiques importants au bois pour les compagnies forestières, prendre en considération la chronologie d'apparition des insectes lors de la planification des interventions et pour la gestion des piles de bois en bordure de chemins et dans la cour de l'usine. Il est possible de modéliser le développement des insectes (dates de ponte, progression des galeries) en fonction des degrés-jour.
- Mieux intégrer les autres produits (par exemple, la biomasse) dans la chaîne de valeur en fonction du degré de dégradation et réviser la rapidité d'intervention en fonction de ces nouveaux produits.
- Sachant que la durabilité du bois n'est pas affectée s'il y a des trous de vers, travailler l'image du bois troué auprès des clients. Des efforts de sensibilisation auprès des acheteurs contribueraient à amoindrir la contradiction de valeurs entre le fait d'être certifiés FSC et de vouloir des bois sans trous de vers.
- Comme il existe un lien entre le fait que les arbres ayant un moins d'intérêt économique ont un plus grand intérêt du point de vue de la biodiversité, il faudrait peut-être réajuster la norme du 30 % de forêt non récoltée et ne pas l'appliquer de manière stricte en orientant les efforts différemment.
- Tenir compte des délais engendrés par la confection des plans d'intervention et l'établissement du protocole des opérations de récupération.

Identification des principaux besoins en recherche

Quelles seraient les connaissances les plus importantes à combler dans les prochaines années afin d'améliorer nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Diversifier la transformation et la mise en marché de différents produits provenant des forêts brûlées en fonction du degré de dégradation.
- Réévaluer les cibles et les délais de récupération en fonction de ces nouveaux marchés (biomasse, copeaux pour la filière énergétique, granules, etc.).
- Identifier des moyens (dont l'écorçage) de retarder le développement des larves dans les billes coupées.
- Étudier l'influence des forêts vertes sur la colonisation des forêts brûlées par les insectes.
- Tester les propriétés mécaniques du bois selon différents degrés de dégradation ainsi que la qualité de sa fibre. Diffuser ces résultats pour augmenter l'acceptabilité marchande des bois brûlés.
- Développer, à partir des outils existant, un outil d'aide à la décision d'utilisation conviviale qui permettra aux responsables de déterminer les meilleurs secteurs à récupérer pour atténuer les pertes économiques. Cet outil intégrerait entre autres des indicateurs sur la dégradation du bois (ex. : les données météo), des données sur l'état des infrastructures après feu (ex. : les ponts) et des renseignements extraits de l'interprétation des cartes d'intensité.
- S'assurer que les classes de caractérisation des feux actuellement utilisées répondent à nos besoins et, si nécessaire, procéder à leur uniformisation.
- Augmenter nos connaissances sur les longicornes. Ces connaissances permettront une meilleure gestion des piles de bois, car celle-ci tiendra compte de la biologie des insectes.
- Concevoir une méthode d'échantillonnage terrain permettant d'évaluer efficacement l'envahissement des forêts brûlées par les longicornes.

- Développer des moyens de contrôle naturel et biologique contre les insectes.
- Accroître la collaboration entre les divers intervenants (SOPFEU, industries, gouvernements, etc.).
- Privilégier la mise en place d'un plan spécial intégré qui intégrerait aussi la récolte de la biomasse, la remise en production des sites et la biodiversité.

Régénération

Intégration des connaissances scientifiques en aménagement

En se basant sur les connaissances actuelles en matière de régénération, quels sont les principaux éléments qui peuvent et qui devraient être intégrés dans nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Laisser des semenciers dans les zones récupérées.
- Dépendamment de l'épaisseur de la litière, modifier le degré de perturbation du sol lors de la récupération des bois pour favoriser les lits de germination ou privilégier le scarifiage qui peuvent donner des taux de régénération supérieurs au reboisement.
- Privilégier l'ébranchage en forêt afin de laisser sur place les stocks de graines.
- Tenir compte de la récurrence des feux (et des effets du changement climatique sur celle-ci) avant d'investir dans la remise en production de sites brûlés.
- Réduire les délais de régénération après feu au minimum, ce qui sera bénéfice pour le bilan carbone.
- Évaluer et cartographier le potentiel de régénération des sites en tenant compte de la sévérité du feu au sol, de la topographie, des conditions climatiques, des exigences

écologiques des essences, des modes de dispersion des graines, de l'état des cônes après feu, des conditions nécessaires à la germination, de la composition forestière avant le feu et de la compétition interspécifique.

- Employer l'outil d'aide à la décision pour la planification de la remise en production de territoires brûlés présenté par Sylvie Gauthier.

- Récupérer les peuplements avec des volumes à l'hectare plus faible (> 50 m^3), par exemple les jeunes plantations, pour leur biomasse. Cette opération peut contribuer à la remise en production des territoires qui risquent d'être mal régénérés.

- Utiliser les images satellitaires pour localiser les meilleurs sites de régénération; valider sur le terrain par la suite.

- Envisager l'ensemencement pour les sites où les semences sont insuffisantes.

- Type d'intervention bois longs vs bois courts et optimisation des sentiers de débardage.

<u>Identification des principaux besoins en recherche</u>

Quelles seraient les connaissances les plus importantes à combler dans les prochaines années afin d'améliorer nos pratiques d'aménagement des forêts brûlées?

- Vérifier l'efficacité de l'outil d'aide à la décision pour la planification de la remise en production de territoires brûlés présenté par Sylvie Gauthier; le raffiner pour les secteurs où la remise en production est difficile opérationnellement; étendre son territoire d'applicabilité.

- Déterminer le nombre de lits de germination et le nombre de semenciers en fonction de la sévérité des feux et des bonnes années semencières.

- Évaluer l'état des semenciers en fonction de la composition forestière et la qualité des lits de germination en fonction des qualités de station et de l'intensité des feux.

- Améliorer nos connaissances sur les mécanismes de régénération naturelle après feu (particulièrement dans les forêts mixtes), la prédation des graines, la dégradation des semis par les insectes, les patrons de succession après le passage du feu, la viabilité des semences des différentes essences par rapport à l'intensité du feu, les facteurs climatiques qui influencent la croissance, les zones spatiales susceptibles à la récurrence des feux, la prévisibilité des bonnes années semencières, la perte de variabilité génétique des semenciers et les méthodes de préparation de terrain après feu.

- Classifier les brûlis en fonction de leur potentiel de production (fertilité).

- Documenter le risque d'accident de la régénération (2e passage du feu) par territoire.

- Établir les liens entre l'intensité du feu des cimes et celle au sol afin d'évaluer le potentiel de création de microsites.

- Suivre les effets réels du feu sur la régénération dans les brûlis récupérés versus dans les brûlis non récupérés.

- Mettre en place des stratégies de prévention des pertes associées aux feux et ainsi diminuer les superficies vulnérables.

- Vérifier l'efficacité de la régénération naturelle dans les secteurs de rétention.

- Se pencher sur la problématique reliée à la régénération des jeunes peuplements touchés par le feu.

20 Panel*

Participants au panel :

Stéphane Déry, ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Sylvie Gauthier, Ressources naturelles Canada

Christian Hébert, Ressources naturelles Canada

Jacques Ibarzabal, Université du Québec Chicoutimi

François Levesque, AbitibiBowater Inc.

Question de Denis Trottier

D'abord, je suis bien content que le colloque se tienne à Saint-Félicien, dans le comté le plus forestier du Québec. Quand on sait que certaines années, il peut y avoir plus de bois qui est brûlé que récolté, quand on sait qu'il peut y avoir jusqu'à 45 % des gaz à effet de serre d'un pays qui peuvent provenir des feux de forêt, je demande s'il existe une étude qui nous dit quel pourcentage on devrait mettre sur la lutte contre les incendies. Connaît-on le pourcentage à mettre pour cette lutte ou est-ce seulement en fonction de la capacité de payer de l'État et des entreprises ?

Réponse de Sylvie Gauthier

Il existe un programme qui a été développé par Dave Martell de l'Université de Toronto. Ce programme permet d'évaluer un peu le bénéfice qu'on obtient en termes de superficies protégées en fonction des investissements monétaires. Je ne sais pas si on a progressé à ce sujet en termes d'analyse au ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), mais je sais qu'il est possible de le faire. Par ailleurs, j'ai fait des analyses avec la SOPFEU relativement à l'atteinte de leurs objectifs opérationnels d'extinction des feux. J'ai pour ce faire analysé les résultats de 1994 à 2003 ; le taux de succès d'extinction des feux

* Texte établi à partir de l'enregistrement du panel.

est de 87 % pour les feux plus petits que 3 hectares. Pour les 13 % qui restent, les feux ne sont pas situés n'importe où et ne surviennent pas n'importe quand : ce sont des années où la météo est très sèche et la portion boréale est l'endroit où l'on réussit le moins à atteindre nos objectifs d'extinction, non pas en raison d'un mauvais système de protection mais parce que les conditions de combat sont difficiles. C'est un peu comme de s'imaginer pouvoir arrêter un ouragan. Donc, lors de ces saisons, le combat contre les feux peut servir possiblement à protéger des valeurs, mais n'arrête pas les feux. Je ne réponds pas vraiment à votre question concernant l'économie et les coûts impliqués dans la lutte, mais il est clair qu'on ne pourrait pas investir davantage.

Question de M. Denis Trottier

Peut-on penser qu'au Québec, on investit suffisamment pour avoir un bon rapport qualité/prix ?

Réponse de Sylvie Gauthier

Je ne peux pas répondre pour la SOPFEU, mais je pense que oui. Les gens de la SOPFEU ou du MRNF seraient mieux placés pour répondre à cette question.

Question d'Antoine Nappi

À propos de la régénération naturelle, il y a des coûts assez importants associés au reboisement. A-t-on une idée de ce qui pourrait être économisé si on avait des stratégies mieux orientées sur la régénération naturelle ?

Réponse de Sylvie Gauthier

On est un peu déficient en termes de capacité de quantifier les coûts et les bénéfices de certaines actions qu'on fait ou qu'on ne fait pas. Il en coûte environ 1 000 $ par hectare pour remettre en production des sites incendiés si on scarifie. La régénération naturelle est produite gratuitement. Par contre, des gains de croissance peuvent être enregistrés si l'on plante, car on peut sélectionner des arbres améliorés. Par ailleurs, nous n'avons pas de calcul à terme du coût de la remise en production, la diminution de la longueur de la rotation (temps entre la plantation et la récolte) versus les sites où la régénération s'est effectuée naturellement. Quand la diminution de la longueur de la rotation permet-elle de

retrouver l'investissement fait dans la plantation. Il faut tenir des conditions de productivité des sites. Je ne connais pas de données là-dessus.

Je me permets un commentaire pour la salle : nous avons besoin de valider les outils développés avec des données réelles prises sur le terrain, des données localisées qui tiennent compte de ce qui était avant feu et ce qui se retrouve comme régénération après feu. On fait des inventaires de régénération après feu, mais j'invite tout le monde qui a des données de régénération après feu à communiquer avec moi afin de valider l'outil que j'ai présenté lors de ma conférence. Pour améliorer notre capacité de répondre à ces perturbations et à mieux intervenir, l'intégration des connaissances, mais aussi la collaboration entre les divers intervenants des forêts brûlées sont importantes.

Question de Serge Harvey

On a essentiellement parlé de produits ligneux et un peu de la faune. À la Forêt modèle du Lac-Saint-Jean, nous nous préoccupons beaucoup des produits forestiers non ligneux (champignons, bleuets, etc.). Est-ce vraiment une préoccupation de la part des chercheurs qui travaillent sur les feux de forêt et l'aménagement des forêts brûlées ? Existe-t-il des courants de recherche qui sont quand même assez forts ou si cela reste une préoccupation marginale ?

Réponse de Stéphane Déry

Je ne peux répondre en ce qui concerne les priorités de recherche, mais de mon côté au MRNF, il s'agit d'une préoccupation qui n'est peut-être pas à l'heure actuelle aussi grande qu'elle pourrait l'être. Je n'ai pas fait le tour du ministère, mais je sais qu'il y a une préoccupation pour les produits forestiers non ligneux, mais ce n'est pas encore ce qu'il y a de plus développé. Je pense en effet qu'il s'agit d'un bon point et qu'il y a des bons pas à faire dans ce sens. On parle toujours de possibilité forestière, mais la forêt n'est pas juste des mètres cubes de bois ; c'est aussi des ressources fauniques, des ressources forestières non ligneuses. Il y a un volet économique important probablement à y développer.

Commentaire de Serge Harvey

Pour mettre en perspectives le volet économique, la Forêt modèle a investi plus de 300 000 $ depuis trois ans pour la recherche sur les champignons forestiers comestibles.

Cela pourrait avoir dans la région un impact qui dépasserait celui du bleuet, ce qui est quand même assez important.

Commentaire d'Antoine Nappi

Il existe un rapport en Alaska (ou en Colombie-Britannique ?) qui indiquait qu'il générait presque plus de profits avec la vente des morilles qu'avec la vente du bois. Ce n'est pas notre cas. Au niveau des orientations d'aménagement, cela demeure très stratégique, très global, mais opérationnellement, il pourrait, selon les cas, les feux et les gestionnaires en place, y avoir des fenêtres temporels où l'on intervient moins ou pas en forêt, par exemple de la mi-mai à fin juin, pour permettre la récolte des morilles.

Commentaire de Serge Harvey

Entre les feux et les champignons forestiers, il existe des interactions évidentes (comme pour le bleuet).

Question de Michel Chabot

J'ai une question par rapport à l'outil que Sylvie Gauthier a présenté lors de sa conférence. Il est reconnu qu'on parle de sévérité des feux au niveau de la canopée et au niveau du sol pour la création de lits de germination. Dans les outils dont nous disposons aujourd'hui pour quantifier ou qualifier les lits de germination, est-ce que la télédétection est un outil utile ou sinon, quelles sont les alternatives à la disposition des industriels pour appliquer sur le terrain cet outil ?

Réponse de Sylvie Gauthier

L'outil que j'ai présenté sert à dégrossir le problème rapidement à partir du moment où l'on a un feu sur notre territoire, pour évaluer vite ce qui est susceptible de se passer. Sur le site, on va voir que notre prédiction d'un problème de régénération est probablement meilleure que notre prédiction d'un succès de régénération. Nous sommes conscients que l'outil n'est pas parfait. Pour ce qui est de qualifier la quantité de lits de germination disponibles après un feu, on pense qu'en utilisant la télédétection, qui nous donne une bonne signature de la sévérité du feu en canopée, les données météorologiques qui ont cours durant le feu et la classification écologique, on pourrait avoir une estimation de la quantité de bons lits de germination. Nous avons des données terrain qui nous

permettront de valider cette idée, mais la télédétection seule ne peut pas nous donner ce signal-là. Il va donc falloir modéliser et revalider sur le terrain. Cela nous donnera une idée générale de l'effet du feu sur le sol dans un territoire donné.

Commentaire de Michel Chabot

J'aimerais ajouter qu'en 2005, une année où il y a eu beaucoup de feux, nous avons fait des relevés particuliers pour les longicornes et, du même coup, nous avons fait une évaluation de la quantité et de la qualité de lits de germination. Il nous apparaissait que cette évaluation pouvait se faire relativement facilement et qu'il existait une certaine homogénéité pour une année donnée. Cela ferait en sorte que nous n'aurions peut-être pas besoin de tant de points d'observation pour avoir une bonne idée de ce qui se passe dans un feu donné, pour une année donnée.

Question d'Antoine Nappi à François Levesque

Tu as parlé que vous aviez des contraintes temporelles dans l'utilisation des cartes d'impact, que vous utilisiez vos propres cartes. Peut-on en savoir un peu plus ?

Réponse de François Levesque

Sur le plan opérationnel, l'idée première est de récupérer, ce qui implique de regarder en premier les chemins. Le volet remise en production est étroitement relié à la localisation des chemins. La remise en production est réellement une opération à laquelle sont associés des coûts. On ne peut pas juste se baser sur un modèle et y aller juste géographiquement ; il faut tenir compte des contraintes terrain (blocs de coupe, bandes riveraines). Les cartes ne nous indiquent pas toutes ces contraintes. Sur le plan opérationnel, nous avons pris des photos XEOS que nous avons photo-interprétées pour faire une planification en fonction du terrain. On cherchait à localiser les forêts mélangées (brûlé-vert) où sur le terrain la limite entre le brûlé et le non-brûlé n'est pas claire. Il y a un gradient d'intensité dans les forêts brûlées. Nous cherchons donc à travailler sur les limites des feux pour pouvoir être opérationnels. Pour ce qui est de la remise en production, on peut faire beaucoup d'analyse et on semble constater, en étudiant l'historique récent, qu'il y a plus de feux et que la superficie brûlée est plus grande. Il y a beaucoup de recherche menée par le gouvernement fédéral sur le changement climatique. Je me demande toutefois si on peut prendre la chance d'attendre et que cela

ne fonctionne pas ou si on est capable de récupérer et de prendre des mesures pour la remise en production. Dans le même esprit que la conférence d'Alain Leduc, il faut voir la remise en production comme une « police d'assurances » : on ne prend pas la chance que la régénération naturelle soit suffisante. Si on reboise avec des essences qui ont de meilleure croissance, qui atteignent plus rapidement un bon diamètre, on aura un meilleur stocking, même lorsque le feu reviendra dans ces endroits. Si on a une plantation qui est bien stockée, qui a atteint de certaines dimensions plus rapidement qu'une régénération naturelle, malgré le fait qu'on ait fait une activité, cela peut également jouer un rôle d'habitat qui n'aurait pas été là si nous n'étions pas intervenus. C'est donc une forme de police d'assurances. Cela nous donne pour le futur des possibilités de récolte et de choix d'habitats verts et d'habitats brûlés.

Commentaire de Sylvie Gauthier

J'ajouterais par ailleurs que dans certaines situations, on est intervenu dans une forêt de pins gris ; on a planté du pin gris, mais on a eu autant de régénération naturelle de pins gris qui pousse aussi bien que la régénération artificielle. Il s'agit d'un exemple où il aurait peut-être été préférable d'investir ailleurs l'argent consacré à la plantation de pin gris pour avoir un résultat supérieur et un meilleur bénéfice sur l'investissement. Un autre élément qui est important, peut-être pas dans toutes les conditions, mais du moins en Abitibi, est que certains territoires brûlés sont difficilement accessibles pour la remise en production ou accessibles seulement qu'en hiver. Il peut alors être utile d'avoir une idée du potentiel de régénération naturelle dans ces territoires parce que le problème de remise en production se posera tôt ou tard. On pourrait donc lors de nos interventions faire des actions pour aider la régénération naturelle en place à s'installer. Cela ne veut pas dire de se fier uniquement sur la régénération naturelle, mais il existe des situations où on peut bénéficier de cet apport de la régénération naturelle. Je vous donne un autre exemple, toujours dans le pin gris. Des sites brûlés inaccessibles ont été ensemencés par voie aérienne. Douze ans plus tard, nous avons 70 000 tiges/hectare et on doit éclaircir parce qu'on a trop de régénération. Dans ce cas, la régénération naturelle aurait été suffisante. Ces exemples illustrent qu'il faut prendre en considération le potentiel de régénération d'un site et que cela peut nous faire économiser.

Question de Richard Berthiaume

Cette question émane de notre discussion en plénière : d'où provient toute la faune (oiseaux et longicornes) qui se retrouve dans les forêts brûlées ?

Réponse de Christian Hébert

Nous avons eu également un commentaire à notre table à cet effet-là. Le maintien de 30 % de forêt verte peut paraître beaucoup pour plusieurs personnes. Les insectes que l'on retrouve dans les forêts brûlées n'étaient pas là avant donc ils proviennent nécessairement de la matrice verte autour. En effet, les espèces qui profitent d'un brûlis sont probablement à des niveaux de population très très bas dans la matrice verte. La grande question est de savoir s'ils ont besoin de cet effet qui permet d'augmenter les populations à des niveaux très élevés dans un brûlis pour par la suite se maintenir dans la forêt verte. Cette hypothèse n'est pas démontrée, et les recherches se poursuivent. Il y a clairement une utilisation par ces insectes (et aussi par le pic à dos noir, je crois) de courte durée des brûlis. Notre hypothèse est que le feu est important pour leur maintien dans la matrice verte par la suite.

Réponse de Jacques Ibarzabal

Concernant les oiseaux, les forêts brûlées représentent pour eux une opportunité alimentaire, car elles sont colonisées abondamment par les insectes saproxyliques. Mais d'où viennent ces oiseaux, comment se fait la colonisation des brûlis ? C'est une bonne question. On a récemment appris que, dans la forêt boréale, pour les pics, dont le pic à dos noir, lors de la dispersion des jeunes, principalement en septembre, il semble que les mouvements amorcés par ces jeunes soient plutôt orientés vers le sud. Les jeunes sont donc à la recherche de territoire pour s'installer. Probablement au hasard, ils arrivent sur des sites brûlés qu'ils pourront coloniser, ce qui expliquerait la surabondance des jeunes pics retrouvés dans les brûlis. On retrouve aussi dans les brûlis des oiseaux de 2 ans qui voyagent encore à la recherche de territoire propice. Par contre, il y a très peu de pics adultes, surtout de mâles adultes. Les pics âgés de plusieurs années sont apparemment moins mobiles et restent dans leur territoire qu'il y ait eu un feu proche ou non. Dans certains endroits, tout prêt de la marge du feu (1 ou 2 km), on retrouve des pics adultes qui n'ont pas migré vers le feu, car ils ont continué à avoir un bon succès de reproduction.

Ces résultats obtenus en forêt boréale s'opposent un peu à ceux obtenus dans l'Ouest où les quantités de forêts sont moindres. Certains travaux de recherche ont mentionné qu'il y avait des drainages de pics vers les feux ; il n'y avait plus de pics à dos noir jusqu'à plusieurs dizaines de kilomètres autour des feux. Dans la forêt boréale d'épinettes noires, ce phénomène n'a toutefois pas été observé.

Commentaire d'Antoine Nappi

Lors de ce colloque, on a parlé de variabilité à l'intérieur des feux (sévérité, conditions avant le feu) et des habitats brûlés. Il faut faire attention lorsqu'on parle de « forêt verte » au sens large parce que dans les forêts vertes, il y a une plus grande variabilité encore que dans les forêts brûlées. Parler de la « matrice verte » réfère donc à un habitat très variable. Dans celle-ci, il y a des endroits où la biodiversité est plus élevée (par exemple, dans les peuplements plus âgés qui contiennent plus de bois morts et de chicots). Les espèces réussissent donc à s'y maintenir parce que cette forêt verte offre des conditions propices à leur maintien. Dans le triangle de feu au nord-ouest de Chibougamau, la proportion de vieilles forêts est passablement réduite (en raison du cycle de feu très court). Les brûlis constituent alors des habitats adéquats pour ces espèces. On a émis l'hypothèse que la région au complet pourrait représenter une source d'habitat pour ces populations.

Commentaire de Jacques Ibarzabal

En effet, la majorité de nos travaux sont suffisamment au nord pour que ce soit principalement des peuplements surannés qui entouraient les masses de feu. Pour ces pics, il faut qu'il y ait un recrutement régulier d'arbres morts. On a vu que les longicornes ne vont attaquer que pendant quelques années, ce qui représente la période où ces zones seront utilisables par les pics, par exemple. Le recrutement d'arbres morts peut se faire par des chablis, par de l'ennoiement causé par un barrage de castor ; il existe toutes sortes de manière de créer du bois mort récent dans le paysage. Évidemment, le fait d'avoir des forêts surannées qui ponctuellement amènent un recrutement d'arbres morts favorise les populations de pics à dos noir, jusqu'au point de ne pas aller coloniser un feu voisin et de continuer d'utiliser un territoire déjà connu et qui lui garantit son succès reproducteur.

21 Liste des participants

NOM	ORGANISATION
Luc ALLARD	Société Sylvicole Chambord
Éric ALVAREZ	Société d'histoire forestière du Québec
Dany ANGERS	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Ermias AZERIA	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Fannie BARD	Cégep de St-Félicien
Sylvie BEAUDET	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Julien BEAULIEU	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Nadyre BEAULIEU	AbitibiBowater
Pierre BEAULIEU	Coopérative forestière de Girardville
Alexis BEAUSOLEIL	Société Sylvicole Chambord
Karine BÉLAIR	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Jacques BÉLANGER	AbitibiBowater
Sébastien BÉLANGER	Université Laval
Clermont BELZILE	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Serge BERGERON	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Sylvain BERGERON	Université de Sherbrooke
Richard BERTHIAUME	Consortium iFor, Université Laval
Juliette BOIFFIN	Université Laval
Daniel BOIVIN	Cégep de Saint-Félicien
Frédéric BOIVIN	Forêt modèle du Lac-Saint-Jean
Danny BOUCHARD	MRC Domaine du Roy
Mathieu BOUCHARD	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Michel BOUCHARD	AGIR
Robert BOUCHARD	
Jean-François BOUCHER	Université du Québec à Chicoutimi

Jonathan BOUCHER	Consortium iFor, Université Laval, Université du Québec à Chicoutimi
Yan BOULANGER	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Jean-François BOURDON	Université Laval
Christine BUSSIÈRES	SOPFEU
Yvan CARON	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Pierre-Paul CARRIÈRE	Rexforêt
Christine CASABON	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Martin CASTONGUAY	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Xavier CAVARD	Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
Francis CHABOT	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Michel CHABOT	
Michel CLOUTIER	SOPFEU
Damien CÔTÉ	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Gaétan CÔTÉ	Cégep Chicoutimi
Tony CÔTÉ	Plani-forêt SGF
Steeve COULOMBE	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Léon-Paul DARVEAU	Groupe FORRES
Isabelle DELISLE	Université du Québec à Chicoutimi
Stéphane DÉRY	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Jonathan DOUCET	Société Sylvicole Mistassini
Pierre DRAPEAU	Université du Québec à Montréal
André DUFOUR	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Marieclaire DUMONT	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Jacques FONTAINE	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Annie FORTIN	CLD Domaine-du-Roy
Cindy FORTIN	Centre de formation professionnelle Dolbeau-Mistassini
Olivier FRADETTE	Université du Québec à Chicoutimi
Christine GAGNON	Zoo sauvage de Saint-Félicien
Jean-Guy GAGNON	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Mario GAGNON	SOPFEU
Michel GAGNON	Bureau du député Denis Trottier

Isabelle GAUDREAULT	Forêts Habitées LASIM
Gérard GAUTHIER	Gestion forestière du Saint-Maurice inc.
Marc GAUTHIER	Plantation d'arbres MM
Sonia GAUTHIER	Centre de formation professionnelle Dolbeau-Mistassini
Sylvie GAUTHIER	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Martin GIRARD	Bureau du forestier en chef
Martin GIRARDIN	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Pierre GODBOUT	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Luc GODIN	Coopérative forestière La Doré
Noemi GONZALEZ	Université Laval
Serge GOSSELIN	AbitibiBowater
Raynald GUILLEMETTE	Bureau de Denis Lebel
Serge HARVEY	Forêt modèle du Lac-Saint-Jean
Christian HÉBERT	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Jacques IBARZABAL	Université du Québec à Chicoutimi
Frédéric LALIBERTÉ	Chantiers Chibougamau
Renaud LANDRY	Forêts Habitées LASIM
Véronique LAPLANTE	Cégep de Chicoutimi
Antoine LAROCHELLE	Scierie Opitciwan
Yves LAROUCHE	Société Sylvicole Chambord
Denis LAVOIE	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Alain LEDUC	Université du Québec à Montréal
Frédérick LESSARD	Centre de géomatique du Québec
François LEVESQUE	AbitibiBowater
Maxime MALTAIS	Plani-forêt SGF
Guyta MERCIER	Partenariat innovation forêt
Aimé MINVILLE	AbitibiBowater
Yosune MIQUELAJAUREGUI	Université Laval
Jacques MORIN	Rexforêt
Antoine NAPPI	Bureau du forestier en chef
Jean-Pierre OTIS	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Sylvain PAGE	SOPFEU
Jean PAQUET	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Claude PARADIS	Université Laval
Caroline PARÉ	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Martin PARENT	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
J. Ralph PITRE	
Stevens PÎTRE	Coopérative forestière de Girardville
Gervais RHEAULT	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Sylvain ROBICHAUD	Barrette-Chapais
Georgina RODRIGUEZ	Université Laval
Jean-Sébastien ROY	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Mario ROY	MRC Domaine du Roy
Vincent ROY	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Maïa SEFRAOUÏ	Université Laval
Harold SIMARD	Bureau du forestier en chef
Sylvain SIMARD	Société Sylvicole Chambord
Martin SIMARD	Uapats
Sylvain ST-LAURENT	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Anne ST-ONGE	Cégep de Saint-Félicien
Gérard SZARAZ	Bureau du forestier en chef
Jean TANGUAY	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Michel THÉRIAULT	Parcs Canada
Aude TOUSIGNANT	Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts
Pascal TREMBLAY	
Denis TROTTIER	Député de la circonscription de Roberval
René TURGEON	Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Marie-Claude VERSCHELDEN	CLD Domaine-du-Roy
Paul VÉZINA	Conseil Montagnais