

Actes du colloque

Tordeuse des bourgeons de l'épinette

Faire face à la nouvelle épidémie



Québec
19-20 février 2014



Ordre
des ingénieurs
forestiers
du Québec



Ressources naturelles Canada
Natural Resources
Canada

Canada

Ressources
naturelles

Québec



Organisateurs du colloque :

Ressources naturelles Canada – Service canadien des forêts, Centre de foresterie des Laurentides
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Ordre des ingénieurs forestiers du Québec

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2014
Numéro de catalogue : Fo114-15/2014F
ISBN : 978-0-660-21797-0

ACTES DU COLLOQUE

TORDEUSE DES BOURGEONS DE L'ÉPINETTE FAIRE FACE À LA NOUVELLE ÉPIDÉMIE

Québec

19 et 20 février 2014

Table des matières

Avertissement au lecteur	6
Mot du comité organisateur.....	7
Partenaires	8
Contexte.....	9
Ojectifs du colloques	9
Clientèle visée	9
Programme.....	10
Biographies des conférenciers.....	16
État de situation de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec.....	27
Expansion nordique de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et résilience de la forêt boréale.....	34
From There to Here: Assessing the Origin of Spruce Budworm Immigrants.....	40
Facteurs environnementaux influençant le déclenchement et l'expansion initiale de la présente épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	45
Analyse spatiotemporelle des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	53
Faire face à une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans un contexte d'aménagement écosystémique : comment moduler la planification forestière?	57
Considération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans les calculs de possibilités forestières : situation actuelle et développements à venir	64
La tordeuse des bourgeons de l'épinette, une bibitte qui dérange nos plans!.....	67
Integrating Spruce Budworm Ecology and Forest Management Planning Through a Risk Analysis Framework.....	70
Atteindre l'efficience en protection directe des forêts en faisant place à l'innovation	75

Les fondements d'une stratégie d'intervention hâtive contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	86
Défis pour la récupération des bois et la gestion des volumes affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette	93
Qualité de la fibre dans un contexte de défoliation successive par la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la Côte-Nord.....	96
Résistance des peuplements aménagés et de l'épinette blanche à la tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	106
Impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette à l'échelle du paysage et les effets de la structure du paysage sur les épidémies.....	112
Dégradation du bois par les scolytes et les longicornes à la suite des attaques de la tordeuse	117
Rentabilité économique des arrosages contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette et possibilités de valorisation des bois endommagés	123
Approche de gestion de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.....	129
Spruce Budworm: a Century of Observation, Conjecture, and Insight–Now what can we Predict?	132

Avertissement au lecteur

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

Mot du comité organisateur

Bienvenue à Québec pour le colloque Tordeuse des bourgeons de l'épinette : Faire face à la nouvelle épidémie organisé conjointement par Ressources naturelles Canada, le ministère des Ressources naturelles du Québec ainsi que l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Le programme du colloque a été conçu pour favoriser les échanges entre les participants. Votre présence est une manifestation très concrète de l'importance que vous accordez à ce sujet.

Le dernier colloque de ce genre a eu lieu à Shawinigan en 2001. Avec la nouvelle épidémie faisant rage dans certaines régions du Québec depuis quelques années, et prenant de l'ampleur dans l'est du Canada, le besoin de se réunir afin de faire état des connaissances, des stratégies et des avancements en recherche se faisait sentir.

Près d'une vingtaine de conférenciers principalement du Québec, mais aussi du reste du Canada, provenant des milieux de la recherche, de l'industrie et du gouvernement viendront nous parler de sujets regroupés en cinq grands thèmes : la situation actuelle, la planification forestière, l'intervention, la mitigation/récupération et les perspectives.

Nous espérons que la présence de ces différents chercheurs et praticiens permettra des discussions constructives et instructives, et que chacun des participants repartira avec des nouvelles informations pertinentes à son travail. Nous vous invitons d'ailleurs à participer activement aux discussions de groupe et à la plénière qui clôturera le colloque, afin de partager les connaissances et de discuter des défis qui nous attendent.

Le comité remercie tous les gens qui ont participé, de près ou de loin, à l'organisation de ce colloque.

Le comité organisateur

François-Hugues Bernier	Ordre des ingénieurs forestiers du Québec
Cédric Fournier	Ministère des Ressources naturelles du Québec
Francis Gaumond	Ordre des ingénieurs forestiers du Québec
Jacques Larouche	Ressources naturelles Canada
Véronique Martel, présidente	Ressources naturelles Canada
Louis Morneau	Ministère des Ressources naturelles du Québec

Partenaires



J.D. IRVING, LIMITED



Contexte

L'épidémie de TBE est en progression depuis quelques années au Québec. Elle a été très active cet été avec une expansion des superficies touchées. L'épidémie s'étend maintenant sur plus de 3 millions d'hectares et touche la Côte-Nord, le Saguenay-Lac-Saint-Jean, le Bas-St-Laurent et la Gaspésie. Elle menace de s'étendre au Nouveau-Brunswick et dans le nord-est des États-Unis.

Afin de faire le point sur la situation, le ministère des Ressources naturelles du Québec, Ressources naturelles Canada et l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec organisent ce colloque bilingue sous le thème : ***Tordeuse des bourgeons de l'épinette : faire face à la nouvelle épidémie.***

Ce colloque permettra de partager les nouvelles connaissances acquises sur la TBE au cours de la dernière décennie, de présenter les différentes approches de gestion épidémiques dans l'est du Canada et d'explorer les futurs besoins de connaissances sur la TBE.

Objectifs du colloque

- Faire connaître les diverses approches de gestion de l'épidémie de TBE dans l'Est du Canada.
- Partager les nouvelles connaissances de recherche et développement avec les praticiens de l'aménagement forestier de l'est du Canada sous les angles (1) de la protection des forêts, (2) de l'adaptation de l'aménagement forestier et (3) de la récupération du bois mort après épidémie.
- Explorer les futurs besoins de connaissances sur la TBE.

Clientèle visée

Praticiens de l'aménagement forestier de l'est du Canada: MRNQ (régions), gestionnaires, aménagistes, industriels et autres intervenants du milieu forestier concernés par la TBE, qu'ils œuvrent sur territoire privé ou public, au Québec, au Nouveau-Brunswick, à Terre-Neuve-et-Labrador, en Nouvelle-Écosse ou en Ontario.

Programme

Jour 1 – 19 février 2014 (Modératrice : Lise Caron)

- 8 h Accueil des participants
- 8 h 30 Mot de bienvenue
Jacinthe Leclerc, directrice générale
Centre de foresterie des Laurentides (CFL), Ressources naturelles Canada (RNCAN)
- Richard Savard, ing.f.*
Sous-ministre associé
Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ)

Situation actuelle

- 8 h 45 État de la situation de l'épidémie au Québec
Louis Morneau, ing.f., M.Sc., Direction de la protection des forêts, MRNQ
- 9 h 15 Expansion nordique de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et résilience de la forêt boréale
Louis De Grandpré, Ph.D., CFL, RNCAN
- 9 h 45 De là-bas à ici : évaluation du point d'origine de tordeuses immigrantes
Michel Cusson, Ph.D., CFL, RNCAN
Lisa Lumley, Ph.D., Royal Alberta Museum
- 10 h 15 Pause
- 10 h 45 Facteurs environnementaux influençant le déclenchement et l'expansion initiale de la présente épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette
Mathieu Bouchard, ing.f., Ph.D., Direction de la recherche forestière, MRNQ
- 11 h 15 Analyse spatiotemporelle des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette
Hubert Morin, Ph.D., Université du Québec à Chicoutimi

Planification forestière

- 11 h 45 Faire face à une épidémie de la tordeuse de bourgeons de l'épinette dans un contexte d'aménagement écosystémique : comment moduler la planification
Marc Leblanc, ing.f., M.Sc., Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, MRNQ
- 12 h 15 Dîner
- 13 h 30 Considération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans les calculs de possibilités forestières : situation actuelle et développements à venir
Philippe Marcotte, ing.f., M.Sc., Bureau du forestier en chef

- 14 h La tordeuse des bourgeons de l'épinette, une bibitte qui dérange nos plans!
Jacques Duval, ing.f., Direction des opérations intégrées (Côte-Nord), MRNQ
- 14 h 30 Intégrer l'écologie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans la planification forestière par un cadre d'analyse de risque
Vince Nealis, Ph.D., Centre de foresterie du Pacifique, RNCAN
- 15 h Pause

Intervention

- 15 h 30 Atteindre l'efficience en protection directe des forêts en faisant place à l'innovation
Jean-Yves Arsenault, ing.f., Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM)
- 16 h Les fondements d'une stratégie d'intervention hâtive contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette
Jacques Régnière, Ph.D., CFL, RNCAN
- 16 h 30 Fin de la première journée de conférence
- 17 h Cocktail (5 à 7)

Jour 2 – 20 février 2014
(Modérateur : Nicolas Juneau)

- 8 h Accueil des participants
- 8 h 30 Retour sur la première journée de conférences

Mitigation / Récupération

- 8 h 45 Défis pour la récupération des bois et la gestion des volumes affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette
Paul Labbé, ing.f., M.Sc., Direction de la gestion des stocks ligneux, MRNQ
- 9 h 15 Qualité de la fibre dans un contexte de défoliation successive par la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la Côte-Nord
Denis Villeneuve, Produits forestiers Résolu
- 9 h 45 Résistance des peuplements aménagés et de l'épinette blanche à la tordeuse des bourgeons de l'épinette
Richard Berthiaume, Ph.D., Université Laval
- 10 h 15 Pause
- 10 h 45 Impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette à l'échelle du paysage et effets de la structure du paysage sur les épidémies
Daniel Kneeshaw, Ph.D., Université du Québec à Montréal
- 11 h 15 Dégradation du bois par les scolytes et les longicornes à la suite des attaques de la tordeuse
Christian Hébert, Ph.D., CFL, RNCAN
- 11 h 45 Dîner
- 13 h Rentabilité économique des arrosages contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette et possibilités de valorisation des bois endommagés
Jean-François Côté, ing.f., M.Sc., Consultants forestiers DGR inc.
Jean-Philippe Brunet, ing.f., M.Sc., Consultants forestiers DGR inc.

Perspectives

- 13 h 30 Approche de gestion de la tordeuse des bourgeons de l'épinette
Paul Lamirande, ing.f., M.Env., Direction de la protection des forêts, MRNQ
- 14 h La tordeuse des bourgeons de l'épinette : un siècle d'observations, de conjectures et d'interprétations – que pouvons-nous maintenant prédire?
Barry Cooke, Ph.D., Centre de foresterie du Nord, RNCAN
- 14 h 30 Période de discussions (animateur : Vincent Roy)
- 15 h Mot de clôture
- 15 h 15 Fin du colloque

Day 1 – February 19, 2014
(Moderator: Lise Caron)

- 8 a.m. Welcoming of participants
- 8:30 a.m. Introductory remarks
Jacinthe Leclerc, General Director
Laurentian Forestry Centre (LFC), Natural Resources Canada (NRCan)
- Richard Savard, F.Eng.*
Associated Deputy Minister
Ministère des ressources naturelles du Québec (MRNQ)

Current Situation

- 8:45 a.m. Current Status of the Outbreak in Quebec
Louis Morneau, F.Eng., M.Sc., Direction de la protection des forêts, MRNQ
- 9:15 a.m. Northern Expansion of Spruce Budworm and Boreal Forest Resilience
Louis De Grandpré, Ph.D., LFC, NRCan
- 9:45 a.m. From There to Here: Assessing the Origin of Spruce Budworm Immigrants
Michel Cusson, Ph.D., LFC, NRCan
Lisa Lumley, Ph.D., Royal Alberta Museum
- 10:15 a.m. Break
- 10:45 a.m. Environmental Factors Influencing the Triggering and Initial Expansion of the Current Spruce Budworm Outbreak
Mathieu Bouchard, F.Eng., Ph.D., Direction de la recherche forestière, MRNQ
- 11:15 a.m. Spatio-temporal Analyses of Spruce Budworm Outbreaks
Hubert Morin, Ph.D., Université du Québec à Chicoutimi

Forest Planning

- 11:45 a.m. Dealing with a Spruce Budworm Outbreak within an Ecosystem Management Context: How to Adjust Forest Planning?
Marc Leblanc, F.Eng., M.Sc., Direction de l'aménagement et de l'environnement forestiers, MRNQ
- 12:15 p.m. Lunch
- 1:30 p.m. Consideration of Spruce Budworm in Timber Supply Analysis: Current Situation and Upcoming Developments
Philippe Marcotte, F.Eng., M.Sc., Bureau des opérations intégrées (Côte-Nord), MRNQ
- 2 p.m. Spruce Budworm: Bugging our Plans
Jacques Duval, F.Eng., Direction des opérations intégrées (Côte-Nord), MRNQ
- 2:30 p.m. Integrating Spruce Budworm Ecology and Forest Management Planning Through a Risk Analysis Framework
Vince Nealis, Ph.D., Pacific Forestry Centre, NRCan
- 3 p.m. Break

Intervention

- 3:30 p.m. Achieving Efficiency in the Direct Protection of Forests by Making Room for Innovation
Jean-Yves Arsenault, F.Eng., Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM)
- 4 p.m. The Founding Principles of the Early Intervention Strategy against the Spruce Budworm
Jacques Régnière, Ph.D., LFC, NRCan
- 4:30 p.m. End of the first day of presentations
- 5 p.m. Cocktail reception

Day 2 – February 20, 2014
(Moderator: Nicolas Juneau)

- 8 a.m. Welcoming of participants
- 8:30 a.m. Overview of the first day of presentations

Mitigation / Salvaging

- 8:45 a.m. Challenges Associated with Managing Volumes and Salvage of Wood Affected by Spruce Budworm
Paul Labbé, F.Eng., M.Sc., Direction de la gestion des stocks ligneux, MRNQ
- 9:15 a.m. Fibre Quality in a Context of Successive Defoliation by Spruce Budworm in the North Shore Region
Denis Villeneuve, Resolute Forest Products
- 9:45 a.m. Resistance of Managed Stands and White Spruce to Spruce Budworm
Richard Berthiaume, Ph.D., Université Laval
- 10:15 a.m. Break
- 10:45 a.m. Impact of Spruce Budworm on Landscapes and Effects of Landscape Structure on Outbreaks
Daniel Kneeshaw, Ph.D., Université du Québec à Montréal
- 11:15 a.m. Wood Degradation Caused by Bark Beetles and Woodborers Following Spruce Budworm Outbreaks
Christian Hébert, Ph.D., LFC, NRCan
- 11:45 a.m. Lunch
- 1 p.m. Profitability of Spraying for Spruce Budworm and Market Opportunities for Damaged Wood
Jean-François Côté, F.Eng., M.Sc., Consultants forestiers DGR Inc
Jean-Philippe Brunet, F.Eng., M.Sc., Consultants forestiers DGR Inc

Perspectives

- 1:30 p.m. Spruce Budworm Management Approach
Paul Lamirande, F.Eng., M.Env., Direction de la protection des forêts, MRNQ
- 2 p.m. Spruce Budworm: a Century of Observation, Conjecture, and Insight—Now what can we Predict?
Barry Cooke, Ph.D., Northern Forestry Centre, NRCan
- 2:30 p.m. Discussion period (Vincent Roy, facilitator)
- 3 p.m. Closing remarks
- 3:15 p.m. Symposium ends

Biographies des conférenciers



Jean-Yves Arsenault

Détenteur d'un diplôme en génie forestier de l'Université Laval depuis 1981, Jean-Yves Arsenault a acquis au fil du temps des connaissances dans plusieurs facettes de la profession. À ses débuts, au sein du domaine coopératif, il a travaillé comme coordonnateur de la production de l'usine de sciage de Saint-Elzéar, en Gaspésie, puis comme coordonnateur du plan de mise en valeur de la forêt privée et directeur de la pépinière SARGIM pour le Syndicat des producteurs de bois de la Gaspésie. Sa vie professionnelle s'est ensuite poursuivie dans l'industrie papetière au sein de la même compagnie, à titre de coordonnateur des approvisionnements de bois de l'usine de New Richmond, chef forestier pour l'usine de Bathurst, directeur des approvisionnements de bois de l'usine de New Richmond, directeur général de la Scierie Bathurst, directeur des ressources forestières pour les cinq usines canadiennes et les terrains privés et membre du Bureau de direction des ressources forestières pour les opérations nord-américaines d'Emballages Smurfit-Stone. En 2010, il a démarré sa firme de consultant, dont le mandat principal a été de mettre sur pied un projet d'exportation outre-mer de copeaux de bois franc dans les provinces maritimes. Depuis juillet 2012, Jean-Yves Arsenault est le directeur général de la Société de protection des forêts contre les insectes et maladies.



Richard Berthiaume

Richard Berthiaume a obtenu un baccalauréat en biologie à l'Université du Québec à Rimouski en 1995. Il a par la suite complété une maîtrise en 1998 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 complète son doctorat au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval sous la direction d'Éric Bauce et de Christian Hébert. Ses travaux de recherche durant son doctorat portaient sur l'écologie évolutive des populations d'arpeuse de la pruche, un important ravageur forestier de la forêt boréale. Il a par la suite effectué un stage post-doctoral et a durant cette période contribué à la mise sur pied du consortium de recherche sur les insectes forestiers (iFor). Il est l'auteur d'une vingtaine de publications scientifiques. Il est depuis 2007 professeur associé au Département de foresterie de l'Université Laval où il enseigne et codirige des étudiants gradués. Il est également depuis 2007, le coordonnateur du consortium de recherche iFor.



Mathieu Bouchard

Mathieu Bouchard est ingénieur forestier, détenteur d'un doctorat en sciences de l'environnement à l'UQAM. Il travaille au ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) depuis 2008, où il a occupé successivement des postes au sein de la Direction de l'aménagement et de l'environnement forestier, et de la Direction de la protection des forêts. Depuis 2011, il est chercheur à la Direction de la recherche forestière du MRNQ, où ses travaux portent sur l'aménagement écosystémique, les perturbations naturelles et l'effet des pratiques forestières sur la biodiversité.



Jean-Philippe Brunet

Diplômé en aménagement et environnement forestiers en 2005, Jean-Philippe Brunet a complété une formation de 2^e cycle en sciences forestières et a travaillé pendant près de trois ans comme professionnel et coordonnateur du programme de recherche sur les entrepreneurs forestiers du Québec (PREFoRT). Il s'est joint à Consultants forestiers DGR en 2011, où il a d'abord travaillé comme conseiller spécial auprès d'une entreprise de sciage mandataire d'opération d'une UAF dans la région de Portneuf (gestion des relations avec les bénéficiaires, transition vers le nouveau régime, supervision de la planification et assistance dans les opérations forestières).

En 2012, il a conçu et réalisé pour la Forêt modèle du Lac-Saint-Jean un outil de planification budgétaire et d'analyse des impacts économiques du secteur forestier, dans le cadre d'un projet de forêt de proximité. Il s'est familiarisé avec les matrices du modèle intersectoriel de l'Institut de la statistique du Québec, portant sur les retombées socioéconomiques des investissements en sylviculture, en récolte et en transformation du bois. Dans le contexte d'études des aires d'intensification de la production ligneuse (AIPL), il a réalisé des mandats à partir du Modèle d'évaluation économique (MÉÉ) du Bureau de mise en marché des bois (BMMB). Depuis 2013, il pilote également les dossiers qui requièrent l'utilisation de la plate-forme logicielle FPInterface^{MC}.



Barry Cooke

Après avoir obtenu un baccalauréat en foresterie de l'Université de Toronto, Barry Cooke a poursuivi ses études à la maîtrise en entomologie forestière à l'Université de Toronto, puis au doctorat en écologie et évolution, qu'il complète en 2001, à l'Université de l'Alberta. Barry Cooke est présentement chercheur scientifique en dynamique des populations d'insectes au Centre de foresterie du Nord du Service canadien des forêts.



Jean-François Côté

Jean-François Côté est diplômé en génie forestier (1985) et détient une maîtrise en sciences forestières de l'Université Laval (1987). Il a partagé sa carrière entre la recherche en écologie forestière (2 ans), le génie-conseil chez Consultants forestiers DGR de Québec (20 ans) et le monde industriel (6 ans) au sein de la compagnie Norbord, en Abitibi, à titre de surintendant aux approvisionnements dans une usine de contreplaqué et de panneaux OSB.

Comme consultant, il couvre plusieurs domaines de compétence : redevances forestières, coûts d'opération, analyses financières et économiques, études d'approvisionnement, transformation du bois, aménagement, valorisation de la biomasse, carbone, etc. En 2008, 2010 et 2012, il a conduit diverses analyses économiques en collaboration avec la SOPFIM et la Direction de la protection des forêts du MRNQ.

Jean-François Côté est également copropriétaire de Chauffage St-Malo, une centrale thermique de Québec qui deviendra en 2014 une vitrine technologique sur le conditionnement et l'utilisation de la biomasse-énergie. Il dirige de plus la compagnie ARDENTE qui fabrique des objets décoratifs en bois de sorbier des montagnes et de cerisier de Pennsylvanie.



Michel Cusson

Michel Cusson is a research scientist at the Laurentian Forestry Centre (NRCan-CFS) in Quebec City. He developed an interest in entomology while completing a B.Sc. degree in biology at the University of Sherbrooke, which led him to undertake graduate studies in this discipline, first at Simon Fraser University for his Master's, then at Laval University for his Ph.D. There, he developed a passion for insect endocrinology, a field he explored further during a postdoctoral fellowship at the University of Toronto. Since taking on his position at Natural Resources Canada in 1991, Michel Cusson has developed a multidisciplinary research program with three principal components: insect biochemistry, host-parasitoid physiological/molecular interactions and insect genomics. He is currently co-leader of the Budworm Genomics Consortium whose principal mandate is to sequence the genome of the spruce budworm and explore ways to use these genomics resources to improve budworm management strategies.



Louis De Grandpré

Louis De Grandpré a obtenu un baccalauréat en biologie de l'Université du Québec à Montréal en 1985. Il détient maîtrise en biologie (1992) et un doctorat en sciences de l'environnement (1997) de la même université, sous la supervision du Dr Daniel Gagnon. Lors de ses études supérieures, il a étudié l'effet des perturbations naturelles sur la dynamique des communautés de sous-bois en forêt boréale. Depuis 2000, il travaille au Service canadien des forêts à titre de chercheur en écologie forestière. Sa recherche aborde l'effet à long terme des perturbations sur les patrons et processus de l'écosystème boréal.



Jacques Duval

Jacques Duval est originaire du Saguenay. Il a diplômé de l'Université Laval en 1982. Au début de sa carrière, il a occupé divers emplois, puis s'est joint au ministère des Ressources naturelles du Québec. Il a d'abord occupé les fonctions de responsable des opérations sur forêt publique, c'est-à-dire de voir au respect de la Loi sur les forêts et des normes d'intervention par rapport à la récolte, ainsi qu'au bon déroulement des travaux sylvicoles réalisés par les bénéficiaires de CAAF de l'unité de gestion. Aujourd'hui, son travail est orienté, entre autres, sur la planification, la réalisation des inventaires avant traitement en vue de préparer les prescriptions de récolte. Au fil des ans, il a développé une certaine expertise concernant les plans spéciaux (feux, chablis, verglas, TBE) et le développement des différents modes de coupe à rétention variable.



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 doctorat 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 (Université Laval, UQAR, UQAC) où il codirige les travaux de nombreux étudiants diplômés.



Daniel Kneeshaw

Daniel Kneeshaw a travaillé dans les forêts résineuses au Manitoba et en Colombie-Britannique avant d'entreprendre une maîtrise en écologie forestière et un doctorat. À la suite d'un stage en tant que boursier postdoctoral CRSNG à l'Université Laval, il devient chercheur à la Direction de la recherche forestière au ministère des Ressources naturelles du Québec. Il s'est particulièrement intéressé à l'écologie et à la sylviculture de la forêt mixte. Depuis 2001, Daniel Kneeshaw est professeur au Département des sciences biologiques et est membre du Centre d'étude de la forêt (CEF). Ses travaux de recherches portent sur la gestion durable des forêts, la dynamique de la forêt après perturbations, l'écologie de la forêt mixte, les techniques sylvicoles alternatives, la mortalité des arbres et la dynamique des trouées.



Paul Labbé

Après l'obtention de son baccalauréat en aménagement des ressources forestières à l'Université Laval, Paul Labbé obtient, en 1997, une maîtrise en sciences forestières de cette même institution. Son mémoire porte alors sur l'utilisation des bandes boisées riveraines par les petits mammifères dans la sapinière boréale. Dès la fin de ses études, il amorce sa carrière au sein de l'industrie forestière pour le compte d'Abitibi-Price, qui deviendra ensuite Abitibi Consolidated. Il y agit à titre de responsable de différents dossiers liés aux activités de l'entreprise. Ses mandats portent notamment sur les calculs de la possibilité forestière et les inventaires forestiers. En 2004, Paul Labbé est recruté par le ministère des Ressources naturelles du Québec à la Direction de l'environnement forestier. Son principal mandat au sein de cette direction porte sur les refuges biologiques, plus précisément la conservation de la diversité biologique par le maintien des vieilles forêts et de leurs attributs écologiques. Depuis 2008, il agit à titre d'analyste à la Direction de la gestion des stocks ligneux. Il est responsable des droits forestiers et de l'attribution des bois pour l'approvisionnement des usines de la Côte-Nord. La question de la gestion des bois en période d'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette fait aussi partie de son mandat.



Paul Lamirande

Ingénieur forestier et détenteur d'une maîtrise en environnement de l'Université de Sherbrooke, Paul Lamirande s'est joint au ministère des Ressources naturelles du Québec en 1984. À son début, il a occupé diverses fonctions comme professionnel, puis comme gestionnaire depuis 1993. Il est directeur de la Protection des forêts au sein du Secteur des forêts depuis 2006.



Marc Leblanc

Marc Leblanc a complété un baccalauréat en aménagement des ressources forestières à l'Université Laval en décembre 1993. Il a ensuite obtenu une maîtrise en sciences forestières de cette même université en 1998. De 1998 à 2001, il a travaillé chez Cartons St-Laurent à La Tuque (devenu par la suite Smurfit-Stone) où il s'est occupé du suivi des plantations et de la production du plan décennal pour les récoltes prévues sur les terrains privés. Il a également participé à l'élaboration du Plan général d'aménagement forestier (PGAF) comprenant la réalisation du calcul de possibilité forestière et enfin, à titre d'adjoint au surintendant, il a été responsable de la supervision des travaux sylvicoles sur le terrain.

Depuis septembre 2001, il travaille au ministère des Ressources naturelles du Québec (Secteur des Forêts). Il a été fortement engagé dans l'opération Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier (OPMV), en particulier sur l'OPMV portant sur les forêts mûres et surannées. Il a aussi développé des méthodes pour intégrer certains des OPMV aux calculs de la possibilité forestière.

Actuellement, il concentre ses efforts au développement et à la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique des forêts. Il a notamment agi à titre de coordonnateur du projet pilote de la réserve faunique des Laurentides qui s'est déroulé de 2006 à 2010. Il collabore également au projet de Stratégie de production de bois.



Lisa Lumley

Lisa Lumley is currently working as a taxonomist for the Royal Alberta Museum in Edmonton. She developed a curiosity for taxonomy and insect pest management while completing her B.Sc. in Agriculture. These interests continued to develop while she worked in the agricultural sector over the next five years, at which point she decided to return to the University of Alberta to amalgamate the two disciplines during her Ph.D., which was focused on spruce budworm systematics. In 2010, Lisa moved to Quebec City to work as a Postdoctoral Fellow with the Canadian Forest Service and Université Laval for three years, where her research mainly focused on demarcating population boundaries in the spruce budworm and the hemlock looper, and on developing genetics-based methods to study spruce budworm dispersal. Lisa's continued interest in species/population delimitation has led her to the exploration of morphology and morphometrics, life-history and behavioural traits, genetic markers and genomics to attempt to find traits or markers that can be used for identification and to determine how and why species/populations are different. She is particularly fascinated with the study of adaptive traits, and their potential role in linking genetic markers for species identification with genes of biological significance in maintaining species boundaries. Ultimately, her research is intended to contribute new tools to taxonomists and systematists, and to aid in developing species- and population-specific pest management practices. When she isn't working, Lisa loves spending time with her family, is an avid outdoor enthusiast, traveller and gardener, and is a hobby apiarist who is completely enthralled with her bees.



Philippe Marcotte

Philippe Marcotte travaille au Bureau du forestier en chef (BFEC) depuis 2007. Il est présentement coordonnateur technique du Service du calcul des possibilités forestières de l'Est, qui regroupe les régions de la Gaspésie, du Bas-Saint-Laurent, de la Côte-Nord et de la Capitale-Nationale.

Avant de se joindre à l'équipe du BFEC, il a travaillé de 2005 à 2007 comme analyste à la planification forestière de l'Unité de gestion de la Gaspésie du ministère des Ressources naturelles du Québec.

Philippe Marcotte détient une maîtrise en hydrologie forestière et un baccalauréat en aménagement et environnement forestiers de l'Université Laval.



Hubert Morin

Après avoir terminé un baccalauréat en biologie, Hubert Morin a poursuivi ses études en complétant une maîtrise, puis un doctorat en biologie végétale. Parallèlement à ses projets de recherche, il enseigne à l'Université du Québec à Chicoutimi.

Dès le début de sa carrière, Hubert Morin s'est intéressé aux perturbations naturelles en forêt boréale, et tout particulièrement à la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Les projets de recherches en écologie forestière d'Hubert Morin se démarquent par leur originalité, leur qualité et leur envergure. Ses travaux sur la dynamique des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et sur la croissance des sapinières et des pessières boréales ont grandement contribué à jeter les bases de l'aménagement écosystémique au Québec.

L'étude de la dynamique des épidémies d'insectes n'est pas le seul domaine d'intérêt du professeur Morin. Ce dernier s'est également démarqué comme chef de file à l'échelle internationale avec ses recherches sur la croissance radiale des arbres de la forêt boréale. Il est aujourd'hui reconnu comme un pionnier dans l'étude de la croissance cellulaire intra-annuelle des arbres. Le professeur Morin et son équipe ont été parmi les premiers au monde à associer variables météorologiques et formation du bois, soit en continu (dendromètres automatiques), soit au niveau cellulaire (micro-carottes). Ces nouvelles connaissances permettront aux forestiers de mieux comprendre les effets des changements climatiques sur l'avenir de nos forêts.



Louis Morneau

Ingénieur forestier depuis 1997, Louis Morneau a complété une maîtrise en sciences biologiques à l'Université de l'Alberta en 2002. Il s'est joint cette même année à l'équipe du Service de la gestion des ravageurs forestiers de la Direction de la protection des forêts du ministère des Ressources naturelles du Québec. Il met à profit son expertise en entomologie et en foresterie dans divers comités, groupes de travail et projets spéciaux sur la détection, le suivi et la gestion des ravageurs indigènes ainsi que sur les problématiques liées aux espèces exotiques envahissantes.



Vince Nealis

Vince Nealis is an insect ecologist with the Canadian Forest Service in Victoria, British Columbia. He has directed research programs on population biology of budworms in eastern and western Canada with a focus on trophic interactions over the duration of outbreaks. Recently, he has been coordinating development of a risk analysis framework for the National Forest Pest Strategy.



Jacques Régnière

Jacques Régnière est chercheur scientifique au Centre de foresterie des Laurentides (CFL), du Service canadien des forêts, à Québec. Diplômé de l'Université Laval en biologie (1976), Jacques Régnière détient un doctorat en entomologie avec spécialisation en écologie et biomathématique de la North Carolina State University (1980). Chercheur scientifique au Service canadien des forêts depuis 1980, il est aussi professeur associé au Département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval et à la Faculté de foresterie de l'Université de Toronto où il dirige des étudiants des cycles supérieurs. Spécialiste de l'écologie quantitative, ses recherches portent sur la dynamique des populations d'insectes forestiers, dont la tordeuse des bourgeons de l'épinette, le dendroctone du pin et la spongieuse, la gestion intégrée, la saisonnalité et l'impact des changements climatiques sur ces organismes. Il est l'auteur de très nombreux articles scientifiques.



Denis Villeneuve

Denis Villeneuve a fait ses études collégiales en technique forestière au Cégep de Sainte-Foy en 1984. Il a ensuite occupé divers emplois comme ouvrier sylvicole. En 1986, il fondait sa propre entreprise en aménagement forestier et en services techniques. Plus tard, en 1994, il vend son entreprise et se joint à la Coop forestière Laterrière à titre de superviseur en sylviculture. Il devient ensuite surintendant planification et progresse dans l'entreprise en occupant différentes fonctions. Sa carrière se poursuivra ensuite chez Produits forestiers Saguenay, en tant que directeur du département de foresterie, puis chez Produits forestiers Résolu sur la Côte-Nord. Depuis le début de 2011, il y occupe le poste de directeur Foresterie.

1. État de situation de l'épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette au Québec

Louis Morneau
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Cédric Fournier
Ministère des Ressources naturelles du Québec

La tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), *Choristoneura fumiferana*, est un insecte indigène à caractère épidémique, qui contribue à façonner les forêts québécoises depuis la dernière glaciation, particulièrement dans les domaines bioclimatiques de la sapinière à bouleau blanc et de la sapinière à bouleau jaune. Elle est le principal insecte défoliateur des sapins et des épinettes en Amérique du Nord. Le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQQ) opère un réseau de surveillance provincial pour dépister et suivre les infestations de la TBE et autres problématiques liées aux insectes et aux

maladies des arbres. Des relevés aériens complètent cette détection et permettent de circonscrire et de caractériser les dégâts de la tordeuse.

La dernière épidémie de TBE, dont les dommages se sont échelonnés de 1967 à 1992, évoque encore pour plusieurs personnes les grandes étendues de forêts dévastées par l'insecte dans un Québec au profil forestier plutôt vulnérable à l'insecte en raison de grands massifs de peuplements résineux matures. Alors que cette épidémie se terminait dans l'est de la province, de nouvelles infestations apparaissaient en 1992

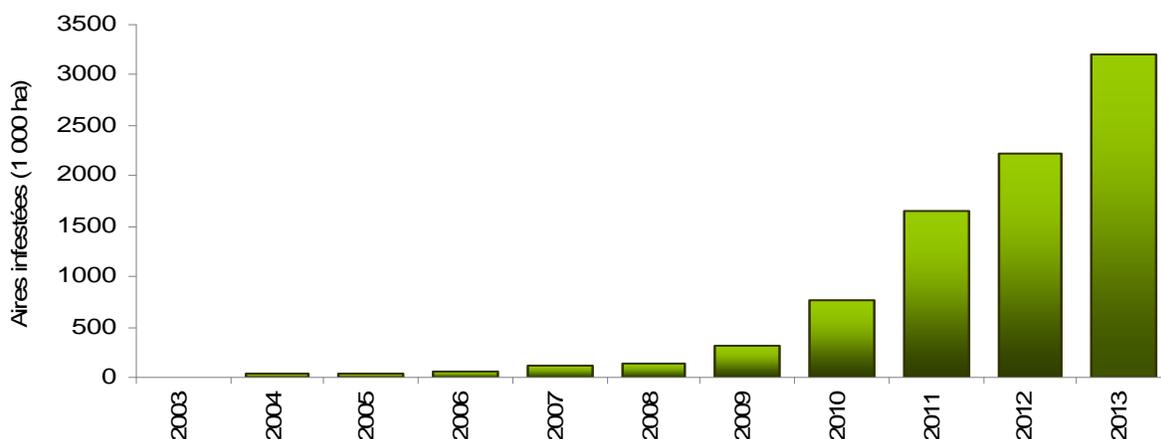


Fig. 1- Évolution des superficies touchées par la TBE au Québec depuis 10 ans.

dans l'ouest de la province. Cette épidémie, sans connaître la progression rapide de la précédente, a tout de même évolué dans le temps à un rythme qui s'accélère depuis quelques années. Depuis 2006, les superficies

touchées ont souvent plus que doublé d'une année à l'autre (figure 1). L'épidémie couvre plus de 3,2 millions d'hectares en 2013 (figure 2).

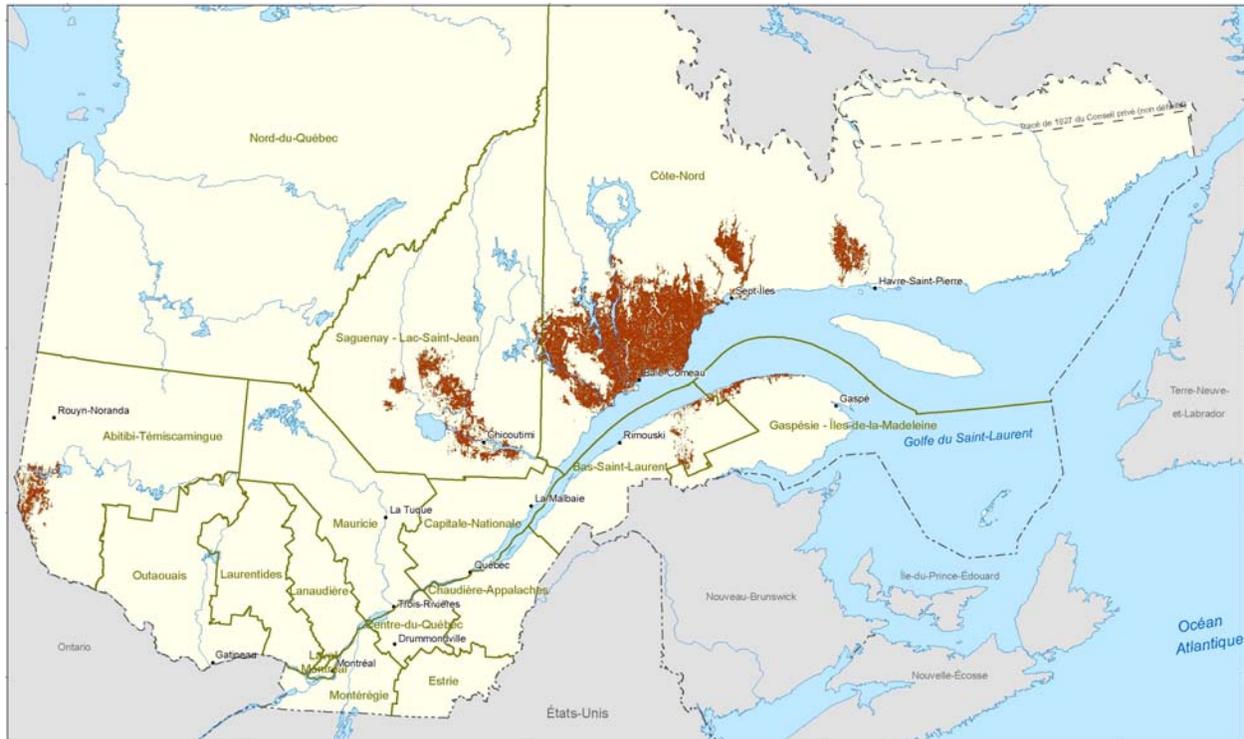


Fig. 2 – Défoliations causées par la TBE au Québec en 2013¹.

Les régions les plus touchées sont celles de la Côte-Nord avec 77 % du total provincial de superficies défoliées par la TBE, du Saguenay-Lac-Saint-Jean avec 15 % et de l'Abitibi-Témiscamingue avec 5 %.

Dans la région de la Côte-Nord, la présence de premières défoliations depuis 1992 a été observée en 2006 au nord de Baie-Comeau et à l'ouest de Port-Cartier. Durant les années suivantes, de nouveaux foyers d'infestation sont apparus le long de la côte et sur l'île d'Anticosti, et les superficies touchées se sont étendues. La progression plus au nord des dommages s'est souvent faite en suivant les vallées de rivières où le microclimat plus doux semble favorable à la TBE.

À noter la découverte en 2009, grâce à l'utilisation de la télédétection (imagerie satellitaire), de deux foyers d'importance dans des endroits isolés soit dans le bassin de la rivière Moisie et celui de la rivière Saint-Jean. L'année 2009 marquait aussi le début sur la Côte-Nord de la mise en œuvre d'un plan gouvernemental de lutte contre la TBE à l'aide de pulvérisations aériennes de l'insecticide biologique *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*B.t.k.*). Depuis 2011, les zones de dommages ont commencé à se rejoindre pour former en 2013 une zone presque continue de dégâts entre Forestville et Sept-Îles (figure 3).

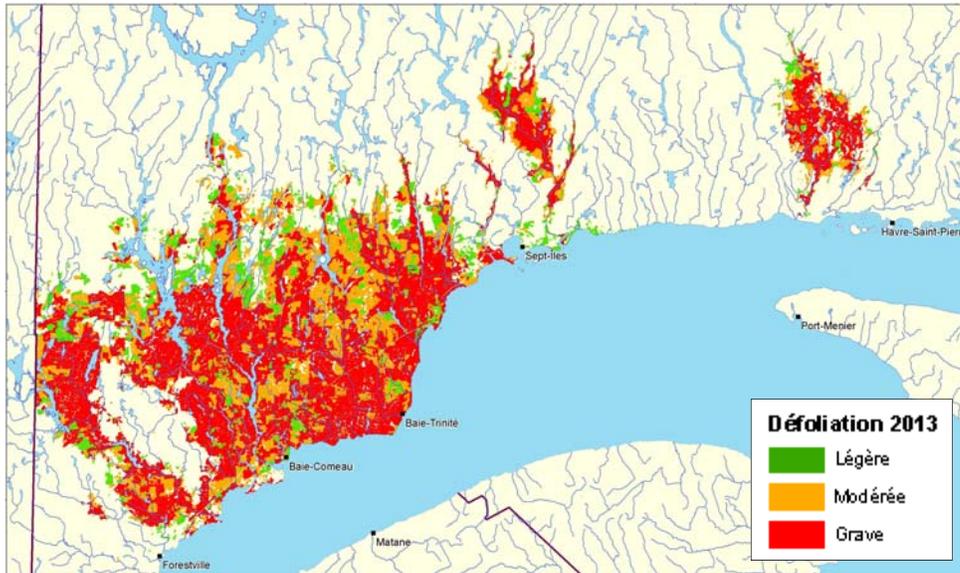


Fig. 3 – Défoliations causées par la TBE dans la région de la Côte-Nord en 2013¹.

La TBE était active dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean dès 1998 dans les limites de la ville de Saguenay, mais ce n’est qu’à partir de 2006 que les dommages, bien que très dispersés, ont commencé à s’étendre aux abords de la rivière Saguenay et à apparaître dans les basses terres du lac Saint-Jean. En 2008 et 2009, les défoliations

augmentent et s’étendent vers le nord dans les collines ceinturant les basses terres du lac. L’augmentation des superficies endommagées a mené à étendre en 2010 la portée du plan gouvernemental de lutte contre la TBE dans cette région. Les défoliations couvrent en 2013 plus de 470 215 hectares de forêts (figure 4).

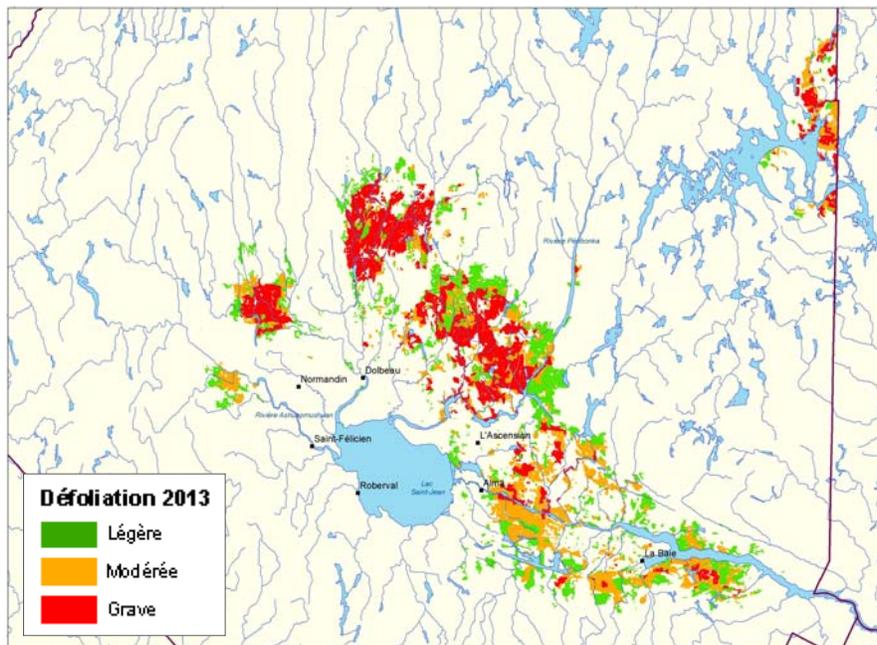


Fig. 4 – Défoliations causées par la TBE dans la région du Saguenay–Lac-Saint-Jean en 2013¹.

Les dommages causés par la tordeuse depuis 2007 dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue sont une conséquence de l'expansion naturelle de l'infestation qui est active depuis plusieurs années du côté de l'Ontario, dans le district de

North Bay. Les dernières défoliations significatives causées par la TBE dans cette région dataient de 1985. En 2013, ce sont 152 483 hectares qui sont touchés par des défoliations causées par la TBE (figure 5).

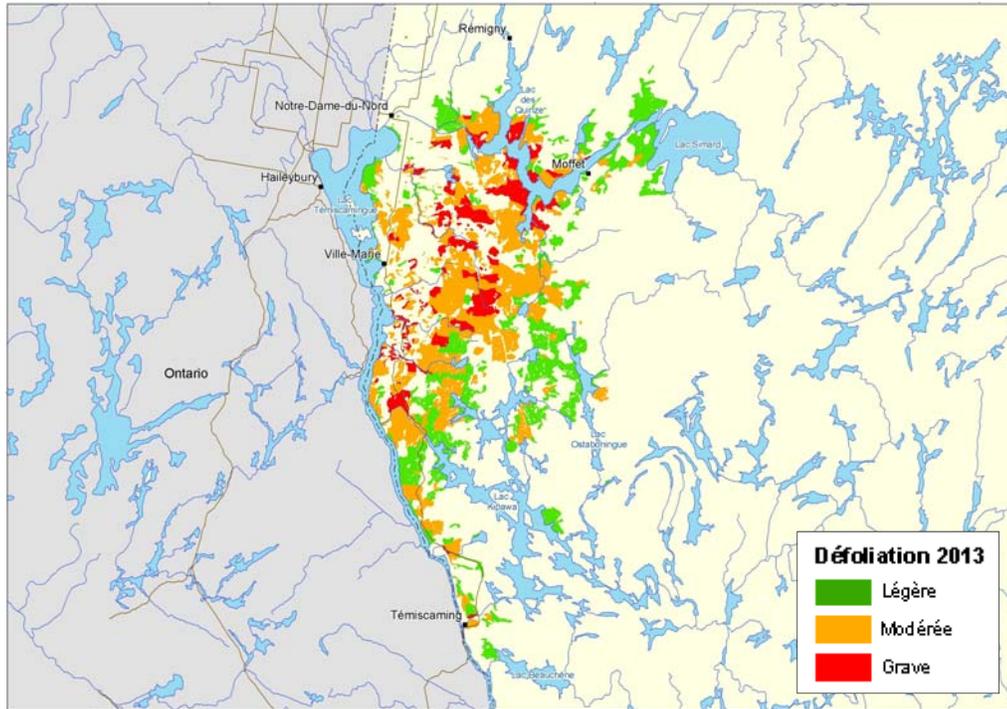


Fig. 5 - Défoliations causées par la TBE dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue¹.

Depuis 2012, des dommages sont observés lors du relevé aérien du MRNQ dans les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, vingt ans après la fin de la dernière épidémie. Bien que les superficies représentent moins de 4 % du total provincial, elles ont augmenté significativement en une seule année. Dès 2010, les inventaires de prévision montraient une augmentation des populations dans ces

deux régions. En 2011, des dommages locaux étaient observés lors de relevés terrestres et les inventaires de larves de TBE en hibernation (L2) indiquaient une forte probabilité que des dommages se concrétisent en 2012, ce qui fut le cas sur 12 474 hectares le long de la côte et dans la vallée de la Matapédia. En 2013, les superficies touchées ont nettement progressé pour totaliser 117 580 hectares (figure 6).

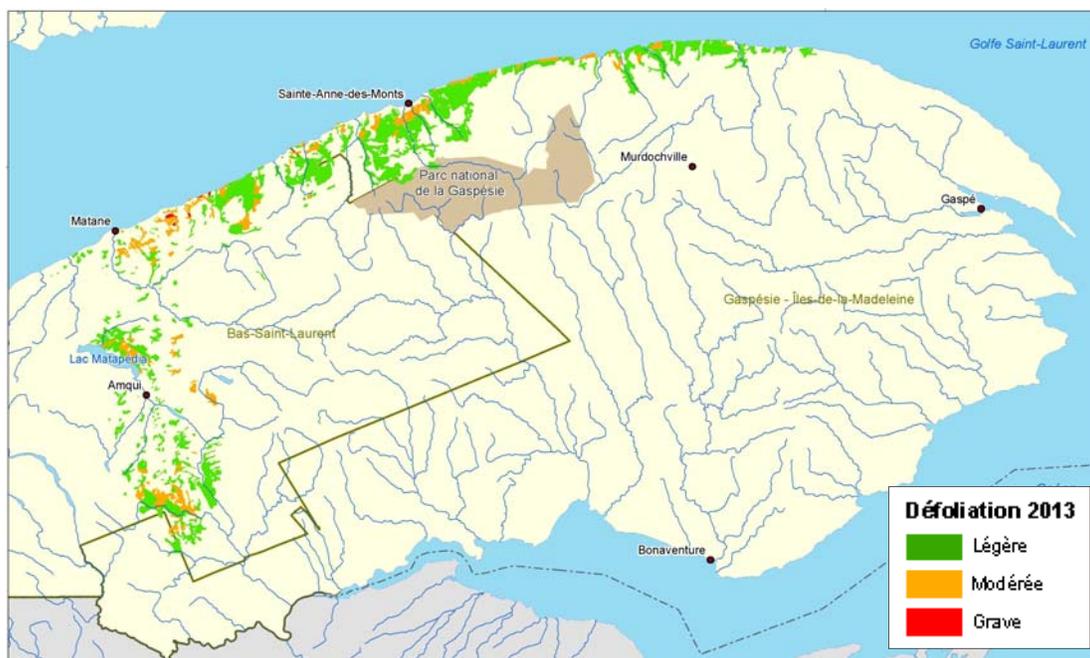


Fig. 6 – Défoliations causées par la TBE dans les régions du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine¹.

Dans la région de la Mauricie, la défoliation a été observée sur seulement 25 hectares en 2013 alors qu'elle était un peu plus importante quelques années plus tôt (2 769 hectares en 2010). Les dommages causés par la TBE dans la région de l'Outaouais ont atteint un pic de 46 121 hectares de défoliation en 2006 avant de diminuer et disparaître en 2012. Les dommages se sont principalement concentrés dans une zone des forêts privées du sud de l'Outaouais délimitée par Fort-Coulonge, Maniwaki et Buckingham.

Aucun dommage n'a été relevé ailleurs au Québec en 2013. Les dernières manifestations de dégâts causés par la TBE dans la province remontent à quelques années dans certaines régions (Laurentides en 2011, Centre-du-Québec en 2009, Estrie en 2004) ou à la dernière épidémie dans d'autres régions (Lanaudière en 1988, Capitale-Nationale en 1987, Chaudière-Appalaches en 1986, Montérégie en 1985, Nord-du-Québec en 1982). Dans plusieurs cas, comme près de Drummondville (Centre-du-Québec) et de Compton (Estrie), les infestations se sont

développées dans des îlots d'épinettes blanches âgées et ont persisté localement.

Depuis 2011, des inventaires ont été développés et réalisés afin d'évaluer les risques de mortalité des peuplements touchés par des dommages cumulatifs sur plusieurs années et suivre l'apparition de mortalité dans les secteurs les plus gravement endommagés, c'est-à-dire dans les secteurs où la défoliation est présente depuis plusieurs années. Jusqu'à présent, seule une faible mortalité d'arbres a été observée dans les secteurs les plus touchés. Des suivis sont aussi réalisés dans des peuplements aménagés (ex.: éclaircies) dans le but d'évaluer l'impact du passage de l'épidémie sur les peuplements.

Les inventaires de prévisions réalisés à l'automne permettent de prédire les tendances évolutives des populations et les dégâts qui pourraient survenir l'année suivante. Les résultats indiquent que l'épidémie continuera sa progression. Les défoliations seront encore importantes dans les endroits infestés en 2013. Les populations de TBE sont très fortes en périphérie de

certaines secteurs touchés dans les régions de la Côte-Nord, du Saguenay-Lac-Saint-Jean, du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie-

Îles-de-la-Madeleine. Les superficies défoliées risquent par conséquent de s'étendre dans ces endroits en 2014.

2. Expansion nordique de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et résilience de la forêt boréale

Louis De Grandpré

Centre de foresterie des Laurentides, Ressources naturelles Canada

Deepa Pureswaran, David Paré, Dominique Boucher

Centre de foresterie des Laurentides, Ressources naturelles Canada

Daniel Kneeshaw

Université du Québec à Montréal

Le climat a une grande influence sur la distribution de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE). Contrairement à ses hôtes qui sont des organismes sessiles, la tordeuse produit une génération par année et peut se disperser sur de très grandes distances. Ceci lui confère le potentiel de répondre rapidement aux changements climatiques. La température exerce un rôle clé sur la distribution spatiale de l'insecte en contrôlant à la fois les limites sud et nord de son aire de distribution. Au sud, les températures de fin d'été et d'automne contrôlent la survie hivernale des jeunes stades larvaires. Ainsi, lors d'automne trop chauds, les jeunes larves (L2), qui ne se nourrissent pas pendant cette période, retardent leur diapause et épuisent leurs réserves. Au nord de son aire de distribution, ce sont les températures pendant la saison de croissance qui limitent l'expansion nordique de l'insecte. Des températures printanières et estivales trop froides font en sorte que l'insecte n'est pas en mesure de compléter son cycle vital.

Beaucoup de variabilité dans l'espace et dans le temps est observée dans la sévérité des épidémies de la TBE. Entre autres, une étude de Simard et coll. (2006) a montré que la présence de l'insecte le long d'une séquence temporelle de plus de 6 000 ans au même endroit a fortement varié dans le temps. Cette observation confirme l'impact des changements climatiques passé sur la

distribution et l'abondance de l'insecte. D'autre part, des études dendrochronologiques faisant la reconstruction des épidémies au cours des 200 dernières années montrent un déplacement de l'insecte vers le nord, probablement associé à la fin du petit âge glaciaire vers 1850. Les prédictions des modèles en lien avec le réchauffement récent des températures et de celui prévu dans le siècle en cours montrent que l'insecte devrait poursuivre son déplacement vers le nord pour ainsi se retrouver dans le domaine bioclimatique de la pessière noire (Régnière et coll., 2012). Les patrons actuels de défoliation semblent corroborer ces prédictions, car les foyers où l'épidémie a pris de l'ampleur sont beaucoup plus au nord que lors des épidémies précédentes du 20^e siècle. Dans ces secteurs, l'épinette noire est une constituante importante de la composition forestière.

Le domaine de la pessière noire a jusqu'à maintenant été peu affecté par la TBE, sous l'effet de deux principaux mécanismes. D'une part, la distribution plus nordique de l'épinette noire, en comparaison au sapin baumier, est caractérisée par des étés frais qui sont suffisamment courts afin d'empêcher souvent l'insecte de compléter son cycle vital. De plus, l'épinette noire débourre près de deux semaines plus tard que le sapin baumier, ce qui cause beaucoup de mortalité

chez les larves (L2) de TBE qui émergent au printemps et qui tentent de s'alimenter sur cette espèce hôte (Blais, 1957; Nealis et Régnière, 2004). Cependant, malgré ce manque de synchronie, l'épinette noire demeure un très bon hôte pour la TBE en termes de valeurs nutritives, oviposition et diapause (Nealis et Régnière, 2004). Avec les changements climatiques, le risque de défoliation sévère chez l'épinette noire pourrait augmenter sensiblement et particulièrement si un climat plus chaud favorise l'émergence d'un meilleur synchronisme phénologique entre les deux espèces et que les étés plus chauds permettent à l'insecte de compléter son cycle vital. L'impact à long terme d'un déplacement vers le nord de l'aire de distribution de l'insecte sur la structure et fonctions de l'écosystème boréale va certainement être différent de celui des épisodes passés et demeure encore méconnu.

En collaboration avec une équipe de recherche multidisciplinaire, nous évaluons l'impact d'une épidémie de la TBE en expansion dans la forêt boréale de la Côte-Nord du Québec sur plusieurs processus écologiques dont la productivité forestière, la régénération, la croissance et la mortalité des arbres selon différentes conditions forestières. Nous évaluons également, selon ces mêmes conditions forestières, comment la dynamique des populations de l'insecte et la défoliation des arbres changent dans le temps. L'impact de la TBE, là où l'épinette noire est une constituante importante de la composition forestière, est peu documenté, bien que l'on sache qu'elle a causé des réductions de croissance et de la mortalité (Pham et coll., 2004; Tremblay et coll., 2012). Dans le contexte des changements climatiques et du déplacement probable de l'aire de distribution de l'insecte vers le nord, il est important de documenter son impact dans la pessière noire. Ceci afin de comprendre comment cet écosystème pourrait être affecté lors de futures épidémies de la TBE et de mieux orienter les

interventions forestières pour en limiter les impacts négatifs sur la productivité.

Les suivis de l'impact de l'épidémie sont effectués au nord de Baie-Comeau dans des secteurs dont certains sont défoliés depuis 2006. Nous avons installé un dispositif de placettes permanentes de 4 000 m² à l'intérieur desquelles tous les arbres sont mesurés et cartographiés. L'échantillonnage est fait dans un gradient de composition de peuplements résineux allant de sapinières pures à des pessières pures. Dans ces peuplements, nous faisons des suivis annuels de la défoliation des arbres (méthode de Fettes) ainsi que de la dynamique des populations de la TBE. Un suivi annuel de chacun des arbres est aussi fait afin d'évaluer leur état (classe de défoliation/mortalité). L'impact de la défoliation sur la fertilité est également mesuré à l'aide de résines échangeables. De plus, nous suivons la démographie de la régénération du sapin baumier et de l'épinette noire ainsi que des communautés de sous-bois, afin de comprendre les mécanismes associés au processus de régénération et comment certaines plantes vasculaires interagissent avec ce dernier. Nous avons également mis en place des expériences afin de vérifier comment le synchronisme phénologique entre la TBE et ses hôtes est influencé par des variations dans le microclimat. Ceci dans l'objectif de vérifier si le synchronisme phénologique entre la TBE et ses hôtes pourrait être modifié sous l'effet du réchauffement climatique.

Depuis l'été 2013, nous avons également entrepris un projet en lien avec la coupe de récupération des peuplements affectés par la tordeuse. L'objectif général du projet est de mettre en place les assises scientifiques qui permettront de développer des lignes directrices pour la coupe de récupération post-TBE. En parallèle, nous sommes également à planifier un dispositif permettant de faire le suivi de certaines modalités de coupe de récupération post-TBE (ex. : legs biologiques, rétention de bois mort

sur pied dans les secteurs de récupération) sur la remise en production des peuplements et le maintien de processus écologiques clés. Ces projets ne sont qu'à leur début, et nous ne présenterons pas de résultats lors de cette conférence. Ils sont cependant la suite logique de ce que nous avons entrepris depuis quelques années.

Résultats et discussion

Défoliation des peuplements depuis 2006

Les estimations de la défoliation dans les sites montrent une progression de la défoliation qui diffère selon le type de peuplement (figure 1). Cependant on note que, peu importe la composition, tous les types de peuplements subissent de la défoliation. Plus la composante de sapin est importante au sein des peuplements et plus l'augmentation de la défoliation est rapide

dans le temps pour atteindre des taux de défoliations supérieurs à 70 % en 2012. Les peuplements purs d'épinette noire montrent une progression constante depuis 2006 pour atteindre un niveau de défoliation actuel de plus de 50 %. Bien que ces niveaux soient inférieurs à ce que l'on observe dans les peuplements où le sapin est présent, une augmentation de la sévérité des épidémies dans le domaine de la pessièrre noire pourrait avoir des impacts importants sur cet écosystème. Dans certains des peuplements de sapin, la défoliation en 2013 a atteint 100 % et on peut penser que les populations de TBE pourraient chuter localement en 2014. Par contre, comme les peuplements d'épinette noire sont actuellement moins défoliés, cela pourrait favoriser le maintien de l'insecte plus longtemps dans le paysage forestier et ainsi permettre la réinvasion de sapinières où les populations ont chuté.

Défoliation totale dans les placettes depuis 2006

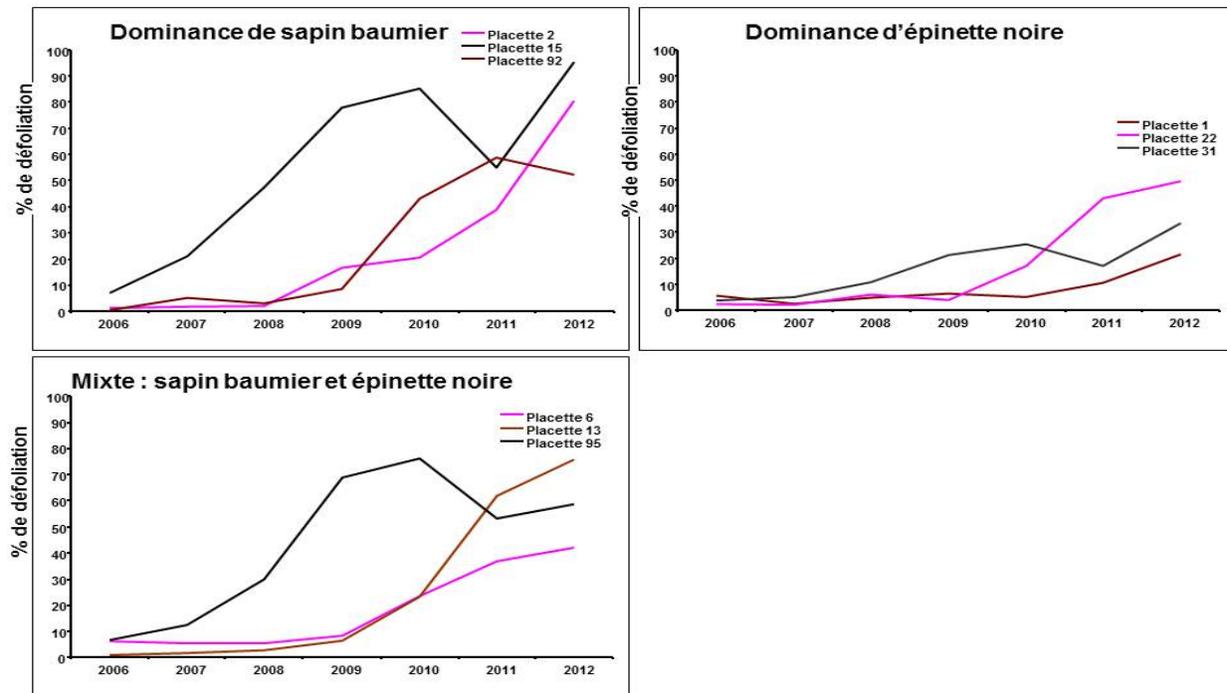


Fig. 1 – Progression de la défoliation annuelle selon le type de peuplement.

Nos résultats sur la défoliation ont aussi permis de montrer que la présence de l'épinette ne confère aucune protection au sapin contre la défoliation. Ce dernier est tout autant défolié, qu'il soit en peuplement pur ou bien isolé dans un peuplement dominé par l'épinette noire. Cependant, pour l'épinette noire, on note que sa susceptibilité à la défoliation est moindre certaines années en peuplement pur. Ceci pourrait être attribuable au fait que les populations de TBE fluctuent plus rapidement dans les sites où le sapin est plus abondant, tandis qu'elles progressent de façon plus constante dans les pessières pures.

Dynamique des populations

L'émergence des adultes (2012) est plus importante dans les peuplements où le sapin domine, mais on note tout de même une augmentation annuelle dans les pessières. L'émergence des adultes suit globalement les patrons de défoliation, où l'on note une progression plus lente dans les pessières. La performance de l'insecte (poids des pupes) est quant à elle davantage liée à l'historique récent de défoliation qu'à l'espèce. On note cependant une meilleure performance des femelles sur les sapins en peuplements mixtes de sapin et d'épinette.

Fertilité des sites

La défoliation se répercute au niveau des sols où l'on observe une augmentation annuelle des concentrations mesurées en ammonium et en nitrate. On observe également un effet de peuplement; les sapinières étant beaucoup plus riches en composantes azotées que les peuplements mixtes et les pessières. Les sapinières démontrent une bonne capacité à maintenir ces éléments dans le système, en comparaison aux pessières où l'on remarque une plus grande perte par lessivage de ces éléments. Considérant que les pessières sont déjà pauvres en éléments nutritifs, ces pertes pourraient entraîner une diminution de la

productivité. Des suivis à plus long terme sont requis afin de bien documenter la variabilité interannuelle dans les concentrations mesurées et ainsi dégager de véritables tendances quant à la fertilité de ces peuplements dans un contexte d'épidémie de la TBE.

Phénologie

Nos résultats sur le débourrement des deux essences indiquent qu'il y a un décalage d'environ 10 à 15 jours entre le débourrement du sapin et celui de l'épinette noire. Pour les deux essences, on observe également que le débourrement est plus étalé dans le temps lors de printemps plus frais. De plus, un taux plus élevé d'accumulation de chaleur raccourci la durée du débourrement pour les deux espèces. Sur le plan du synchronisme phénologique, on remarque que l'émergence des larves et le débourrement tant du sapin que de l'épinette noire sont plus rapprochés quand les températures sont plus élevées.

Conclusion

Bien qu'historiquement des foyers d'infestations de la TBE soient déjà apparus dans le domaine de la pessière noire, la défoliation de même que la mortalité des arbres étaient mineures. Des augmentations potentielles de la sévérité des épidémies et de la mortalité des arbres soulèvent des préoccupations sur l'état futur de cet écosystème nordique alors qu'une nouvelle épidémie est en développement beaucoup plus au nord que celle qui a commencé au milieu des années 60. Des épidémies sévères de la TBE dans le domaine de la pessière noire pourraient réduire la productivité des peuplements en comparaison à leur occurrence dans le domaine de la sapinière, où les forêts y sont plus diversifiées et mieux adaptées aux épidémies récurrentes. De plus, selon la proportion de sapin et d'essences feuillues dans les peuplements, des

changements dans les patrons de régénération et le cyclage des éléments nutritifs pourraient altérer la dynamique de l'écosystème et causer le remplacement de l'épinette noire par une

forêt mixte plus productive, ou par une forêt ouverte moins productive dominée par les éricacées (figure 2).



Fig. 2 – Conséquences potentielles d'une plus grande sévérité de la TBE dans l'écosystème de la pessière.

3. From There to Here: Assessing the Origin of Spruce Budworm Immigrants

Michel Cusson

Laurentian Forestry Centre, Natural Resources Canada

Lisa Lumley

Royal Alberta Museum

The role of spruce budworm (SBW) moth dispersal in the development and spread of outbreaks has been the subject of speculation and debate for many years. Indeed, although the occurrence of SBW migratory flights is well documented (e.g., Greenbank 1957; Greenbank et al. 1980; Hensen 1951; Miller et al. 1978), the impact of such movement on the insect's population dynamics has been difficult to assess, in part because dispersal processes are difficult to quantify precisely (Sturtevant et al. 2013).

Two existing theories about SBW population dynamics give moth dispersal strikingly different roles in outbreak initiation and spread. According to Clark's "double equilibrium theory" (Clark et al. 1979), moth migration from high density stands is a key factor in the initiation of outbreaks in fir and spruce forests where SBW populations had, until then, been low. According to Royama's "oscillatory theory" (Royama 1984), however, outbreaks are not triggered by moth dispersal, but result from cyclical changes in mortality factors such as predation, parasitism and diseases, with migratory movement playing a secondary role in population fluctuations (Royama et al. 2005). Régnière's group (Bécharde et al. 2014) pointed out that these two theories were developed from data collected only during the high density and decline phases of the SBW outbreak cycle, rendering them speculative with respect to what actually happens during the period when populations transition from

the endemic to the outbreak phase. Work currently underway in the Lower St. Lawrence area of Quebec, where SBW populations have been rising for the past several years, and long-term annual surveys of endemic populations provide new insights into the factors that could trigger outbreaks. Not only is there no evidence for the gradual release of endemic populations from mortality caused by natural enemies (Bécharde et al. 2014), mating success displays a strong density dependence, with population levels failing to rise as a result of both mortality inflicted by natural enemies and poor mating success, thus keeping populations under the so-called "Allee threshold" (Régnière et al. 2012). Under such conditions, immigration is presumed to be the factor that allows these populations to cross the Allee threshold and begin rising to outbreak levels (Bécharde et al. 2014).

Suppression of influxes of migratory moths into low-density populations could thus become a legitimate component of a SBW management "early intervention strategy", where actions are taken to prevent or slow the rise of populations to outbreak levels over a given territory. However, effective application of such a strategy would require that the sources of potential moth invasions be identified. The question that arises then is: how far from the borders of the territory we want to protect do we need to be concerned about potential dispersers, and from what direction?

Migratory events involving small insects such as SBW moths are difficult to track and quantify. Nonetheless, the early work of Greenbank and colleagues provided some invaluable information about basic SBW dispersal parameters, using various monitoring tools such as ground-based and airborne radars, night-viewing telescopes, observation platforms (above the canopy), aircraft insect-collection nets, light traps and meteorological towers (Greenbank et al. 1980). This work pointed to the important role of winds associated with cold fronts and storm cells in carrying moths over relatively long distances after they have actively “climbed” over the canopy in early evening and indicated that the majority of dispersing moths were mated females that still had about half of their egg complement (see also Rhainds and Kattela 2013). The distance travelled by such dispersing moths appears to vary widely and could be as little as a few kilometers to as much as 450 km (Dobesberger et al. 1983). Given the observation that migrants will sometimes undertake a second dispersal flight on a separate evening (Greenbank 1980), the total theoretical distance travelled by migrants could be close to 1000 km.

With the movement of individuals across a landscape there is also the movement of genes, which means that the use of population genetics methods for measuring dispersal have been studied extensively (Broquet and Petit 2009). These techniques can help us to measure both “effective dispersal”, which is of particular interest in terms of pest management as it refers to only those migrants that reproduce in the population where they have settled, as well as “non-effective dispersal”, which refers to all dispersers irrespective of their reproductive capacity (Broquet and Petit 2009). In an effort to identify the origin of SBW immigrants in experimental plots in Quebec, we recently undertook the study of this insect’s genetic structure over its entire geographic range (Alaska to Newfoundland to West Virginia).

The intent of this work is to study changes in gene flow over time which can help us to better understand the extent to which SBW undergo effective dispersal, to use analytical measures such as assignment tests to directly determine the origin of immigrants, and to select genetic markers that are specific to regional populations. Although it is possible that these markers will be ineffective in terms of providing useful information for immigrants having travelled relatively small distances, they may prove informative for those coming from afar. Thus, our objective is to measure the level of geographic resolution afforded by the markers we develop.

As the foundation of this work, in 2012 we collaborated with provincial and USDA (U.S. Department of Agriculture) forest entomologists to obtain larvae and adults collected in the same localities, or to solely collect adults in regions where larval collections were not feasible. We aimed to collect approximately every 200 km across the spruce budworm range. The larvae are assumed to be locally produced or “residents” due to their limited abilities to disperse, whereas the adults are of unknown origin in that they may be residents or immigrants due to their long-range dispersal capabilities. The collection of both life stages allows us to compare the population genetic structure of larval and adult populations to determine if there are differences that may be due to dispersal, and the larval populations can further be used as the basis for determining the origin of adults using assignment tests.

To further these studies it was necessary to first develop genetic markers. We used a marker discovery and genotyping system called “genotyping-by-sequencing” (GBS) to develop a suite of single-nucleotide polymorphisms (SNPs), a marker type that has not been previously developed for the spruce budworm but has proved useful for population genetics analysis in other systems. All genomic DNA extractions, quality testing, and concentration normalizations were completed at the Canadian Forest Service, and

then we collaborated with Université Laval (remaining preparations of the genomic DNA for sequencing) and McGill University (Illumina sequencing) to complete the process required for obtaining the GBS raw data. We analyzed these data using the UNEAK pipeline in TASSEL 3.0 (Bradbury et al. 2007) to discover SNPs with a minimum 20X read depth per individual, and then both the SNP loci and taxa were filtered using TASSEL to produce a set of SNPs in which each locus was genotyped for at least 90% of individuals, and each individual was genotyped for at least 80% of the SNPs. The final result is a dataset that includes 1639 individuals genotyped for 1028 SNP loci, collected from 81 localities. Of these, 23 localities are represented by both larval and adult collections, located in Quebec, Manitoba, Saskatchewan, and Alberta.

Preliminary analysis with discriminant analysis of principal components (DAPC) (Jombart 2008) indicates that there is population differentiation across the SBW range, and we are currently completing additional analyses to determine if it is possible to differentiate populations at a finer spatial scale (provincial, regional).

References

- Béchard A., Delisle J., Johns R., Labrecque A., Martel V., Pureswaran D., Régnière J., Royer L., Thompson D., van Frankenhuyzen K. (2014) SERG-i Project FPL-786 : Dynamics and management of rising spruce budworm outbreaks. 2014 SERG-I Interim Report.
- Bradbury P.J., Zhang Z., Kroon D.E., Casstevens T.M., Ramdoss Y., Buckler E.S. (2007) [TASSEL: Software for association mapping of complex traits in diverse samples.](#) *Bioinformatics* **23**:2633-2635.
- Broquet T., Petit E.J. (2009) Molecular estimation of dispersal for ecology and population genetics. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **40**, 193-216.
- Clark W.C., Jopnes D.D., Hollong C.S. (1979) Lessons for ecological policy design : a case study of ecosystem management. *Ecological Modeling* **7**, 1-53.
- Dobesberger E.J., Lim K.P., Raske A.G. (1983) Spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) moth flight from New Brunswick to Newfoundland. *The Canadian Entomologist* **115**, 1641-1645.
- Greenbank D.O. (1957). The role of climate and dispersal in the initiation of outbreaks of the spruce budworm in New Brunswick. II. The role of dispersal. *Canadian Journal of Zoology* **35**, 385-403.
- Greenbank D.O., Schaefer G.W., Rainey F.R.S. (1980) Spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) moth flight and dispersal: new understanding from canopy observations, radar, and aircraft. *Memoirs of the Entomological Society of Canada* **110**, 1-49.
- Hensen W.R. (1951) Mass flights of the spruce budworm. *The Canadian Entomologist* **83**, 240.
- Jombart T. (2008) Adegenet: a R package for the multivariate analysis of genetic markers. *Bioinformatics* **24**, 1403-1405.
- Miller C.A., Greenbank D.O., Kattela E.G. (1978) Estimated egg deposition by invading spruce budworm moths (Lepidoptera: Tortricidae). *The Canadian Entomologist* **110**, 609-615.
- Régnière J., Delisle J., Pureswaran D.S., Trudel R. (2012) Mate-finding Allee effect in spruce budworm population dynamics. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **146**, 112-122.
- Rhainds M., Kattela E.G. (2013) Oviposition threshold for flight in an inter-reproductive migrant moth. *Journal of Insect Behavior* **26**, 850-859.
- Royama T. (1984) Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs* **54**, 429-462.
- Royama T., MacKinnon W.E., Kattela E.G., Carter N.E., Hartling L.K. (2005) Analysis of spruce budworm outbreak cycles in New

- Brunswick, Canada, since 1952. *Ecology* 86, 1212-1224.
- Sturtevant B.R., Achtemeier G.L., Charney J.J., Anderson D.P., Cooke B.J., Townsend P.A. (2013) Long-distance dispersal of spruce budworm (*Chiristoneura fumiferana* Clemens) in Minnesota (USA) and Ontario (Canada) via atmospheric pathways. *Agricultural and Forest Meteorology* 168, 186-200.

Note : Lisa Lumley's studies were accomplished while she was working at the Laurentian Forestry Centre

4. Facteurs environnementaux influençant le déclenchement et l'expansion initiale de la présente épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette

Mathieu Bouchard
Ministère des Ressources naturelles du Québec
Isabelle Auger
Ministère des Ressources naturelles du Québec

Dans une perspective d'aménagement forestier, il est important de savoir si le développement d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) est influencé par la composition et la structure forestières. À court terme, l'existence d'une relation avec ces facteurs pourrait nous permettre de mieux comprendre le développement de l'épidémie actuelle à l'échelle de la province. À plus long terme, l'existence d'une telle relation pourrait permettre d'atténuer l'impact des épidémies futures en modifiant la structure et la composition forestière par nos actions d'aménagement.

Il est toutefois difficile de répondre directement à ces questions. Le déroulement des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette s'effectue sur des territoires très vastes et extrêmement hétérogènes, et les relations directes entre la dynamique de population et des facteurs environnementaux précis sont difficiles à établir. Au fil des années et des études, plusieurs facteurs ont été identifiés pour expliquer la dynamique de l'insecte, dont le climat, l'action des ennemis naturels et les caractéristiques forestières, mais ces résultats semblent parfois se contredire d'une étude à l'autre, soit à cause des disparités régionales, à cause du fait que les variables utilisées n'étaient pas mesurées de la même manière, ou encore à cause d'une approche d'analyse différente. Certaines divergences peuvent également s'expliquer

par des échelles d'analyse différentes, puisque les effets des épidémies peuvent être analysés à l'échelle locale (démographie), du peuplement, du paysage ou même de la province, et que les résultats peuvent varier d'une échelle à l'autre. Par exemple, certaines études ont montré qu'à l'échelle de la province les forêts mixtes étaient les plus affectées que les forêts résineuses (Hardy et coll., 1983), alors qu'à l'échelle du peuplement et du paysage l'inverse est observé (Bergeron et coll., 1995).

Un autre facteur important est attribuable au fait que la dynamique de l'insecte peut varier selon le stade d'avancement de l'épidémie : l'importance de certains facteurs environnementaux peut être plus grande lorsque les populations sont clairsemées, par exemple au tout début de l'épidémie, par rapport aux phases ultérieures où les populations atteignent des densités importantes, et où des mécanismes de régulation des populations comme la compétition pour la nourriture ou encore l'action de certains ennemis naturels deviennent plus importants. Il est donc intéressant de séparer le développement de l'épidémie en phases distinctes et d'examiner séparément l'influence des facteurs environnementaux lors de ces différentes phases.

Dans cette étude, nous avons examiné le développement de l'épidémie actuelle à l'échelle de la province, à partir des

relevés de défoliation effectués par le MRNQ sur la période 2002-2011 (voir Bouchard et Auger [2014] pour tous les détails de l'étude). L'objectif principal était d'examiner quels sont les principaux facteurs environnementaux qui influencent le développement de l'épidémie actuelle, entre autres, au niveau du climat et des caractéristiques forestières (composition et âge de la forêt). L'analyse a été effectuée à l'échelle de la province, afin d'essayer d'identifier des facteurs dont l'influence ne se manifeste pas seulement sur une base locale, mais qui peuvent être intégrés dans des recommandations qui s'appliquent à l'échelle de la province. Le développement de l'épidémie a été séparé en phases distinctes, afin de vérifier si l'influence des facteurs varie dans le temps et dans l'espace. Le territoire affecté par l'épidémie durant la période 2003-2011 a été subdivisé en cellules de 15 km x 15 km, et la défoliation a été quantifiée à l'intérieur de chaque cellule pour chaque année (figure 1). L'influence des facteurs environnementaux a été examinée durant trois phases du développement de l'épidémie : localisation initiale des foyers de défoliation, progression interannuelle à l'intérieur des cellules (échelle du paysage), et progression inter-annuelle d'une cellule à l'autre (échelle régionale). Les facteurs environnementaux dont l'influence a été examinée étaient le climat (degrés-jours > 5 °C), la composition forestière (abondance des peuplements dominés par le sapin, l'épinette noire ou par d'autres espèces), l'altitude, le drainage et l'âge des peuplements (figure 2).

Les résultats indiquent que l'influence des facteurs varie selon la phase de développement de l'épidémie. La localisation des épïcètres est principalement influencée par l'altitude, les épïcètres étant généralement localisés dans les cellules de basse altitude. Quant à la progression de l'épidémie à partir de ces foyers, à la fois durant les phases intra et inter-cellulaires, elle est surtout influencée par la composition

forestière et le climat : la progression est plus lente dans la partie sud du gradient examiné, où le climat est comparativement plus chaud, et la présence de peuplements d'espèces susceptibles (sapin baumier), moins importante (figure 3).

Les relations observées ne sont pas toujours faciles à expliquer. L'effet prononcé de l'altitude sur la localisation initiale des foyers est probablement associé à des facteurs non intégrés dans les modèles statistiques. La seule variable climatique intégrée dans les modèles statistiques est la variable degrés-jours, et il est possible que d'autres facteurs climatiques ou météorologiques liés au gradient altitudinal favorisent l'émergence des foyers, une question qui pourrait faire l'objet de recherches futures. Quant à l'effet négatif des températures plus chaudes sur l'expansion des défoliations à partir des foyers, il semble mieux appuyé par la littérature : les températures plus chaudes observées au sud de la province (Outaouais, Mauricie) seraient peu favorables pour le développement de l'insecte par rapport aux parties plus nordiques (Côte-Nord) (Régnière et coll., 2012). Cet effet aurait aussi pu s'accroître lors des dernières années en conséquence des changements climatiques (Régnière et coll., 2012).

Par ailleurs, l'effet négatif des espèces feuillues et l'effet positif du sapin sur la progression des défoliations ont été observés depuis longtemps, et pourraient être liés à une présence accrue d'ennemis naturels dans les peuplements feuillus (Quayle et coll., 2003), ou encore au fait que les larves ont plus de difficulté à se disperser entre les arbres hôtes (Nealis et Régnière, 2004). Une augmentation de la quantité de feuillus dans la partie ouest du territoire depuis les derniers 30-40 ans (Bouchard et Auger, 2014) aurait aussi pu contribuer à expliquer en partie que l'expansion de l'épidémie courante se soit faite de façon moins explosive que ce que l'on a observé

durant l'épidémie précédente (ca. 1970-1984).

Quelles sont les implications de ces résultats sur nos pratiques d'aménagement? L'influence prédominante d'un facteur abiotique (altitude) sur la localisation des foyers suggère que notre capacité de contrôler l'émergence de ces foyers à travers la sylviculture et l'aménagement est limitée. En ce qui concerne l'expansion de l'épidémie, les résultats suggèrent qu'une modification de la composition, par exemple à travers une diminution du contenu en sapin baumier, pourrait freiner la progression des épidémies. Néanmoins, cette interprétation doit être considérée avec beaucoup de prudence, pour trois raisons principales. Premièrement, le pouvoir prédictif des modèles statistiques demeure assez faible, et l'effet de la composition interagit avec l'effet du climat (Bouchard et Auger, 2014); il est donc impossible de garantir que le fait de changer la composition aura un effet sur le déroulement des épidémies futures. Deuxièmement, le territoire visé est gigantesque, et le fait de modifier la composition de manière significative sur une telle superficie représenterait un effort sylvicole considérable. Troisièmement, le fait de réduire la composante résineuse et d'augmenter la composante feuillue pourrait

avoir des effets négatifs sur l'industrie de la transformation et sur les objectifs de maintien de la biodiversité, deux aspects qui doivent être pris en compte dans un contexte d'aménagement intégré.

En somme, ces travaux ont permis (1) de proposer une nouvelle approche par « phases » pour l'étude de la progression des épidémies sur le territoire et (2) de suggérer des pistes de recherches afin d'identifier les mécanismes responsables des patrons observés. Plus concrètement, ils suggèrent que notre capacité à influencer le cours d'une épidémie à travers les stratégies d'aménagement à court ou à long terme demeure limitée, et que les stratégies d'aménagement devraient probablement se concentrer davantage, dans un premier temps, à limiter les dommages à travers des stratégies de récupération conciliant les enjeux économiques et écologiques. Il est toutefois important de préciser que ces conclusions demeurent préliminaires tant que l'épidémie n'est pas terminée, et que les dommages réels causés par les défoliations ne sont pas connus. Ultimement, les recommandations d'aménagements doivent se baser davantage sur une évaluation des dommages sur les peuplements (mortalité, chutes de croissance) que sur les défoliations.

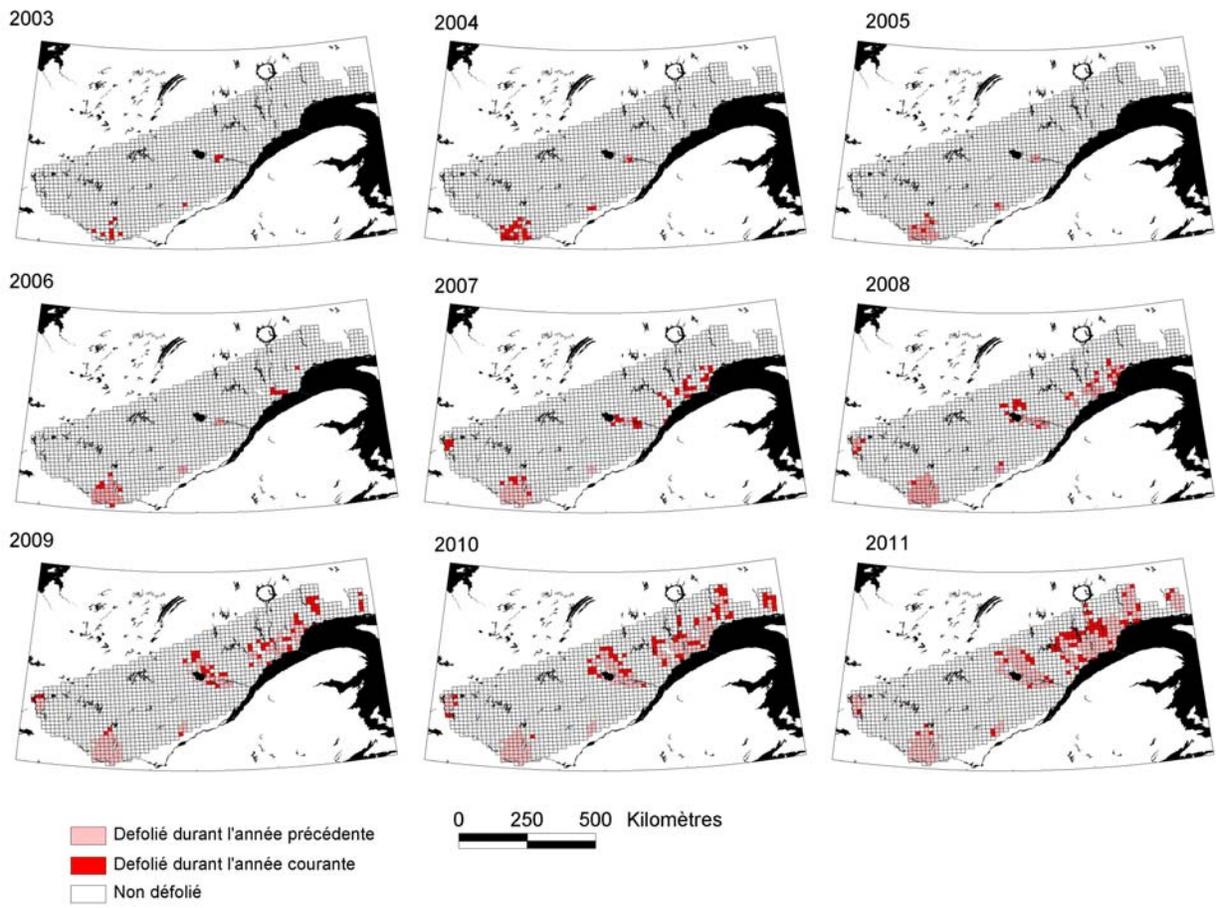
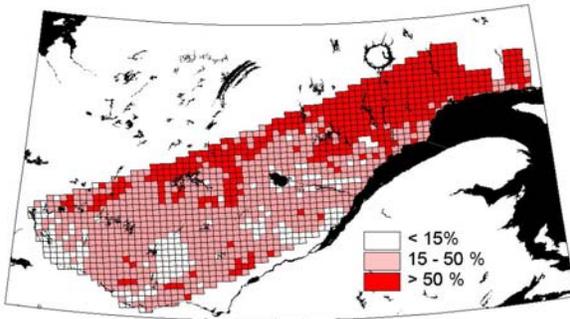
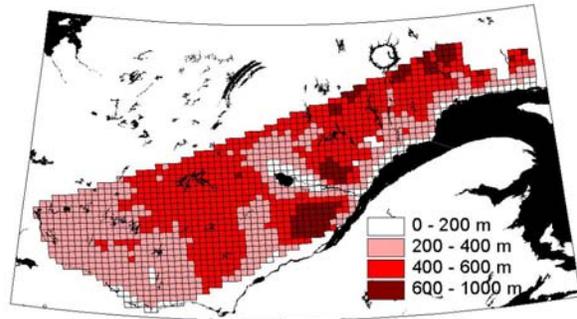


Fig. 1 – Localisation des défoliations pour chaque cellule (15 x 15 km) du territoire étudié durant la période 2003-2011.

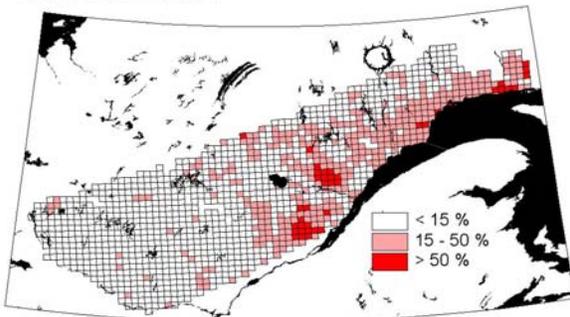
Dominance EPN



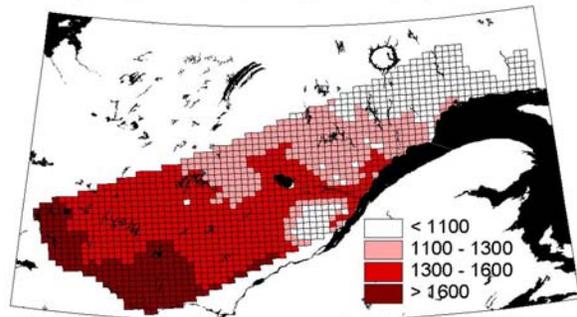
Altitude moyenne



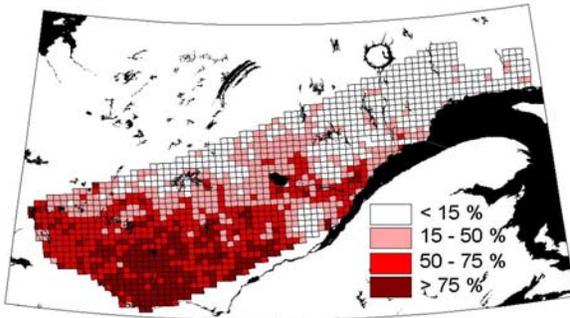
Dominance SAB



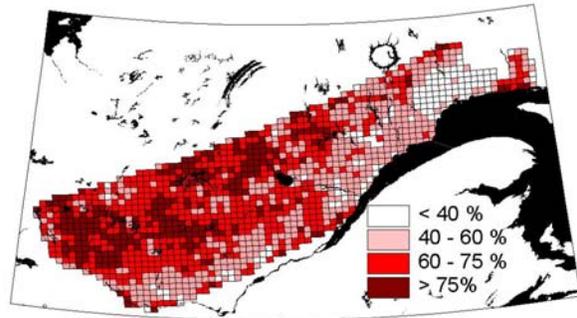
Degrés-jours moyens (> 5 deg C)



Dominance feuillus



Proportion de drainages mésiques



0 250 500 Kilomètres

Fig. 2 – Distribution spatiale des variables environnementales à l'intérieur du territoire étudié.

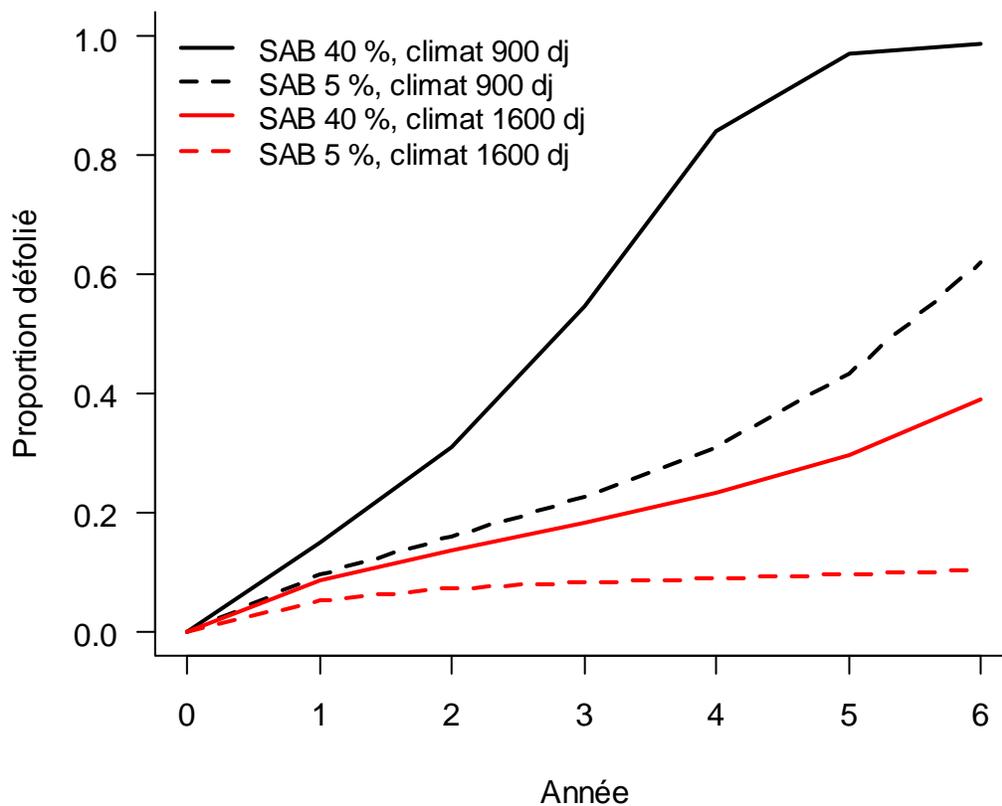


Fig. 3 – Proportion prédite des peuplements d’espèces hôtes défoliés à l’intérieur d’une cellule de 15 km x 15 km en fonction du temps (L’année 0 correspond à un an avant la première défoliation observée dans la cellule. Les prédictions du modèle varient en fonction de la proportion de la cellule dominée par le sapin baumier, et en fonction de la somme des degrés jours > 5 °C.).

Références

- Bergeron, Y., Leduc, A., Joyal, C., et Morin, H. 1995. *Balsam fir mortality following the last spruce budworm outbreak in northwestern Quebec*. Canadian Journal of Forest Research, 25(8), 1375-1384.
- Bouchard, M. et I. Auger. 2014. Influence of environmental factors and spatio-temporal covariates during the initial development of a spruce budworm outbreak. Landscape Ecology 29: 111-126.
- Hardy, Y. J., Lafond, A., et Hamel, L. 1983. *The epidemiology of the current spruce budworm outbreak in Quebec*. Forest Science, 29(4), 715-725.
- Quayle, D., Régnière, J., Cappuccino, N., et Dupont, A. 2003. Forest composition, host – population density, and parasitism of spruce budworm *Choristoneura fumiferana* eggs by *Trichogramma minutum*. Entomologia experimentalis et applicata, 107(3), 215-227.
- Régnière, J., St-Amant, R., et Duval, P. 2012. Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. Biological Invasions, 14(8), 1571-1586.

5. Analyse spatiotemporelle des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette

Hubert Morin
Université du Québec à Chicoutimi

Les insectes sont très sensibles au climat. La dynamique spatiale et temporelle des insectes, dont les populations atteignent des niveaux épidémiques et qui ont des impacts majeurs sur la dynamique des forêts comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), est affectée par les changements climatiques. Les impacts du réchauffement climatique ont déjà été observés chez de nombreux insectes dont les populations atteignent des niveaux épidémiques. Par exemple, dans les Alpes, le cycle de *Zeiraphera diniana* Gn. qui avait été très régulier pendant des siècles a été interrompu au courant des dernières décennies (Esper et coll., 2007; Büntgen et coll., 2009). Dans l'Ouest, les épidémies de dendroctone du pin pondérosa, auparavant restreintes à quelques vallées des montagnes rocheuses, ont affecté un territoire d'une dimension sans précédent à la faveur d'un climat favorable. Ainsi, l'apparition de conditions climatiques favorables à la marge nordique des aires de distribution de ces insectes pourrait y favoriser l'occurrence d'épidémies où pourtant elles étaient rares ou inexistantes auparavant.

La tordeuse des bourgeons de l'épinette est un défoliateur des conifères pendant ses stades larvaires. Ses hôtes principaux sont le sapin baumier et l'épinette blanche, mais elle affecte également les épinettes noires et rouges. Son aire de distribution se situe principalement dans le sud de la forêt boréale, dans la sapinière à bouleaux blancs, mais elle peut s'étendre

jusqu'au 54^e parallèle, dans la pessière noire à mousses (Levasseur, 2000).

Les études dendrochronologiques sont particulièrement intéressantes pour suivre la dynamique spatiale et temporelle de l'insecte. Ces analyses nous permettent de remonter dans le temps et à plusieurs endroits pour suivre le développement des épidémies. Ces dernières sont repérables dans les courbes de croissance des arbres hôtes de l'insecte par des réductions de croissance caractéristiques. L'analyse dendroécologique de poutres d'épinettes (probablement des épinettes blanches et rouges) provenant de vieux bâtiments, et en particulier de vieilles églises, dans le sud du Québec, a permis de construire l'une des plus longues chronologies des épidémies de cet insecte (Boulangier et coll., 2013) (figure 1). L'utilisation de vieilles églises est particulièrement pertinente puisque, comme elles sont souvent construites très rapidement au début de la colonisation d'un endroit, on peut supposer que les poutres utilisées dans leur construction provenaient de forêts naturelles avoisinantes représentant bien la dynamique naturelle des forêts. L'analyse de cette chronologie a permis de mettre en évidence une remarquable régularité dans la récurrence des épidémies dans la portion méridionale de l'aire de distribution de l'insecte. Cependant, les chronologies provenant de la zone boréale montrent toujours une augmentation de la régularité, de l'impact et du synchronisme à travers de vastes régions de la forêt boréale, incluant le sud de la pessière à mousses,

durant le 20^e siècle (figure 2). Les arbres subfossiles enfouis dans la tourbe, provenant de la zone boréale, montrent le même patron : les épidémies du 20^e siècle sont facilement identifiables, mais il faut remonter

quelquefois plusieurs millénaires avant de retrouver un signal équivalent des épidémies dans le passé (Simard et coll., 2011; Lapointe, 2013).

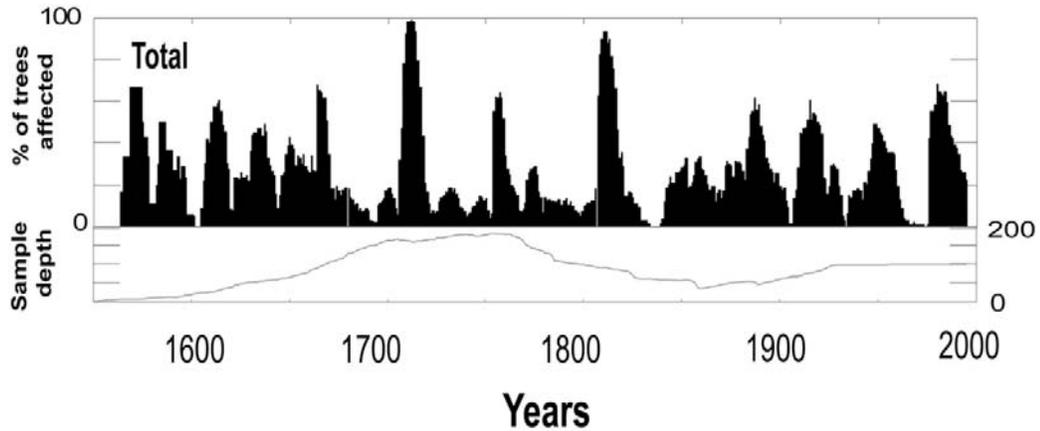


Fig. 1 – Pourcentage des arbres (probablement de l'épinette blanche) échantillonnés dans les vieilles églises présentant une réduction de croissance significative causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

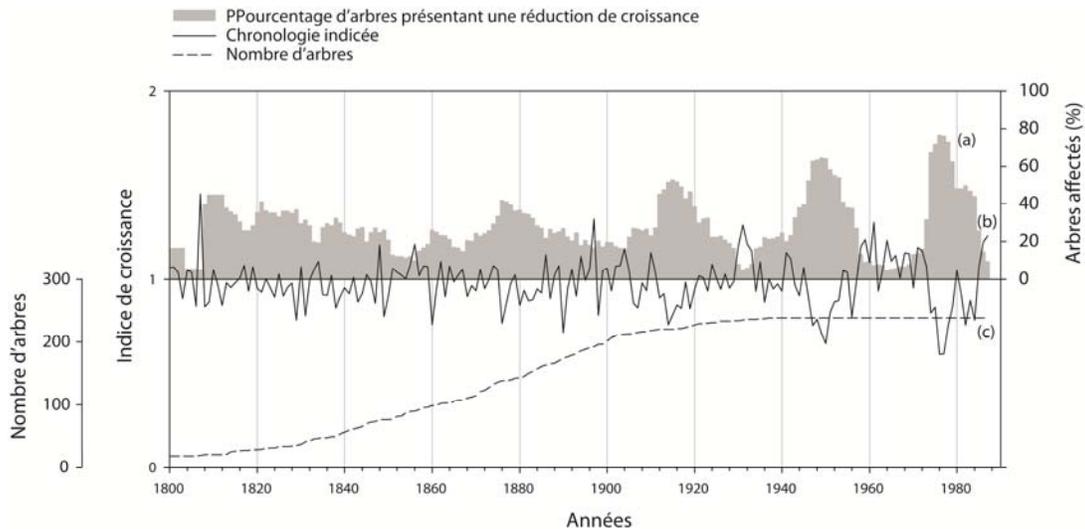


Fig. 2 – Pourcentage des arbres vivants (épinettes blanches) affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, dans la zone boréale (a) Pourcentage d'épinettes blanches présentant une réduction de croissance significative (écart-type -1.28 pour une période minimale de 5 ans) (b) Chronologie indexée des épinettes blanches (c) Nombre d'arbres.

Plusieurs hypothèses ont été avancées pour expliquer cette augmentation de l'impact des épidémies durant le 20^e siècle : (1) l'augmentation de la proportion de sapin baumier, son hôte principal, par les

systèmes de coupe forestière, (2) le contrôle des feux qui préserverait de vieilles forêts plus susceptibles, (3) les changements dans le paysage causés par une diminution de la fréquence des feux à la fin du petit âge

glaciaire, etc. (Blais, 1983; Jardon et coll., 2003; Morin et coll., 2008). Plusieurs dendrochronologistes et entomologistes proposent une autre hypothèse : le réchauffement climatique. La tordeuse étendrait son aire de distribution dans la zone boréale quand le climat est favorable (Régnière et coll., 2012), engendrant une défoliation sévère détectable par des réductions de croissance dans les arbres hôtes permettant de localiser les épidémies. Quand le climat est moins favorable, elle se concentrerait dans le centre de son aire de

distribution au sud de la forêt boréale, comme pendant le petit âge glaciaire, et les réductions de croissance causées par la défoliation seraient beaucoup plus difficiles à localiser. Même s'il reste encore beaucoup de travail pour bien comprendre cette dynamique, cette hypothèse est appuyée par des analyses paléoécologiques indépendantes utilisant des macrofossiles de l'insecte localisées dans les tourbières qui montrent la même tendance (Simard et coll., 2006; Morin et coll., 2008).

6. Faire face à une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans un contexte d'aménagement écosystémique : comment moduler la planification forestière?

Marc Leblanc

Ministère des Ressources naturelles du Québec

Depuis des siècles, les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) jouent un rôle majeur dans la dynamique des écosystèmes du Québec méridional. Dans les domaines de la sapinière, cette perturbation naturelle constitue même le moteur principal de la dynamique des forêts. Les épidémies s'y produisent de façon récurrente et périodique depuis une longue période. Par les divers patrons de mortalité résultant du comportement de l'insecte et de la vulnérabilité variable des arbres et des peuplements en place, elles façonnent en grande partie les peuplements et les paysages naturels. L'ampleur de la perturbation, c'est-à-dire son étendue et la quantité d'arbres tués de même que les patrons de mortalité (espèces et proportion d'arbres tués, position topographique, etc.), conditionne les attributs, telles la composition, la structure et l'organisation spatiale des peuplements qui émergeront à la suite de la perturbation. L'arrangement des différents attributs écologiques qui résulte du régime de perturbation conditionne à son tour l'habitat des diverses espèces fauniques et floristiques qui peuvent occuper le territoire. La nature de la perturbation influence aussi les processus écologiques qui sont essentiels à la résilience et à la productivité de ces forêts. Bref, l'impact de la perturbation naturelle conditionne la biodiversité typique d'un territoire compte tenu du climat et des sols qui s'y trouvent.

Avec son nouveau régime forestier, le Québec a choisi l'aménagement écosysté-

mique comme moyen privilégié pour implanter un aménagement durable des forêts¹. Pour ce faire, il est important de comprendre la dynamique naturelle issue des épidémies de la TBE pour concevoir un aménagement forestier qui permette le maintien des principaux attributs et processus de la forêt naturelle afin de conserver la biodiversité et la viabilité des écosystèmes. En période épidémique, cette compréhension de la dynamique naturelle doit servir à moduler les stratégies d'aménagement en vigueur de manière à tenir compte de l'effet de l'insecte sur l'état des forêts et sur la disponibilité du stock ligneux.

Il est difficile de prévoir avec certitude le déroulement de l'épidémie. Toutefois, on peut s'attendre à ce qu'il en résulte une mortalité importante qui pourrait engendrer des pertes de bois (au moins par endroits) et que les scénarios actuels d'aménagement soient affectés. Dans ces circonstances, le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQQ) doit mettre en place une démarche qui lui permet d'ajuster ses actions pour tenir compte du déroulement de l'épidémie tout en poursuivant les objectifs de l'aménagement durable des forêts comme le prescrit la loi.

Face à l'épidémie qui progresse, il faut toutefois se garder de précipiter les

¹ Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, article 1 (chapitre A-18.1).

gestes et de tirer des conclusions trop hâtives. Tous les peuplements forestiers qui subissent une défoliation ne vont pas mourir. Certains d'entre eux subiront des pertes telles que l'ensemble du volume marchand sera perdu et un nouveau peuplement émergera à la suite de l'épidémie. Dans d'autres cas, la mortalité sera partielle, il en résultera des pertes de volume de bois, mais la TBE aura l'effet d'une éclaircie plus ou moins sévère et le peuplement survivra à l'épidémie. D'ailleurs, les études qui décrivent la forêt naturelle montrent que malgré des épidémies récurrentes de la TBE, le paysage était dominé par les peuplements matures et vieux (Leblanc et Bélanger, 2000; Barrette et Bélanger, 2007; Pinna et coll., 2009; Boucher et coll., 2009). Finalement, certains peuplements sont peu vulnérables à l'insecte et celui-ci aura un effet mineur même si une défoliation peut parfois se produire au cours de l'épidémie. Devant cette situation, le défi pour le MRNQ consiste à bien mesurer les risques de mortalité afin de cibler ses actions, dans l'espace et dans le temps, en vue de minimiser les conséquences néfastes qu'aura l'épidémie.

Les objectifs

À ce titre, le MRNQ s'est doté de quatre objectifs à atteindre dans le cadre de son approche de gestion face à l'épidémie de la TBE. Compte tenu des dommages que l'épidémie est susceptible de créer, le premier objectif vise à **minimiser les pertes en volume de bois qui peuvent résulter de la mortalité causée par la TBE**. Des efforts doivent être déployés en vue d'utiliser ou de conserver les volumes de bois qui risquent d'être perdus. Il s'agit notamment d'établir les priorités de récolte en fonction de la vulnérabilité des peuplements et de préserver une partie des peuplements atteints à l'aide de la lutte directe (pulvérisations aériennes). Ces actions seront menées principalement en vue de soutenir les approvisionnements en bois à court ou à moyen terme.

Puisque la TBE créera une mortalité partielle dans bon nombre de peuplements, il

est possible de moduler les interventions de manière à optimiser le flux de bois à moyen et à long termes. Cela permettra d'atteindre un deuxième objectif, soit de **favoriser le rendement ligneux à moyen et à long termes dans les forêts perturbées par la TBE**. Ceci implique qu'il faille faire des choix judicieux pour éviter la récolte indue de peuplements susceptibles de survivre à l'épidémie. Ces peuplements joueront un rôle important dans le maintien d'un flux de bois permettant l'approvisionnement des usines à moyen et à long termes. Cet objectif implique aussi d'agencer les scénarios sylvicoles avec l'effet de la TBE de manière à assurer la régénération et la conduite adéquate des peuplements.

En période épidémique, on peut s'attendre à ce qu'une partie des vieux peuplements subisse une perturbation grave qui peut conduire à la réinitialisation du peuplement, c'est-à-dire à la « naissance » d'un jeune peuplement. Or, ce n'est pas le cas pour tous les vieux peuplements (ou les futurs vieux). Certains persisteront au sortir de l'épidémie et pourront continuer à jouer leur rôle écologique clé. Étant donné qu'un des enjeux incontournables dans la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique est lié au maintien d'une structure d'âge qui se rapproche de celle de la forêt naturelle, tous les efforts doivent être déployés afin de **ne pas compromettre l'atteinte des cibles de structure d'âge et éviter d'aggraver la raréfaction des peuplements capables de jouer les rôles écologiques des vieilles forêts**. Il s'agit là du troisième objectif à atteindre. Compte tenu du caractère irremplaçable à court terme des vieux peuplements, il ne faut pas faire en sorte que l'effet combiné de l'épidémie et des interventions de récupération conduisent à une raréfaction encore plus grande de ces peuplements dans les paysages perturbés.

Enfin, le dernier objectif vise à **assurer le maintien ou la restauration des attributs naturels dans les peuplements perturbés faisant l'objet d'interventions**. Le maintien des attributs naturels de composition, de structure et d'organisation

spatiale des forêts perturbées contribue non seulement au maintien de la biodiversité, mais agira aussi directement sur les facteurs de résistance et de résilience des forêts face aux futures épidémies qui ne manqueront pas de survenir au cours des prochaines décennies.

La démarche d'ajustement

Pour aider les aménagistes à atteindre ces objectifs, le MRNQ a élaboré une démarche d'ajustement de la planification forestière. Pour l'essentiel, la démarche consiste d'abord à rassembler l'information sur l'état actuel des forêts en vue d'en évaluer la vulnérabilité face à l'insecte. En même temps, une analyse de la structure d'âge est réalisée afin d'atteindre les cibles fixées en tenant compte de la probabilité de persistance des vieux peuplements face à l'épidémie. Les suivis annuels de l'insecte et de la défoliation annuelle, l'historique de la défoliation et l'évaluation périodique de l'état de santé des peuplements les plus touchés servant à prédire la mortalité à court terme permettent de suivre l'évolution de la situation au fur et à mesure du déroulement de l'épidémie. C'est sur la base de toutes ces informations que les aménagistes seront en mesure de prendre les décisions afin de bien cibler les actions à déployer à chacun des stades de l'épidémie.

L'évaluation de la vulnérabilité des peuplements est essentielle pour anticiper les effets de l'épidémie sur la dynamique des peuplements et la mortalité probable. Cette évaluation, autant à l'échelle du peuplement qu'à celle du territoire d'analyse, permettra

notamment de distinguer, parmi tous les territoires affectés par la TBE, ceux qui courent le plus de risques d'être touchés par la mortalité importante et donc de subir des pertes de matière ligneuse susceptibles d'affecter les approvisionnements en bois. Les variables retenues pour procéder à l'évaluation de la vulnérabilité sont la composition forestière, l'âge des peuplements et les caractéristiques de la station.

La persistance probable des peuplements

Le MRNQ a développé un nouvel outil pour prévoir l'évolution probable des vieux peuplements actuels ainsi que la venue des recrues proches afin de projeter l'état de la structure d'âge au sortir de l'épidémie. Cette information permettra d'ajuster les choix d'aménagement de façon à optimiser le maintien ou la restauration de la structure d'âge tout en tenant compte des pertes de volume de bois et du rendement escompté dans les peuplements maintenus en place (flux de bois). Pour ce faire, une interprétation de la vulnérabilité est proposée pour fournir une idée plus précise de la probabilité de persistance des peuplements (vieux actuels ou recrues proches) face à l'épidémie. Aux paramètres énoncés plus haut, l'information concernant la longévité des essences et leur susceptibilité à la TBE a été ajoutée (tableau 1). En utilisant cette typologie, il est possible d'obtenir une image de chacune des portions de territoire afin d'ajuster les choix d'aménagement au fur et à mesure du déroulement de l'épidémie.

Tableau 1

Typologie de la persistance probable des peuplements face à l'épidémie de la TBE

Types	Description	Groupements d'essences	Contribution au flux de vieux peuplements
Type A - Les peuplements persistants et peu affectés par l'épidémie	Ces peuplements sont dominés par des essences longévives non vulnérables ou des essences non susceptibles. Leur persistance au sortir de l'épidémie est certaine et les pertes de volume de bois dû à l'épidémie sont négligeables.	Le premier code d'essence du groupement d'essences est une essence longévive susceptible mais peu ou non vulnérable ou une essence non susceptible. Pas d'essence vulnérable dans le groupement d'essences. ex. : EnTo, EnPt ou EsBj.	Ces peuplements constituent une base solide pour l'atteinte des cibles de structure d'âge et ont une composition principalement associée aux stades évolutifs de fin de succession qui sont souvent les éléments en raréfaction dans la gamme des vieilles forêts. En cas de raréfaction, ces peuplements devraient être conservés en priorité
Type B - Les peuplements persistants, mais potentiellement affectés par l'épidémie	Ces peuplements sont dominés par des essences longévives non vulnérables ou des essences non susceptibles comme le type A, mais ont une composante de sapin minoritaire. Malgré la mortalité du sapin, ces peuplements sont peu sujets à une réinitialisation et persisteront (ou évolueront vers) le stade vieux. Toutefois, une perte de volume parfois significative est à prévoir en cas d'épidémie prolongée.	Le premier code d'essence du groupement d'essences est une essence longévive susceptible mais peu ou non vulnérable ou une essence non susceptible. Présence d'essence vulnérable dans le groupement d'essences (deuxième ou troisième code). ex. : EnSb ou BjFtSb.	Ces peuplements constituent aussi une base solide pour l'atteinte des cibles de structure d'âge et ont une composition principalement associée aux stades évolutifs de fin de succession qui sont souvent les éléments en raréfaction dans la gamme des vieilles forêts. En cas de raréfaction, ils devraient être conservés, mais les pertes appréhendées en volume doivent être prises en compte (deuxième priorité).
Type C - Les peuplements persistants, parfois affectés par l'épidémie, mais peu longévifs	Il s'agit de peuplements formés d'essences non longévives et parfois accompagnées d'une composante de sapin minoritaire.	Le premier code d'essence du groupement d'essences est une essence non longévive et non susceptible. Présence ou non d'un code d'essences vulnérables dans le groupement d'essences (deuxième ou troisième code). ex. : BbBb ou PeFiSb.	Ces peuplements contribuent aux cibles de structure d'âge, mais leur contribution est de courte durée et représentative des stades évolutifs de début de succession, généralement moins fréquents dans la forêt naturelle.
Type D - Les peuplements à persistance variable et affectés par l'épidémie	Il s'agit de peuplements principalement composés de sapins avec une composante minoritaire d'essences longévives ou non, susceptibles, mais peu ou non vulnérables ou non susceptibles.	Seul le premier code d'essence du groupement d'essences est une essence vulnérable. ex. : SbEn ou SbBb.	Ces peuplements ne sont pas toujours réinitialisés. Il peut parfois en résulter un peuplement de faible densité avec plusieurs attributs de vieilles forêts. En cas de rareté, ils peuvent constituer une bonne base pour l'atteinte des cibles de structure d'âge. Lorsque c'est le cas, ils devraient faire l'objet d'un suivi serré de la défoliation cumulée et de la mortalité effective avant d'être récupérés.
Type E - Les peuplements peu persistants et affectés par l'épidémie	Ces peuplements sont composés essentiellement de sapins et sont sujets à une forte mortalité et à des pertes importantes de volume de bois dans les zones probables d'épidémie prolongée.	Les deux premiers codes d'essence du groupement d'essences sont des essences vulnérables. ex. : SbSb.	Comme ces peuplements sont sujets à une réinitialisation, ils constituent une base très faible pour la réponse aux cibles de structure d'âge. Toutefois, en cas de grande rareté, ils peuvent fournir des conditions « proches » de celles des vieilles forêts à cause de l'abondance de bois mort dans les années qui suivent une épidémie.

Les moyens d'action

Les aménagistes disposent de plusieurs moyens qui leur permettront d'atteindre les quatre objectifs de l'approche de gestion face à l'épidémie. Ils devront décider du juste dosage de ces moyens tout au long du déroulement de l'épidémie. En période endémique, **la récolte préventive** par coupe totale ou partielle des peuplements les plus vulnérables (actuel et à venir) fait partie des moyens préconisés par le MRNQQ dans son énoncé de Stratégie de protection des forêts (Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1994) pour réduire la vulnérabilité des forêts et des peuplements à la TBE.

Au début de l'épidémie, avant d'observer de la mortalité significative, **la prérécupération** par coupe totale ou partielle permet d'ajuster la planification forestière à l'activité de l'insecte. Elle vise les peuplements les plus vulnérables déjà affectés par l'épidémie, mais avant qu'on observe de la mortalité significative.

La récupération vise aussi les peuplements les plus vulnérables touchés par de la mortalité significative (au moins 10 % du volume). Elle consiste à récolter par coupe totale ou partielle principalement des sapins baumiers plus ou moins gravement défoliés, mais sains, mourants ou morts depuis généralement moins de trois ans, plus ou moins détériorés (tête tombée au sol, coloration et carie d'aubier, trous de perce-bois) selon l'usage auxquels le bois est destiné. La récupération est la dernière chance qu'on a de minimiser les pertes en volume et permet de diminuer la pression sur les peuplements sains.

La lutte directe par pulvérisations aériennes d'un insecticide biologique est un moyen complémentaire à portée plus ou moins limitée selon le profil forestier du territoire pour l'atteinte des deux premiers objectifs de l'approche de gestion face à l'épidémie de la TBE.

L'aménagiste peut également **maintenir des peuplements clés** en vue de remplir des fonctions écologiques liées aux

enjeux de structure d'âge et de répartition spatiale ou pour répondre à des préoccupations de divers usagers du territoire (autochtones, gestionnaires fauniques, villégiateurs, etc.). Le choix des peuplements à maintenir en place se fera selon leur probabilité de persistance et leur localisation.

Par ailleurs, **la rétention d'arbres ou d'îlots** au sein des peuplements récoltés vise à assurer la présence d'attributs de structure et de composition au sein des nouveaux peuplements. Ces attributs écologiques favoriseront le retour d'une forêt plus proche de la forêt naturelle. Une attention particulière sera portée à la rétention d'essences longévives typiques de la forêt naturelle afin de contribuer à reconstituer des peuplements plus résistants et plus résilients face aux futures épidémies.

Le patron spatial de récupération permet de répartir les coupes de manière à reconstituer un paysage qui contient des attributs spatiaux similaires à ceux observés en forêt naturelle perturbée. On tiendra compte des attributs comme la proportion de forêts résiduelles, leur taille, leur configuration et leur disposition au sein des chantiers de récupération. On prendra aussi en considération la vulnérabilité des peuplements dans les choix relatifs à l'organisation spatiale.

La remise en production pourra s'avérer nécessaire pour une partie des peuplements qui auront été réinitialisés par la récolte, la TBE ou une combinaison des deux, notamment dans les zones d'aménagement intensif, lorsque les strates de retour ne sont pas jugées adéquates en raison de la quantité et de la qualité de la régénération.

Conclusion

Les éléments présentés ci-dessus constituent l'essentiel du document préparé par le MRNQ pour guider la modulation des activités forestières pour faire face à l'épidémie de la TBE dans un contexte d'aménagement écosystémique. À la lumière d'une première année d'application, une version bonifiée sera produite dans les

prochains mois afin de fournir les outils nécessaires aux aménagistes pour répondre adéquatement aux objectifs énoncés dans l'approche de gestion face à l'épidémie de la TBE.

Note : La conférence constitue un résumé d'une version préliminaire d'un document préparé par le MRNQ qui s'intitule « Modulation des activités forestières pour faire face à une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans un contexte d'aménagement écosystémique » (Jetté et Chabot, 2013).

Références

- Barrette, M., et L. Bélanger. 2007. Reconstitution historique du paysage préindustriel de la région écologique des hautes collines du Bas-Saint-Maurice, *Revue canadienne de recherche forestière*, 2007, vol. 37, n° 7, p. 1147-1160.
- Boucher, Y., et coll. 2009. "Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous transition in eastern Canada", *Landscape ecology*, vol. 24, p. 171-184.
- Leblanc, M. et L. Bélanger. 2000. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction de la recherche forestière, Québec. Mémoire de recherche forestière n° 136.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 1994. *Une stratégie - Aménager pour mieux protéger les forêts*, Québec, Gouvernement du Québec, Direction des programmes forestiers, FQ 94-3051, 197 p.
- Pinna, S., et coll. 2009. Portrait forestier historique de la Gaspésie, Consortium en foresterie Gaspésie-Les-Iles, Gaspé, 204 p.

7. Considération de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans les calculs de possibilités forestières : situation actuelle et développements à venir

Philippe Marcotte
Bureau du forestier en chef

Le calcul des possibilités forestières (CPF) est un processus d'amélioration continue qui est révisé tous les cinq ans. La prise en compte des perturbations naturelles comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) évolue à chaque exercice de CPF. La présentation permet de dresser un portrait chronologique de l'intégration de la TBE dans les processus du CPF de l'exercice antérieur (2008-2013), de l'exercice actuel (2013-2018) et des pistes de développement envisagées pour l'exercice 2018-2023.

Parmi les améliorations apportées pour l'exercice 2013-2018, notons premièrement l'intégration d'un indice de vulnérabilité dynamique qui permet de documenter l'évolution de la vulnérabilité d'un territoire dans le temps. Cet indice permet de dresser un portrait actuel de la vulnérabilité du territoire québécois et d'évaluer également l'effet des stratégies d'aménagement mises en place sur la vulnérabilité du territoire à plus long terme.

Deuxièmement, certaines unités d'aménagement (UA) ont été jugées plus à risque en fonction de leur vulnérabilité et de la présence actuelle de dommages reliés à la TBE. Dans ces UA, des analyses d'impact ont été effectuées afin de documenter l'influence possible de l'épidémie actuelle sur les niveaux de récolte à rendement soutenu. Cette influence s'avère très variable d'un territoire à un autre. De plus, plusieurs inconnus demeurent. Parmi les plus importants, notons

la superficie de mortalité réelle qui surviendra et l'efficacité des efforts de récupération qui seront mis en place. Ces inconnus empêchent de connaître avec un bon degré de confiance, l'impact réel qu'aura l'épidémie actuelle sur les possibilités forestières.

Trois principales améliorations sont envisagées dans le futur. La première est l'optimisation des stratégies d'aménagement pour diminuer la vulnérabilité globale du territoire. L'optimisation des stratégies d'aménagement permet de constater qu'il est possible de diminuer de façon notable la vulnérabilité future d'un territoire tout en ayant un niveau similaire de récolte en modifiant les choix sylvicoles.

La deuxième prévoit une meilleure intégration de l'effet de la TBE dans les hypothèses de croissance. Les récents travaux de la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles du Québec permettent maintenant d'isoler le facteur de la TBE dans les hypothèses de croissance. Ainsi, les modèles de croissance Natura-2009 et Artemis-2009 permettent de générer des courbes d'évolution avec ou sans l'effet de la TBE. Ces nouvelles connaissances permettront de raffiner les études d'impact réalisées au Bureau du forestier en chef (BFEC).

Finalement, la troisième amélioration concerne le passage du principe de rendement soutenu vers le concept de

rendement durable des forêts. Le nouveau régime forestier prévoit le remplacement du principe de possibilité forestière à rendement soutenu par le principe de rendement durable des forêts. Ce dernier permettrait une certaine

fluctuation du niveau de récolte dans le temps. Cette fluctuation permettra de mieux réagir aux épidémies de la TBE. Toutefois, les paramètres techniques entourant ce principe restent encore à définir.

8. La tordeuse des bourgeons de l'épinette, une bibitte qui dérange nos plans!

Jacques Duval
Ministère des Ressources naturelles du Québec

Ce résumé présente un témoignage du vécu de l'unité de gestion Manicouagan-Outardes (093) du ministère des Ressources naturelles du Québec par rapport à la présente épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) et regroupe des exemples concrets de décisions ou d'ajustements aux pratiques et aux modes de gestion utilisés.

Les exemples suivants illustrent les conséquences entraînées par « l'effet TBE »

- Éclaircie précommerciale en période épidémique : Un moratoire a été mis en place en 2010 dans la région. Cette mesure a été instaurée en s'appuyant, entre autres, sur une recommandation de la stratégie de protection des forêts. Le but recherché était de gérer la décroissance du volume de travaux en fonction de la progression de l'épidémie et d'intégrer une certaine gestion du risque pour l'ensemble des autres travaux de débroussaillage.
- Concept d'aménagement écosystémique dans la sapinière et mise en application des modalités adaptées à un contexte de prérécupération et récupération : Il s'agit principalement de revoir la disposition de la récolte à différente échelle de paysage par rapport à ce que propose la coupe en mosaïque, telle que définie par le Règlement sur les normes d'intervention en forêt publique (RNI). L'unité s'assure également que les différentes forêts résiduelles peuvent jouer leur rôle à long terme.
- Réalisation de la stratégie d'aménagement : La TBE représente une limitation importante à l'atteinte des cibles de coupes partielles et de coupes avec protection des petites tiges marchandes (cpptm) dans les secteurs affectés, entraînant une modulation de la stratégie sylvicole. Pour compenser, nous avons développé une variante de la coupe par bouquet, que l'on nomme le bouquet ciblé (à 10 % de rétention). Un autre élément de la stratégie qu'il est important de mettre de l'avant est de connaître la proportion de sapin à la possibilité forestière. Pour la 093-51, ce seuil a été estimé à près de 30 %.
- Élaboration de plans spéciaux d'aménagement TBE (mode prérécupération et mode récupération) : Depuis 2011, un plan spécial est appliqué. D'une part, il contient des mesures pour accélérer la récolte du sapin (possibilité de laisser les sapins de 10 et 12 cm au dhp et les houppiers à 12 cm) et, d'autre part, il peut y avoir des mesures d'aides financières. Le mode actuel n'étant pas adapté à la TBE, des discussions sont en cours pour corriger la situation.
- Orientation de la récolte pour réduire les pertes appréhendées de sapins : C'est une démarche en continu qui fait ressortir des besoins de connaissances additionnelles pour l'accessibilité au territoire et sur l'évolution des dommages. Le tout confronté aux besoins spécifiques de la filière industrielle régionale et à l'état actuel du marché du bois. Un constat rapide de la situation nous permet de constater la

difficulté d'intervenir sur plusieurs petits chantiers très éparpillés, en même temps.

Dans tous les cas, la recherche de solutions et de pistes d'amélioration nécessite l'obtention d'un consensus des différents acteurs impliqués. Il est obligatoire de passer par une étape de mise à jour des connaissances et de partage d'information. Malgré cela, il demeure difficile de réagir suffisamment rapidement en raison, entre autres, de la

perception différente qu'ont les gens de l'impact de la TBE sur la forêt. Ces différences de perception peuvent être dues au fait que cette perturbation se déroule sur une assez longue période, avec quelquefois des épisodes spectaculaires. De plus, peu de gens ont la « chance » d'avoir une bonne vue d'ensemble sur une perspective de plusieurs années dans un même territoire. Ceci ajoute de nouveaux défis aux aménagistes.

9. Integrating Spruce Budworm Ecology and Forest Management Planning Through a Risk Analysis Framework

Vince Nealis

Pacific Forestry Centre, Natural Resources Canada

Integrated pest management (IPM) emerged more than a generation ago when the agricultural industry realized that reliance on systematic application of pesticides was not sustainable. Pests were becoming resistant and society was becoming aware that dependence on pesticides and fertilizers was environmentally damaging. There was a deliberate shift from pest management practices dominated by chemistry to one where the life sciences played a greater role and calculation of cost-benefits was expected.

The defining characteristics of IPM are: (1) *monitoring* to provide sufficient estimates of stage-specific pest densities and forecasts of population trends and expected damage, (2) *estimation of thresholds* as decision points and explicit targets for efficacy, (3) *alternative response options* that reduce resistance and non-target effects, and (4) *evaluation of cost/benefit trade-offs* including costs of development of alternatives and non-target impacts weighed against benefits of greater productivity in competitive markets.

Modern IPM changed pest management from a marriage of entomology and chemistry to one of entomology and socio-economics. But economics is a more fickle partner than chemistry so entomology must pull a heavier load than it did in the past. This is truer in forestry than in agriculture because of their different natures with respect to IPM. In agriculture, crops are diverse assemblages of cultivated, high-value, non-native plants imposed on a simplified, intensely managed ecosystem. Return on

investment is short-term and its value relatively predictable. Pests in agricultural systems are similarly non-native and their damage represents a measureable loss in value and so the benefits of further investment in protection are clear. By comparison, in forestry, the crop is an assemblage of relatively few low-value native plant species that nonetheless comprise a complex natural ecosystem. Return on investment is long-term and its already uncertain value must compete with other, often non-market, values. Forest pests are usually native and outbreaks are normative and characteristic of ecosystem dynamics. Investment in protection alternatives is discouraged by uncertain markets and demanding constraints.

The spruce budworm (SBW) illustrates these generalizations. Outbreaks are most common and damaging in homogeneous, mature stands dominated by only two native tree species; balsam fir and white spruce. With few exceptions, these susceptible forests are the legacy of unmanaged processes in the dynamics of forests and represent low investment. Budworm itself is part of those forest dynamics; a northern conifer forest without spruce budworm would not resemble the same forest that we are trying to sustain. Outbreaks create a value dilemma between presumed economic costs and putative ecological benefits. There are few reliable management options other than aerial application of pesticides but even this option is becoming narrower because of multiple

social values represented by forest ecosystems on the one hand, and the sporadic and uncertain pesticide market compared to annual crops on the other.

In Canada we add a governance challenge to IPM in forestry because most forest management occurs on crown land; publicly owned but licensed to forest industry for harvest, whereas forest pest management is mostly the responsibility of each provincial and territorial government. Research resides outside all of this in universities and the federal government. This creates rich opportunities for disintegration.

This means that to practise IPM in forestry we must maximize application of our knowledge of pest and forest ecology to address the complexity of forest ecosystems, their diverse values, and the socio-economic constraints associated with their management. Implementing IPM in forestry needs some additional tools.

Risk analysis

About 10 years ago, forest pest managers in Canada were becoming uneasy. In British Columbia, the mountain pine beetle was already beyond control and likely to expand its range eastward and northward into the boreal forest. In eastern Canada, everyone was bracing for the next budworm outbreak. There was increasing pressure for greater vigilance and rapid response to alien species. At the same time, Canada's capacity for forest pest management was shrinking. The national Forest Insect and Disease Survey had been disbanded so that pest monitoring was fragmented into smaller, independent surveys with variable effort and diverging methods. University forestry faculties were closing and federal forestry research labs were shifting priorities away from pest management. This was happening just as forestry itself was experiencing emerging wood-supply problems, competitive markets, constraints on practices, increased investment requirements, and demands to manage for multiple values at a landscape level, which was itself subject to changing land-use patterns and climate.

In 2007, the Canadian Council of Forest Ministers (CCFM) initiated the National Forest Pest Strategy as a venue to harmonize methods, "synergise" resources, and encourage forest ecosystem management. Most in the pest management community felt these objectives were realistic if applied to the problems at hand and in a way that was useful immediately. We proposed a risk analysis approach to selected, emerging problems. Risk analysis had already been adopted for alien species by international regulators. We hoped it would help our balkanized forest pest management community converge on a common lexicon and methods of problem analysis that would be useful when applied to forest pests.

Risk analysis is a multidisciplinary approach to informing policy decisions in the context of threats to individuals, public and private organizations, and to society and the environment at the local to global scales. Risk analysis includes: (1) *risk assessment*, the use of scientific evidence to estimate the level of risk based on a combination of both the likelihood and consequences of potential harm; (2) *risk response*, the evaluation of control options to reduce that risk; and (3) *risk communication*, an interactive dialogue with stakeholders.

Risk analysis seems like common sense; something we *think* we do all the time. But in fact when pushed to act with little time to analyze the risk, we often resort to a combination of safe social attitudes ("the only good bug is a dead bug!"), forced operational imperatives ("we have to do something!"), and weary habit ("we did this before"). None of these responses are particularly good at keeping up with changing and diverse circumstances, long-term planning, or available budgets. Risk analysis compels us to be more strategic in order to be effective and accountable. If IPM is the goal, then risk analysis is the operational framework that helps quickly break the problem down to focussed objectives and identifies the knowledge required to apply solutions.

The spruce budworm is one of three case studies launched by the CCFM. It is lead

by the Ministère des Ressources naturelles du Québec with support from the Canadian Forest Service. Unlike many pest problems, insufficient knowledge is sometimes less of a problem with SBW than knowing what information is most pertinent to specific questions of risk. So, the first step was to invite researchers to assess our knowledge and characterize the nature of the impending SBW risk. As expected, there are many basic aspects that we know uncommonly well; outbreak periodicity, extent, and duration as well as the major risk factors. We know that stand-level risk can be characterized adequately by host basal area and that site characteristics modify that risk.

Knowing something, however, is not the same as applying it effectively. That is where the ambiguities and uncertainties become apparent. So rather than synthesizing our knowledge through the conventional process of having experts present their interpretation of their particular speciality, we used an open, facilitated discussion to identify risk factors with supporting evidence and outstanding uncertainties. This process resulted in a consensus of what constituted a risk factor and a ranking on their importance. A significant management conclusion was that although we characterize and manage forests at the stand level, the processes determining risk actually manifests at the regional level. The implications of this are evident in the early stages of the current outbreak where many stands with variable risk characteristics are becoming equally susceptible because of events elsewhere.

A second workshop focussed on risk response. This was sobering. Many of the hopeful control alternatives reviewed by the Baskerville Task Force in 1976, including biological control and mating disruption, have since been tested and found to have limited effect at outbreak levels. The few remaining registered products are effective but the practical problem is that only a small portion of the area that is likely to be infested can be treated. Priorities need to be set. Where are the forests at greatest risk? What kind of protection tactics would reduce those risks

overall? Now the need for effective IPM becomes apparent.

The Spruce Budworm Decision-Support System (SBW DSS), now a suite of tools, assists in the selection of risk response options. It is a forest management-planning tool that incorporates perturbations by the SBW into yield projections. I say 'incorporate' rather than 'integrate' because the SBW DSS requires little to no budworm population knowledge. Budworm impact is an input that modifies expected forest growth. The SBW DSS does a very good job of telling you how yield projections will be affected once you know the risk, *i.e.* likelihood of infested and resulting damage and how much that risk can be reduced by protection, but it begs for better integration with the formidable, but largely unused, knowledge of spruce budworm population ecology. To achieve an integrated *planning* tool, we need better predictions of budworm population behaviour, location, severity and duration of damaging populations. Actual risks could be estimated more accurately and the relative benefits of many different protection tactics, especially early intervention ideas, played out with credible parameters.

Our next workshop looked for the connectors between SBW and forest dynamics. The common currency of both population and decision-support models is defoliation. We know the relationship between budworm population levels and defoliation and we know the relationship between defoliation and impacts. A first exploration of the potential for integration was to use the historical aerial monitoring information on defoliation to construct a set of empirical defoliation scenarios from the spectrum of past patterns. Then, these scenarios were input to the SBW DSS to calculate damage curves associated with each scenario and to identify defoliations (=population) patterns which resulted in significant impacts.

Of all the distinct patterns, four were significant in terms of intolerable loss.

With the defoliation patterns defined, other variables of specific interest

including impacts in mixed stands (risk assessment) and alternative protection options (risk response) could be included to see how SBW risk to forest management plans varied with stand characteristics and protection tactics. To attract the interest of operational managers in Quebec (risk communication), an actual forest land-base in Quebec was used as the basis for these scenarios. In fact, this land-base was already infested with budworm and so we had real-time indicators of which defoliation scenarios might be developing and the dubious opportunity to project output in the near future.

This has been a useful first step. It illustrates the extension of a forest management-planning tool to explore how risk varies under natural conditions and how different response options affect cost-benefit trade-offs via monitoring data. But it falls short of a proactive management plan because it relies on historical defoliation patterns; it predicts what will happen if the previous outbreak repeats itself exactly. Greater certainty is denied because we do not know what combination of risk factors that was associated with those observations of defoliation so many years ago. Our spatial inventories were practically non-existent then. We can make educated guesses via a *post-hoc* approach such as hazard rating but realistic predictions require budworm

population models aimed at elucidating the conditions that favour the initiation of outbreaks and determine their severity and duration. An empirical model or look-up table analogous to what is used for yield curves might be a good start because both the budworm and forest management components of the IPM solution must be spatial and there is that important distinction between regional disturbance processes and stand-level planning.

In the meantime, we can apply the requirements of IPM to reduce future management uncertainties. If accurate monitoring of annual damage can be maintained and associated stand-level changes in mortality and growth evaluated, perhaps even experimental protection tactics imposed, outputs and observations can be compared to track changes in predictive confidence, or uncertainty, depending on your point of view. Even better, SBW population measures in selected stands would provide badly needed insights into variability in survival and reproduction of SBW populations within a spatial area representative of the dispersal capacity of moths. This information is needed as we target SBW dispersal as fundamental to both the initiation and maintenance of outbreaks and create the highest levels of risk to forest management planning.

10. Atteindre l'efficacité en protection directe des forêts en faisant place à l'innovation

Jean-Yves Arsenault

Société de protection des forêts contre les insectes et les maladies

Alain Dupont, Nicolas Girard

Société de protection des forêts contre les insectes et maladies

Selon le contexte forestier actuel, et en dépit des interventions préventives déployées en forêt, le recours aux pulvérisations aériennes d'insecticide biologique *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (*B.t.k.*), contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), en période épidémique, semble inévitable. L'utilisation de pesticides demeure avant tout un outil de dernier recours. Nous ferons ici un survol des principaux éléments de l'approche méthodique qu'utilise la Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM) pour la mise en place de son programme de lutte directe. Nous tenterons de cerner l'ensemble du processus ainsi que la problématique et les contraintes associées à ce type d'intervention sur le territoire et nous tenterons de dresser un portrait de l'évolution de cette approche à court terme.

Les principaux intervenants

La préparation des programmes de lutte requiert diverses informations, de même que la collaboration de nombreux intervenants. Ainsi, plusieurs groupes ou organismes ayant des rôles, des responsabilités et des préoccupations propres à leurs sphères d'activité gravitent autour de la lutte directe.

Le ministère des Ressources naturelles du Québec

Gestionnaire de la forêt publique et responsable de la détection des infestations, cet organisme définit les règles concernant les interventions forestières, tout en proposant des stratégies générales englobant les traitements préventifs et curatifs. Les autorités gouvernementales préparent les plans d'aménagement pour les industriels et approuvent les plans d'intervention présentés par la SOPFIM. La réalisation et le financement de la recherche forestière font également partie des mandats de cet organisme.

L'industrie forestière

En vertu du régime forestier actuel, les industriels forestiers participent activement à la protection des forêts contre la TBE. En plus de réaliser les travaux sylvicoles prévus aux plans d'aménagement et la récupération des bois affectés par l'insecte, ces derniers investissent en protection directe et dans le domaine de la recherche.

Les organismes en forêt privée

En forêt privée, des plans régionaux de protection et de mise en valeur sont

élaborés par les agences, tandis que les organismes de gestion en commun conseillent ou réalisent les travaux sylvicoles requis. Les syndicats et offices des producteurs de bois veillent aux intérêts de leurs membres, et la protection directe n'échappe pas aux préoccupations de ces intervenants.

Les grands propriétaires privés

Les propriétaires de grandes forêts privées (800 hectares et plus d'un seul tenant) adhèrent de façon volontaire à la SOPFIM.

La Société de protection des forêts contre les insectes et maladies (SOPFIM)

Gérée par ces trois premiers intervenants réunis sous un conseil d'administration, la société privée SOPFIM a pour mission d'offrir des services spécialisés en lutte contre les insectes qui menacent les forêts, l'agriculture et la santé humaine. Dans le domaine forestier, elle œuvre, avec ses partenaires, à développer et à mettre en place les plans d'intervention approuvés par le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ Q) dans un souci d'efficacité et de contrôle des coûts. Outre la planification et la réalisation des programmes de lutte, l'organisation est également mandatée pour effectuer des inventaires de prévision des niveaux d'infestation dans les aires à traiter, la cartographie ainsi que la validation aérienne des aires admissibles à la protection et la mise en œuvre de projets de recherche et développement dans son domaine, en collaboration avec des chercheurs reconnus.

Planification des interventions de lutte directe

Une campagne de lutte contre la TBE se planifie en deux temps, soit la planification générale et la planification annuelle.

Planification générale

La planification générale ou quinquennale a pour objectifs la délimitation

des aires admissibles à la protection ainsi que la configuration et la validation des secteurs d'intervention retenus. Il va sans dire que cet exercice cible les peuplements forestiers les plus vulnérables. Par ailleurs, certaines aires protégées, les plantations d'épinettes blanches et les éclaircies précommerciales ne sont pas encore intégrées aux aires admissibles par le MRNQ, car des analyses supplémentaires sont en cours.

Critères de sélection des aires admissibles

- Composition forestière $\geq 38\%$ SAB + EPB (volume)
- Forêt ≥ 30 ans
- Pente $< 40\%$
- Prévisions de coupe > 5 ans
- Aire ≥ 150 ha
- Défoliation préalable = 1 an - modérée à sévère
- Défoliation anticipée $\geq 50\%$ du nouveau feuillage

Critères de configuration des secteurs d'intervention

Le regroupement des peuplements vulnérables en massifs de 150 ha pouvant éventuellement faire l'objet d'une protection constitue l'étape de configuration des secteurs d'intervention, lesquels seront numérisés et reliés à une base de données historiques mise à jour annuellement. Plusieurs intervenants se questionnent sur la pertinence de cette superficie minimale en raison du morcellement de la forêt résineuse, tant en forêt privée que publique. En théorie, un secteur d'intervention peut contenir un ratio de 50% en peuplements non vulnérables, mais, en pratique, on observe un découpage de plus en plus axé sur les peuplements dominés par le sapin baumier en raison de l'amélioration de la précision des outils disponibles.

Validation des secteurs d'intervention

La dernière étape du processus de planification générale consiste à valider les

secteurs d'intervention retenus, en collaboration avec les intervenants régionaux. Le résultat des travaux est remis sous forme

cartographique au MRNQ ainsi qu'aux industriels concernés.

Tableau 1
Distribution des aires admissibles aux programmes de pulvérisation aérienne de *B.t.k.* contre la TBE au Québec (mise à jour 2011)²

Région administrative du MRNQ	Aire (ha)
Bas-Saint-Laurent (01)	267 724
Saguenay–Lac-Saint-Jean (02)	348 785
Capitale-Nationale (03)	245 151
Mauricie (04)	47 086
Estrie (05)	7 159
Outaouais (07)	9 088
Abitibi-Témiscamingue (08)	38 685
Côte-Nord (09)	400 624
Nord-du-Québec (10)	5 886
Gaspésie–Îles-de-la-Madeleine (11)	317 217
Chaudière-Appalaches (12)	11 914
Lanaudière (14)	14 087
Laurentides (15)	22 305
Centre-du-Québec (17)	360
Total	1 736 071

² Note : La cartographie régionale des aires admissibles peut être téléchargée à partir du portail WEB de la SOPFIM (<http://www.sopfim.qc.ca/>) sous la rubrique Outils pour les gestionnaires.

Planification annuelle

La Direction de la protection des forêts du MRNQ réalise annuellement un suivi entomologique à l'intérieur d'un réseau extensif de surveillance, lequel est précédé par un inventaire aérien de la défoliation annuelle. Lorsque la TBE se manifeste de façon significative, comme c'est le cas présentement, des relevés plus intensifs sont réalisés dès l'automne par la SOPFIM. L'inventaire des larves en hibernation (L2) permet de prédire les niveaux d'infestation anticipés pour l'année suivante. Sur la base de ces résultats, la ministre des Ressources naturelles demande à la SOPFIM de préparer un plan d'intervention, s'il y a lieu.

Mise à jour des secteurs d'intervention

Cette activité vise à actualiser les informations relatives aux secteurs cibles par la numérisation des interventions de récolte récentes, des prévisions de coupe (5 ans), des perturbations majeures, de la mortalité, du réseau routier et des travaux sylvicoles. La qualité de cette mise à jour demeure tributaire de la précision des renseignements fournis par les divers intervenants. En ce sens, les peuplements prévus en récolte dans un horizon de cinq ans devraient être exclus des secteurs d'intervention, tout comme les zones où la mortalité excède 50 % du volume total. Cependant, les modifications aux plans quinquennaux et la mise en œuvre de plans spéciaux en période épidémique requièrent une validation annuelle quant à l'exclusion des prévisions de coupe. Ceci a pour effet d'affecter de façon substantielle la planification annuelle et engendre des ajustements de dernière minute aux programmes de lutte.

Préparation du programme de lutte

Les prescriptions de traitement s'établissent en fonction de l'état de santé des peuplements et des populations de TBE appréhendées.

Une application d'insecticide :

- forêts saines avec populations modérées à très élevées;
- forêts affectées avec populations légères à modérées.

Deux applications d'insecticide :

- forêts affectées avec populations modérées à très élevées;
- regroupement de forêts saines et affectées avec populations élevées à très élevées.

À la suite des prescriptions de traitement, la configuration des blocs à traiter s'effectue en respectant les critères de lutte et en retranchant les zones à sensibilité environnementale. Le plan d'intervention est validé avec les intervenants régionaux (industriels, MRNQ) et soumis à la ministre. Après approbation, la SOPFIM envoie un avis au ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs.

La préparation du programme de lutte comprend plusieurs activités additionnelles dont la localisation des bases d'opération, les appels d'offres pour les aéronefs et le *B.t.k.*, la préparation des missions de pulvérisation aérienne, la planification du réseau d'échantillonnage, la mise à jour du plan d'urgence ainsi que la mise en place d'un programme d'information du public.

Réalisation du programme de lutte

Le cheminement d'un programme de lutte nécessite la réalisation de nombreuses activités effectuées avant, pendant et après les pulvérisations.

Activités réalisées avant les pulvérisations

Dès réception des produits, la SOPFIM effectue un contrôle de qualité des formulations de *B.t.k.*, afin de s'assurer qu'elles sont conformes à l'étiquette et exemptes de microcontaminants. Pendant cette même période, on procède à l'établissement des bases d'opération et des

laboratoires de campagne. Des survols de reconnaissance sont réalisés pour valider les plans d'envolée et noter tout changement survenu depuis la mise à jour des secteurs d'intervention. Les stades de développement de l'insecte et de la pousse du sapin sont déterminés par des relevés ponctuels dans les blocs à traiter. L'inventaire prétraitement s'effectue dans un intervalle maximal de trois jours avant la première pulvérisation, afin de connaître la densité larvaire et le niveau de défoliation annuelle.

Activités réalisées pendant les pulvérisations

L'efficacité des traitements repose sur la synchronisation des pulvérisations avec l'étalement de la pousse du sapin et le développement de l'insecte. Des relevés ponctuels couplés à l'utilisation d'un modèle de prédiction du développement saisonnier de la TBE (BIOSIM, Régnière J. 2010) permettent de gérer les applications d'insecticide sur un vaste territoire.

L'application d'insecticide requiert un environnement très particulier : des vents faibles, une humidité relative suffisante et l'absence de précipitations. Ces exigences sont réunies généralement tôt le matin et en début de soirée. Un suivi météorologique continuuel ainsi que les observations par des contrôleurs

aériens permettent de s'assurer que les conditions sont propices aux pulvérisations.

Pendant toute la durée d'un programme de lutte, des équipes sillonnent les secteurs d'intervention pour effectuer des observations ou des relevés relatifs au dépôt d'insecticide, à l'évaluation de l'efficacité des traitements, à la surveillance et aux suivis environnementaux.

Activités réalisées après les pulvérisations

L'analyse des relevés réalisés en marge des pulvérisations permet d'évaluer la mortalité larvaire et la protection du feuillage attribuables aux traitements. L'objectif de protection est atteint lorsque la défoliation annuelle est $\leq 50\%$. À la fin de la période d'alimentation de l'insecte, la Direction de la protection des forêts effectue un inventaire aérien de la défoliation annuelle permettant d'évaluer l'efficacité globale du programme de lutte. L'atteinte de l'objectif précédemment cité, sur au moins 70 % de la superficie traitée, représente le critère de réussite pour le MRNQ. Les informations et les résultats sont ensuite colligés par la SOPFIM sous forme de rapport annuel. Depuis le début des interventions directes en 2009, la SOPFIM a atteint son objectif à près de 80 % en moyenne (figure 1).

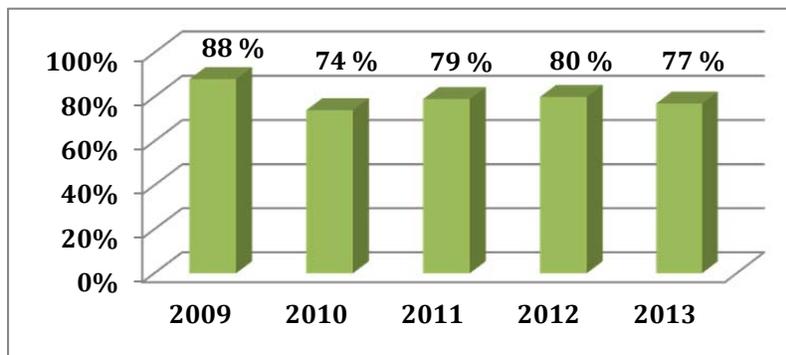


Fig. 1 – Résultats annuels de l'évaluation aérienne du MRNQ des programmes TBE réalisés par la SOPFIM.

Efforts de protection

Les programmes opérationnels de pulvérisation aérienne de *B.t.k.* contre la TBE ont débuté en 2009. Compte tenu des impacts appréhendés de l'épidémie fort variables d'un endroit à l'autre, en plus de l'importance des considérations économiques, toutes les forêts susceptibles aux attaques de l'insecte (contenant des proportions plus ou moins importantes d'essences hôtes) ne sont pas traitées. Depuis les cinq dernières années, le

ratio aires traitées sur aires défoliées pour la Côte-Nord et le Saguenay-Lac-Saint-Jean est passé de 20 % en 2009, à 8 % en 2010, puis à 4 % de 2011 à 2013. Compte tenu des « filtres » successifs appliqués au niveau de la sélection des forêts à protéger, il devient normal d'observer une décroissance marquée entre l'ensemble des superficies défoliées, la défoliation mesurée au sein des U.A.F., les aires admissibles défoliées ou traitées (figure 2).

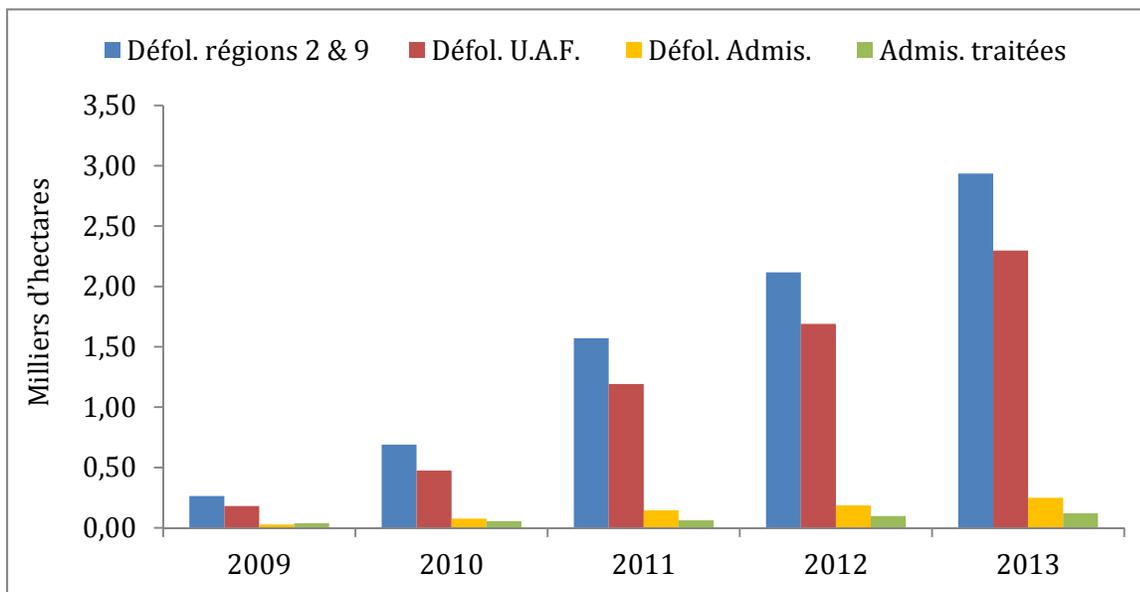


Fig. 2 – Efforts de protection contre la TBE accordés dans les régions du Saguenay-Lac-Saint-Jean et de la Côte-Nord en vertu de l'application des critères de sélection des aires à protéger.

Réurrence des traitements

L'objectif annuel de protection du feuillage étant de conserver au moins 50 % des nouvelles aiguilles pour viser un niveau faible de mortalité des arbres en fin d'épidémie, il devient souvent nécessaire de traiter année après année. Cette récurrence élevée des traitements assure les gestionnaires que non seulement les pertes seront peu significatives après le déclin des populations de TBE, mais également que les coûts s'additionneront au fil du temps. Cet élément a une contribution majeure dans l'analyse économique justifiant les

interventions contre cet insecte sous forme d'analyse bénéfices/coûts.

Lorsque les mêmes secteurs bénéficient de traitements sur une base régulière, on parle de protection soutenue. Dans le cas contraire, il s'agit de régimes de protection variables ou partiels. Dans le cas présent, 38 757 ha de forêt furent traités pour la première fois en 2009, tandis que seulement 7 229 ha (2 %) ont eu droit à cinq ans de protection consécutive (tableau 2). Après analyse, ces secteurs d'intervention ont fait l'objet de retraits en faveur de projets de parcs, de nouvelles zones protégées, de refuges biologiques, de préoccupation ou d'autres décisions gouvernementales.

Tableau 2
Récurrence annuelle des traitements contre la TBE sur la Côte-Nord et au Saguenay-Lac-Saint-Jean

	2009	2010	2011	2012	2013	Total	(%)
1 an	38 757	34 927	37 410	25 898	42 465	179 457	48 %
2 ans		20 803	12 452	42 682	27 524	103 461	28 %
3 ans			12 691	17 412	31 851	61 954	16 %
4 ans				12 052	11 241	23 292	6 %
5 ans					7 229	7 229	2 %

Coûts des programmes

De nombreux facteurs influencent les coûts des programmes, dont le nombre d'hectares à protéger, les conditions météorologiques saisonnières, le nombre

d'applications d'insecticide prescrit, etc. Cependant, l'élément fondamental demeure les éléments propres aux opérations, soit l'achat de l'insecticide, la location des aéronefs et les bases d'opération (80 % des coûts).

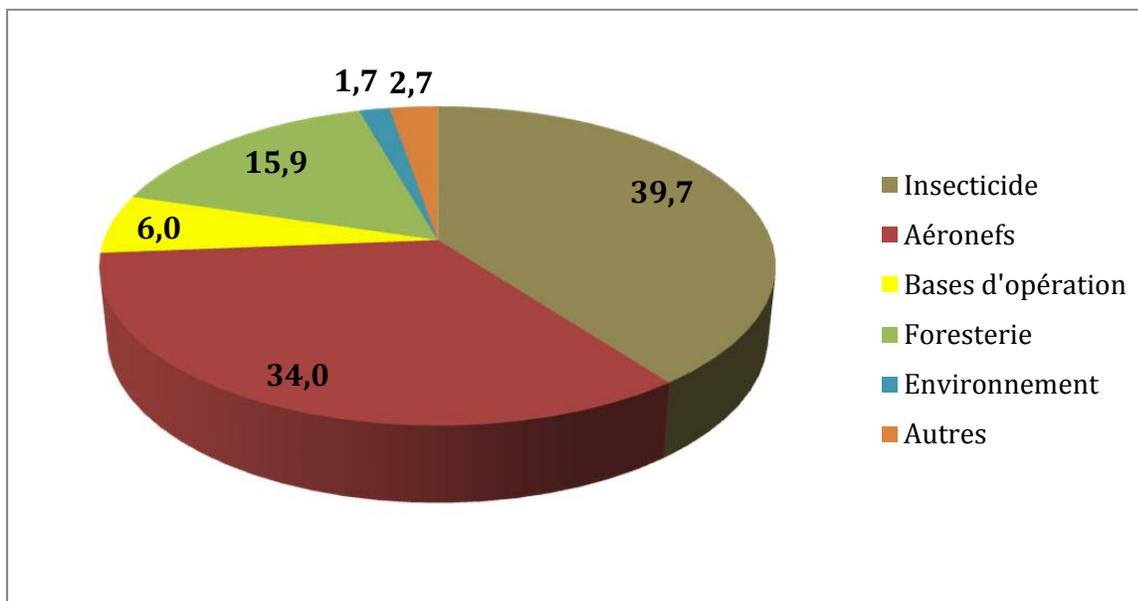


Fig. 3 – Répartition des coûts reliés aux programmes de pulvérisations aériennes de B.t.k. contre la TBE (2009-2013).

Pendant la période endémique et lors de la planification des interventions actuelles, la SOPFIM met tout en œuvre pour réduire les coûts de ses opérations. Ceux-ci peuvent être présentés de deux façons distinctes, soit par hectare traité (figure 4) ou par hectare protégé (figure 5). Lorsque le calcul s'établit

par hectare traité, on additionne les superficies traitées en simple et en double applications. Cette expression fournit également le coût à l'hectare d'une seule application. Dans l'autre cas, on représente plutôt le coût à l'hectare de forêt protégé.

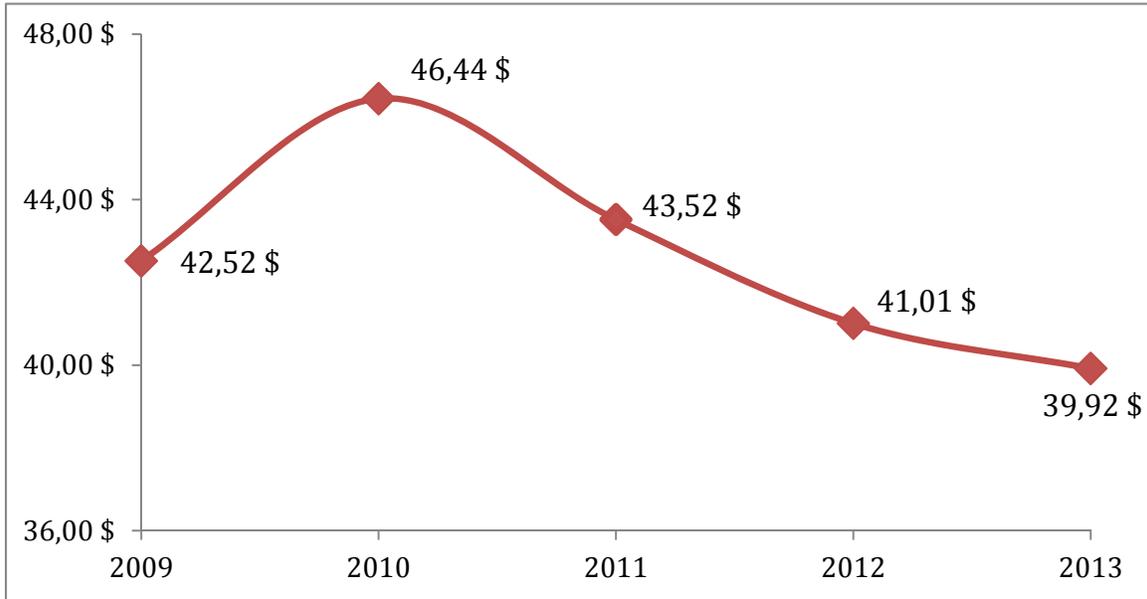


Fig. 4 - Coût à l'hectare traité [Coût total / (aire 1 application + aire 2 applications)].

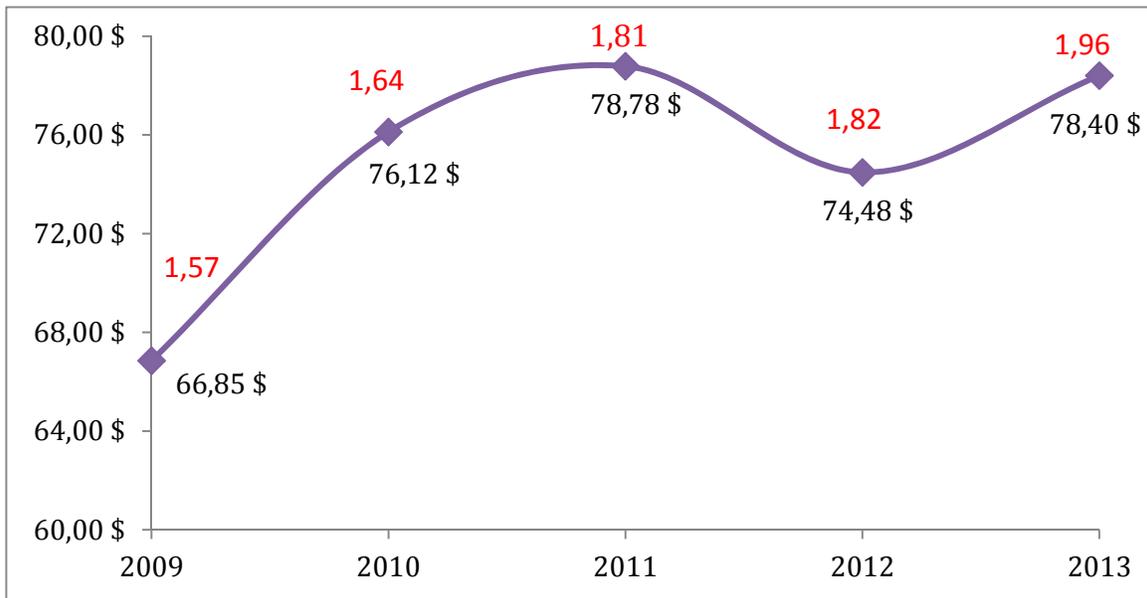


Fig. 5 - Coût à l'hectare de forêt protégé [Coût total / (aire totale à protéger)].

Faire place à l'innovation

Accès à l'information en temps réel

Depuis sa création en 1990, la SOPFIM – eh oui, elle fêtera ses vingt-cinq ans en 2015 – n'a cessé, sous l'égide de l'amélioration continue, de progresser vers le peaufinage de ses techniques de lutte, tout en gardant à l'esprit l'efficacité de ses interventions et la réduction de ses coûts. Cet effort a résulté en la récolte année après année d'une multitude d'informations, que ce soit par le biais des recherches effectuées par les organismes concernés par la TBE, à partir de ses propres recherches ou par la prise de données résultant de ses suivis forestiers, opérationnels et environnementaux. Cette approche de développement nous a permis d'atteindre un degré de maturité dans nos interventions et nous oriente vers des avenues nous permettant d'optimiser les retombées de nos programmes, donc de faire plus avec autant.

L'information à l'échelle de la planète voyage en temps réel et la SOPFIM ne doit pas y faire exception. Les outils pour la prise de décision des gestionnaires à tous les niveaux de l'organisation doivent être alimentés de façon continue. C'est dans cet esprit que nous travaillons actuellement au développement sur plateforme Web d'un système basé sur la géomatique pour la gestion et le suivi des programmes de pulvérisation aérienne (figure 6). Malgré l'étalement de nos opérations à l'échelle de la province, le défi pour nous est de faire en sorte que l'information circule dans les deux sens, soit en provenance des gestionnaires vers le terrain et du terrain vers les gestionnaires. Cet outil unique en son genre permettra non seulement d'optimiser le déploiement de l'ensemble des ressources, mais également de maximiser le rendement de la flotte d'aéronefs dédiée à la réalisation d'un grand nombre de missions de pulvérisation.

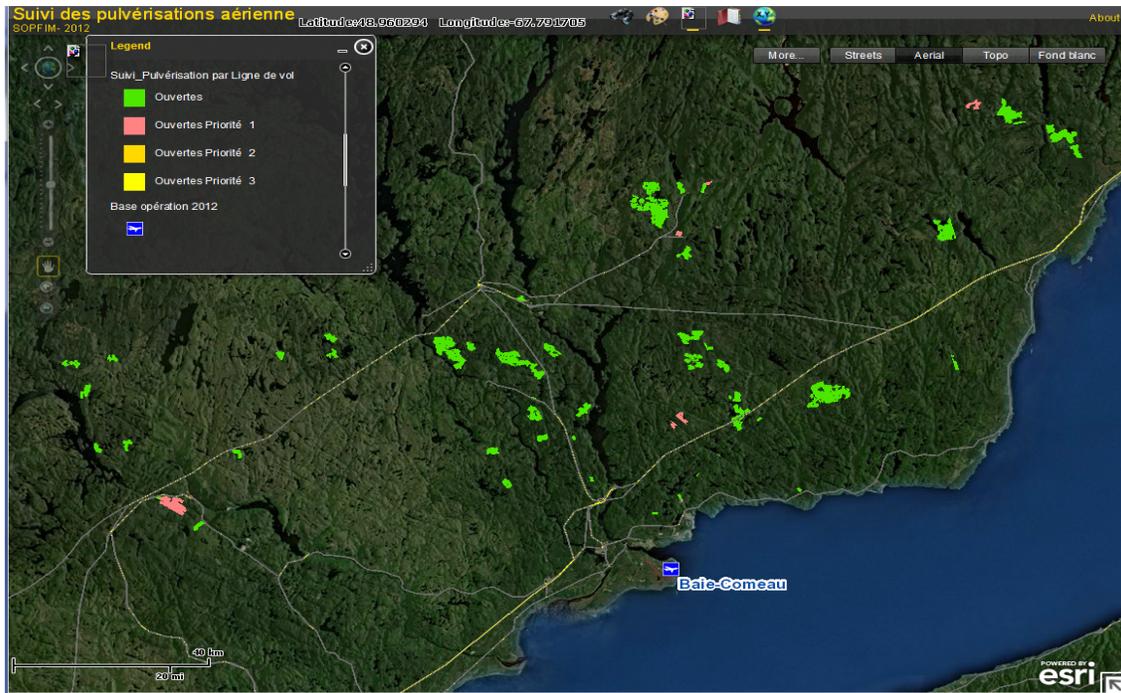


Fig. 6 – Système de gestion et de suivi des programmes de pulvérisation aérienne d'insecticide.

La modélisation de l'information

Dans un autre ordre d'idées, les données colligées depuis des années et statistiquement éprouvées nous permettent de créer de nouveaux outils. À titre d'exemple, la récolte d'échantillons témoins pour évaluer nos résultats d'intervention peut se révéler de moindre utilité quand l'analyse des données colligées depuis des années nous démontre des constances validées statistiquement. Ce nouveau regard sur nos façons de faire engendrera des réductions de coût substantielles au niveau des inventaires et mérite d'être examiné de près. Pourquoi mettre nos efforts sur des inventaires qui nous amènent systématiquement au même résultat prévisible?

Une approche d'intervention modulée dans le temps et dans l'espace

La SOPFIM a établi un suivi des aires traitées, afin de valider une approche différente pour la lutte directe. Est-ce possible de moduler nos interventions en nous abstenant de traiter sur une base périodique? La rotation des traitements pourrait permettre d'obtenir un succès d'intervention similaire à moindre coût. Par exemple est-ce possible de ne pas traiter pendant une année après deux années de faible défoliation sans mettre en péril la survie des forêts? Si les résultats de cette étude se révèlent positifs, il va de soi que des économies substantielles seront générées tout en optimisant l'utilisation des pulvérisations aériennes.

Une stratégie d'intervention adaptée

La SOPFIM poursuit depuis les cinq dernières années un projet de recherche appliquée qui, à la suite d'une analyse comparative rigoureuse, proposera des stratégies de protection adaptées aux ressources forestières menacées par une épidémie, aux objectifs de mise en valeur ou de production, ainsi qu'à la capacité d'investir

des gestionnaires, afin d'optimiser le rendement des programmes de pulvérisation aérienne d'insecticide biologique pour réduire les impacts de la TBE.

Chacune des stratégies sera évaluée selon quatre axes principaux, à savoir les pertes de matière ligneuse observées (mortalité et croissance), le coût des interventions, la rentabilité des investissements en protection directe et les impacts de l'épidémie sur le bilan du carbone forestier. Selon les résultats obtenus, il sera possible de définir dans quelle(s) situation(s) l'utilisation de chacune des stratégies peut être privilégiée, le cas échéant, tout en évaluant leur niveau de complémentarité dans le temps et l'espace.

L'étude des stratégies poursuit également différents objectifs spécifiques liés aux impacts de la tordeuse sur la production de matière ligneuse (quantité, qualité), de même que l'acquisition de connaissances complémentaires quant aux outils de gestion des interventions annuelles de protection directe.

Une approche de lutte directe adaptée à des objectifs de protection différents ne peut que résulter sur des économies ou sur une optimisation des retombées au sein des territoires aux prises avec la TBE.

Conclusion

La SOPFIM a atteint un rythme de croisière en matière de lutte directe, ce qui lui permet de faire face à la présente épidémie. Les défis sont grands certes, mais la capacité prouvée de l'organisation à s'adapter lui permet de garder le cap avec succès sur sa mission. Depuis sa création, la SOPFIM n'a cessé, grâce à sa philosophie d'amélioration continue, d'ajuster ses techniques d'intervention et de former son personnel. Cette approche évolutive éprouvée dans plusieurs domaines et plusieurs organisations permet à la SOPFIM d'envisager l'avenir avec confiance.

11. Les fondements d'une stratégie d'intervention hâtive contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette

Jacques Régnière

Centre de foresterie des Laurentides, Ressources naturelles Canada

A. Béchar, J. Delisles, R. Johns, A. Labrecque, V. Martel, D. Pureswaran,
L. Royer, D. Thompson, K. vanFrankenhuyzen

Une stratégie d'intervention hâtive contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) a pour but d'altérer le cours d'une nouvelle épidémie (interrompre ou retarder sa progression). Afin de concevoir une telle stratégie, il est nécessaire d'approfondir notre compréhension des processus menant au déclenchement d'une nouvelle épidémie. À l'heure actuelle, nous ne possédons que très peu de connaissances à propos de la dynamique des populations de la TBE pendant cette période.

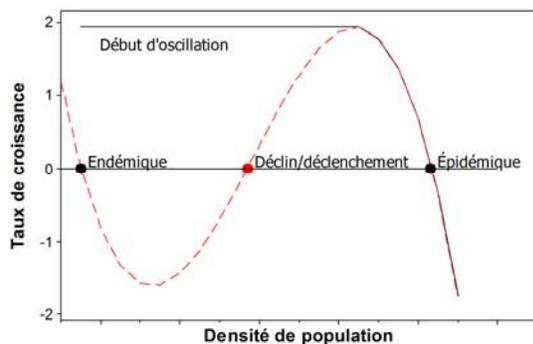


Fig. 1 – Courbes de taux de croissance théoriques en début d'épidémie découlant des théories de l'équilibre double (ligne rouge) et oscillatoire (ligne noire).

Il y a deux écoles de pensée qui tentent d'expliquer la façon dont les épidémies de tordeuses se déclenchent. La première fut formalisée par Clark et coll. (1979) dans les années 70 en tant que la théorie de « l'équilibre double ». La seconde, communément appelée la théorie « oscillatoire » fut formulée plus récemment

par Royama (1984). Selon la théorie de l'équilibre double, les populations de TBE sont maintenues dans leur état d'équilibre le plus bas (endémique) par une forte mortalité; celle-ci étant le résultat d'une combinaison de faible succès de dispersion des larves, de forte prédation ainsi que des conditions météorologiques « normales ». Une épidémie se déclenche lorsque cette mortalité chute à cause d'une ou plusieurs des raisons suivantes (1) le vieillissement de la forêt, (2) des conditions météorologiques très favorables, ou (3) l'immigration de papillons qui en retour provoque la saturation des prédateurs (figure 1). À l'aide de modèles de simulations, Clark (1978) a démontré que dans ce contexte la migration est le mécanisme clé de la propagation d'une nouvelle épidémie.

En ce qui concerne la théorie oscillatoire, un cycle épidémique (d'endémique à épidémique, puis de nouveau à endémique) est le résultat d'une oscillation lente (cyclique) de la « prédation » (impact collectif des ennemis naturels comprenant prédateurs, parasites et maladies). Une nouvelle épidémie commence lorsque l'impact de ces ennemis naturels est à son plus bas à la suite d'une raréfaction après une période prolongée pendant laquelle les proies étaient très rares. En réponse à cette diminution de prédation, les populations de TBE se mettent à croître rapidement, le plus souvent jusqu'à un maximum déterminé par la quantité de feuillage disponible (figure 1). À la suite d'un délai de quelques années, le nombre d'ennemis naturels se remet à croître en

réponse à l'augmentation du nombre de proies. L'épidémie se termine lorsque les ennemis naturels reprennent le contrôle de la population de TBE (réduisant son taux de croissance sous le niveau de remplacement. Il s'en suit une période où les ennemis naturels surexploitent leurs hôtes/proies et épuisent leurs propres ressources. Selon la théorie oscillatoire, la migration des papillons agit à titre de perturbation dans un système de type prédateur-proie qui serait autrement un cycle « lisse ». Toujours selon cette théorie, l'immigration ne déclenche pas une nouvelle épidémie, mais peut en accélérer la montée ou en retarder le déclin. Sur un territoire plus ou moins vaste, les fluctuations annuelles de migration de papillons peuvent faire en sorte que les cycles de toutes les populations se synchronisent (Royama, 2005).

Ni l'une ni l'autre de ces théories n'est basée sur des données de dynamique des populations en début d'épidémie, car jusqu'ici de telles données n'étaient pas disponibles. La théorie de l'équilibre double se base sur des observations faites en cours et en fin d'épidémie, et sur une augmentation hypothétique du taux de croissance des populations à de très basses densités créant un équilibre endémique. La théorie oscillatoire se base sur le principe de parcimonie : lorsque les données sont insuffisantes, il faut invoquer le mécanisme le plus simple possible.

Les résultats des études sur la dynamique des populations effectuées au Québec et en Ontario depuis les années 80 ont permis d'approfondir notre compréhension du processus épidémique. Premièrement, la nature graduelle du changement de taux de mortalité infligée par les ennemis naturels en fin d'épidémie, centrale à la théorie oscillatoire, peut être remise en question. Les observations suggèrent que, dans les épidémies vieillissantes, la mortalité n'augmente qu'après une chute initiale de la population de TBE. Celle-ci pourrait être causée par une faible survie lors de la dispersion des larves dans des peuplements

sévèrement endommagés, par des conditions climatiques très défavorables, la famine, les maladies, l'émigration massive des papillons ou même par l'application d'un insecticide. À la suite de cette chute initiale, les ennemis naturels reprennent le contrôle et une nouvelle période endémique commence (Régnière et Nealis, 2007). Deuxièmement, des études en cours dans deux populations endémiques (Armagh et Épaule) depuis le déclin de leurs populations épidémiques au milieu des années 80 ont démontré que la mortalité due aux ennemis naturels reste très élevée pendant une longue période (plus de 28 ans au moment d'écrire ces lignes), et ce, malgré que la composition du complexe de leurs ennemis naturels change au fil du temps (Régnière, données inédites). Dans ces populations endémiques, il n'y a aucun indice de relâchement graduel de la pression de prédation.

Troisièmement, il a récemment été démontré qu'il existe une forte densité-dépendance du succès d'accouplement chez la TBE. Les femelles se trouvant dans des populations de basse densité ont une probabilité très faible d'attirer un mâle et de s'accoupler (Régnière et coll., 2012). Un succès d'accouplement faible combiné à une mortalité élevée infligée par les ennemis naturels dans des populations de faible densité constitue un « effet Allee démographique » (Stephens et coll., 1999). Sous un tel effet, le taux d'accroissement de la population devient négatif à basse densité (Allee et Bowen, 1932). Le niveau de population où le taux de croissance passe au-dessus du niveau de remplacement (au-delà duquel une population peut croître par elle-même) se nomme le seuil Allee.

Donc, le processus épidémique chez la TBE ne semble pas être une simple interaction synchronisée de type « prédateur-proie ». Elle ressemble plutôt à un cycle de type équilibre double (ou même à un cycle d'extinction-invasion). Ces résultats ont de profondes implications pour une stratégie d'intervention hâtive. Dans le contexte d'une

simple oscillation de type prédateur-proie, la croissance d'une population dans la phase ascendante du cycle est due au faible impact des ennemis naturels. Si une population est régulée de cette façon, il devient très difficile d'arrêter sa croissance, car même après une opération de contrôle très efficace, la population récupèrera rapidement en raison de son haut taux de croissance annuel intrinsèque. Arrêter le développement d'une épidémie devient encore plus difficile (voire futile) si toutes les populations sont synchronisées à l'échelle régionale et augmentent toutes simultanément, échangeant des papillons migrants entre elles.

Par contre, dans un contexte où les populations sont soumises à un seuil Allee, les populations en début d'ascension peuvent être très localisées et parsemées (en raison d'une immigration précédente, par exemple). À la suite d'un traitement efficace, elles peuvent être ramenées à un niveau de densité inférieur au seuil Allee, de sorte que leur taux de croissance soit trop faible pour permettre une croissance spontanée. Si les sources de populations élevées ne sont pas trop nombreuses ou trop vastes à l'échelle du paysage, il devient alors possible de les déceler et d'y réduire la densité afin de prévenir leur propagation (ce qu'elles feraient en émettant des papillons).

Depuis 2011, un projet de recherche portant sur ces questions est en cours dans le Bas-Saint-Laurent et dans les deux populations endémiques près de Québec mentionnées précédemment (Armagh et Épaule). Ce projet a deux grands objectifs : (1) observer la dynamique des populations de la TBE pendant la phase ascendante d'une nouvelle épidémie, et ce, sur la plus grande fourchette de densités possible (des populations endémiques d'Armagh et Épaule jusqu'aux populations élevées de certains des sites de la Vallée de la Matapédia). Tout ceci pour tenter de distinguer laquelle des deux courbes de recrutement de la figure 1 est juste; (2) effectuer des tests visant à déterminer l'efficacité du *B.t.*, du Mimic

(tébufénoside) et des flocons de phéromones (*Disrupt Bioflakes*). Ce dernier produit vise la confusion sexuelle chez les mâles de la TBE.

Jusqu'ici, nous avons fait trois observations importantes. Premièrement, la survie entre le stade L_4 et l'émergence de l'adulte est dépendante de la densité dans les populations en phase de croissance (figure 2). La forme de cette densité-dépendance ressemble beaucoup à celle prescrite par la théorie de l'équilibre double (ligne rouge, figure 1).

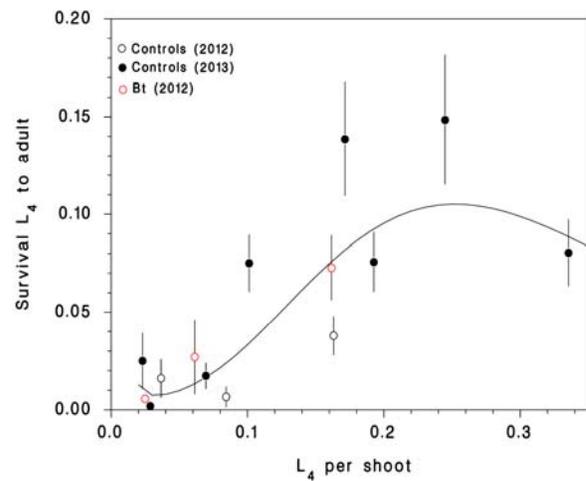


Fig. 2 – Relation entre la densité des L_4 et la survie jusqu'au stade adulte dans les populations témoins et traitées au *B.t.* dans le Bas-Saint-Laurent (○: *B.t.*; Traitées 2012; ○, 2013: ●).

Deuxièmement, nous avons pu confirmer que chez la TBE, le succès d'accouplement est dépendant de la densité (figure 3). Ceci soutient l'idée que pour qu'une population de tordeuses augmente à un niveau de densité épidémique, elle doit recevoir une forte impulsion qui la fasse passer au-dessus du seuil Allee. L'immigration en provenance d'une population épidémique est une des façons les plus plausibles pour que ceci se produise, bien que d'autres mécanismes de déclenchement ne puissent être exclus.

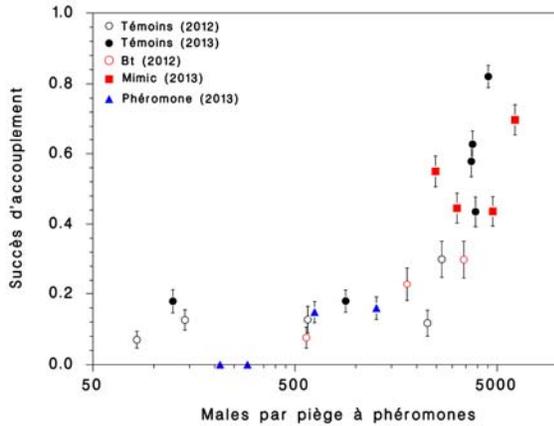


Fig. 3 – Relation entre succès d'accouplement parmi les femelles en cage et la capture totale par piège à phéromones. Parcelles du Bas-Saint-Laurent, Armagh et Épaule 2012, 2013.

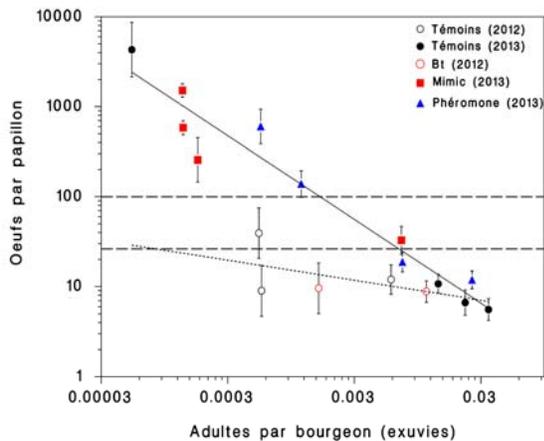


Fig. 4 – Relation entre la fécondité apparente (œufs par papillon) et la densité des pupes émergées (adultes). Bas-Saint-Laurent 2012 et 2013.

Troisièmement, nous avons été témoins en 2013 d'une immigration sans équivoque dans les sites où les densités de populations étaient les plus basses, et d'une émigration nette dans les sites où les densités de populations étaient les plus élevées (figure 4). Les données récoltées en 2012 montrent la même tendance. Nous soupçonnons que cette densité-dépendance de la fécondité apparente (le rapport œufs/papillons) est universelle chez la TBE, mais que la moyenne régionale et la pente varient d'année en année en réponse

à des facteurs qui affectent le comportement migratoire des papillons. Ce processus semble mélanger les populations régionales, homogénéisant les densités d'œufs. Il est possible que le degré de redistribution soit densité-dépendant à l'échelle régionale (des régions avec des populations de densités moyennes plus hautes seraient plus facilement mélangées par des épisodes de migration).

Nous n'avons pas noté de protection du feuillage lié au *B.t.* ou au Mimic à la suite de nos essais (figure 5a). Cependant, nous avons démontré que le Mimic est un insecticide très efficace contre les larves de TBE (figure 5b).

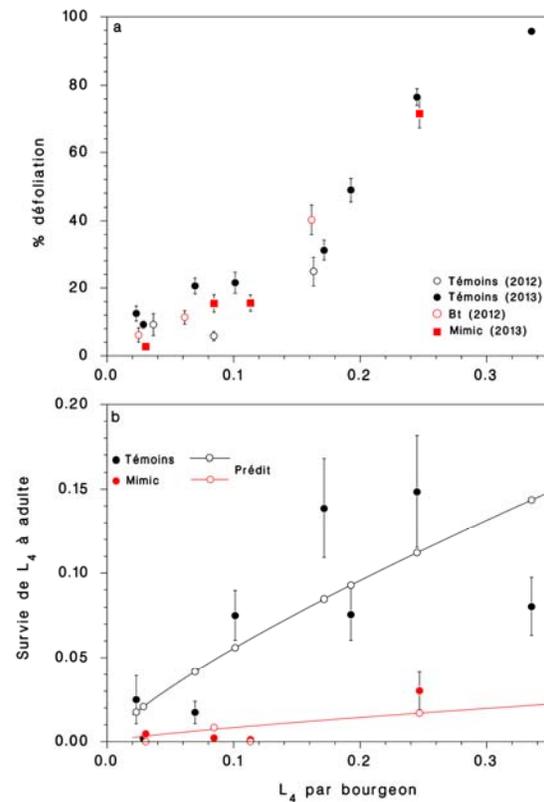


Fig. 5 (a) – Relation entre la densité des L_4 et la défoliation de fin de saison, (b) Densité-dépendance de la survie entre le L_4 et l'adulte dans les parcelles témoins et traitées au Mimic en 2013 dans le Bas-Saint-Laurent.

Les flocons de phéromones *Disrupt Bioflakes* ont réduit d'environ 90 % les captures de papillons dans les pièges à phéromones (figure 6). Ils ont également

causé un fort taux d'échec d'accouplement chez les femelles en cagettes (figure 3). Ces deux observations soutiennent l'idée qu'une femelle sauvage dans une population de faible densité exposée à des flocons imprégnés de phéromones aurait eu peu de chances d'attirer un mâle et donc de s'accoupler. Cependant, ce traitement n'a occasionné aucune réduction des populations d'œufs ou de la fécondité apparente des populations traitées (figure 4). En fait, les densités d'œufs les plus faibles ont été notées dans deux des sites traités au Mimic.

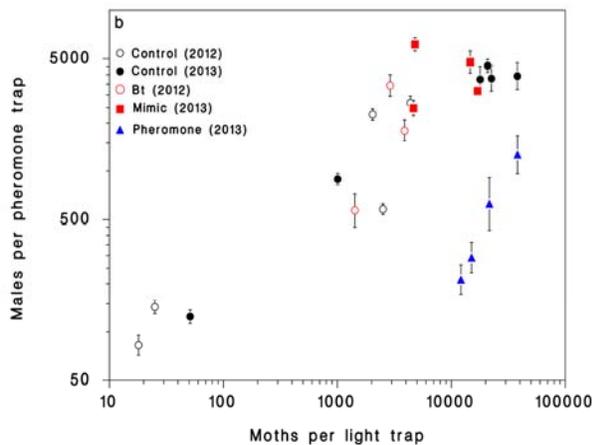


Fig. 6 – Relation entre la capture totale par piège à phéromones et la capture totale par piège lumineux (Bas-Saint-Laurent, Armagh et Épaule 2012, 2013).

Ces résultats ont une importance considérable dans le cadre du développement d'une stratégie d'intervention hâtive contre la TBE. Premièrement, ils impliquent qu'il est possible de réduire les populations à une densité où la mortalité due aux ennemis naturels couplée à l'échec d'accouplement peuvent ensuite maintenir cette population sous contrôle tant et aussi longtemps qu'il n'y a pas d'immigration massive. Le fait qu'une population de basse densité dépende d'une immigration pour passer au-delà du seuil Allee implique que si toutes les sources assez élevées pour émettre des papillons étaient réduites à l'échelle régionale, il serait possible d'enrayer (prévenir) une épidémie. Les

données que nous avons recueillies jusqu'à maintenant sont encore insuffisantes pour permettre d'estimer de façon fiable le seuil de densité qui devrait être utilisé lors de la prise de décision de répression des épïcêtres. Ce seuil serait déterminé en appliquant une série de mesures : (1) l'estimation de la densité des L_4 à partir d'un échantillon de L_2 récolté à l'automne précédent; (2) l'estimation de la densité des adultes à partir de la relation entre la survie et la densité des L_4 (comme dans la figure 2); (3) l'estimation des captures saisonnières totales dans les pièges à phéromones en l'absence d'immigration; (4) l'estimation du succès d'accouplement (comme dans la figure 3), et finalement (5) en estimant le taux de croissance de la population en question.

À l'été 2014, nous maintiendrons nos deux objectifs principaux. Nous retournerons dans les 12 sites utilisés en 2013 et nous compléterons nos observations sur la survie, le recrutement et le vol de papillons dans des populations en phase de croissance épidémique. Nous répéterons également l'expérience d'arrosage au *B.t.* dans quatre de ces sites. De nouvelles applications de flocons de phéromones seront effectuées par une autre équipe dans une région du Québec où la TBE est présente en densité suffisante, mais où le risque d'une immigration massive est peu élevé.

Remerciements

Ces travaux ont été réalisés avec l'aide financière de FPL et des membres de SERG-international (Terre-Neuve, Nouvelle-Écosse, FPL, Québec, SOPFIM, Ontario, Manitoba, Saskatchewan, Valent Biosciences et USDA-FS). Le SCF a contribué par des fonds et un soutien considérables. Un remerciement tout particulier aux propriétaires des douze boisés privés dans lesquels se déroulent les travaux. Sans leur contribution éclairée, ces recherches auraient été impossibles.

Références

- Allee, WC et Bowen E. 1932. "Studies in animal aggregations: mass protection against colloidal silver among goldfishes". *Journal of Experimental Zoology* **61** (2): 185–207.
- Clark, W.C. 1978. *Spatial structure relationships in a forest-insect system: simulation models and analysis*. PhD thesis, Institute of Animal Ecology, University of British Columbia).
- Clark, W.C., D.D. Jones et C.S. Holling. 1979. *Lessons for ecological policy design: a case study of ecosystem management*. *Ecological Modelling* 7: 1-53).
- Régnière, J. et V.G. Nealis. 2007. Ecological mechanisms of population change during outbreaks of the spruce budworm. *Ecological Entomology* 32: 461-477.
- Régnière, J., J. Delisle, D.S. Pureswaran et R. Trudel. 2012. *Mate-finding Allee effect in spruce budworm population dynamics*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 146: 112–122).
- Royama, T. 1984. *Population dynamics of the spruce budworm* *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs* 54:429-462).
- Royama, T. 2005. *Moran effect on non-linear population processes*. *Ecological Monographs* 75: 227-293).
- Stephens, P.A., W.J. Sutherland et R.P. Freckleton. 1999. *What is the Allee effect?* *Oikos* 87: 185–190.

12. Défis pour la récupération des bois et la gestion des volumes affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette

Paul Labbé

Ministère des Ressources naturelles du Québec

La forêt est, depuis longtemps, un outil de développement économique de premier plan pour le Québec, et ce, particulièrement pour les régions où la vitalité de plusieurs municipalités en dépend. À titre de propriétaire des forêts publiques, le gouvernement du Québec a la responsabilité de gérer celles-ci de manière à en maximiser le potentiel de production ligneuse, mais aussi à en optimiser l'utilisation afin d'assurer l'approvisionnement des usines de transformation du bois et de maintenir les emplois associés. Au ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQQ), c'est à la Direction de la gestion des stocks ligneux (DGSL) que revient le mandat de gérer l'offre et la demande des bois, ainsi que l'octroi de tous les droits forestiers dans les forêts du domaine de l'État.

Droits forestiers en période épidémique

En vertu de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (chapitre A-18.1) (LADTF), les bois des forêts du domaine de l'État sont octroyés sous forme de garantie d'approvisionnement (GA) ou de permis autorisant la récolte de bois aux fins d'approvisionner une usine de transformation du bois (PRAU). Une partie de ces bois est aussi vendue par le Bureau de mise en marché des bois à travers un processus de vente aux enchères. Par ailleurs, la LADTF prévoit qu'en cas de perturbations d'origine naturelle causant des dommages

importants au couvert forestier, le Ministre peut préparer un plan d'aménagement spécial en vue d'assurer la récupération des bois. De plus, le plan peut prévoir un dépassement de la possibilité forestière, si le Ministre l'estime nécessaire, en raison des risques de perte de bois. Conséquemment, dans le cas d'une épidémie importante, le volume généré annuellement par les opérations de récolte peut dépasser la capacité des usines de transformation en place dans une région donnée.

Dans le cas où les volumes générés par un plan spécial ne dépassent pas ceux faisant l'objet de GA et de PRAU, ces volumes viennent remplacer ceux des secteurs initialement prévus à la planification annuelle. Par contre, dans le cas d'une épidémie de grande amplitude, un dépassement des volumes octroyés en GA et en PRAU est à prévoir. Dans une telle situation, les mécanismes prévus à la Loi permettent d'octroyer des volumes supplémentaires sur une base ponctuelle. Toutefois, comme la capacité de transformation des usines locales est limitée, la DGSL devra parfois prévoir d'autres avenues pour assurer l'utilisation des bois récupérés.

Le cas de la Côte-Nord

Depuis 2006, les forêts de la région de la Côte-Nord sont les plus affectées par la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Malgré

les actions prises par le MRNQ pour protéger les forêts de la Côte-Nord, l'importance de l'épidémie le force à augmenter les efforts pour la récupération des bois. Compte tenu de l'étendue de l'épidémie qui sévit actuellement dans cette région et des ressources disponibles, un contrat sera octroyé sous peu à une firme externe, et ce, afin d'appuyer le personnel du MRNQ dédié à la planification forestière en région. Cette firme aura comme mandat de produire un portrait de la situation ainsi qu'un plan régional de

récupération qui couvrira les cinq prochaines années. Les résultats permettront non seulement aux équipes régionales de procéder à la production des plans spéciaux de récupération, mais aussi à la DGSL d'obtenir un aperçu des flux de bois qui seront générés dans les prochaines années. Ces volumes supplémentaires pourraient être utilisés afin de répondre aux nombreuses demandes de volume additionnel ou de favoriser l'installation de projets structurants pour de nouveaux produits.

13. Qualité de la fibre dans un contexte de défoliation successive par la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la Côte-Nord

Denis Villeneuve
Produits forestiers Résolu

Dans un contexte de récolte de bois affecté par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), Produits forestiers Résolu (PF Résolu) désirait évaluer l'impact de la qualité de la fibre acheminée vers la papetière de Baie-Comeau.

L'ensemble des familles formées était constitué de tiges n'ayant pas encore atteint le stade de « sec et sain ». Les résultats des mesures de teneur en humidité des copeaux prélevés pour chacune de ces familles ont démontré que leur qualité était satisfaisante, bien que semblant évoluer vers une perte de teneur en humidité.

Les résultats des mesures de densité basale ont permis de bonifier l'ensemble des connaissances acquises lors des études BBBUBU (Bon bois, bonne usine, bon usage) antérieures, améliorant les connaissances pour une meilleure planification de récolte pour ces secteurs. Pour la suite de cette étude, il serait pertinent de suivre l'évolution de la perte de teneur en humidité des familles les plus affectées, ou encore de mesurer la qualité des tiges dont la mort est considérée comme récente.

Par contre, il est essentiel que les principaux acteurs prennent des décisions concertées, favorisant une approche réseau permettant une meilleure gestion des problématiques actuelles et futures, engendrées par la présence de l'épidémie de TBE sur la Côte-Nord.

Introduction

Depuis 2010 la filière industrielle forestière de la Côte-Nord a mis en place une démarche de révision de la gestion de son flux d'approvisionnement en fibre.

Cette démarche nommée « Bon bois, bonne usine, bon usage » a permis de nombreuses améliorations de la productivité des usines de transformation. Un des fondements de cette démarche est de diminuer la variabilité dans la qualité de la fibre livrée aux usines en considérant que l'assise de la filière demeure la papetière de Baie-Comeau. L'approvisionnement des usines est passé d'un mode en flux poussé à une approche en flux tiré.

L'approche en flux tiré fait en sorte que seulement la fibre ayant une valeur de transformation répondant aux critères définis par l'usine réceptrice lui est expédiée. Dans cette approche, un cadre de gestion de la fibre a été défini et fait l'objet d'un suivi rigoureux.

Ce cheminement des industriels s'est fait avec la collaboration d'experts du CRIQ et l'accompagnement des officiers responsables du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQQ) et du ministère des Finances et de l'Économie (MFE). Ainsi, depuis 2010, plus de 1 000 000 \$ ont été investis dans l'acquisition de connaissance sur la qualité de la fibre, ses impacts sur les procédés et sur la mise en place d'une approche réinventée.

Dans le contexte que la TBE affecte présentement la région de la Côte-Nord, et ce, depuis environ 2006 et que la fibre affectée par la TBE peut présenter des variations importantes sur le plan de ses caractéristiques, et comme une bonne proportion de cette fibre est acheminée vers la papetière de Baie-Comeau, PF Résolu désirait mieux en connaître les caractéristiques, afin de prédire les impacts possibles.

Des études significatives sur les caractéristiques des copeaux ont déjà été réalisées par le CRIQ dans le cadre du projet BBBUBU. Afin d'assurer une progression dans l'évolution des connaissances, PF Résolu a demandé au CRIQ d'étudier cette problématique. Le mandat, réalisé conjointement avec PF Résolu, visait à analyser et à intégrer les données sur les caractéristiques des copeaux issus des bois attaqués par la TBE avec celles déjà compilées dans les études antérieures.

L'objectif principal de cette étude est de prioriser et de séquencer la récolte selon différents secteurs, sans compromettre les hautes exigences de qualité demandées par la clientèle de la papetière de Baie-Comeau. À partir de l'ensemble de ces données et en se basant sur les connaissances acquises dans le cadre du projet BBBUBU, PF Résolu sera en mesure de mieux prédire les impacts de l'utilisation de cette fibre sur la fabrication de la pâte à la papetière, ainsi que la fabrication de bois d'œuvre au sciage.

Plus spécifiquement, les objectifs de ce projet sont :

- de documenter les caractéristiques de la fibre provenant de secteurs attaqués par la TBE en faisant ressortir les différences principales entre :
 - le niveau d'attaque des différentes classes dites « de niveaux affectés » qui seront déterminées dans le protocole de récolte;
 - les parties des tiges attaquées (sections provenant des « tops » versus billes normalement destinées au sciage);

- l'impact sur la qualité des différents niveaux d'attaque pour les deux principales essences : sapin baumier et épinette noire;
- d'effectuer cette démarche en intégrant les résultats obtenus à ceux des analyses BBBUBU.

Comme pour les analyses antérieures, la caractérisation des copeaux a été réalisée par les laboratoires d'analyses de l'usine Laurentides PF Résolu.

Nous n'avons pas recueilli de mesures sur certaines des caractéristiques jugées moins critiques, telles que la longueur de fibre ou le taux de substances extractibles présent. Nous avons par contre amassé des échantillons d'écorces, par niveau d'attaque pour le sapin et l'épinette, ainsi qu'un échantillon non attaqué des deux essences. Ces échantillons sont conservés au CRIQ pour des études possibles sur les extractibles forestiers. Ils ont été acheminés au CRIQ par la CRÉ-Côte-Nord, partenaires financiers de cette étude.

De plus, même si la TBE peut avoir un effet sur la qualité des produits issus du sciage, il n'y a pas eu, dans le cadre de cette étude, de mesures réalisées spécifiquement pour le démontrer. Toutefois, des observations oculaires ont été documentées relativement à la présence de carie et de coloration selon un profil longitudinal des tiges échantillons.

Il est cependant important de préciser que cette étude ne couvre pas les aspects opérationnels de la récolte de tiges affectées par la TBE. De la même façon, elle ne quantifie également pas les effets pouvant être ressentis lors des différents procédés de transformation ou encore, selon les méthodes de gestion de cette fibre affectée.

PF Résolu désirait connaître l'état, au moment de la récolte des tiges normalement récoltées selon les pratiques actuelles en place, des tiges attaquées par la TBE.

Étapes de la démarche

Analyse préliminaire de la problématique de l'épidémie de tordeuse sur la Côte-Nord et des enjeux

L'analyse préliminaire de la problématique engendrée par la présence de la TBE sur la Côte-Nord était essentielle et a été réalisée en début de projet. Cette étape nous a permis de construire un portrait plus descriptif de ses effets.

Notons que l'ensemble des connaissances acquises jusqu'à maintenant dans le projet BBBUBU a été utilisé dans la réalisation de cette étude, de la définition du mandat jusqu'à l'analyse des résultats.

Plusieurs questions hypothèses et zones d'incertitude ont influencé le déroulement du projet :

- Quels sont les niveaux d'affectation des différents secteurs de récolte sur l'ensemble du territoire d'approvisionnement?
- La vulnérabilité et le degré d'affectation des peuplements mûrs et surannés sont-ils supérieurs à ceux des peuplements plus jeunes? Comment se comporte l'épinette noire dans un secteur très affecté par la TBE?

- Les peuplements jeunes et matures étant normalement non prioritaires pour la récolte, quelle est la qualité de ces bois lorsqu'ils proviennent de secteurs affectés par la TBE?
- La TBE est présente dans des secteurs où PF Résolu n'a pas d'historique récent de récolte, quelles sont les caractéristiques de cette fibre?

Définition de la méthodologie en tenant compte des enjeux établis

À partir des principaux énoncés de l'analyse de la problématique de la TBE chez PF Résolu, nous avons pu définir une méthodologie de récolte de la ressource échantillonnée. En fonction des surfaces impliquées (tableau 1) et du degré de défoliation (tableau 2), un total de six familles d'arbres a premièrement été défini sur la base des questionnements établis initialement. Par la suite, PF Résolu a identifié des secteurs (puis des parcelles) affectés par la TBE, et où il était possible de retrouver des arbres faisant partie des familles définies.

Tableau 1
Niveau de défoliation

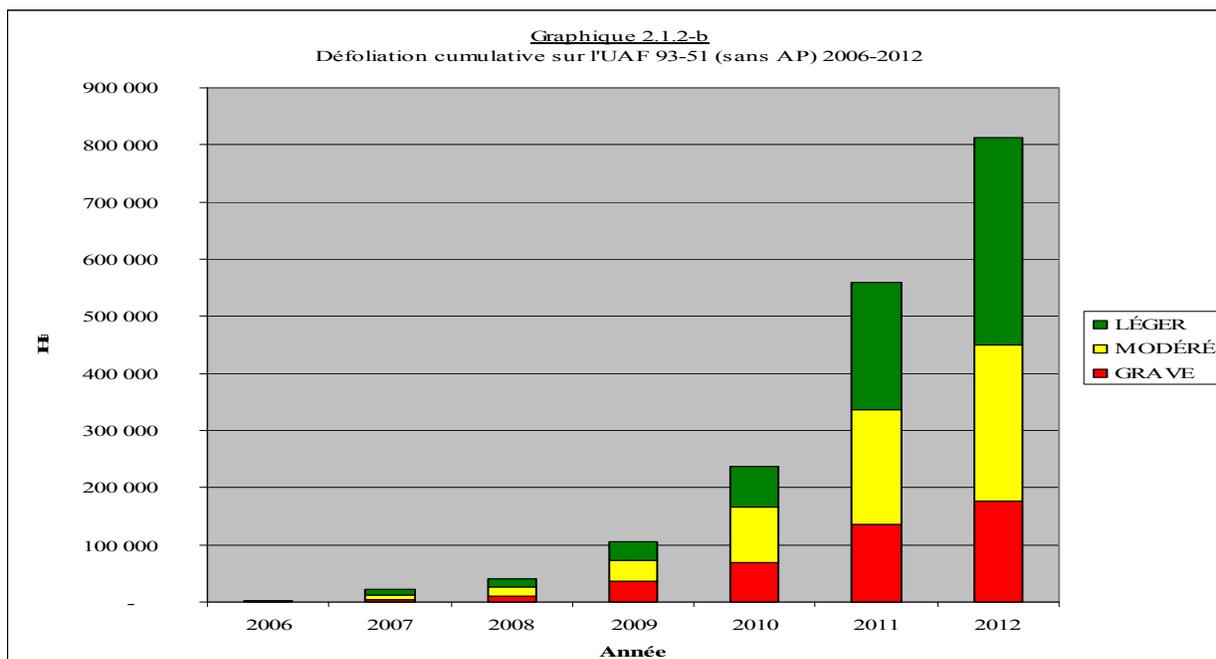


Tableau 2
Répartition des superficies pour les peuplements mûrs et surannés par classes de défoliation

TYPE_COUV	R						
Défoliation successive	1-2-3	4-5-6-7	8-9-10	11-12-13	14-15-16-17	18-19-20-21	
Somme de HA	Phase						
Stade	initiale	attaquee	progressive	affectee	avancee	terminale	Total
mur	68 459	25 208	5 206	2 967	1 317	169	103 327
suranne	46 458	38 913	8 615	3 836	2 761	723	101 305
Total	114 917	64 120	13 821	6 802	4 079	892	204 632



La cote de défoliation successive est obtenue par la superposition géomatique des relevés cartographiques annuels réalisés par le MRNQ et par l'addition des cotes. Le niveau de défoliation « léger » correspondant à une valeur de 1, le niveau « modéré » à la valeur de 2 et le niveau « grave » à la valeur de 3. Par exemple; 6 années de défoliation « grave » au même endroit correspond à la cote 18.

Le tableau 3 montre les familles définies. Ce niveau étant caractéristique du nombre d'années de défoliation successive et de la gravité de cette défoliation. En tout, six familles ont été définies, de F1 à F6. Chaque famille comporte deux sous-familles. Par exemple, F1S et F1T, correspondent aux parties des tiges « sciages » et « top ». Enfin,

les pourcentages indiqués caractérisent la défoliation des tiges au moment de la récolte.

La famille F1 regroupe donc des tiges provenant de parcelles dont la cote du nombre d'années de défoliations successives était maximale, tandis que la famille F2 provient de secteurs dont l'attaque est plus

récente. Les familles F3 et F4 proviennent de secteurs dont la cote était de niveau intermédiaire. La famille F5 est composée de peuplements d'épinette noire fortement affectés par la TBE et la famille F6 est composée et localisée dans un environnement de forêt jeune et mature de sapin.

Tableau 3
Définition des familles récoltées

Niveau de défoliation Essence	Initiale	Attaquée	Progressive	Affectée	Avancée	Terminale
SAB	F2S 0 à 30 %	F2T 0 à 30 %	F3S 30 à 60 %	F3T 30 à 60 %	F1S 60 % et +	F1T 60 % et +
EPN noire	F6S 0 à 30 %	F6T 0 à 30 %	F4S 0 à 30 %	F4T 0 à 30 %	F5S	F5T
SAB INTERMÉDIAIRE						

Pour chaque famille, 12 parcelles ont été identifiées et échantillonnées selon les méthodes usuelles. Une tige a été prélevée dans chaque parcelle, pour un total de 72 parcelles. Les caractéristiques des tiges prélevées reflètent sommairement les caractéristiques moyennes de leur parcelle d'appartenance, notamment en regard de l'âge moyen du peuplement, du dhp moyen, de la hauteur moyenne et des classes de Hunter présentes. Les tiges récoltées étaient toutes dans les classes de Hunter 1, 2 et 3.

Pour chaque famille, deux sous-familles ont été créées, soit la famille des billons prélevés à partir de la partie marchande des tiges (jusqu'à un diamètre de 14 cm) et celle des billons prélevés à partir du « top » des tiges. Comme montré à la figure 1 définissant les instructions de prélèvement des billons. On définit la partie « top » comme étant la partie non marchande et prélevée à partir d'un diamètre (gros bout) de 14 cm.

Réalisation des lots de copeaux et mesures obtenues

Les billons ramenés présentait des longueurs non conformes pour assurer la sécurité du sciage ou du déchiquetage. Une déchiqueteuse mobile a donc été amenée à l'usine pour transformer les billons préalablement écorcés.

Les copeaux produits n'ont pas été tamisés, comme le sont normalement ceux fabriqués par les procédés de sciage, et ils ne présentaient donc pas une distribution de dimensions conformes à la granulométrie normalement exigée par les papetières.

Une quantité de copeaux permettant l'obtention de huit mesures par famille a été acheminée au laboratoire d'analyse de l'usine Laurentides dans des sacs étanches et après avoir été mélangés le plus uniformément possible.

Analyse des mesures obtenues

La figure 1 montre un histogramme des teneurs moyennes en humidité des lots recueillis. Les barres bleues montrent les résultats pour les familles de sapins baumiers issues de peuplements mûrs et surannés. La barre rouge est celle de la famille d'épinettes noires et la barre jaune est celle de la famille de sapins baumiers provenant de peuplements non matures. À partir de la gauche, les familles de sapins ont été placées selon un ordre croissant par rapport à l'importance de leur attaque par la TBE.

Les observations suivantes ressortent du graphique de la figure 1.

- Une légère perte de la teneur en humidité en fonction de la gravité de l'attaque, et ce, au-delà de l'incertitude engendrée par les écarts-types. Cette tendance s'observe à la fois pour les familles formées à partir des parties « sciages » que celles formées par les parties « tops ».

- Les valeurs de la teneur en humidité des familles « tops » sont toutes supérieures aux valeurs de leur famille « sciage » correspondante. Cette observation corrobore les résultats d'autres études.

Sans sous-estimer le fait que les bois ont été récoltés, puis immédiatement analysés, les valeurs demeurent toutes conformes aux valeurs demandées par la papetière. La valeur minimale recommandée par la papetière étant de 40 % pour l'épinette noire et de 45 % pour le sapin baumier. Les familles d'épinettes noires et de sapins baumiers non matures ont, elles aussi, des valeurs conformes.

Enfin, les écarts-types des moyennes obtenues étant relativement bas, ceux-ci nous confirment que les copeaux avaient été bien mélangés dans les sacs envoyés pour analyse.

Il est important de noter que les billons récoltés ont été entièrement mis en copeaux. En conditions normales de sciage, les copeaux produits proviendront de l'aubier et auront un taux d'humidité supérieur.

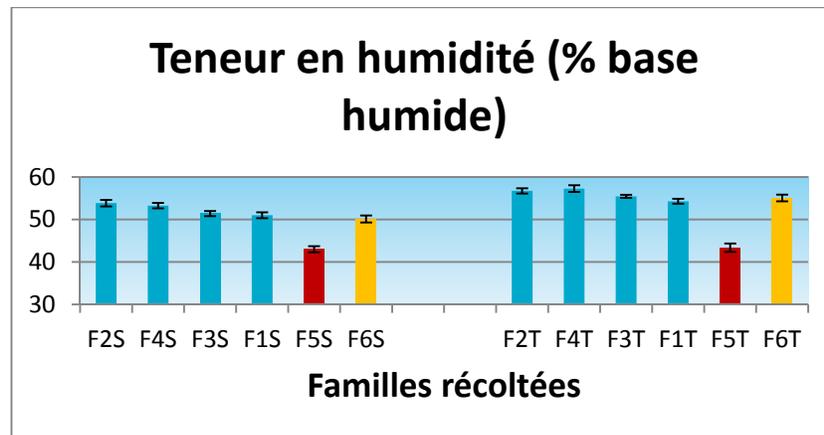


Fig. 1- Teneur en humidité moyenne obtenue pour chaque lot échantillon ou famille. Les barres d'erreurs verticales représentent l'écart-type. En **bleu**, famille de sapins. En **rouge**, famille d'épinettes. En **jaune**, famille de sapins dans un secteur non mature.

En regard des densités obtenues, les observations suivantes sont tirées de la figure 2.

- Les familles de sapins baumiers ont des densités moyennes se situant toutes autour des valeurs normalement observées pour

les livraisons de cette essence à la papetière, soit une moyenne se situant autour de 335 kg/m³.

- La famille F6 présente des valeurs de densité très intéressantes (F6S : 351,7 kg/m³, F6T : 333,4 kg/m³), malgré

qu'elle soit formée de tiges provenant de secteurs « potentiels », c'est-à-dire non prioritaires pour la récolte.

- Les valeurs de densité des familles « tops » ne sont pas nécessairement supérieures aux valeurs de leur famille « sciage » correspondante, sauf pour la famille d'épinettes noires.

Bien qu'étant composée exclusivement de tiges d'épinettes noires, la mesure moyenne de la densité pour la famille F5 est surprenante. La valeur obtenue pour la partie

sciage est de 372,6 kg/m³, tandis que celle de la partie « top » est de 399,1 kg/m³. Les mesures obtenues à la papetière de Baie-Comeau se situent plutôt en général autour de 410 kg/m³.

Enfin, tout comme pour les valeurs de teneur en humidité, les écarts-types des moyennes obtenues étant relativement bas, ceux-ci nous confirment également que les copeaux avaient été bien mélangés dans les sacs envoyés pour analyse.

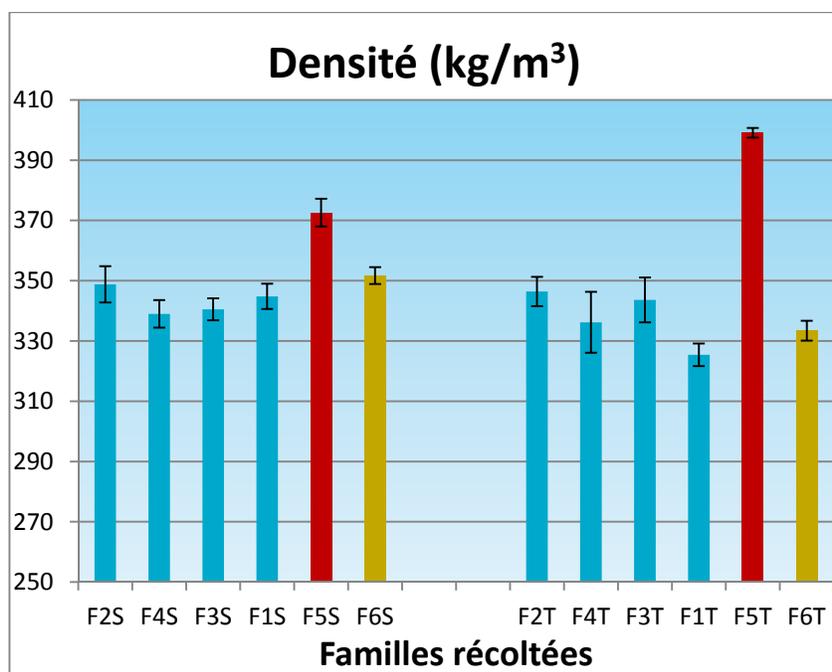


Fig. 2 – Densité moyenne obtenue pour chaque lot échantillon ou famille. Les barres d'erreurs verticales représentent l'écart-type. En **bleu**, famille de sapins. En **rouge**, famille d'épinettes. En **jaune**, famille de sapins dans un secteur non mature.

Les principales conclusions sont les suivantes.

- Tant que la mortalité est toute récente (Hunter 3), on pourra supposer que la fibre n'est pas encore dégradée.
- Par leurs valeurs de densité plus basses, certains lots de bois récoltés dans ces secteurs pourront provoquer des perturbations à la papetière, si le mélange n'est pas géré ou simplement connu.

Dans une initiative de mise en place de nouvelles règles de gestion de la fibre provenant des secteurs TBE, les aspects suivants doivent absolument être considérés.

- Le taux de mortalité des arbres pouvant augmenter de façon significative et donc, la mise en place de solutions sur le plan des modalités de récolte.
- La gestion du taux de carie qui pourra augmenter avec la mortalité, mais aussi la

considération de la présence de régions colorées (annonçant un début de carie) dans les billes, affectant à la fois la qualité des sciages et celle du papier. Nouvelles consignes de récolte? Nouvelles méthodes de mesurage des bois?

- Plus loin dans la chaîne, une meilleure gestion des inventaires de bois attaqués par la TBE impliquant la mise en place de solutions méthodologiques ou technologiques, de même que des points de mesure de la qualité lors de la réception des livraisons à la papetière.

En ce qui concerne les préoccupations de la papetière, c'est entre autres pour ces raisons que l'intégration de tous les aspects de la qualité du mélange de copeaux implique la considération de l'ensemble des données recueillies jusqu'à présent dans BBBUBU, et ce, par tous les

acteurs de la chaîne de transformation devant prendre des décisions.

La figure 3 illustre les résultats des observations oculaires du profil longitudinal de l'intérieur des tiges échantillons. Une surface équivalant à un 4 X 4 pouces a été étudiée par section de 1 mètre le long de la tige.

On peut constater la forte présence de coloration dans la famille F1. La coloration brune occupe une place importante de la base des tiges et revient aussi fortement dans la cime des tiges de cette famille. Les autres familles étudiées présentent aussi des profils de coloration et de carie, mais dans des niveaux moindres. Il sera intéressant de voir l'évolution de cette problématique selon la progression de l'épidémie.

D'autres analyses sont en cours à la Scierie des Outardes pour mesurer l'impact de cette coloration sur le panier de produits.

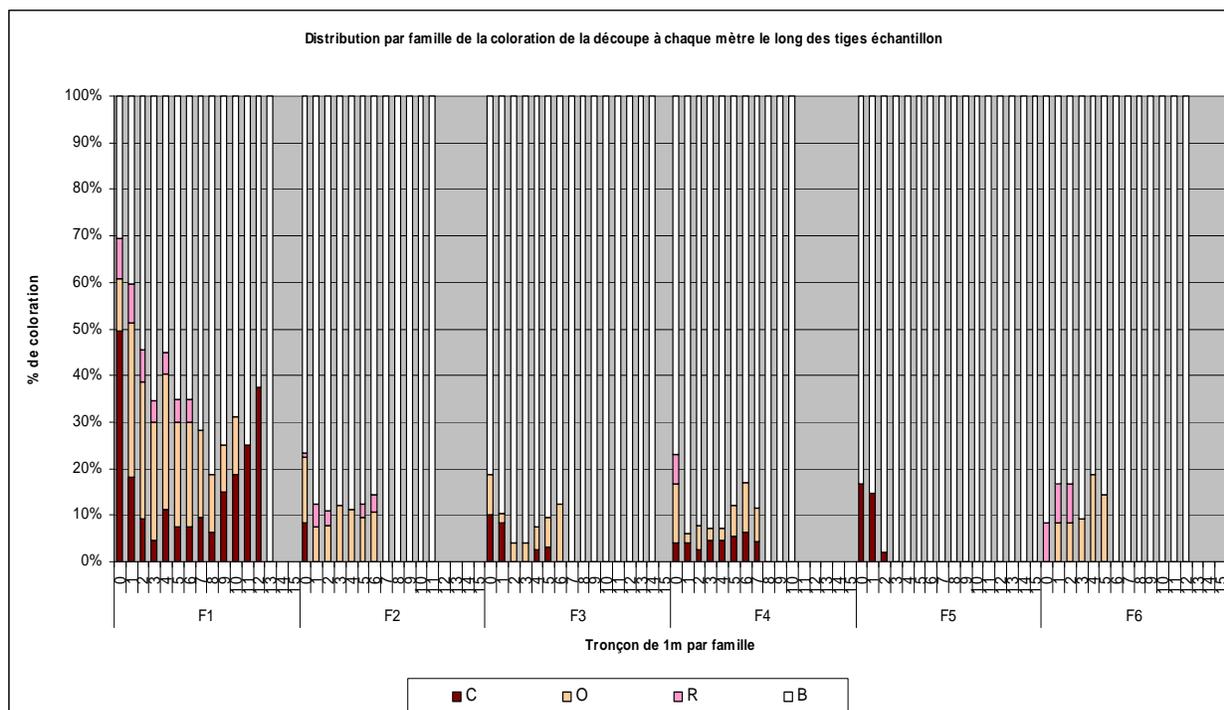


Fig. 3 – Distribution par famille de la coloration à chaque mètre le long des tiges échantillons.

Conclusion et recommandations

Les résultats de cette étude ont permis de mieux comprendre l'évolution de la teneur en humidité et de la densité des copeaux en fonction de la sévérité de l'attaque TBE. Pour l'instant, la qualité de la fibre prélevée à partir de tiges provenant d'arbres défoliés par la TBE et appartenant aux trois premières classes de Hunter est conforme aux valeurs recommandées par la papetière, lorsqu'elle est consommée immédiatement après sa récolte. Il est important ici de prendre en considération que les résultats sont issus de tiges récoltées dans des conditions optimales et n'ayant **pas subi de pertes de fraîcheur et de vieillissement** dues à l'entreposage en forêt ou dans la cour d'usine.

L'analyse des mesures de densité a révélé que la famille d'épinettes noires présentait des valeurs très en dessous des valeurs normalement observées dans les livraisons d'essences pures des fournisseurs de la Côte-Nord. Une des causes possibles semble être reliée aux conditions de croissance ayant favorisé un accroissement au-dessus de la moyenne des tiges prélevées pour cette famille.

Les observations faites dans le profil longitudinal des tiges soulèvent des préoccupations importantes pour la valeur du panier de produits en sciage

Pour la poursuite de cette démarche, il serait utile de pouvoir mieux prédire le moment où la dégradation n'est plus tolérable, amenant ainsi des pertes significatives de productivité. Les arbres en déclin devraient être mieux caractérisés en fonction des facteurs reconnus de tous comme causant de lourdes pertes.

Les arbres secs et sains, la carie, la présence marquée de régions colorées

annonçant la carie prochaine constituent des aspects importants dans la chaîne de valeur. Des indicateurs visuels de dégradation des arbres devraient être identifiés, afin de vérifier une corrélation possible avec les caractéristiques internes des tiges. Il est cependant primordial d'intégrer l'ensemble des connaissances acquises jusqu'à maintenant dans les travaux entourant l'initiative BBBUBU pour réaliser la suite de cette démarche.

La présente analyse ne permet pas de traduire tous les aspects en lien avec les impacts de la TBE. L'enjeu des coûts de récolte en lien avec les volumes de bois morts et les efforts de façonnage induit par la présence de défaut représente un défi de taille.

De la même façon, pour pouvoir définir des stratégies optimales axées sur les principaux enjeux (aménagement, récolte, qualité, gestion des impacts...), il est essentiel de rassembler les principaux acteurs de la chaîne de transformation de la ressource forestière, afin d'accroître le potentiel des impacts décisionnels possibles.

Remerciements

Nous tenons à remercier le personnel et la direction du CRIQ (Michèle Boies et Yves Dessureault). Nous remercions également Richard Berthiaume du Consortium IFOR, Olivier Doucet de la CRÉ-Côte-Nord, la MRC de la Manicouagan ainsi que nos collègues du laboratoire de la Division Laurentides de Produits forestiers Résolu.

14. Résistance des peuplements aménagés et de l'épinette blanche à la tordeuse des bourgeons de l'épinette

Richard Berthiaume

Université Laval

Éric Bauce

Université Laval

La résistance ou la tolérance des conifères face aux ravageurs forestiers, y compris la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens) (TBE) peut être améliorée ou augmentée à travers différents processus telles que bonnes pratiques sylvicoles et la sélection d'arbres possédant une résistance accrue. Ces différentes approches peuvent être rapidement et facilement intégrées à nos pratiques forestières actuelles et ainsi permettre de diminuer l'impact négatif de la TBE sur l'écosystème forestier.

L'éclaircie est un outil sylvicole utilisé pour augmenter le diamètre des arbres résiduels, raccourcir l'âge de rotation et aussi pour augmenter la valeur et la qualité du peuplement résiduel (Pothier, 2002). Dans le passé, l'éclaircie a également été recommandée pour réduire les dommages causés par la TBE (Crook et coll., 1979; Bauce, 1996). Cependant, les résultats rapportés par de nombreuses études sur le sujet sont contradictoires. En effet, certaines études ont démontré que la résistance des peuplements face à la TBE pouvait augmenter (Batzer, 1967; Bauce, 1996; Bauce et coll., 2001; D'Amato et coll., 2011), diminuer (Piene, 1989; MacLean et Piene, 1995) ou rester inchangée (Crook et coll., 1979) à la suite d'une éclaircie. Une meilleure compréhension de l'effet de l'éclaircie sur la résistance des arbres et sur les performances de la TBE peut nous aider à réduire l'impact négatif de ce

ravageur tout en respectant l'intégrité écologique de la forêt.

Notre étude mesure l'effet dans le temps de l'éclaircie commerciale ainsi que la classe de drainage de la station forestière sur la résistance du sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.), de l'épinette blanche (*Picea glauca* [Moench] Voss) et de l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) à la TBE. Cette étude vise donc à déterminer s'il est possible d'utiliser cet outil sylvicole comme mesure préventive pour lutter contre la TBE.

Pour y arriver, quarante parcelles expérimentales d'une superficie de deux hectares chacune ont été établies à la forêt Montmorency afin d'évaluer l'effet de l'éclaircie et de la classe de drainage sur les performances biologiques de la TBE, ainsi que la réponse des différentes essences hôtes. Sur le terrain, des élevages de la TBE et des analyses biochimiques foliaires des essences hôtes ont été effectués le long d'un gradient d'intensité d'éclaircie (0, 25 et 40 % de la surface terrière ont été récupérées) et également le long d'un gradient de classe de drainage de la station (classe de drainage 2, 3, 4 et 5) dans le domaine de la sapinière à bouleau blanc. Les peuplements sélectionnés étaient âgés de 50 ans et possédaient une surface terrière variant entre 27 et 44 m²/ha. Pour suivre la réponse des différentes essences hôtes ainsi que les performances de la TBE dans le temps, les ensachages avec des larves ont été réalisés une année, trois ans,

quatre ans et six ans après l'application du traitement sylvicole.

Dans chaque parcelle expérimentale et pour chaque essence forestière présente (sapin baumier, épinette blanche ou épinette noire), deux arbres dominants ou codominants ont été sélectionnés aléatoirement chaque année. Sur chaque arbre, deux branches de 75 cm ont été sélectionnées au nord nord-ouest dans la portion centrale de la cime des arbres. Sur chaque branche, 20 larves de stade 2 de la TBE ont été ensachées à l'aide d'un sac de mousseline d'une dimension de 75 cm X 100 cm. Pour simuler une émergence normale sur le terrain, les larves de stade 2 ont été placées dans les sacs 2 à 3 semaines avant le débourrement du sapin en utilisant les degrés-jours comme modèle. Lors des ensachages sur le terrain, l'ensemble des parcelles expérimentales était libre de population locale de TBE.

Les branches sur lesquelles les sacs avaient été installés ont par la suite été coupées et apportées au laboratoire lorsque les larves ont atteint le stade chrysalide. Une fois au laboratoire, la quantité de feuillage consommé par les larves de tordeuse, la quantité de fèces produites, la quantité de feuillage restant ainsi que le feuillage total produit ont été calculés sur chaque branche afin de calculer un indice de résistance (Bauce, 1996). De plus, la mortalité larvaire, le poids des chrysalides et le sexe des individus ont été déterminés au laboratoire. Pour les analyses biochimiques du feuillage, une branche pour chacun des arbres sélectionnés lors de l'ensachage des larves a été coupée à la fin juin et à la fin juillet. La première récolte de branches était réalisée environ 15 jours après le début de l'ensachage et la deuxième récolte lors de la récolte finale des branches ensachées. Les analyses biochimiques ont permis de quantifier les concentrations de protéines, de nutriments (P, K, Ca et Mg), les sucres solubles, les tannins totaux, hydrolysables et condensés ainsi que les phénols.

À court terme (1 an), les résultats indiquent que la résistance du sapin baumier à la tordeuse à la suite d'une éclaircie est significativement réduite (Fuentelba et Bauce, 2012a). Ce phénomène est le résultat d'une augmentation de la défoliation qui est en lien direct avec une réduction des concentrations de certains monoterpènes (composé de défense de la plante) et d'une réduction de la quantité de feuillage produit par le sapin baumier. Ce changement dans la biochimie du feuillage entraîne des effets positifs sur la performance de l'insecte, y compris une réduction du temps de développement, une augmentation du poids des chrysalides et une plus grande consommation du feuillage par l'insecte (Bauce, 1996; Fuentelba et Bauce, 2012a). Fait intéressant à noter, l'éclaircie provoque une augmentation de la résistance des sapins baumiers sur les sites situés sur des classes de drainage 5 et cette réponse est supérieure lorsque l'intensité de l'éclaircie est à son maximum (40 %) (Fuentelba et Bauce, 2012a). Pour les deux autres essences forestières (épinette blanche et épinette noire), l'éclaircie n'affecte pas significativement à court terme la production foliaire et la composition chimique du feuillage.

À moyen terme (3-4 ans), la résistance du sapin baumier dans les peuplements éclaircis augmente pour toutes les catégories de classe de drainage et cette augmentation de la résistance est principalement liée à une augmentation de la quantité de feuillage produit (Fuentelba et Bauce, 2012b). Après l'alimentation des larves de la TBE, cette augmentation de production foliaire se traduit par une augmentation de la quantité de feuillage rémanent conférant ainsi une tolérance accrue de l'arbre face au défoliateur. De plus, l'éclaircie la plus intense (40 % de la surface terrière) augmente la quantité de feuillage de l'année courante ainsi que celle restante après la défoliation par la tordeuse pour le sapin baumier et l'épinette blanche

(Fuentelba et Bauce, 2012b). Cette augmentation confère une plus forte tolérance des arbres comparativement à l'éclaircie intermédiaire (25 % de la surface terrière). Les résultats montrent également que l'éclaircie augmente les performances de la TBE à travers l'accroissement du poids des chrysalides, en particulier sur le sapin baumier (Fuentelba et Bauce, 2012b). Ce résultat est en grande partie expliqué par une forte augmentation de l'azote et du phosphore foliaire chez le sapin baumier. Une bonne concentration d'azote dans le feuillage permet d'augmenter la vitesse de développement de la TBE (Mattson et coll., 1991; Carisey et Bauce, 1997) alors que le phosphore est positivement corrélé avec une augmentation de la taille des chrysalides (Schmitt et coll., 1983; Fuentelba et Bauce, 2012a).

Six ans après le traitement sylvicole (long terme), la résistance du sapin baumier à la tordeuse dans les peuplements éclaircis est supérieure pour toutes les catégories de classe de drainage et cette augmentation de la résistance est principalement liée à une augmentation de la quantité de feuillage produit (Bauce et Fuentelba, 2013). Cette augmentation de production foliaire se traduit par une augmentation de la quantité de feuillage rémanent après l'alimentation des larves de la TBE, conférant ainsi une tolérance accrue de l'arbre face à ce défoliateur (Bauce et Fuentelba, 2013). Cependant, l'indice de résistance du sapin baumier (Bauce, 1996; Bauce et Fuentelba, 2013), lorsque comparé à ce même indice obtenu à moyen terme (4 ans), est inférieur pour les sites situés sur une classe de drainage 3 alors qu'il est comparable pour les sites situés sur des classes de drainage 4 et 5. Ces observations démontrent que l'effet positif de l'éclaircie sur le sapin baumier s'amenuise plus rapidement sur les sites de drainage 3 comparativement aux sites 4 et 5 où l'effet du traitement sylvicole se maintient plus longtemps dans le temps.

L'ensemble des résultats obtenus, durant une période de 6 ans, suggère que l'éclaircie peut être utilisée comme une mesure préventive pour augmenter la résistance des arbres et ainsi diminuer la susceptibilité des arbres et des peuplements face à la TBE (Bauce et Fuentelba, 2013). Il faut cependant tenir compte de l'intensité de l'éclaircie, de la qualité de la station forestière (drainage) et de l'essence hôte, car l'indice de résistance varie dans le temps pour chacune des essences considérées (Bauce et Fuentelba, 2013). Cette approche sylvicole a démontré son efficacité à augmenter la résistance des arbres à l'échelle du peuplement, cependant il est impossible de savoir actuellement quel sera l'impact de cette technique à l'échelle du paysage ou si cette dernière peut altérer l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

En plus de l'utilisation d'approches sylvicoles comme l'éclaircie pour augmenter la résistance des arbres, il est également possible de sélectionner des individus qui possèdent des caractéristiques intéressantes leur conférant intuitivement un certain niveau de protection face à un défoliateur comme la TBE. Ainsi depuis quelques années déjà, des épinettes blanches présentes dans une plantation de la région de Drummondville ont attiré l'attention, puisqu'elles ne subissaient pratiquement aucune défoliation (<10 %) alors que la majorité des individus de cette même plantation étaient fortement défoliés (>50 %) par la TBE.

Après certaines vérifications (présence de l'insecte sur la plante, oviposition des femelles sur les arbres, etc.), l'une des explications les plus probables permettant d'expliquer ce phénomène était la présence de certaines molécules dans le feuillage des épinettes blanches. Pour vérifier cette hypothèse, des extraits foliaires d'arbres fortement défoliés et peu défoliés ont été récupérés pour analyse en laboratoire. Comme les composés phénoliques forment l'une des classes de composés de défense

secondaire les plus importantes chez les conifères et qu'ils sont souvent impliqués dans les réactions de défense des plantes contre les herbivores et les pathogènes (Schopf, 1989; Bennett et Wallsgrove, 1994), nous avons posé l'hypothèse que certaines de ces molécules pouvaient être impliquées dans cette absence de défoliation chez certaines épinettes blanches. À la suite d'une série d'analyses biochimiques avec les extraits foliaires des différentes épinettes blanches (Delvas et coll., 2011), le profil biochimique des arbres avec peu de défoliation possédait deux molécules différentes des autres arbres montrant un fort taux de défoliation. Les deux molécules ainsi identifiées chez les arbres montrant peu de défoliation sont le picéol et le pungéol (Delvas et coll., 2011).

Les molécules identifiées ont par la suite été intégrées à une diète artificielle à différentes concentrations (0,5; 1 et 2 fois les concentrations observées sur le terrain) afin de quantifier l'effet de ces dernières sur le développement et les performances biologiques de la tordeuse. Les résultats démontrent que le picéol et le pungéol retardent le développement larvaire, diminuent le poids des chrysalides et augmentent la mortalité larvaire de la TBE (Delvas et coll., 2011). De plus, lorsque les molécules sont conjointement utilisées dans une même diète artificielle, il y a une synergie (amplification) au niveau des effets sur le développement, les performances et l'utilisation de la nourriture par la tordeuse.

L'ensemble de ces travaux démontre qu'il est possible d'augmenter la résistance ou la tolérance des différentes essences conifériennes et ainsi de diminuer l'influence négative que peut avoir la TBE sur l'écosystème forestier. De plus, ces différentes approches peuvent être intégrées à nos pratiques forestières actuelles et ainsi contribuer à court et à long terme à diminuer les effets négatifs de la TBE et des autres ravageurs forestiers.

Références

- Batzer, H.O. 1967. Spruce budworm defoliation is reduced most by commercial clear cutting. North Central Forest Experiment Station. USDA Forest Service. St-Paul, MN. Research Note NC-36.
- Bauce, É. 1996. One and two years impact of commercial thinning on spruce budworm feeding ecology and host tree foliage production and chemistry. *Forestry Chronicle* 72: 393-398.
- Bauce, É. and A. Fuentealba. 2013. Interactions between stand thinning, site quality and host tree species on spruce budworm biological performance and host tree resistance over a 6 year period after thinning. *Forest Ecology and Management* 304: 212-223.
- Bauce, É., Carisey, N. and A. Dupont. 2001. Implications des relations alimentaires plante-insecte dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Actes du colloque « Tordeuse des bourgeons de l'épinette : l'appriivoiser dans nos stratégies d'aménagement » Shawinigan, 27-29 Mars 2001. pp. 27-32.
- Bennett, R.N. and R.M. Wallsgrove. 1994. Secondary metabolites in plant defence mechanisms. *New Phytologist* 127: 617-633.
- Carisey, N. and É. Bauce. 1997. Impact of balsam fir foliage age on sixth-instar spruce budworm growth, development, and food utilization. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 257-264.
- Crook, G.W., Vézina, P.E. et Y. Hardy. 1979. Susceptibility of balsam fir to spruce budworm defoliation as affected by thinning. *Canadian Journal of Forest Research* 9: 428-435.
- D'Amato, A.W., Troumbly, S.J., Saunders, M.R., Puettmann, K.J. and M.A. Albers. 2011. Growth and survival of *Picea glauca* following thinning of plantations affected by eastern spruce budworm. *Northern Journal of Applied Forestry* 28: 72-78.

- Delvas, N., Bauce, É., Labbé, C., Ollevier, T. and R. Bélanger. 2011. Phenolic compounds that confer resistance to spruce. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 141: 35-44.
- Fuentealba, A and É. Bauce. 2012a. Site factors and management influence short term host resistance to spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* (Clem.)) in a species-specific manner. *Pest Management Science* 68: 245-253.
- Fuentealba, A and É. Bauce. 2012 b. Soil drainage, host tree species, and thinning influence host tree resistance to the spruce budworm. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 1771-1783.
- MacLean, D.A. and H. Piene. 1995. Spatial and temporal patterns of balsam fir mortality in spaced and unspaced stands caused by spruce budworm defoliation. *Canadian Journal of Forest Research* 25: 902-911.
- Mattson, W.J., Haack, R.A., Lawrence, R.K. and S.S. Slocum. 1991. Considering the nutritional ecology of the spruce budworm in its management. *Forest Ecology and Management* 39: 183-210.
- Pienne, H. 1989. Spruce budworm defoliation and growth loss in young balsam fir: defoliation in spaced and unspaced stands and individual tree survival. *Canadian Journal of Forest Research* 19: 1211-1217.
- Pothier, D. 2002. Twenty-year result of precommercial thinning in a balsam fir stand. *Forest Ecology and Management* 168: 177-186.
- Schmitt, M.D., Czapowskyj, M.M., Allen, D.C. White, E.H. and M.E. Montgomery. 1983. Spruce budworm fecundity and foliar chemistry: influence of site. In *Proceedings, Forest Defoliator-Host Interactions: A comparison between Gypsy moth and spruce budworm*. U.S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. Ne-85. pp. 97-103.
- Schopf, R. 1989. Spruce needle compounds and the susceptibility of Norway spruce (*Picea abies* Karst.) to attacks by the European sawfly *Gilpinia hercyniae* Htg. (Hymenoptera, Diprionidae) *Journal of Applied Entomology* 107: 435-445.

15. Impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette à l'échelle du paysage et les effets de la structure du paysage sur les épidémies

Daniel Kneeshaw

Université du Québec à Montréal

L.-E. Robert, G. Ste-Marie, D. Pureswaran, L. De Granpré, B. Cooke,
D. MacLean, B. Sturtevant, P. James, M.-A. Villard, P. Drapeau, J.-F. Poulin.

La théorie et les données empiriques suggèrent que la structure forestière (la composition et la configuration) peut affecter la dynamique des populations d'insectes et donc moduler les risques d'épidémies. En ce qui concerne la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), plusieurs observations à l'échelle du peuplement semblent montrer que la structure et la composition forestières influencent la sévérité des dommages. À plus grande échelle, l'hypothèse sylvicole postule que l'augmentation de la sévérité des épidémies au siècle dernier est le résultat des conditions forestières créées par l'aménagement (Blais, 1983). En d'autres termes les techniques forestières comme la coupe de protection de la régénération et du sol auraient tendance à augmenter la proportion de sapin baumier, l'espèce hôte principale, sur les territoires aménagés. Malgré ce constat, plusieurs auteurs remettent en doute cette augmentation de fréquence et de sévérité à l'échelle régionale (Boulanger et coll., 2012; Bouchard et coll., 2006), car un test définitif de l'hypothèse voulant que les modifications de la composition et la structure forestières influencent les épidémies n'a pas encore été réalisé. (Miller et Rusnock, 1993).

Bien que des doutes subsistent sur l'hypothèse sylvicole, les relations observées à l'échelle du peuplement ont été suffisantes pour être utilisées afin de réduire l'abondance

et l'âge du sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) de même qu'accroître l'abondance d'épinettes (*Picea spp.*) et de feuillus depuis la dernière épidémie. Toutefois, l'effet de ces mesures sur l'approvisionnement en bois demeure incertain. Intuitivement, la modification de la structure affecterait les épidémies par des effets directs, comme l'augmentation ou la diminution de la continuité des hôtes, et par des effets indirects comme l'influence de la diversité des communautés sur les parasitoïdes et leur mobilité. Même si certains auteurs suggèrent que la réduction des massifs forestiers dominés par les hôtes diminuera la sévérité des épidémies, des travaux sur d'autres insectes comme la livrée des forêts et l'arpenreuse tardive *Operophtera brumata* L. (Roland, 1993; Roland et coll., 1998; Wesolowski et Rowinski, 2006) suggèrent que le morcellement de la forêt en petites parcelles d'espèces d'hôtes mène à des épidémies de plus longue durée et de plus grande sévérité.

Afin d'évaluer l'effet de l'aménagement à l'échelle du paysage, nous avons utilisé la modélisation, des données historiques et un échantillonnage terrain à travers un territoire de plusieurs milliers de km². En utilisant la dendrochronologie, nous avons évalué les effets de différents types d'aménagement sur la synchronie, la durée et la sévérité des épidémies dans trois paysages

ayant subi différents types d'aménagement (zone de conservation, zone d'aménagement grossier [100 ha] et zone d'aménagement fin [10-20 ha]) en Ontario et Minnesota. Nous avons aussi évalué les changements de composition et de structure forestière sur les pertes potentielles du bois dans un secteur de 2 500 km² en Gaspésie. De plus, nous avons modélisé l'effet de l'interaction des perturbations sur le bois disponible sur un grand territoire dans la sapinière mixte de la Mauricie. Finalement, nous avons testé la dispersion des populations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette et de ses parasitoïdes (ex. : *Glypta*) dans les paysages forestiers en utilisant des marqueurs génétiques. L'ensemble de ces approches nous permettra de tester les hypothèses « sylvicoles » et « ennemis naturels » contrôlant la sévérité des épidémies de la TBE à grande échelle.

Nos résultats provenant de la dendrochronologie dans les paysages forestiers de l'Ontario et du Minnesota suggèrent des différences importantes dans la dynamique des épidémies entre les zones d'aménagement forestier. En utilisant des analyses de groupements pour série temporelle ainsi qu'une partition de la variance sur des données satellites de structure forestière et climatique, nous avons identifié une variation temporelle significative des épidémies d'insectes parmi les régions possédant un historique d'aménagement différent. Les épidémies de tordeuse de bourgeons de l'épinette à l'intérieur de la zone de conservation étaient moins fréquentes, plus synchrones et avec un plus haut pourcentage d'arbres affectés que la zone aménagée à l'échelle fine. Les caractéristiques des épidémies à l'intérieur de la zone d'aménagement grossier formaient un mélange des caractéristiques de la zone de conservation et de la zone d'aménagement fin. Bien que notre analyse de partition de variance ait montré un léger effet du climat, la dynamique des épidémies a été davantage affectée par la configuration des espèces hôtes, la composition et l'âge forestier. Notre

étude supporte donc l'hypothèse sylvicole et met en évidence que les effets observables de l'héritage forestier sur la dynamique des épidémies se produisent à l'échelle locale comme à l'échelle du paysage.

En parallèle, nous avons aussi évalué l'effet de la condition forestière sur les épidémies de la livrée des forêts. Nous avons observé que les caractéristiques d'épidémies sont fortement associées avec la composition forestière courante et les legs forestiers (aménagement forestier). Les sites localisés dans la zone de conservation ont des épidémies désynchronisées en partie à cause d'une petite abondance d'espèces hôtes dans cette zone. En effet, le peuplier faux-tremble domine les paysages aménagés, car il augmente après des coupes forestières, ce qui peut expliquer les épidémies plus sévères et synchrones dans les zones aménagées, et contraste donc avec la TBE.

Cette étude démontre clairement que les effets des changements anthropiques associés à l'aménagement forestier à l'échelle du paysage sont réels et qu'il est important de les mesurer dans une variété de conditions forestières. Nos résultats permettent d'établir que les modifications de la répartition des espèces hôtes dans le paysage ont des effets sur les cycles d'épidémies et que des modifications à l'échelle du paysage permettent de moduler les cycles d'épidémies. L'ensemble de nos résultats montre aussi l'importance de considérer l'effet de l'aménagement forestier sur de multiples insectes, car les conditions défavorables pour un insecte ravageur peuvent devenir favorables pour un autre.

Nous avons aussi évalué, de 1985 à 2004, les caractéristiques, l'historique des perturbations et l'approvisionnement en résineux d'une forêt de l'est du Québec (en Gaspésie), sous régime d'aménagement intensif et pendant une épidémie majeure de tordeuse des bourgeons de l'épinette. Nous avons estimé la vulnérabilité des forêts à partir des réductions de volume résineux déterminées par des simulations d'épidémies

de sévérité variée (faible, modérée et sévère), tout en considérant l'effet des feuillus dans la réduction de la défoliation des sapins et épinettes (constant tout au long de l'épidémie, seulement au début ou à la fin de l'épidémie, ou aucun effet). Les réductions de volume de bois pour les simulations d'épidémies débutant en 1985 ou 2004 se sont avérées similaires et s'élevaient d'approximativement 15-46 % (aucun effet des feuillus) à 13-39 % (effet des feuillus maximal) pour les épidémies légères et sévères. Compte tenu de la difficulté à augmenter l'abondance d'épinettes et l'effet relativement faible des feuillus pour diminuer les réductions de volume, nous remettons en question la manière dont la sylviculture est utilisée pour réduire des pertes liées à la TBE.

Afin d'évaluer les impacts potentiels à long terme des changements de composition sur les dommages causés par la TBE, un modèle de simulation stochastique du paysage (LANDIS-II) a été implanté sur un territoire de 3 600 km² situé dans la forêt boréale mixte du centre du Québec en Mauricie. Spécifiquement, nous avons suivi l'évolution de la composition forestière et des volumes de chaque groupe d'essences selon des combinaisons de traitements sylvicoles (coupes à blanc, éclaircies précommerciales et plantations) et d'épidémies successives de la TBE de sévérité variable sur 200 ans. Les résultats démontrent que l'effet de protection des feuillus était maximal dans le scénario sans aménagement, sous couvert résineux, suggérant une perte nette de volume résineux sous couvert mixte. Au-delà des dommages liés à la TBE, nos résultats suggèrent que plus d'efforts doivent être consacrés à limiter l'enfeuillement après coupe afin d'augmenter les volumes résineux en forêt.

Lors d'un exercice similaire de modélisation avec la plateforme SELES-Vermillion, nous avons évalué l'effet de l'interaction de trois perturbations – épidémies de la TBE, feux et coupes forestières – sur la vulnérabilité de la forêt aux épidémies futures (James et coll., 2011).

Nos résultats suggèrent qu'une augmentation du cycle de feu, ainsi que de coupes forestières, réduit la sévérité des épidémies. Ce résultat semble être en contradiction avec d'autres suggérant que les coupes augmentent la proportion d'espèces hôtes. Cependant, ces résultats soulignent l'importance de considérer l'interaction entre les facteurs influençant la sévérité des épidémies, car le rajeunissement de la structure d'âge par la normalisation de la forêt diminue la vulnérabilité de la forêt en transformant les vieux peuplements de sapin en immatures peuplements (Hennigar et coll., 2008).

Nous commençons une recherche pour décrire la variation spatiale des communautés de parasitoïdes d'une région subissant une épidémie de TBE. Par la suite, nous étudierons comment les paysages forestiers affectent la dispersion de la TBE et d'un parasitoïde important de la TBE, *Glypta fumiferanae*, en utilisant de nouveaux marqueurs génétiques. Le but étant d'évaluer l'importance de la dispersion des populations et donc l'importance des épïcètres versus l'effet Moran. À court terme, nous avons observé des papillons provenant des sites plus au Nord et se dirigeant vers les sites où ce stade de vie s'était terminé dans la population locale quelques semaines plus tôt. Nos résultats contribueront à fournir des recommandations pour la création des paysages qui nous permettront d'augmenter le contrôle que les parasitoïdes exercent.

Nous avons également observé une augmentation des parulines connues pour manger les TBE dans les secteurs où l'épidémie est en émergence. Ces oiseaux peuvent donc servir comme sentinelles pour détecter la dispersion des épidémies.

En somme, nos travaux à l'échelle du paysage démontrent que l'aménagement forestier par la modification de la configuration de la structure forestière ainsi que la composition influence les caractéristiques des épidémies (durée, fréquence, synchronie, sévérité), mais que les

règles établies à l'échelle du peuplement ne peuvent pas être simplement transposées à plus grande échelle. Nos travaux remettent aussi en question l'utilité d'augmenter la proportion de feuillus si l'objectif est la production de résineux. Les forestiers devraient donc évaluer clairement leurs objectifs. Plus d'études sont nécessaires pour une meilleure compréhension de l'effet des modifications à l'échelle du paysage (ou d'une unité d'aménagement forestier), mais nos résultats suggèrent que les effets à cette échelle pourraient différer de ceux à l'échelle du peuplement.

Références

- Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 13(4), 539-547.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, 87(9), 2319-2329.
- Boulanger, Y., Arseneault, D., Morin, H., Jardon, Y., Bertrand, P. et Dagneau, C. 2012. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(7), 1264-1276.
- Hennigar, C., MacLean, D., Quiring, D. et Kershaw, J. 2008. Differences in spruce budworm defoliation among balsam fir and white, red, and black spruce. *Forest Science*, 54(2), 158-166.
- James, P.M.A., Fortin, M.-J., Sturtevant, B.R., Fall, A., Kneeshaw, D. 2011. Modelling spatial interactions among fire, spruce budworm, and logging in the boreal forest. *Ecosystems* 14: 60-75
- Miller, A. et Rusnock, P. 1993. The Rise and Fall of the Silvicultural Hypothesis in Spruce Budworm (*Choristoneura-Fumiferana*) Management in Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 61(1-2), 171-189.
- Roland, J. 1993. Large-scale forest fragmentation increases the duration of tent caterpillar outbreak. *Oecologia*, 93(1), 25-30.
- Roland, J., Mackey, B.G. et Cooke, B. 1998. Effects of climate and forest structure on duration of forest tent caterpillar outbreaks across central Ontario, Canada. *Canadian Entomologist*, 130(5), 703-714.
- Wesolowski, T. et Rowiński, P. 2006. Tree defoliation by winter moth *Operophtera brumata* L. during an outbreak affected by structure of forest landscape. *Forest Ecology and Management*, 221(1-3), 299-305.

16. Dégradation du bois par les scolytes et les longicornes à la suite des attaques de la tordeuse

Christian Hébert

Centre de foresterie des Laurentides, Ressources naturelles Canada

Sébastien Bélanger

Ministère des ressources naturelles du Québec

La coupe de récupération dans les forêts affectées par des perturbations naturelles constitue une mesure pour maintenir les approvisionnements nécessaires aux opérations de l'industrie forestière, particulièrement dans le contexte des diminutions successives de la possibilité forestière. Depuis 15-20 ans, cette pratique est appliquée lorsque des feux consomment de grandes superficies forestières et elle sera de plus en plus utilisée dans le contexte de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), qui ne cesse de progresser.

Les connaissances issues de l'étude des feux ne peuvent pas être simplement transférées à la problématique des peuplements post-TBE. En effet, lors d'un feu de forêt, les arbres d'un peuplement meurent très rapidement (au plus quelques heures) tandis que lors d'une épidémie de TBE, la mortalité s'installe graduellement et non uniformément. En fait, elle s'étend sur plusieurs années dans un peuplement donné. Le feu a une action peu sélective, alors qu'une épidémie de TBE n'affecte pas tous les arbres. Par exemple, les premiers arbres à peu mourir sont les opprimés et les intermédiaires (Baskerville et MacLean, 1979) qui ont une cime développée et qui sont donc plus vulnérables à la défoliation. Les arbres brûlés sont rapidement colonisés par des longicornes alors que les scolytes y sont peu abondants (St-Germain et coll.,

2004a, b, c; Boulanger et Sirois, 2007; Boulanger et coll., 2010, 2013; Azeria et coll., 2012a, b; Boucher et coll., 2012). Lors d'une épidémie de TBE, ce sont d'abord les scolytes qui colonisent les arbres affectés (Belya, 1952a, b; Basham, 1986). C'est probablement la qualité des tissus sous-corticaux qui détermine le type d'insectes qui colonise un arbre moribond ou mort.

Après un feu, la récupération doit commencer aussitôt que possible, car les longicornes colonisent rapidement et massivement les arbres dans les semaines qui suivent. Les galeries qu'ils creuseront quelques mois plus tard réduiront la valeur du bois, particulièrement pour la production de bois de sciage. Le moment optimal pour amorcer la récupération pendant une épidémie de TBE reste encore à déterminer.

La plupart des études sur la dégradation des arbres tués par la TBE ont été réalisées à l'extérieur du Québec, notamment celles de Belyea (1952a, b), Basham et Belyea (1960), Stillwell et Kelly (1964) et Basham (1984, 1986). Ils rapportent que plusieurs insectes attaquent les arbres tués par la TBE, le plus abondant étant le scolyte du sapin baumier, *Pityokteines sparsus*, suivi par le longicorne noir, *Monochamus scutellatus scutellatus* (Basham, 1986). Immédiatement après la mort de l'arbre, c'est un champignon de coloration du bois d'aubier, *Amylostereum chailletii*, qui

s'installe rapidement (Basham, 1984). Ce champignon serait transporté par des Siricidae qui seraient plus abondants dans les provinces de l'Atlantique qu'en Ontario, expliquant pourquoi la coloration du bois d'aubier est plus fréquente dans l'est du Canada. Basham (1986) rapporte que la carie d'aubier, *Trichaptum abietinum*, se développe plus rapidement lorsque les populations du scolyte du sapin sont abondantes, même si aucun lien direct n'a été démontré entre le scolyte et le champignon. Cette carie s'installe une année après la mort de l'arbre, mais elle atteint un sommet après 4 ou 5 ans.

Au Québec, la Direction de la protection des forêts a réalisé une importante étude sur la dégradation du sapin au cours des années 1980. On y a observé que des charançons sont les premiers colonisateurs d'arbres moribonds, mais qu'ils ne sont plus présents chez les arbres morts depuis plus de deux ans. Les scolytes suivent chez les arbres qui viennent de mourir, quoiqu'ils puissent être trouvés chez des arbres moribonds et jusqu'à deux ans après la mort. Ces insectes n'endommagent pas le bois, puisque leur présence est limitée à l'écorce et à la surface du bois. Deux autres familles apparaissent en même temps que les scolytes, soit les Melandryidae et les Siricidae. Ces insectes sont trouvés jusqu'à trois ans après la mort des arbres. Les longicornes sont parfois présents dans des arbres moribonds, mais ils colonisent surtout les arbres au cours de la première année de mortalité. Ils entraînent une dépréciation plus ou moins prononcée de la valeur du bois scié dès la deuxième année après la mort due aux galeries sinueuses et longitudinales qu'ils creusent pour se nourrir, souvent jusqu'au cœur de l'arbre.

Modèle conceptuel de détermination de la période propice à la récupération

Le délai pour récolter les arbres destinés au sciage est déterminé surtout par l'importance des dommages causés par les longicornes. Ceux-ci peuvent amorcer leur

attaque chez les arbres moribonds, mais ils sont surtout présents après la mort de l'arbre. Par ailleurs dans le cas des arbres qui sont destinés aux usines de pâtes et papier, le temps dont on dispose pour récolter les arbres morts peut varier considérablement selon les procédés de transformation et les exigences du marché. Il existe plusieurs études portant sur l'utilisation des arbres morts dans divers procédés de transformation et plusieurs de ces études démontrent la faisabilité de leur utilisation. Environ 80 % du volume de bois est toujours sain entre deux et trois ans après la mort de l'arbre. Une variable importante dont on doit tenir compte dans certains procédés de transformation est le taux d'humidité du bois. On sait toutefois que la dégradation affecte essentiellement le bois d'aubier parce que le taux d'humidité y est plus élevé au départ. C'est aussi dans cette partie de l'arbre que le taux d'humidité baisse le plus.

On identifie trois périodes distinctes de récolte des peuplements vulnérables. On parle de récolte préventive lorsqu'on récolte les peuplements les plus vulnérables avant la première année de l'épidémie. Au cours des cinq premières années de l'épidémie, on parle de prérécupération, puisqu'il n'y a alors qu'une faible proportion du volume qui est constitué d'arbres morts. À partir de la 6^e année d'épidémie, on peut parler de récupération, puisque la proportion du volume constitué d'arbres morts commence à être significative (de l'ordre de 10 %). Des plans spéciaux de récupération doivent alors être mis en place rapidement afin de limiter la dégradation du bois et réduire les pertes.

Recherches en cours

Des recherches sont en cours afin d'identifier des indicateurs permettant d'évaluer les risques de mortalité des arbres au moins une année à l'avance. Cette information aiderait les aménagistes dans la révision de leurs plans annuels d'intervention

forestière et à y intégrer un plan de prérécupération ou de récupération.

Un projet impliquant des chercheurs de l'UQAM et du Service canadien des forêts (SCF) aborde la question de façon détaillée à l'échelle de l'arbre. Il vise à mesurer la colonisation par les insectes xylophages d'arbres défoliés par la TBE en mesurant le taux de colonisation des insectes xylophages sur deux essences (sapin baumier et épinette noire) en fonction du cumul de défoliation des arbres (MacLean et coll., 2001). Des cages ont été installées autour du tronc d'arbres ayant été défoliés à des niveaux modérés ou sévères depuis trois à six années sur la Côte-Nord. Cette approche non destructive permettra de déterminer le niveau de cumul de défoliation des arbres nécessaire pour entraîner une colonisation par les insectes xylophages. De plus, des pièges à impact fixés au tronc ont été installés sur des arbres ayant subi chaque scénario de défoliation afin d'estimer le nombre moyen de visites des arbres des deux essences selon le cumul de défoliation. Cette méthode permet de tester une méthode moins coûteuse pouvant fournir une indication rapide de l'état de vulnérabilité des arbres. La relation entre le nombre moyen de visites aux arbres par les insectes xylophages à l'année « n » et la colonisation réelle enregistrée à l'année « n+1 » mesurée dans les cages d'émergence permettra de mieux comprendre le processus de sélection de l'hôte des insectes xylophages. Très peu de longicornes noirs ont été capturés en 2013, la première année de l'étude. Toutefois, de nombreux scolytes et charançons ont été capturés. Certaines espèces pourraient être indicatrices de risques de mortalité à court terme. Les travaux se poursuivront au moins au cours des deux prochaines années.

La question est aussi abordée au MRNQ, mais à une plus grande échelle, mieux adaptée à la gestion opérationnelle. Les deux projets sont complémentaires et collaborent de façon à assurer que les résultats de la recherche puissent être rapidement intégrés

aux outils de gestion développés par le MRNQ. En effet, la protection des forêts contre les ravageurs forestiers relève du ministère des Ressources naturelles du Québec. En période épidémique, comme celle que nous vivons présentement avec la TBE, des orientations sont élaborées et des actions sont posées afin de diminuer l'impact négatif de l'épidémie et de prévenir les pertes en matière ligneuse.

La progression importante de l'épidémie cause, malgré les efforts déployés, l'apparition graduelle de mortalité d'arbres dans les peuplements forestiers touchés par des défoliations graves de la TBE, pendant plusieurs années successives. Dans les dernières années, les régions de la Côte-Nord et du Saguenay-Lac-Saint-Jean ont été particulièrement touchées avec des défoliations atteignant respectivement 2 465 721 et 470 215 hectares en 2013. Dans les secteurs où la mortalité des arbres commence, des travaux de récupération doivent être mis en place rapidement afin de limiter la dégradation du bois et de réduire les pertes de matière ligneuse.

Des informations sur l'état de santé des peuplements sont donc essentielles pour orienter les efforts régionaux de récupération dans les zones touchées par l'épidémie de TBE. Une méthode d'évaluation de l'état de santé des peuplements et du suivi de la mortalité a ainsi été développée en 2012 dans le but de cibler les peuplements avec un risque élevé de mortalité.

Évaluation aérienne et terrestre de l'état de santé des peuplements

La méthode d'évaluation vise les endroits les plus gravement touchés par les dommages de la TBE dans les dernières années, c'est-à-dire où la probabilité que survienne une mortalité d'arbres est plus élevée. La superposition des données cartographiques de défoliation annuelle de niveau grave (1 à 7 années de défoliation successive) a permis de cibler les secteurs les

plus endommagés des régions de la Côte-Nord et du Saguenay-Lac-Saint-Jean afin d'évaluer l'état de santé et le risque de mortalité des peuplements par survol aérien. Ces secteurs ont ensuite été survolés en hélicoptère. Un quadrillage composé de tesselles d'une dimension de 300 sur 600 m (14 ha) a été utilisé pour produire les cartes numériques destinées à l'évaluation de la défoliation totale par les observateurs aériens. Ainsi, les observateurs ont associé à chacune des tesselles une classe de défoliation totale afin de déterminer l'état de santé des peuplements et le risque de mortalité associé à chacune de ces classes. En 2012, les secteurs survolés totalisaient 62 500 hectares et comportaient moins de 1 % de peuplements avec un risque de mortalité élevé à court terme (c.-à-d. avec plus de 90 % de défoliation totale) alors qu'en 2013, ce risque était de 3,7 % sur les 92 328 hectares survolés.

Afin de valider les résultats de l'évaluation aérienne de l'état de santé des peuplements, un inventaire terrestre a été réalisé sur la Côte-Nord dans le secteur de Baie-Comeau et de Forestville. Un total de 120 et 138 parcelles ont été établies en 2012 et 2013 dans des zones accessibles ayant cumulées plus de trois années de défoliations graves successives. La défoliation totale des arbres susceptibles à la TBE a été évaluée dans ces parcelles. Les résultats entre les méthodes d'évaluation de la défoliation observée du haut des airs et au sol étaient similaires dans 75 % des cas.

Suivi de la mortalité

Avec la progression annuelle de l'épidémie de TBE qui ne ralentit pas, la mortalité d'arbres dans certains peuplements devrait s'intensifier graduellement et s'étendre sur de plus grandes superficies dans un proche avenir. Dans cette optique, un inventaire de la mortalité d'arbres a débuté à l'automne 2012 avec l'établissement de 66 parcelles de suivi dans le secteur de Baie-

Comeau. Des informations sur l'état et la défoliation totale des arbres identifiés dans les parcelles sont prises annuellement afin de quantifier non seulement la mortalité, mais aussi de déterminer un seuil de défoliation cumulative associé à l'apparition de la mortalité des arbres dans les peuplements. Les premières analyses indiquent que la mortalité ne s'étendait pas à grande échelle, mais qu'elle avait tout de même progressé entre 2012 et 2013. Des pièges à impact fixés au tronc ont été installés dans les parcelles en 2013 afin de suivre l'évolution des communautés d'insectes associées aux arbres dépérissants ou récemment morts tel le longicorne noir. Ce dernier n'a pas été retrouvé dans les pièges. Toutefois, de nombreux spécimens de scolytes et de charançons ont été recueillis, et certaines espèces pourraient être indicatrices de risques de mortalité à court terme. Le lien avec le projet UQAM – SCF sera précieux à cet effet.

L'évaluation de l'état de santé des peuplements et le suivi de la mortalité des arbres se poursuivront au cours des prochaines années dans les secteurs montrant des risques de mortalité. Ces travaux permettront d'améliorer et de valider la méthode d'évaluation, mais avant tout, ils donneront une image actualisée de la mortalité régionale causée par la TBE qui sera fort utile aux gestionnaires et aux aménagistes forestiers. La prise en compte de ces informations dans la planification forestière (par exemple pour réorienter la récolte) est primordiale pour limiter les pertes économiques et contribuer à une saine gestion de l'épidémie de TBE.

Références

- Azeria, E., Ibarzabal, J. et C. Hébert. 2012a. Effects of habitat characteristics and interspecific interactions on co-occurrence patterns of saproxylic beetles breeding in tree boles after forest fire: null model analyses. *Oecologia* 168: 1123-1135.

- Azeria, E.T., Ibarzabal, J., Boucher, J. et C. Hébert. 2012 b. Differential effects of post-fire habitat legacies on beta diversity patterns of saproxylic beetles in the boreal forest. *Ecoscience* 19: 316-327.
- Basham, J.T. 1984. Degradation and loss of wood fiber in spruce budworm killed timber and effects on utilization. *For. Chron.* 60: 10-14.
- Basham, J.T. 1986. Biological factors influencing stem deterioration rates and salvage planning in balsam fir killed after defoliation by spruce budworm. *Can. J. For. Res.* 16: 1217-1229.
- Basham, J.T, et R.R.M. Belyea. 1960. Death and deterioration of balsam fir weakened by spruce budworm defoliation in Ontario, Part III, The deterioration of dead trees, *For. Sci.* 6: 78-96.
- Baskerville, G.L. et D.A. MacLean 1979. Budworm-caused mortality and 20-year recovery in immature balsam fir stands, *Canadian Forestry Service, Maritimes Forest Research Centre*, Inf. Report M-X-102, 23 p.
- Belyea, R.M. 1952a Death and deterioration of balsam fir weakened by spruce budworm defoliation in Ontario – Part I. Notes on the seasonal history and habits of insects breeding in severely weakened and dead trees. *Can. Entomol.* 84: 325-335.
- Belyea, R.M. 1952 b. Death and deterioration of balsam fir weakened by spruce budworm defoliation in Ontario – Part II. An assessment of the role of associated insect species in the death of severely weakened trees. *J. For.* : 729-738.
- Boucher, J., Azeria, E.T., Ibarzabal, J. et C. Hébert. 2012. Saproxylic beetles in disturbed boreal forest: temporal dynamics, habitat associations and community structure. *Ecoscience* 19: 328-343.
- Boulanger, Y., Sirois, L. et C. Hébert. 2013. Distribution patterns of three long-horned beetles (Coleoptera: Cerambycidae) shortly after fire in boreal forests: adults colonizing stands versus progeny emerging from trees. *Environ. Entomol.* 42:17-28.
- Boulanger, Y., Sirois, L. et C. Hébert. 2010. Distribution of saproxylic beetles in a recently burnt landscape of the northern boreal forest of Québec. *For. Ecol. Manage.* 260: 1114-1123.
- Boulanger, Y. et L. Sirois. 2007. Postfire succession of saproxylic arthropods, with emphasis on Coleoptera, in the north boreal forest of Quebec. *Environ. Entomol.* 36, 128-141.
- MacLean, D.A., Erdle, T.A., MacKinnon, WE, Porter, K.B., Beaton, K.P., Cormier, G., Morehouse, S. et M. Budd. 2001. The spruce budworm decision support system: forest protection planning to sustain long-term wood supply. *Can. J. For. Res.* 31: 1742-1757.
- St-Germain, M., Drapeau, P. et C. Hébert. 2004a. Comparison of Coleoptera assemblages from a recently burned and unburned black spruce forests of northeastern North America. *Biol. Conserv.* 118 : 583-592.
- St-Germain, M., Drapeau, P. et C. Hébert. 2004 b. Xylophagous insects of fire-killed black spruce in central quebec: species composition and substrate use. *Can. J. For. Res.* 34: 677-685.
- St-Germain, M., Drapeau, P. et C. Hébert. 2004. Landscape-scale habitat selection patterns of *Monochamus scutellatus* (Say) (Coleoptera: Cerambycidae) in a recently burned black spruce forest. *Environ. Entomol.* 33:1703-1710.
- Stillwell, M.A. et J. Kelly. 1964. Fungous deterioration of balsam fir killed by spruce budworm in northwestern New Brunswick, *For. Chron.*, vol. 40, p. 482-487.

17. Rentabilité économique des arrosages contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette et possibilités de valorisation des bois endommagés

Jean-François Côté et Jean-Philippe Brunet
Consultants forestiers DGR inc.

À l'aube d'une nouvelle Stratégie gouvernementale de production de bois, alors qu'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) prend des proportions hors de contrôle, il est pertinent pour les ingénieurs forestiers de faire la lumière sur ce que devrait être la meilleure utilisation des fonds publics dans ce contexte. D'un point de vue économique pour la société, vaut-il mieux mettre en place des plantations à haut rendement, lancer des chantiers d'éclaircie commerciale, remettre en production des sites improductifs, protéger des investissements sylvicoles récents, ou encore intervenir par un programme d'arrosages pour minimiser les pertes de volumes résineux dans les aires infestées par la TBE?

Et quand la matière ligneuse endommagée par l'épidémie n'est plus apte à la transformation en bois de sciage et en produits papetiers, est-il envisageable, comme l'ont fait les forestiers de la Colombie-Britannique avec les forêts de pins décimées par le dendroctone, de récolter le bois mort pour une valorisation énergétique, par exemple?

Parmi ses devoirs et obligations envers le public, l'ingénieur forestier doit appuyer toute mesure qu'il juge susceptible d'améliorer le patrimoine forestier et le bien-être de la société. De même, l'ingénieur forestier doit informer le public ou l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec lorsqu'il considère qu'une politique forestière, mesure ou disposition peut être préjudiciable au patrimoine forestier. Les enjeux de protection

des forêts contre la TBE, d'intensification de l'aménagement forestier et de récupération et valorisation des bois endommagés interpellent directement les ingénieurs forestiers, puisqu'ils sollicitent leurs compétences en matière d'économie forestière, de protection du patrimoine forestier et de mise en valeur des bois. Pour ces trois enjeux, l'expertise des ingénieurs forestiers doit contribuer à éclairer la société à faire les meilleurs choix possible. Dans un contexte où les ressources financières de l'État sont limitées et en compétition avec d'autres services requis par la population, il devient nécessaire de justifier la rentabilité économique d'activités financées par la société.

En 2008, le ministère des Ressources naturelles du Québec mandatait Consultants forestiers DGR afin de réaliser une étude visant à évaluer le niveau de rentabilité d'un programme de pulvérisation d'insecticide contre la TBE. Ce programme d'arrosage, débutant potentiellement en 2009, viserait à limiter les dommages et les pertes prévisibles de matière ligneuse, afin de maintenir dans le temps le niveau de récolte, tel que déterminé au calcul de possibilité forestière. Le programme de pulvérisation envisageait des arrosages tant dans les peuplements jeunes et en croissance, aménagés ou non, que dans les peuplements matures ou proches de l'âge de maturité, suivant un dosage pouvant dépendre de l'étendue et de la gravité de l'épidémie, des budgets disponibles et des autres options

possibles, telles que la récupération (récolte) des volumes affectés. Il convient de noter qu'en situation de surabondance de forêts matures, comme c'est le cas dans plusieurs unités d'aménagement forestier de la forêt boréale, la récolte à rendement soutenu, à elle seule, ne peut sans doute pas suffire à éviter les pertes de volumes de bois affectés par le TBE; les stratégies d'arrosage devront vraisemblablement inclure des vieux peuplements.

« Un dollar investi dans les arrosages en rapportera deux à la société »

Une telle affirmation doit être supportée par des arguments bien documentés et appuyée par une analyse de sensibilité permettant de comprendre les effets des multiples intrants au modèle d'évaluation de la rentabilité d'un programme d'intervention contre la TBE. Car il existe une certaine variabilité à la fois dans le comportement possible de l'épidémie d'insectes, dans la vulnérabilité des peuplements, ainsi que dans l'efficacité relative des pulvérisations d'insecticide.

Les paramètres évalués dans l'étude de 2008 de DGR comprenaient : (1) le taux d'actualisation, (2) la période prévue avant la récupération des bénéfices ou délai avant la récolte, (3) le coût de la stratégie en dollars d'aujourd'hui, (4) la perte évitée en volume marchand, liée à la stratégie de protection par

arrosage, et 5) le bénéfice économique relatif à chaque mètre cube récolté et transformé. Un outil simple d'analyse, en format Excel, a été développé pour évaluer la valeur actualisée nette (VAN) ou le ratio bénéfice/coût (B/C) de divers scénarios.

En pratique, les peuplements ciblés pour être protégés par des arrosages correspondront à des massifs forestiers qui ne sont pas encore mûrs pour la récolte. Ceux qui sont mûrs et susceptibles de subir des dommages par l'insecte seront prioritairement récupérés par l'industrie forestière au cours des prochaines années, selon la capacité de l'industrie à pouvoir récolter les volumes en perte. La figure 1, préparée à partir de données colligées par l'équipe d'Alain Dupont, de la SOPFIM, illustre le volume marchand résineux **vivant**, mesuré 14 ans après la dernière épidémie, selon la classe d'âge des peuplements avant l'épidémie. On observe une perte de 40 m³/ha à 60 m³/ha pour les classes d'âge de 36 à 45 ans et de 46 à 55 ans respectivement. C'est pourquoi, dans un exercice d'évaluation des impacts des arrosages comme mesure de protection des peuplements dominés par le sapin et l'épinette blanche, il est approprié d'utiliser une valeur moyenne de **50 m³/ha** comme étant l'effet de gain net ou de **perte évitée en mortalité et réduction de croissance** relativement à un scénario sans arrosages.

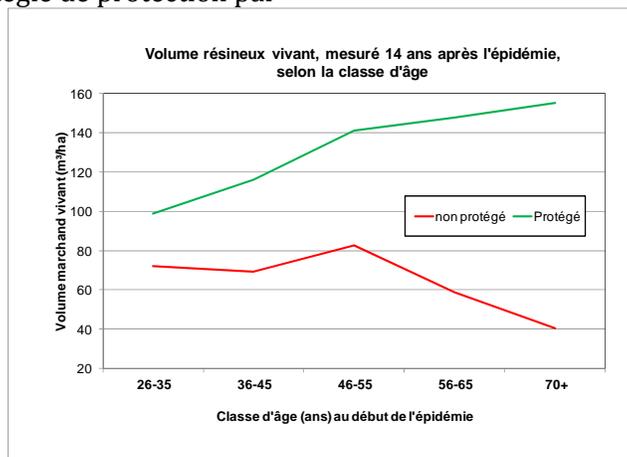


Fig. 1 - Volume marchand résineux vivant.

La grille suivante résume l'analyse de sensibilité menant à la principale conclusion du rapport. En supposant un taux social d'actualisation net d'inflation de 4 %, une période d'attente de 20 ans entre le début des arrosages et la récolte, et des revenus économiques de 35 \$/m³ (somme de la valeur

marchande du bois sur pied, de la rente salariale et des bénéfices aux entreprises), une séquence d'arrosages ayant coûté 400 \$/ha en dollars d'aujourd'hui et qui permettrait de sauvegarder 50 m³/ha rapporterait 2,0 fois le coût de l'investissement.

Rentabilité des arrosages de <i>B.t.</i> en fonction du coût du traitement et des bénéfices anticipés (soit le produit du volume sauvegardé multiplié par le bénéfice associé à ce volume)													
<i>La charte présente des ratios bénéfiques / coûts</i>													
Écart relatif ou perte évitée en volume <i>SEPM</i> (m ³ /ha) par rapport à un scénario avec <i>TBE</i> , sans arrosages													
Coût actualisé (\$/ha) de la séquence d'arrosages répartis sur les prochaines années	Coût (\$/ha)	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60
		240	0,3	0,7	1,0	1,3	1,7	2,0	2,3	2,7	3,0	3,3	3,7
260	0,3	0,6	0,9	1,2	1,5	1,8	2,2	2,5	2,8	3,1	3,4		3,7
280	0,3	0,6	0,9	1,1	1,4	1,7	2,0	2,3	2,6	2,9	3,1		3,4
300	0,3	0,5	0,8	1,1	1,3	1,6	1,9	2,1	2,4	2,7	2,9		3,2
320	0,2	0,5	0,7	1,0	1,2	1,5	1,7	2,0	2,2	2,5	2,7		3,0
340	0,2	0,5	0,7	0,9	1,2	1,4	1,6	1,9	2,1	2,3	2,6		2,8
360	0,2	0,4	0,7	0,9	1,1	1,3	1,6	1,8	2,0	2,2	2,4		2,7
380	0,2	0,4	0,6	0,8	1,1	1,3	1,5	1,7	1,9	2,1	2,3		2,5
400	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,2	1,4	1,6	1,8	2,0	2,2		2,4
420	0,2	0,4	0,6	0,8	1,0	1,1	1,3	1,5	1,7	1,9	2,1		2,3
440	0,2	0,4	0,5	0,7	0,9	1,1	1,3	1,5	1,6	1,8	2,0		2,2
460	0,2	0,3	0,5	0,7	0,9	1,0	1,2	1,4	1,6	1,7	1,9		2,1
480	0,2	0,3	0,5	0,7	0,8	1,0	1,2	1,3	1,5	1,7	1,8		2,0
500	0,2	0,3	0,5	0,6	0,8	1,0	1,1	1,3	1,4	1,6	1,8		1,9
520	0,2	0,3	0,5	0,6	0,8	0,9	1,1	1,2	1,4	1,5	1,7		1,8
540	0,1	0,3	0,4	0,6	0,7	0,9	1,0	1,2	1,3	1,5	1,6		1,8
560	0,1	0,3	0,4	0,6	0,7	0,9	1,0	1,1	1,3	1,4	1,6		1,7
580	0,1	0,3	0,4	0,6	0,7	0,8	1,0	1,1	1,2	1,4	1,5		1,7
600	0,1	0,3	0,4	0,5	0,7	0,8	0,9	1,1	1,2	1,3	1,5		1,6

Un ratio égal à 1,0 signifie que l'exercice présente un taux de rendement réel équivalent à : 4 %
Valeur des revenus économiques par mètre cube de résineux : 35 \$/m³
Le nombre d'années d'attente avant la récolte est de : 20 ans

Et la future stratégie de production de bois?

Les investissements en sylviculture intensive doivent pouvoir être évalués sur la même base et les mêmes critères que les

investissements en protection des forêts contre la *TBE*, c'est-à-dire avec le double objectif de maximiser le rendement futur du peuplement, tout en protégeant le capital ligneux déjà en place. La rentabilité économique apparaît moins évidente lorsqu'il

s'agit de projets d'investissement sylvicoles réalisés en très jeune âge, comme la plantation, le dégagement ou l'éclaircie précommerciale, alors que la récolte des bénéfices survient un demi-siècle plus tard.

Le Modèle d'évaluation économique (MÉÉ) développé par le Bureau de la mise en marché des bois (BMMB) et disponible depuis peu permet de réaliser de telles simulations de travaux d'intensification d'aménagement. Or, l'évaluation économique comparative à des scénarios de référence d'évolution de la forêt naturelle suggère que des scénarios intensifs sont souvent peu rentables. Des plantations de 2 000 tiges à l'hectare, suivant une bonne préparation de terrain, sur station fertile, requérant deux à trois interventions pour maintenir les arbres libres de croître, coûtent cher et ne sont pas exemptes des risques de perturbations naturelles pouvant réduire les forts rendements escomptés dans 60 ans, par exemple. Les avantages présumés de produire des tiges de plus fort diamètre sont encore difficiles à prendre en compte dans les modèles, compte tenu des usages courants du bois d'oeuvre résineux.

Les résultats de diverses simulations sont présentés lors du colloque, pour illustrer la rentabilité relative d'investissements sylvicoles, dans un contexte où les sommes requises pour intensifier l'aménagement sur 5 % du territoire s'avèrent colossales, en même temps que les fonds sollicités auprès de l'État et des autres cotisants à la SOPFIM pour combattre la nouvelle épidémie de TBE seront aussi très importants.

Que faire du bois mort?

Le bois des arbres tués par la TBE va se détériorer plus ou moins rapidement, suivant l'action de champignons et d'insectes secondaires. Le bois deviendra rapidement impropre au sciage, puis éventuellement sa fibre ne sera plus désirable pour la fabrication de produits papetiers. Avec le temps, la récolte des bois endommagés deviendra de plus en plus difficile, coûteuse et dangereuse, à cause des bris des tiges lors des opérations de manutention.

Modèle typique de progression de la mortalité causée par la TBE dans une sapinière mûre et période de récupération¹ pour le sciage et la pâte

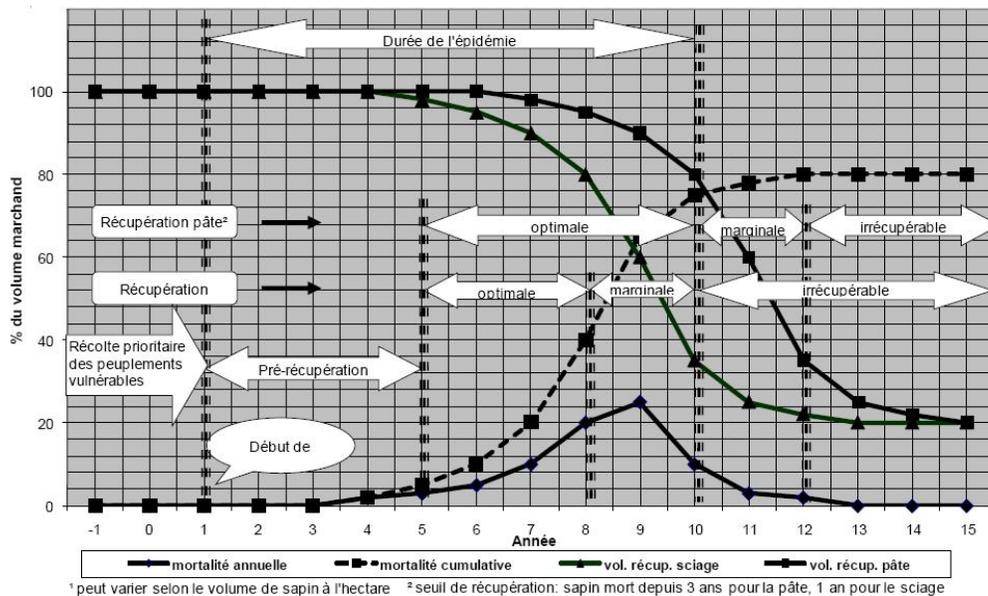


Fig. 2 – Modèle typique de progression de la mortalité causée par la TBE.

On prétend que la dernière épidémie a anéanti l'équivalent de 10 années de récolte forestière au Québec. Au rythme actuel de progression de l'épidémie, compte tenu de l'envergure des superficies qui font l'objet d'arrosages et de celles qui sont récoltées par l'industrie du bois, il va inévitablement se perdre de la matière ligneuse qui aurait pu être valorisée pour les besoins de l'homme.

À cet égard, il faut déjà prendre acte de ce qui a cours actuellement dans l'Ouest canadien avec l'épidémie du dendroctone du pin. Dans cette région, des possibilités se sont présentées pour mettre en valeur les qualités énergétiques du bois, en implantant des usines de fabrication de granules de bois ainsi que des centrales électriques de cogénération à la biomasse. Dès 2007, on planchait déjà sur le développement de nouveaux produits en bois-ciment, utilisant la fibre de pin des arbres attaqués par le dendroctone : <http://www.unbc.ca/wood-concrete>.

Le 30 décembre 2013, le USDA (U. S. Department of Agriculture) annonçait un financement de 10 M\$ à un consortium de recherche mené par l'Université de l'État du Colorado pour explorer de nouvelles avenues de conversion thermo-chimique *in situ* du bois de pin tué par le dendroctone, en vue de produire des biocombustibles liquides et d'autres sous-produits.

Avec la croissance mondiale de la demande d'énergie renouvelable à faible empreinte environnementale, la production annuelle de granules de bois devrait croître de l'ordre de 20 millions de tonnes en 10 ans,

pour atteindre 35 M tm/an en 2020. À titre comparatif, un hectare de forêt résineuse, qui contiendrait en moyenne 100 m³/ha, pourrait générer près de 50 tonnes métriques de granules à partir de la fibre qui serait récupérée à des fins énergétiques. Il suffirait de 10 km² ou 1 000 hectares de forêts en perdition pour alimenter une usine de granules produisant 50 000 tm/année.

Pour mettre le tout en perspective, le relevé aérien 2013 des dommages par la TBE évaluait que plus de 32 060 km² de forêts sont affectés à divers degrés. La moitié des superficies infestées a subi une défoliation grave. Lors de la dernière épidémie de TBE, les aires infestées au Québec ont connu une **progression exponentielle** au cours des 10 premières années. Au plus fort de l'épidémie, ce sont 350 000 km² ou 35 000 000 hectares qui montraient des signes de défoliation. Si l'on exclut la classe de défoliation « légère », l'infestation de TBE affectait un peu plus de **31 millions d'hectares**.

Les marchés émergents de la biomasse-énergie ouvrent ainsi une nouvelle gamme de possibilités pour les bois endommagés par la TBE. Il s'agit d'une avenue prometteuse de création de richesse à partir des massifs forestiers qui n'auront pu être récupérés à temps ni protégés par un programme d'arrosages.

18. Approche de gestion de la tordeuse des bourgeons de l'épinette

Paul Lamirande
Ministère des Ressources naturelles du Québec

Les forêts sont essentielles au bien-être des Québécois. Le gouvernement est donc soucieux de les mettre en valeur et de les protéger, notamment pour limiter les effets négatifs causés par les perturbations naturelles. À titre de gestionnaire de territoires publics, le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQQ) doit déployer des approches de gestion permettant d'obtenir des peuplements sains et de réduire les pertes ligneuses. Les populations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) ont atteint un seuil épidémique dans plusieurs régions du Québec. C'est pourquoi le MRNQQ propose une approche de gestion intégrée pour minimiser les impacts négatifs des épidémies de la TBE. La Direction de la protection des forêts coordonne cette approche ministérielle avec l'appui et la collaboration de plusieurs directions du MRNQQ.

La protection des forêts contre les insectes et les maladies est intimement liée à l'aménagement forestier. Elle ne peut donc être efficace que si elle s'intègre dans une approche globale fondée sur une connaissance approfondie du milieu forestier et tenant compte du rôle des insectes et des maladies des arbres dans la dynamique des forêts. Afin d'assurer la cohérence de cette approche avec les principes de l'aménagement écosystémique prescrit par la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, il importe d'avoir en tête les objectifs spécifiques suivants.

1. Réduire les pertes en volume de bois pouvant résulter de la mortalité d'arbres causée par l'épidémie de TBE.
2. Favoriser le rendement ligneux à moyen et à long termes dans les forêts perturbées par la TBE.
3. Maintenir ou restaurer les attributs naturels des peuplements perturbés par la TBE et faisant l'objet d'aménagement.
4. Assurer l'atteinte des cibles de structure d'âge et éviter d'aggraver la raréfaction des peuplements capables de tenir les rôles écologiques des vieilles forêts.

Afin d'atteindre ces quatre objectifs, le MRNQQ met en œuvre une série d'actions qui tient compte de l'évolution de l'épidémie et qui intègre une compréhension de ses effets réels et probables. Pour ce faire, le MRNQQ met à profit les leçons de la dernière épidémie de TBE. Il s'appuie sur une bonne connaissance de l'insecte et de ses effets sur le milieu. Il dispose aussi de différents outils lui donnant des informations sur l'état de santé des peuplements au fur et à mesure du déroulement de l'épidémie. Les principales actions considérées en période épidémique sont la récolte préventive, la prérécupération, la récupération et la lutte directe.

Afin de pouvoir mieux répondre aux enjeux économiques et environnementaux soulevés par l'épidémie actuelle de TBE, une collecte des besoins de connaissance a été effectuée à l'intérieur des directions du MRNQ concernées. Ces besoins ont été regroupés en six thèmes : dynamique des populations et épidémiologie, détection, lutte, impact, biodiversité et écosystème et dynamique forestière. Des projets de recherche et des collaborations sont actuellement en cours, dont plusieurs sont financés directement ou indirectement par le MRNQ, et recourent certains des besoins de connaissance exprimés.

La gestion de l'épidémie de TBE requiert des ajustements dans les activités de

planification du ministère. Les enjeux sont multiples et accroissent la complexité inhérente à l'aménagement intégré des forêts publiques qui vise à concilier ses multiples usages. Depuis 2006, la région de la Côte-Nord est la plus touchée par la TBE, et des actions ont été mises en place afin de gérer efficacement les principaux effets négatifs de l'épidémie. L'approche de gestion de la TBE reprend certains éléments développés pour la Côte-Nord et propose de nouvelles pistes de solutions. Celles-ci seront appuyées par la rédaction de guides techniques, notamment pour la planification forestière, afin de soutenir le travail des professionnels du MRNQ en région.

19. Spruce Budworm: a Century of Observation, Conjecture, and Insight—Now what can we Predict?

Barry Cooke

Northern Forestry Centre, Natural Resources Canada

The current rise in spruce budworm populations is likely to continue, and develop into a large-scale outbreak. The precise level and extent of damage will depend on several factors that are not well understood or are beyond our control.

Introduction

There are two basic ways of predicting the future: (1) statistical modeling of patterns of the past, assuming the future is a stochastic realization of a previously sampled ensemble; (2) process modeling of those processes which are thought to be most critical to system behaviour, and which are

likely to change as we transition out of the past and into the future. Both approaches have been used in the case of the budworm system through data modeling efforts going back more than five decades.

The next outbreak cycle is now upon us (Figure 1), more or less as predicted by Gray et al. (2000), so now is a good time to evaluate the robustness of our science and the degree to which our forecasting ability is constrained by unresolved and/or irreducible uncertainties. Here, we briefly summarize the history of budworm modeling efforts with a view to developing a synthetic understanding and appreciation for what is likely to come next.

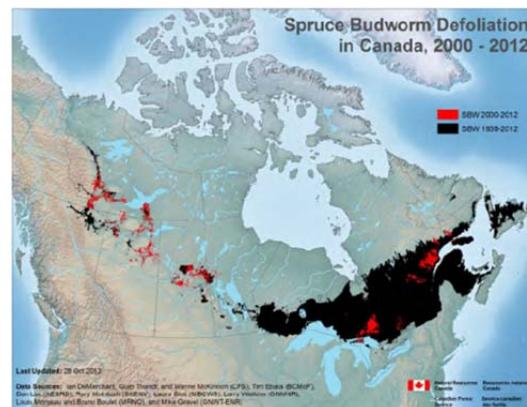


Fig 1. Distribution of spruce budworm defoliation across Canada, historically (black), and over the last 13 years (red). Note (1) the northerly distribution of defoliation in Quebec, and (2) the failure of spruce budworm to cause much damage at higher elevations in the Northwest.

The data supporting these modeling efforts come in a variety of forms, which has evolved over the decades (Figure 2). In this paper we discuss models of tree-ring (dendrochronology) data, aerial survey defoliation data, and population survey data.

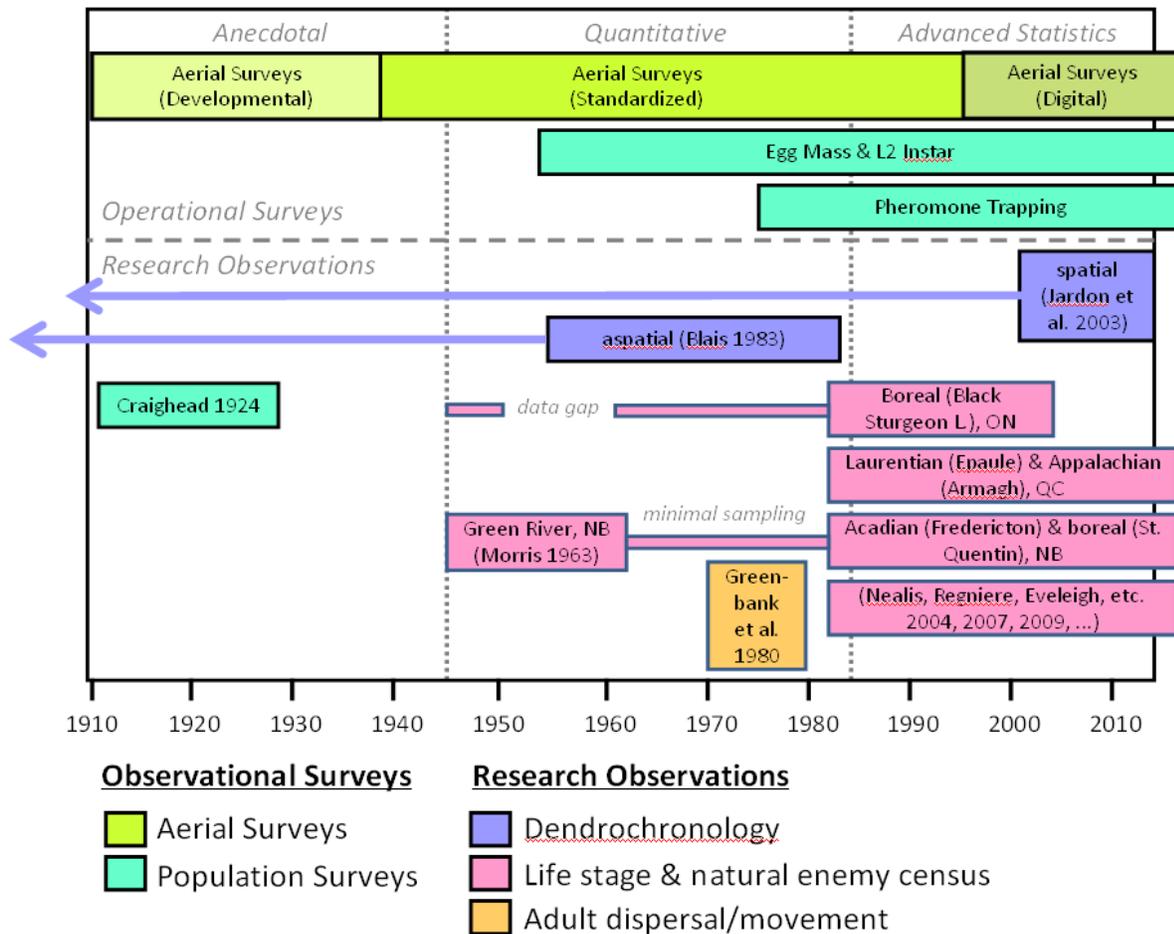


Fig 2. Evolution of data sources describing spruce budworm system behaviour. From small-scale studies at the start of the 20th century to systematic monitoring and large-scale integrated research programs at the end of the 20th century. Scientific advances have followed concurrent methodological improvements in data collection, data analysis, and simulation modeling.

Historical Pattern Analysis

The longest-term records of budworm activity come from studies of tree-ring data which reveal that the budworm is remarkably periodic in its recurrence in Quebec (Jardon et al. 2003, Boulanger et al. 2012), Ontario (Robert. et al. 2012), and as

far West as British Columbia (Burleigh et al. 2002). In Figure 3, I show that the budworm may cycle with different frequencies in different parts of its range in eastern North America. More importantly, the amplitude of the oscillation appears to vary in a systematic manner; when it is high in the North it is low in the South, and *vice versa*.

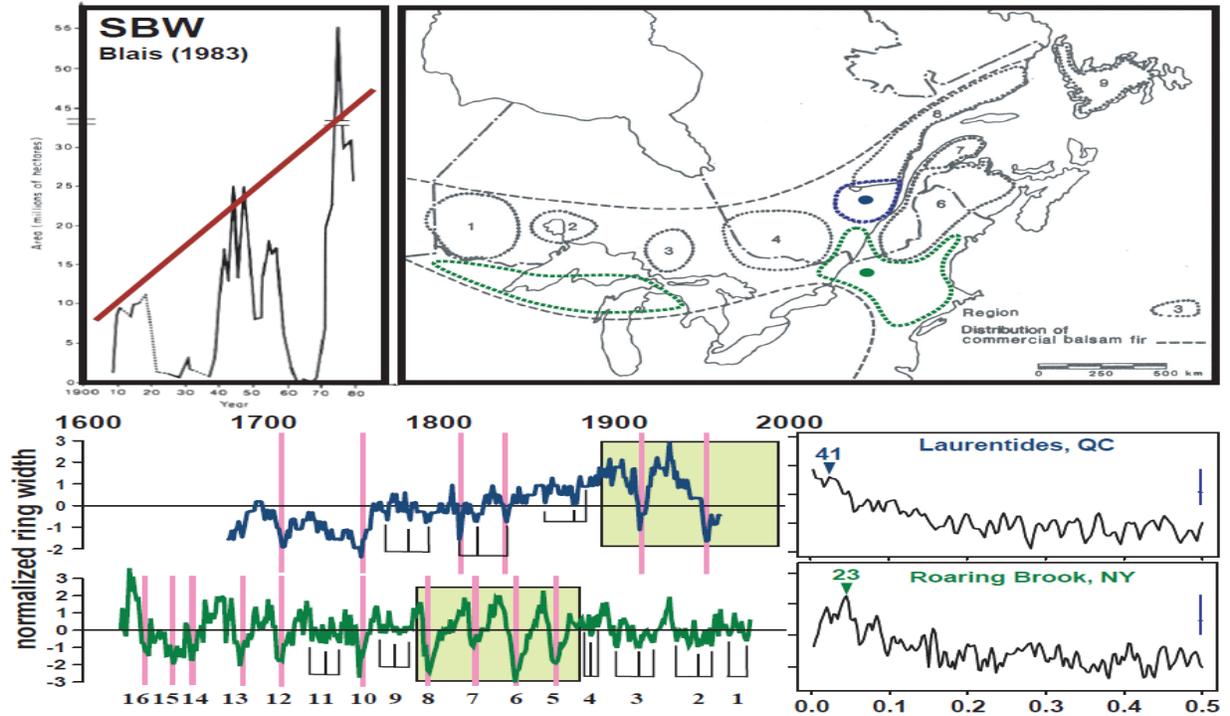


Fig 3. Importance of scale in historical budworm dendroentomological epidemiology. Studying tree-ring records in nine regions of eastern North America (b), Blais (1983) described a 30-year outbreak cycle that, overall, was increasing in intensity over time (a). Although the dominant periodicity in the Laurentian region 5 is 41 years (c), the dominant periodicity in New York—a region Blais did not sample—is 23 years (d). More important is the disappearance of the cycle in the 20th century in New York (f), and its concomitant emergence in Quebec (e). The tree-ring data, as a point-wise estimator, are a good proxy for local population density, unlike the defoliation data in (a), which are more indicative of large-scale outbreak dynamics.

Cluster analyses of defoliation data from Quebec over the 20th century reveal a similar pattern (Figure 4), with two dominant features: (1) an increasing trend through much of the Northeast in the intensity of the

second outbreak over the first, with the opposite declining trend in the Southwest; (2) a 24-year cycle in parts of the Ottawa valley (black box).

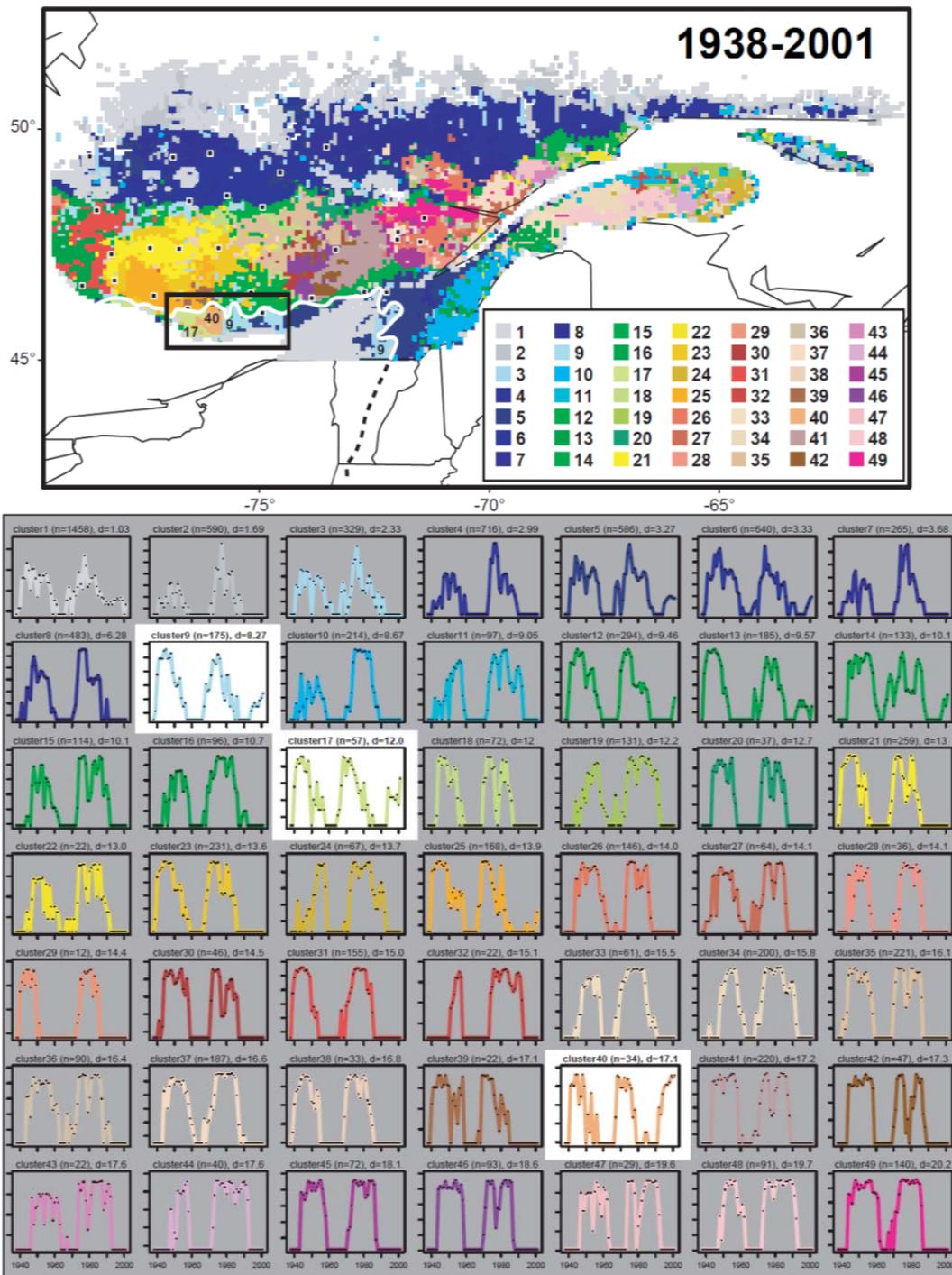


Fig 4. Spatial history of spruce budworm area defoliated in Quebec, 1938-2001. Cluster analysis reveals several important variations, including (1) opposing trends in northern versus southern Quebec, and (2) a substantial anomaly in cycle frequency in the Ottawa Valley (clusters 9, 17, 40), with a 24-year cycle rather than the 30-year cycle of the provincial average.

Insights and Forecasting

Although the spruce budworm clearly cycles, the patterns in the Quebec tree-ring data and defoliation data appear to be

“noisy” or “rough”. In fact, this roughness is a characteristic feature of budworm fluctuation across its range, and the pattern is evident in finely resolved population data as well (Figure 5).

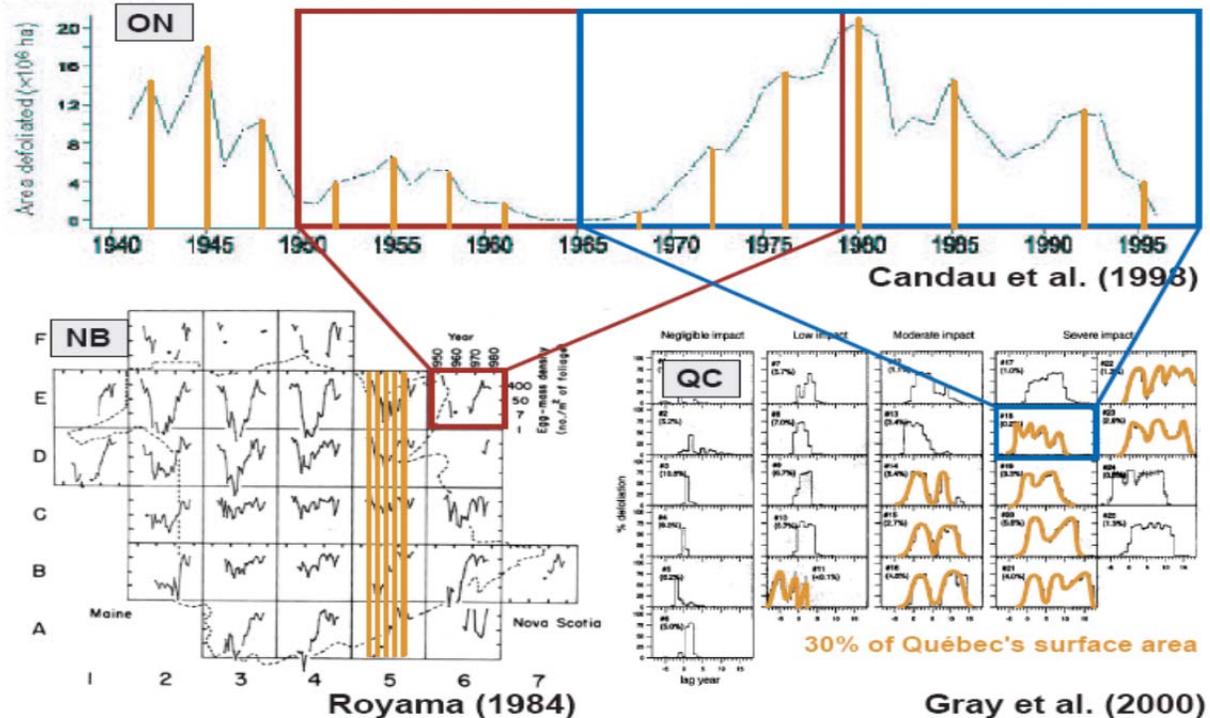


Fig 5. Published data from Ontario, Quebec and New Brunswick, and unpublished data from Alberta all indicate high-frequency 3-7 year fluctuations that overlie the primary multi-decadal outbreak cycle.

We now know that these high-frequency fluctuations are attributable to migratory dynamics resulting from a reciprocal herbivory feedback loop (Nealis & Regniere 2004b). These “sawtooth

oscillations” (Royama 1984) can mislead forecasters who don’t appreciate the determinacy of periodic rebound. A severe outbreak that lasts 16 years will tend to come in 4 distinct pulses. The existence of high-

frequency fluctuations in budworm numbers and impact may occasionally obscure the low-frequency cycle, as can be seen in central New Brunswick and Alberta.

Spatially, it is not entirely clear what leads to the belt-shaped distribution of defoliation in eastern North America, although the model time-series analysis of Régnière et al. (2012), and the spatial analyses of Gray (2008, 2013) and Candau & Fleming (2011), and the mechanistic

reasoning of Fleming (1996) all point to a climatic limitation–budworm being limited by cold in the North and by heat in the South. The opposing trends in the tree-ring data (Figure 3) lead to the interesting possibility that the belt-shaped distribution of budworm activity is modulated by natural and anthropogenically forced variations in climate, represented in the schematic of Figure 6.

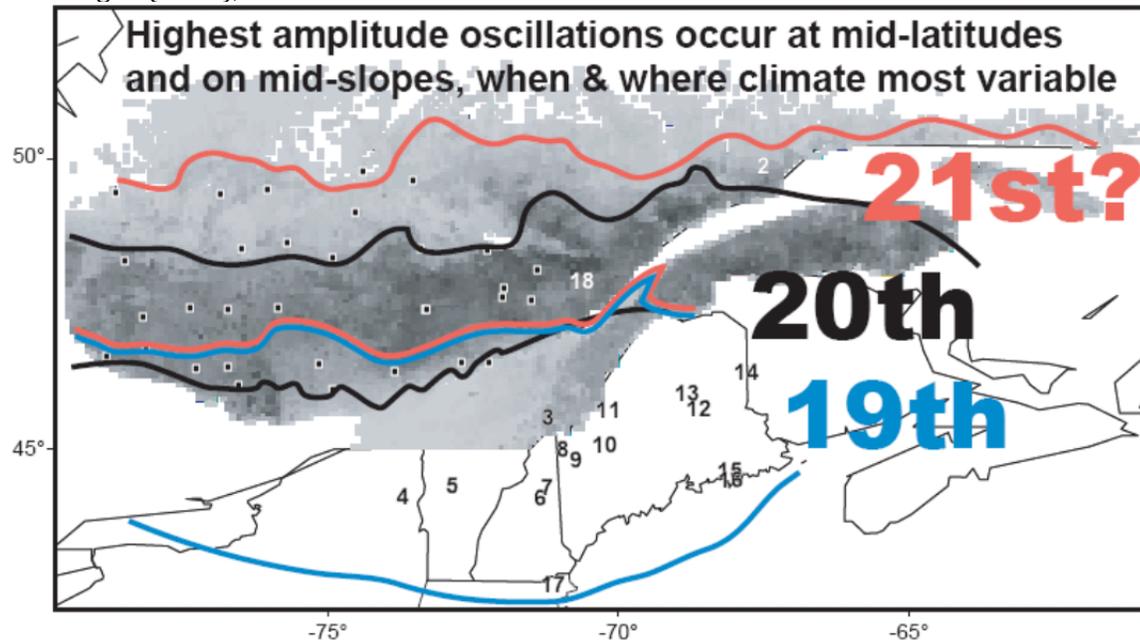


Fig 6. Northward shift in the distribution of intense spruce budworm activity from the 19th century to the 20th century, potentially extending into the 21st century under a deterministic trend in anthropogenic climate warming.

The consequences of this “belt shift” hypothesis are somewhat clear, but not clear enough to support specific client needs in the area currently under attack by budworm. It is clear that a warming future might lead to less intense budworm outbreaks in the southern part of its range. But what specifically might this imply for southern New Brunswick and Maine? What are the 30-year (long-term, climatic-scale) expectations? How might observations deviate from expectation in the short run (the scale at which weather anomalies occur)?

There are a number of key uncertainties that prevent us from

formulating a definitive reply to this question. The source of the uncertainties are twofold: (1) a lack of necessary data on rate processes that we know are key; (2) a lack of appropriate models for interpreting historical data. The first constraint is always going to be a challenge. The second constraint is one that can be resolved imminently. Figure 7 shows a simple way in which the epidemiological models of the past may be reformulated to accommodate our current understanding based on mechanistic process ecology

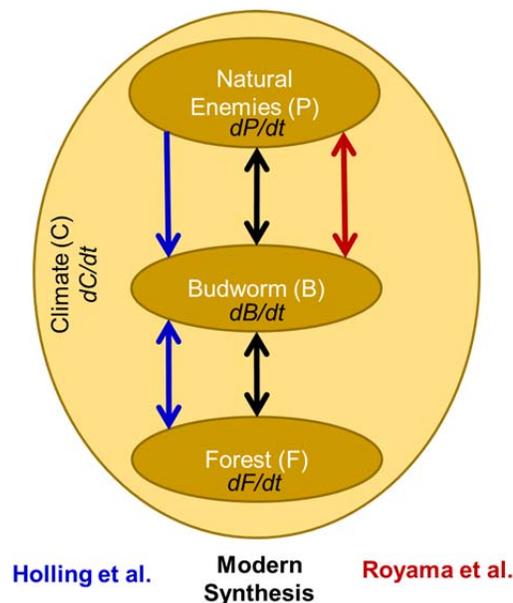


Figure 7. Minimal model of spruce budworm population dynamics might include both reciprocal feedback loops that exist in any tritrophic (enemy-budworm-forest) system. The original models of Holling et al. (left) did not close the top (budworm-natural enemies) feedback loop. The later models advocated by Royama et al. (right) downplayed the bottom (budworm-forest) feedback loop. A modern synthesis (centre) would consider both levels jointly and would include both the potential for both eruptive behaviour and cyclic behaviour.

With this model as a template it is perhaps clearer now how it will always be a challenge to correctly parameterize the four rate functions and the two sets of transfer functions on the reciprocal feedback loops. More specifically, information on the status of natural enemy communities is probably always going to be limiting in this system, as operational monitoring costs of diverse natural enemies are exceedingly high (Eveleigh et al. 2007). This means there will always be, as in meteorological modeling, a certain level of irreducible uncertainty that will always constrain our ability to forecast future budworm impacts.

Conclusion

The foregoing analysis was developed largely in 2003-04. It is heartening to see that patterns since that time have evolved in accordance with those early expectations in terms of the development of large-scale defoliation in the Côte-Nord region of Quebec. What happens next depends on some critical processes that are currently the subject of investigation, especially budworm aggregation (Régnière et al. 2013), dispersal (Royama 1980, Régnière & Lysyk 1995, Sturtevant et al. 2013), and the multiple reciprocal effects of host forest structure (Nealis & Régnière 2004a, 2009, Bouchard et al. 2005, Campbell et al. 2008).

References

- Blais, J.R. 1983. Trends in the frequency extent and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 539-547.
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. and Bergeron, Y., 2006. Forest dynamics after successive spruce budworm outbreaks in mixedwood forests. *Ecology*, 87: 2319-2329.
- Boulanger, Y., D. Arseneault, H. Morin, Y. Jardon, P. Bertrand, and C. Dagneau. 2012. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research* 42:1264-1276.
- Burleigh, J.S., R.I. Alfaro, J. H. Borden, and S. Taylor. 2002. Historical and Spatial Characteristics of Spruce Budworm *Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Lepidoptera : Tortricidae) Outbreaks in Northeastern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 168:301-309.
- Campbell, E.M., D.A. MacLean, and Y. Bergeron. 2008. The severity of budworm-caused growth reductions in balsam fir/spruce stands varies with the hardwood content of surrounding forest landscapes. *For. Sci.* 54: 195-205.
- Candau, J.N.; Fleming, R. A. 2011. Forecasting the response of spruce budworm defoliation to climate change in Ontario. *Canadian Journal of Forestry Research* 41:1948-1960
- Eveleigh, E.S., K.S. McCann, P. C. McCarthy, S.J. Pollock, C.J. Lucarotti, B. Morin, G.A. McDougall, D. B. Strongman, J. T. Huber, J. Umbanhowar, and L. D.B. Faria. 2007. Fluctuations in density of an outbreak species drive diversity cascades in food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104: 16976-16981.
- Fleming, R.A. 1996. A mechanistic perspective of possible influences of climate change on defoliating insects in North America's boreal forests. *Silva Fennica* 30: 281-294.
- Gray, D.R. 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change* 87: 361-83.
- Gray, D.R. 2013. The influence of forest composition and climate on outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 43:1181-1195.
- Gray, D.R., Régnière, J., and Boulet, B. 2000. Analysis and use of historical patterns of spruce budworm defoliation to forecast outbreak patterns in Quebec. *Forest Ecology and Management* 127: 217-231.
- Ludwig, D., Jones, D.D., and Holling, C.S. 1978. Qualitative analysis of insect outbreak systems: the spruce budworm and the forest. *Journal of Animal Ecology* 47: 315-332.
- Morris, R.F., (Ed.) 1963a. The dynamics of epidemic spruce budworm populations. *Mem. Ent. Soc. Can.* 31.
- Nealis, V. G. and J. Régnière. 2004a. Insect-host relationships influencing disturbance by the spruce budworm in a boreal mixedwood forest. *Canadian Journal of Forest Research* 34:1870-1882.
- Nealis, V.G. and J. Régnière. 2004b. Fecundity and recruitment of eggs during outbreaks of the spruce budworm. *Canadian Entomologist* 136:591-604.
- Nealis, V.G. and Régnière, J. 2009. Risk of dispersal in western spruce budworm. *Agricultural and Forest Entomology* 11, 213-223.
- Régnière, J., Delisle, J., Pureswaran, D.S. and Trudel, R. 2013. Mate-finding allee effect in spruce budworm population dynamics. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 146: 112-122.
- Régnière, J. and T.J. Lysyk. 1995. Population dynamics of the spruce budworm, *Choristoneura fumiferana*. . Pages 95-105 in J.A. Armstrong and W.G.H. Ives, editors. *Forest Insects Pests in Canada*. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Ottawa, Ontario.

- Régnière, J.; Nealis, V.G. 2007. Ecological mechanisms of population change during outbreaks of the spruce budworm. 2007. *Ecological Entomology* 32: 461-477.
- Régnière, J.; St-Amant, R.; Duval, P. 2012. Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example. *Biol. Invasions* 14:1571-1586.
- Robert, L.E., Kneeshaw, D.D., Sturtevant, B.R. 2012. Effects of forest management legacies on spruce budworm outbreaks. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 463-475.
- Royama, T. 1980. Effect of adult dispersal on the dynamics of local populations of an insect species: a theoretical investigation. In *Dispersal of Forest Insects: Evaluation, Theory, and Management Implications*. Washington State University, Pullman, WA. pp. 79-93.
- Royama, T. 1984. Population dynamics of the spruce budworm *Choristoneura fumiferana*. *Ecological Monographs* 54: 429-462.
- Sturtevant, B.R., G. Achtemeier, J. Charney, B. Cooke, P.A. Townsend. 2013. Long-distance dispersal of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* Clemens) in Minnesota (USA) and Ontario (Canada) via the atmospheric pathway. *Agricultural and Forest Meteorology* 168:186-200.

Good Science is Good Business

Bonne science égale bonnes affaires

An ongoing investment in research – in partnership with the best science-based organizations in our region – ensures a responsible and balanced approach to healthy forests and communities.

Un investissement continu en faveur de la recherche – en partenariat avec les meilleures organisations scientifiques de notre région – assure une approche responsable et équilibrée favorisant des forêts et communautés en bonne santé.



IRVING J.D. IRVING, LIMITED

jdirving.com

