

le naturaliste canadien

Volume 133, numéro 2
Été 2009

LA SOCIÉTÉ PROVANÇHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Revue de diffusion des connaissances en sciences naturelles et en environnement



Au sommaire

Bombus terrestris, Longue-Pointe-de-Mingan

- LA FORÊT PRÉINDUSTRIELLE DU BAS-SAINT-LAURENT
- LES MARTINETS RAMONEURS RENCONTRENT UN OURAGAN
- FREIN À L'ENVAHISSEMENT DE LA CHÂTAIGNE D'EAU
- LES POISSONS DES EAUX SALÉES DU SAINT-LAURENT
- CHANGEMENTS DANS LE PAYSAGE DES BASSES TERRES DU SAINT-LAURENT

LE MOT DU PRÉSIDENT

Ensemble

La Société Provancher élit un nouveau et jeune président. Celui-ci explique comment il voit son rôle au sein de la Société.

Raphaël Demers

BOTANIQUE

Cardamine impatiens L. (Brassicaceae) et *Phlox stolonifera* Sims (Polemoniaceae), nouvelles espèces pour la flore québécoise

Deux nouvelles espèces de plantes vasculaires s'ajoutent à la flore québécoise, l'une provenant de l'Eurasie, la cardamine impatiente observée dans la région de Québec, et l'autre américaine, le phlox stolonifère, découvert à deux endroits dans les Appalaches.

Claude Roy

La cardère laciniée (*Dipsacus laciniatus* L.) au Québec

Une observation de la cardère laciniée sur l'île de Montréal amena les auteurs à réexaminer des spécimens d'herbiers. Surprise, cette nouvelle plante vasculaire pour la flore québécoise était présente dans Lanaudière depuis au moins 80 ans.

Jean-Paul Bernard, Claude Roy et Marcel Blondeau

Avancement du programme d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) au Québec

La châtaigne d'eau, une plante aquatique originaire d'Eurasie et déjà présente aux États-Unis et en Ontario, a fait son apparition dans le sud du Québec en 1998. Cette plante peut envahir et dominer les herbiers et constitue une menace pour la conservation des milieux naturels. Rapidement, des organismes du milieu ont joint leurs efforts à ceux du gouvernement du Québec pour freiner l'envahissement, voire le repousser. Les campagnes d'éradication amorcées en 2002 ont porté fruit. La vigilance demeure de mise.

Annie Simard, Bertrand Dumas et Pierre Bilodeau

CONSERVATION

Biodiversité, services écologiques et bien-être humain

La nature a fourni aux humains, de tout temps, ce dont ils avaient besoin pour se nourrir, se vêtir et se loger. Le lien s'est atténué avec le développement de l'agriculture et le fossé s'est creusé à l'époque industrielle. En même temps, les écosystèmes naturels ont vu leur intégrité diminuer. L'exemple des bandes riveraines en milieu agricole sert à démontrer que nous avons encore beaucoup à tirer des écosystèmes naturels; des économistes tentent de mettre un coût sur la perte de services écologiques que l'on vit actuellement, car on risque d'hypothéquer l'avenir.

Benoît Limoges

Dynamique des habitats fauniques dans les Basses terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997

La comparaison avec des photographies aériennes prises au milieu du XX^e révèle les changements progressifs qui se sont opérés en ce qui concerne l'utilisation du territoire dans les

Basses terres du Saint-Laurent. Dans les milieux agricoles, les pâturages ont cédé la place aux cultures annuelles telles que celle du maïs alors que les forêts ont remplacé les friches dans les paysages forestiers. Partout, l'empreinte de l'homme s'est accentuée. Ces changements peuvent expliquer pourquoi certaines espèces ont été en déclin pendant les dernières 40 années alors que d'autres ont mieux tiré profit des changements.

Sébastien Rioux, Claudie Latendresse, Benoit Jobin, Alain Baril, Charles Maisonneuve, Céline Boutin et Doninique Côté

ENTOMOLOGIE

Émergence de la guêpe *Cerceris halone* Banks (Hymenoptera : Crabronidae) au mont Shefford, Québec

Les femelles de cette guêpe pondent leurs œufs dans des galeries souterraines et y déposent de la nourriture pour assurer la croissance des larves. Les adultes émergent du sol durant la deuxième moitié de l'été dans les conditions du sud du Québec.

Luc L. Jobin et Jean-Marie Perron

Aperçu sur la diversité des bourdons en Minganie, Québec (Hymenoptera : Apidae : *Bombus*)

Les bourdons s'activent à butiner les fleurs et les massifs floraux se prêtent bien à leur observation. Des inventaires de bourdons réalisés entre 2001 et 2008 font passer à 12 le nombre d'espèces connues pour Minganie, incluant une espèce introduite pour la pollinisation des bleuets.

Michel Savard

HERPÉTOLOGIE

Origine, répartition et habitats de la grenouille verte aux îles de la Madeleine, Québec

Après la dernière glaciation, ni les amphibiens ni les reptiles ne purent coloniser les Îles de la Madeleine. Toutefois, quelques mentions de la grenouille verte y furent faites depuis une vingtaine d'années. Les auteurs expliquent comment l'espèce fut introduite dans le sud de l'archipel, il y a environ 40 ans, montrent que l'espèce est maintenant largement répandue dans les trois îles du sud, mais qu'elle n'a pas encore atteint le nord de l'archipel à cause de barrières physiques.

Daniel Pouliot, Josiane Bergeron et Nathalie Côté

ORNITHOLOGIE

Impact de l'ouragan Wilma sur la population de martinets ramoneurs

Le martinet ramoneur, une espèce d'oiseau en déclin depuis les années 1960 et classée menacée, migre vers l'Amérique du Sud à la fin de l'été. Au cours de la migration de 2005, plusieurs martinets durent affronter l'ouragan Wilma alors qu'ils se trouvaient en Floride et au Yucatan. Les auteurs décrivent les conséquences néfastes de cette rencontre avec un ouragan majeur.

Mark Dionne, Céline Maurice, Jean Gauthier et François Shaffer

3

4

6

8

15

20

29

31

37

46

MAMMALOGIE

Présence de la belette pygmée (*Mustela nivalis*) et de la belette à longue queue (*Mustela frenata*) à Rimouski

Deux observations fortuites permettent de préciser la distribution de belette pygmée et de la belette à longue queue dans l'est du Québec.

Jean Boulva

FORESTERIE

Simulation d'une augmentation des apports atmosphériques en azote dans trois écosystèmes forestiers du Québec

Les polluants contenus dans les précipitations atmosphériques contribuent à acidifier les sols, mais ils les enrichissent aussi en azote. Durant trois ans, on a soumis des peuplements forestiers à un apport accru d'azote équivalant à 3 et 10 fois celui des précipitations actuelles. Les résultats indiquent que l'excès d'azote ne menace pas la forêt boréale, mais que les érablières croissant sur des sols pauvres risquent de souffrir d'un apport excessif d'azote.

Jean-David Moore et Daniel Houle

La forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et sa transformation (1820-2000) : implications pour l'aménagement écosystémique

L'exploitation forestière durable passe par le maintien, dans le paysage, de caractéristiques typiques des forêts qui existaient avant l'ère industrielle. À l'aide de billes de bois conservées au fond de la rivière Rimouski et de vieilles cartes forestières, on estime que les forêts du Bas-Saint-Laurent étaient constituées, à 60 %, de forêts de conifères de plus de 100 ans. Les jeunes peuplements mixtes et feuillus ont grandement gagné en importance avec l'exploitation commerciale des forêts. Il faut renverser la tendance pour conserver la biodiversité forestière.

Yan Boucher, Dominique Arseneault et Luc Sirois

SCIENCES DE LA MER

Poissons connus et méconnus des fonds marins du Saint-Laurent

On a investi beaucoup d'efforts, au cours des dernières décennies, pour approfondir les connaissances sur les espèces commerciales de poissons marins. Plusieurs autres poissons partagent toutefois le même habitat. Des inventaires réalisés dans le fiord du Saguenay ainsi que dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent révèlent la richesse faunique de ces eaux froides : 88 taxons recensés, par chalut, et d'autres espèces, occupant d'autres habitats, ont probablement échappé aux inventaires. Les résultats montrent la complexité de ces communautés animales encore méconnues.

J.-D. Dutil, C. Nozères, P.-M. Scallion-Chouinard, L. Van Guelpen, D. Bernier, S. Proulx, R. Miller et C. Savenkoff

ENVIRONNEMENT

Impacts de l'activité minière et des eaux usées sur la santé du lac Dauriat à Schefferville : données paléolimnologiques

Les diatomées trouvées au fond du lac Dauriat, situé au cœur de Schefferville, témoignent de l'histoire récente du lieu. Jusqu'à la fin des années 1930, les diatomées du lac caractérisaient un milieu naturel intègre. Les espèces typiques des eaux polluées prirent rapidement la place, pour culminer vers le milieu des années 1970. La mise en place d'un système d'épuration des eaux usées, la cessation de l'exploitation minière et la désertion de la ville ont permis le retour de diatomées associées à des eaux moins polluées, mais, 20 ans plus tard, la communauté des diatomées n'a pas retrouvé son état d'antan.

Laurence Laperrière, Reinhard Pienitz, Marie-Andrée Fallu, Sonja Hausmann et Derek Muir

LES LIVRES

VIE DE LA SOCIÉTÉ

SAVIEZ-VOUS QUE...

En page couverture : Cette superbe photo d'un *Bombus terricola* illustre les propos de l'auteur de l'article sur la diversité des bourdons de la Minganie, en page 31.

Photo : Michel Savard

Par leur soutien financier,
le ministère du Développement durable,
de l'Environnement et des Parcs du Québec,
les parrains et les amis du *Naturaliste canadien*,
nos commanditaires et
les généreux bienfaiteurs de la Société Provancher
ont facilité la réalisation de ce numéro du *Naturaliste canadien*.

Qu'ils en soient tous remerciés.

La Société Provancher remercie ses généreux bienfaiteurs

Parrains du *Naturaliste canadien*

Fondation de la faune du Québec

Société des établissements de plein-air du Québec (Sépaq)

Amis du *Naturaliste canadien*

Beauchesne, Carole · Beaudoin, Marjolaine · Bélanger, Roger · Belles-Isles, Michel · Berteaux, Dominique · Bérubé, Anne · Billington, Charles · Bonin, Serge · Bouchard, Michel · Boudreau, Francis · Bourassa, Jean-Pierre · Breton, Martin · Brisebois, Ronald · Brunel, Pierre · Brunelle, François · Cantin, Michel · Cayouette, Jacques · Chartier, Richard · Clermont, André · Cloutier, Stéphanie · Colinet, Bernard · Cormier, Caroline · Corriveau, Lina · Côté, Mathieu · Couture, Pierre · Couture, Richard · Crête, Michel · Croteau, Robert · Dagenais, Michel · Darveau, Agathe · Desautels, Renée · Desbiens, Jean-Yves · Desjardins, Lucie · Desjardins-Dulac, Monique · Desmartis, André · Després, Denise · Dionne, Jean-Claude · Drolet, Bruno · Duchesneau, Roger · Duclos, Isabelle · Dufour, Guillaume · Dufresne, Camille · Dumas, Guy · Dutil, Jean-Denis · Fortin, Gill · Fortin, Jean · Gaboury, Gilles · Gadbois, Thérèse · Gagné, François · Giroux, Michel · Giroux, Pierre A. · Hamel, François · Hébert, Christian · Huot, Lucien · Juneau, Michel · Laflamme, Michel K. · Lafond, Anne-Marie · Lagacé, Jean · Langevin, André · Lanneville, Jean-Louis · Leboeuf, Michel · Lépine, Rachel · Levasseur-St-Arnaud, Huguette · Loiselle, Robert · Marineau, Kim · Marquis, Denise · Masson, Hélène · Matte, Sylvie · Moisan, Gaston · Monette, Maurice · Morisset, Pierre · Painchaud, Jean · Paquette, Denis · Paré, Patrick · Pelletier, Nathalie · Piuze, Jean · Potvin, Denis · Pouliot, Yvan · Proulx, Diane · Redd, Austin · Renaud, Michel · Richard, Pierre J.H. · Rodrigue, Donald · Sabourin, André · Sénéchal, André · Shaw, Michel · Tessier, Pierre · Turcotte, Marie-France · Van Nieuwenhove, Claude · Van Vliet, Ger · Vigneux, Jean · Villemagne, Claude · Villeneuve, Claude · Watelet, Anne

Léopold Gaudreau, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs

Bienfaiteurs de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

Ahern Normandeau, Marguerite · Alarie, Martin · Auger, Geneviève · Barrière, Serge · Beaucher, Francis · Beaudet, Thérèse · Beaudoin, Marjolaine · Bédard, Michelle · Bédard, Yvan · Bélanger, Michelle · Bélanger, Roger · Bellefeuille, Marie · Belzile, Patrick · Benoît, Suzanne · Bernier, Sylvain · Bérubé, Anne · Bilodeau, Martin · Biron, Paule · Blondin, Hélène · Bonnet, Gwendoline · Bouchard, Yvon · Boucher, Patrice · Boulva, Jean · Breton, Martin · Brisebois, Ronald · Brisson, Monique · Brochu, Jean-Sylvain · Bujold, Louis · Buteau, Rénaud · Cantin, Michel · Caron, Jean-Claude · Caron, Roselle · Castonguay, Gérard · Castonguay, Martin · Cavanagh, Robert · Charbonneau, Françoise · Charpentier, Yvan · Chayer, Réjean · Clermont, André · Cloutier, Stéphanie · Club d'ornithologie de Longueuil · Corbeil, Christian · Cossette, Julie · Côté, Madeleine · Coulombe, Josette · Couture, Josée-Marie · Couture, Richard · Croteau, Robert · Dagenais, Michel · D'Anjou, Gay · Darveau, Agathe · De Serres, Marthe · Delisle, Conrad · Demers, Jacques · Déry, Anne · Desautels, Louise · Desbiens, Jacques · Desbiens, Jean-Yves · Desjardins, Lucie · Desjardins-Dulac, Monique · Després, Denise · Doré, Marc · Duchesneau, Roger · Dufresne, Camille · Dumas, Gilbert · Dupéré, André · Dutil, Jean-Denis · Fortin, J. André · Fortin, Jean · Fouquereau, Gaëtan · Gaboury, Gilles · Gadbois, Thérèse · Giguère, Jean-Roch · Girard, Claudette · Giroux, Marie · Goyer, Suzie · Granger, Dominic · Grenier, Claire · Grimard, Michèle · Hamel, François · Hamel, François · Harvey, Éric-Yves · Henry, Lise · Huot, Jean · Jalbert, Mélanie · Jones, Richard · Juneau, Michel · Kugler, Marianne · Laflamme, Michel K. · Lafond, Anne-Marie · Lafond, Louise · Lagacé, Jean · Lagacé, Langis · Lamoureux, Gisèle · Langevin, André · Lapointe, Monique · Larivée, Jacques · Laroche, José · Le Bel, Raymonde · Lebel, Mariette · Lebel-Grenier, Sébastien · Lemieux, Jacques · Lepage, Ronald · Lessard, Camille · Léveillé, Danielle · Levesque, Annie · Lévesque, Madeleine · Longré, Huguette · Lortie Aubé, Diane · Marier, Louise · Marquis, Denise · Massicotte, Guy · Mercier, Jacinthe · Mercier, Marte et Jean · Messely, Louis · Michaud, Julie-Mélanie · Michaud, Nathalie · Moisan, Gaston · Monette, Maurice · Myette, Claude · Nadeau, Yves · Ouellet, Denis · Ouellet, Jocelyne · Ouellet, Nathalie · Perron, Sylvie · Picard, Jean-Guy · Pilote, Lise · Piuze, Jean · Potvin, Christian · Potvin, Denis · Potvin, Laurent · Potvin, Paule · Proulx, André · Rainville, Pierre · Rasmussen, Arne · Reed, Austin · Rémillard, Chantal · Renaud, Jean · Renaud, Michel · Rheault, Claude · Richard, Pierre J.H. · Riou, Nicolas · Rioux, François · Riverin, Alexandra · Roberge, Charlotte · Roberge, Marie · Roberge, Nicole · Robert, Céline · Robert, Michèle · Robert, Roger · Rousseau, Éric · Roy, Clodin · Roy, Odette · Samson, Jean-Charles · Sénéchal, André · Shaw, Michel · Soly, Geneviève · Tessier, Pierre · Tremblay, André-Anne · Tremblay, Éric · Trépanier, Claudette · Trudel, Nicole · Turcotte, Marie-France · Varin, Michel · Veilleux, François · Wapler, Michel ·



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

Président

Raphaël Demers

1^{er} Vice-président

Éric Yves Harvey

2^e Vice-président

Michel Lepage

Secrétaire

Odette Roy

Trésorier

André St-Hilaire

Administrateurs

Jean-Claude Caron

Gilles Gaboury

Jean Huot

Sylvie Matte

Réginald Ouellet

Gervais Soucy

le naturaliste canadien

Comité de rédaction

Michel Crête,

rédacteur

Bruno Drolet

Robert Gauthier

Jean Hamann

Christian Hébert

Hélène Jolicœur

Michel Lepage

Jean Painchaud

Vincent Roy

Révision linguistique

Huguette Carretier

Camille Rousseau

Comité de financement

Éric Yves Harvey

Michel Lepage

Impression et reliure

AGMV

MARQUIS

Édition



Les Éditions l'Ardoise
9865, boul. de l'Ormière
Québec QC
G2B 3K9
418.843.8008

Le *Naturaliste canadien* est recensé par
Repères, Cambridge Scientific Abstracts
et Zoological Records.

Dépôt légal 2^e trimestre 2009

Bibliothèque nationale du Québec

© La Société Provancher d'histoire

naturelle du Canada 2009

Bibliothèque nationale du Canada

ISSN 0028-0798

Imprimé sur papier recyclé



Fondée en 1868 par Léon Provancher, la revue *Le Naturaliste canadien* est devenue en 1994 la publication officielle de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, après que le titre ait été cédé à celle-ci par l'Université Laval.

Créée en 1919, la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada est un organisme sans but lucratif qui a pour objet de regrouper des personnes intéressées aux sciences naturelles et à la sauvegarde de l'environnement. Entre autres activités, la Société Provancher gère les refuges d'oiseaux de l'île aux Basques, des îles Razades et des îlets de Kamouraska ainsi que le territoire du marais Léon-Provancher dont elle est propriétaire.

Comme publication officielle de la Société Provancher, *Le Naturaliste canadien* entend donner une information de caractère scientifique et pratique, accessible à un large public, sur les sciences naturelles, l'environnement et la conservation.

La reproduction totale ou partielle des articles de la revue *Le Naturaliste canadien* est autorisée à la condition d'en mentionner la source. Les auteurs sont seuls responsables de leurs textes.

Les personnes ou les organismes qui désirent recevoir la revue peuvent devenir membres de la Société Provancher ou souscrire un abonnement auprès de EBSCO. Tél. : 1-800-361-7322.

Publication semestrielle

Toute correspondance doit être adressée à :

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

1400, route de l'Aéroport

Québec QC G2G 1G6

Téléphone : 418-831-4188 Télécopie : 418-831-8744

Courriel : societe.provancher@gmail.com

Site web : www.provancher.qc.ca



Ensemble

Lorsque j'ai pour la première fois mis les pieds au conseil d'administration de la Société Provancher, je me suis senti transporté deux siècles en arrière ; comme si je me joignais au groupe de penseurs d'une société d'histoire naturelle de l'époque darwinienne. J'étais impressionné par ceux qui m'entouraient, chacun ayant son bagage de connaissances et d'expériences. Je savais que je venais de m'engager dans une aventure qui m'apporterait beaucoup et qui me mènerait loin. Ce défi me permettait enfin de matérialiser mon intérêt pour la conservation de la nature et l'implication sociale. J'arrivais dans ce groupe avec mes idées et mon vécu, mais surtout avec l'esprit grand ouvert.

À chaque fois qu'il m'est donné de me retrouver devant autant de nouvelles connaissances à appréhender, cela m'amène à constater non seulement l'importance de la transmission du savoir, mais aussi des échanges entre individus. Car après tout, l'intelligence d'un humain ne compte que pour très peu si elle n'est pas stimulée par celle des autres. Mais à propos, d'où nous vient cette intelligence ? Les révolutions dans la culture humaine (scientifique, sociale, spirituelle, etc.) nous viennent-elles seulement du génie ponctuel de quelques-uns ? C'est en fait la multitude de personnalités « idolâtrées » pour leurs découvertes dans notre société qui a stimulé ma réflexion au sujet de l'avancement des connaissances. En effet, nous nous référons constamment aux grands penseurs de l'histoire : Charles Darwin, Platon, Marie Curie, Confucius et René Descartes en sont des exemples. Qui a inspiré ces personnages historiques ? La réponse est infinie. On ne peut contester l'intuition et l'effort de ces personnes ; mais leurs oeuvres ne sont-elles pas le fruit d'un long échange d'idées entre les membres de notre espèce ? Par le simple fait de communiquer, chaque individu met en circulation des informations dans le grand bassin de penseurs que sont les humains. Ces informations peuvent alors rester latentes dans nos cultures, évoluer lentement ou bien exploser dans l'esprit d'un découvreur. L'humanité est donc le produit de cette effervescence d'idées. Il est difficile, mais normal de ne pas prendre conscience du « système humain » dont nous faisons partie. En ayant conscience de l'importance et de la proximité de l'autre, le respect s'imprègne naturellement dans nos esprits. Le respect de l'autre et le respect de l'humanité.

Me voilà maintenant, après quelques mois d'implication, me présentant à vous comme président du conseil d'administration. En cette 90^e année d'existence de la Société Provancher, il me semblait important de mettre en lumière la trame qui nous a menés jusqu'à aujourd'hui. Une longue tradition de personnes qui se sont impliquées et qui ont su construire une organisation crédible et dévouée à la communauté par le biais des sciences naturelles. Je terminerai ce texte par cette citation d'Albert Jacquard : « Vivre, c'est participer à cette aventure collective où personne n'est insignifiant ».

Raphaël Demers,
président

Cardamine impatiens L. (Brassicaceae) et *Phlox stolonifera* Sims (Polemoniaceae), nouvelles espèces pour la flore québécoise

Claude ROY

Résumé

L'auteur signale la présence de deux plantes vasculaires découvertes récemment au Québec, Canada : *Cardamine impatiens* L. et *Phlox stolonifera* Sims.

La Cardamine impatiente (*Cardamine impatiens* L.), nouvelle espèce de Brassicacées pour la flore québécoise

Cette cardamine adventice, originaire d'Eurasie, est considérée comme une plante nuisible annuelle ou bisannuelle. Voss (1985) mentionne sa présence pour la première fois au Canada pour la province d'Ontario d'après le document de Webber (1984) qui signale sa présence à Port Credit, où elle se serait répandue localement à partir d'anciennes habitations. Rothfels (2004) fait part de sa découverte dans la ville d'Hamilton. Et Rollins (1993) précise sa répartition géographique qui s'étend du New Hampshire à la Pennsylvanie, de la Virginie à l'Ontario et au Michigan. Magee et Ahles (1999) font foi de sa présence au Connecticut et au New Hampshire. Elle est largement répandue en Europe, bien qu'elle soit absente de plusieurs îles (Tutin et collab., 1993).

C'est une espèce qui est caractérisée par de petites auricules embrassantes, sagittées, aiguës et ciliées à la base des feuilles caulinaires composées de nombreuses paires de folioles.

Rich (1991) nous fait part de sa préférence pour l'ombre des boisés; elle s'établit aussi sur les rochers, les éboulis, les rivages, les sentiers, et souvent sur les sols calcaires des frênaies humides. Parfois rencontrée sur les berges des rivières, et aussi accidentellement dans les jardins, les quais, etc. Rollins (1993) la décrit comme une espèce sporadique rarement rencontrée qui préfère les milieux herbeux humides, les abords routiers ombragés et les talus humides exposés. Elle croît aussi dans les prairies et pelouses ombragées selon Magee et Ahles (1999).

Découverte à Sillery, ville de Québec, en 1986, sa présence fut aussi remarquée à l'île d'Orléans en 2002.

- Québec, comté de Québec, Sillery, Chemin des Foulons; Petite colonie sur gravelle concassée, à la limite d'un stationnement le long d'une voie ferrée, pleine lumière. Gilles Ayotte, 4-VII-1986, n° 86-17 (QFA).
- Québec, comté de Montmorency n° 2, île d'Orléans, Saint-Pierre; 46° 53' 20" N – 71° 04' 45" O, 19TCB416948 (chemin 104, relevé 70), 3^e terrasse, talus du chemin schisteux et instable à végétation clairsemée, exposition ouest, ombragé



en après-midi, deux touffes stériles de 1^{re} année seulement. Claude Roy & Myriam Lafrenière-Landry, 9-VIII-2002, n° 02-5028-C (QFA).

- Québec, comté de Montmorency n° 2, île d'Orléans, Saint-Pierre; 46° 53' 35" N – 71° 05' 05" O, 19TCB412951 (chemin 104, relevé 70), 2^e terrasse, bordure du chemin sous *Malus*

Claude Roy est botaniste à l'Herbier Louis-Marie, Université Laval, Québec
courriel : clauder.roy@herbier.ulaval.ca
Site Internet : <http://www.herbier.ulaval.ca/>

pumila et *Betula papyrifera* en présence d'autres arbustes, nombreux individus en fruits. Claude Roy & Myriam Lafrenière-Landry, 9-VIII-2002, no 02-5030-C (QFA).

- Ontario, Peel County, Mississauga. Lake Ontario at Hwy. 10. Port Credit. St. Lawrence Starch Works property. Deciduous woods. 49° 33' N – 79° 35' W. Grid ref. 148222. J.M. Webber, 12 June 1980, nr 2 516(3); Stet! G.A. Mulligan 1998 (CAN-450 671).

Le Phlox stolonifère (*Phlox stolonifera* Sims), nouvelle espèce de Polémoniacées pour la flore québécoise et canadienne

Le *Phlox stolonifera* Sims est une espèce étatsunienne connue depuis l'État de Pennsylvanie jusqu'à la Géorgie au sud, puis jusqu'en Ohio vers le nord-ouest (Haines et Vining, 1998). Elle forme des tapis dans les boisés ouverts et humides, sur les loams riches, humiques et légèrement acides. Grâce à son moyen de propagation végétatif, on peut la trouver en grandes colonies. Ayant privilégié ce moyen de reproduction, elle ne produit des graines que sporadiquement (Small, 1972). Parfois cultivée, on la rencontre occasionnellement comme

échappée de culture ailleurs en Amérique du Nord. C'était une plante inconnue du Canada jusqu'à tout récemment même si sa présence dans les États limitrophes du Vermont et du Maine était déjà mentionnée.

Ce Phlox porte bien son nom en se propageant par des stolons. En effet, il possède la particularité de développer de nombreux stolons terminés par des rosettes foliaires. De plus, il s'enracine aux nœuds pour produire de nouveaux plants dont les hampes florales pourront atteindre une hauteur de 25 cm. Les fleurs lilas à pourpre de 14 mm par 1 cm attirent rapidement le regard; d'ailleurs, le nom générique grec signifie flamme, faisant allusion aux couleurs flamboyantes des fleurs. Les feuilles basilaires, spatulées-obovées, ciliées, et ce, davantage sur les pétioles, atteignent 4,5 cm de longueur par 1,8 cm de largeur alors que les feuilles caulinaires, opposées, sont plus petites (1 cm par 0,5 cm), ovées et glanduleuses-pubescentes tout comme l'inflorescence.

La présence du Phlox stolonifère n'a pu être observée jusqu'à maintenant au Canada que dans deux localités québécoises.

- Québec, comté de Dorchester, hameau de Springbrook, cimetière anglican de Frampton. 46° 30' N – 70° 50' O. Probablement échappée de culture sur le terrain du cimetière, rencontrée avec *Phlox subulata*; ce serait une deuxième station canadienne pour cette espèce originaire de l'Est américain. Abondante et se cultive facilement selon Mme Ruel. Madeleine Ruel, 6 juin 1986, n° C-737-86.
- Québec, Brome County, 1 mi. S. of Bolton Centre; along road through mixed woods, 45° 12' N - 72° 21' W. P. Bahr, June 2 1962, s.n. (MTMG-43 898) (CAN-313 653). ◀

Références

HAINES, A. et T.F. VINING, 1998. Flora of Maine, a manual for identification of native and naturalized vascular plants of Maine. V.F. Thomas Co., Bar Harbor, ME, 847 p.

MAGEE, D.W. et H.E. AHLES, 1999. Flora of the Northeast, A manual of the vascular flora of New England and adjacent New York. University of Massachusetts Press, Amherst, MA, 1213 p.

RICH, T.C.G., 1991. Crucifers of Great Britain and Ireland. BSBI Handbook No 6. Botanical Society of the British Isles, London, UK, 336 p.

ROLLINS, R.C., 1993. The Cruciferae of continental North America. Stanford University Press, Stanford, CA, 976 p.

ROTHFELS, C., 2004. Significant vascular plant records from the Hamilton Area, Ontario. Canadian-Field Naturalist, 118: 612-615.

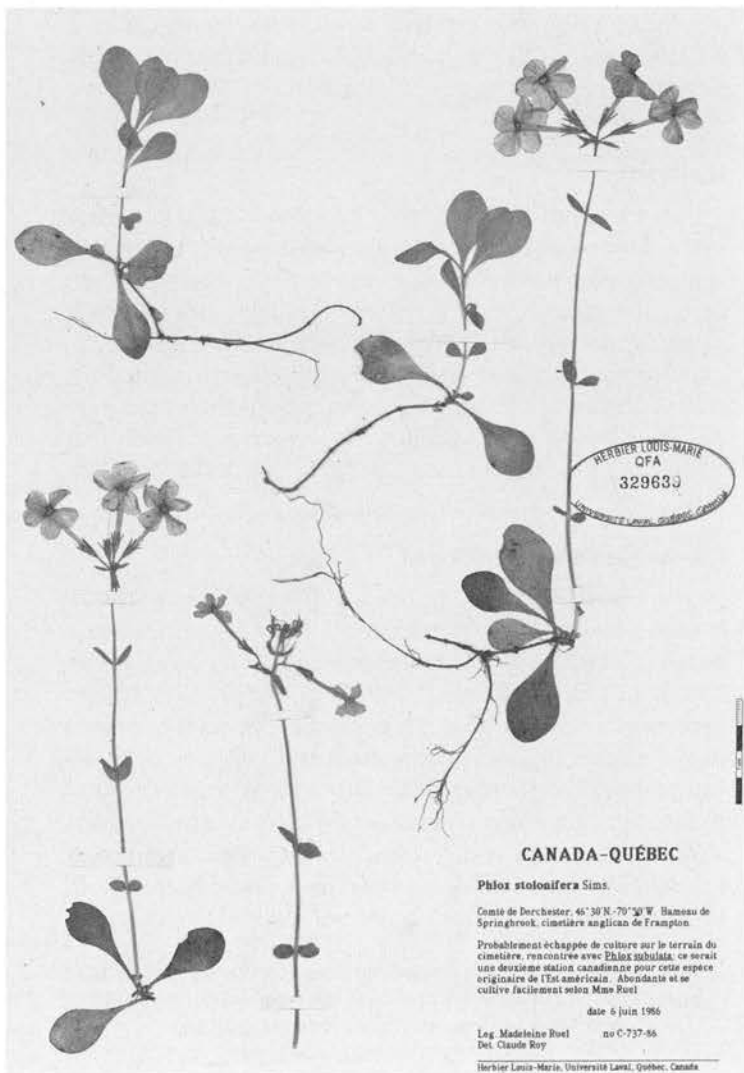
SMALL, J.K., 1972. Manual of the Southeastern flora, Part II, [Facsimile reprint of the 1933 Edition]. Hafner Publishing Co, New York, NY, p. 775-1554.

TUTIN, T.G., N.A. BURGESS, A.O. CHATER, J.R. EDMONDSON, V.H. HEYWOOD, D.M. MOORE, D.H. VALENTINE, S.M. WALTERS et D.A. WEBB, 1993 (édit.). Flora Europaea. Volume 1 *Psilotaceae* to *Platanaceae*, Second edition. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 581 p.

VOSS, E.G., 1985. Michigan flora, Part II, Dicotyledons (*Saururaceae-Cornaceae*). Bulletin 59, Cranbrook Institute of Science and University of Michigan Herbarium, MI, 724 p.

WEBBER, J.M., 1984. The vascular plant flora of Peel County, Ontario. Botany Press, Toronto, ON, 94 p.

WHERRY, E.T., 1955. The Genus *Phlox*. Morris Arboretum Monographs III. The Associates of the Morris Arboretum, Philadelphia, PA, 174 p.



CANADA-QUÉBEC

Phlox stolonifera Sims.

Comté de Dorchester, 46° 30' N- 70° 50' W. Hameau de Springbrook, cimetière anglican de Frampton.

Probablement échappée de culture sur le terrain du cimetière, rencontrée avec *Phlox subulata*; ce serait une deuxième station canadienne pour cette espèce originaire de l'Est américain. Abondante et se cultive facilement selon Mme Ruel

date 6 juin 1986

Log. Madeleine Ruel no C-737-86
Det. Claude Roy

Herbarium Louis-Marie, Université Laval, Québec, Canada

La cardère laciniée (*Dipsacus laciniatus* L.) au Québec

Jean-Paul Bernard, Claude Roy et Marcel Blondeau

Résumé

Les auteurs signalent un ajout à la flore vasculaire québécoise, à partir d'une récolte récente dans la région de Montréal, par le premier auteur. L'Herbier Louis-Marie (QFA) et l'Herbier du Québec (QUE) conservent aussi des récoltes anciennes pour la région administrative de Lanaudière.

Introduction

Le 11 juillet 2008, le premier auteur fit la découverte d'une colonie de cardères laciniées (*Dipsacus laciniatus* L.) à Montréal, dans l'arrondissement d'Anjou, précisément à Anjou-sur-le-Lac. Il y retourna le 1^{er} août pour faire de plus amples observations et pour récolter un spécimen à un stade plus avancé de maturité. L'emplacement exact de cette population se situe près du viaduc du chemin de fer du Canadien National enjambant le boulevard Henri-Bourassa (figure 1).

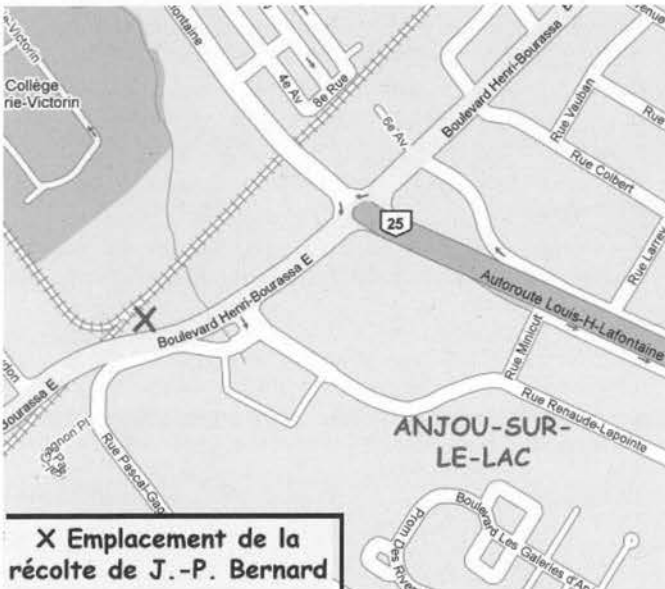


Figure 1. Emplacement de la colonie de *Dipsacus laciniatus* à Anjou-sur-le-Lac (Montréal)

La cardère laciniée est aussi appelée « cardère à feuilles laciniées » ou « cardère découpée ». Les Anglais la nomment *cutleaftease*. C'est une grande plante bisannuelle appartenant à la famille des Dipsacacées, ou optionnellement, à celle des Caprifoliacées, selon la classification utilisée.

Taxonomie et répartition

Il existe deux espèces de cardères au Canada (NatureServe Explorer, 2008) : le *Dipsacus fullonum* L. présent au

Québec, en Ontario et en Colombie-Britannique et le *Dipsacus laciniatus* présent qu'en Ontario. Chez le *Dipsacus fullonum*, les sites USDA (2008) et SITI (2008) distinguent la sous-espèce *fullonum* et la sous-espèce *sylvestris* (Huds.) Clapham, cette dernière aussi considérée comme une espèce : le *Dipsacus sylvestris* Huds. De son côté, Scoggan (1979) ne mentionne, pour le Canada, que le *Dipsacus fullonum* (cardère sauvage) sans le diviser au niveau infraspécifique. Jusqu'ici, aucune mention de la présence de la cardère laciniée n'avait été faite pour le Québec dans les ouvrages suivants : Marie-Victorin (1995), Scoggan (1979), Boivin (1966-1967) ou FloraQuebeca (2008).

Habitat

La population observée à Anjou-sur-le-Lac forme une colonie d'une dizaine d'individus croissant sur le haut d'un talus à plus de 2 m au-dessus du niveau du trottoir, dans un espace un peu à découvert entre des sumacs vinaigriers (*Rhus typhina* L.) et des oliviers de Bohême (*Elaeagnus angustifolia* L.), près de la clôture ceinturant le terrain d'un concessionnaire d'automobiles. Sa présence n'est pas perceptible à bord d'un véhicule en mouvement circulant sur le boulevard; tout au plus, peut-on apercevoir les capitules de cette cardère qui dépassent les hautes herbes.

Caractères distinctifs

La cardère laciniée ressemble à première vue à la cardère sauvage représentée dans la Flore laurentienne de Marie-Victorin (1995). C'est en consultant les ouvrages de Gleason (1952) et Bonnier (1922) que le premier auteur découvrit la véritable identité de sa récolte. Ses feuilles découpées-laciniées (figure 2) contrastent avec celles du *Dipsacus fullonum* qui sont entières. Le *Dipsacus laciniatus* est une plante plutôt robuste, mesurant de 1,3 à 2 m de hauteur, abondamment armée de minuscules épines dans toutes ses parties. Ses feuilles basales et celles de la partie moyenne de la tige ont une base embrassante qui retient l'eau de pluie;

Jean-Paul Bernard est botaniste retraité. Claude Roy est botaniste à l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval et Marcel Blondeau est botaniste consultant.
claude.roy@herbier.ulaval.ca
marcel_blondeau@videotron.ca

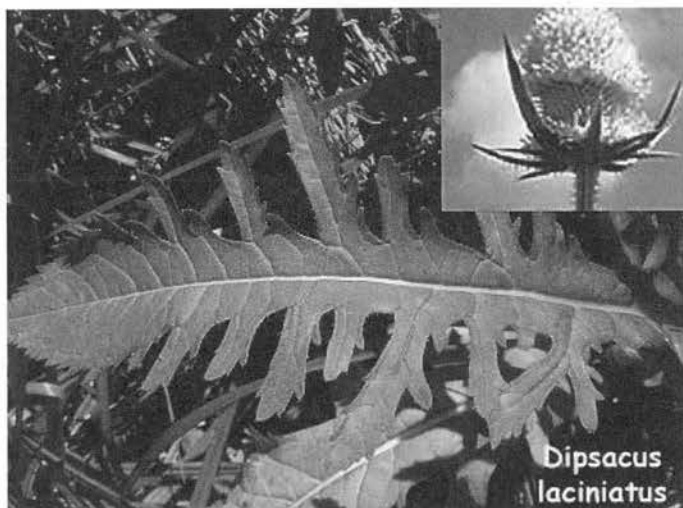


Figure 2. Feuille et inflorescence de cardère laciniée (2002-2008)

le reste du limbe est plus ou moins découpé-lacinié. Sur les branches portant les capitules, les feuilles sont plus petites et pinnatifides ou laciniées.

Récoltes

La découverte récente de la présence au Québec de la cardère laciniée incita les auteurs à examiner attentivement les récoltes de cardère sauvage (*Dipsacus sylvestris* ou *Dipsacus fullonum*) du Québec conservées à l'Herbier Louis-Marie de l'Université Laval (QFA). Quelle ne fut pas leur surprise de découvrir que la cardère laciniée avait déjà été récoltée antérieurement au Québec ! Sa présence est passée inaperçue à la suite d'erreurs d'identification des spécimens. La plus ancienne récolte date d'aussi loin que 1930. Les spécimens suivants témoignent de la présence au Québec de la cardère laciniée bien avant sa découverte récente à Anjou-sur-le-Lac. Cette plante est souvent cultivée dans les jardins où elle se reproduit facilement. Aussi, n'est-il pas étonnant de la voir de plus en plus s'échapper de culture.

- MONTRÉAL, ANJOU-SUR-LE-LAC, non loin du viaduc du chemin de fer du Canadien National, surplombant le boulevard Henri-Bourassa, colonie d'une dizaine d'individus croissant sur le haut du talus, à plus de 2 m au-dessus du niveau du trottoir, dans un espace un peu à découvert, entre des sumacs vinaigriers (*Rhus typhina*) et des oliviers de Bohême (*Elaeagnus angustifolia*), 11 juillet 2008, Jean-Paul Bernard, B08-7 (QFA 562925).
- MONTRÉAL, ANJOU-SUR-LE-LAC, non loin du viaduc du chemin de fer du Canadien National, surplombant le boulevard Henri-Bourassa, colonie d'une dizaine d'individus croissant sur le haut du talus, à plus de 2 m au-dessus du niveau du trottoir, dans un espace un peu à découvert, entre des sumacs vinaigriers (*Rhus typhina*) et des oliviers de Bohême (*Elaeagnus angustifolia*), 1^{er} août 2008, Jean-Paul Bernard, B08-16 (QFA 562926).
- MASCOUCHE ET LACHENAIE (comté de l'Assomption), août et septembre 1930. Père Louis-Marie et collab. s.n.

(QFA), n° 1495 (QUE), sub nom. *D. fullonum* (QFA 29666, 29667, 29668, 29669, QUE 1486, 1487, 1488, 1489).

- SAINT-JACQUES (comté de Montcalm), bord des fossés, pâturages pour porcs, 3 août 1943. Germain Brisson s.n., sub nom. *D. sylvestris* (QFA 144980).
- SAINT-JACQUES (comté Montcalm), rang au sud du village, 5 août 1959, Gaston Lamarre s.n., sub nom. *Dipsacus sylvestris* (QFA 60806, QUE 14412).
- SAINT-JACQUES (comté Montcalm), Ferme André Thibodeau, 1268 rang Continuation; bord de route, face à un champ de maïs, 31 juillet 1984. Romain Néron n° 84-1762, sub nom. *Dipsacus sylvestris* (QFA 450 340, QUE 91908).
- SAINT-ALEXIS (comté de Montcalm), Ferme Arnaldo Francescutti, 101 Bas Grande Ligne; bord du terrain longeant la serre, 25 juillet 1984. Romain Néron n° 84-1751, sub nom. *Dipsacus sylvestris* (QFA 450 341, QUE 91971).

Cette plante est parfois envahissante dans certains États américains, mais ce n'est pas le cas pour le moment au Québec. Néanmoins, les botanistes doivent continuer de la rechercher dans les herbiers et sur le terrain afin de mieux documenter sa présence sur notre territoire et de l'ajouter éventuellement à la liste des plantes vasculaires du Québec.

Remerciements

Nos remerciements s'adressent à John Hilty qui nous a gracieusement accordé l'autorisation de reproduire l'une de ses photos. Nous sommes reconnaissants au personnel des herbiers QUE (Norman Dignard, Andrée Michaud) pour le prêt de spécimens et MT (Matthieu Charrier) pour la vérification de récoltes. ◀

Références

- BOIVIN, B., 1966-1967. Énumération des plantes du Canada. Le Naturaliste canadien, 93: 253-274, 371-437, 583-646, 989-1063; 94: 131-157, 471-528, 625-655 (réimprimé avec Index dans Provancheria 6, 404 p., 1967)
- BONNIER, G.E.M., 1922. Flore complète illustrée en couleurs de France, Suisse et Belgique (comprenant la plupart des espèces d'Europe), Tome V. E. Orlhac, (édit.). Librairie Générale de l'Enseignement, Paris, Neuchâtel, Bruxelles, Planches 241-300, 116 p.
- FLORAQUEBECA, 2008. Disponible en ligne à: floraquebeca.qc.ca/flore/flore_genre.htm. [Visité le 2008-11-11].
- GLEASON, H.A., 1952. The new Britton and Brown illustrated flora. The New York Botanical Garden by Hafner Publishing Company Inc., New York et London, 595 p.
- MARIE-VICTORIN, Frère, 1995. Flore laurentienne, 3^e édition. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, QC, 1093 p.
- SCOGGAN, H.J., 1979. The flora of Canada. Part 4. Dicotyledonae to Compositae. Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada, Ottawa, p. 1117-1711.
- SITI (Système d'information taxonomique intégré), 2008. Disponible en ligne à: cbif.gc.ca/pls/itisca/taxaget?p_ifx=scib&p_lang=fr. [Visité le 2008-11-11].
- USDA, 2008. Disponible en ligne à: plants.usda.gov/java/nameSearch. [Visité le 2008-11-11].

Avancement du programme d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.) au Québec

Annie Simard, Bertrand Dumas et Pierre Bilodeau

Résumé

La châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.), une plante aquatique originaire d'Eurasie, serait apparue pour la première fois en 1998 au sud du Québec, tout particulièrement dans la rivière du Sud où elle s'y est rapidement propagée. En 2007, on la trouvait dans les rivières du Sud, aux Brochets et Richelieu. De nouveaux sites d'infestation ont également été répertoriés dans le refuge faunique Missisquoi, au sud de la frontière américaine et dans le parc provincial Voyageur, situé dans la partie ontarienne de la rivière des Outaouais. La campagne québécoise d'éradication de la châtaigne d'eau a été entre autres réalisée dans le cadre d'une entente de collaboration couvrant la période 2002-2006. Les efforts concertés de récolte ont permis de réduire significativement la superficie infestée de même que la biomasse présente dans le bassin versant de la rivière du Sud. La superficie couverte par la châtaigne d'eau, en zone fortement infestée, a diminué de 81 %, soit de 35,6 ha en 2002 à 6,8 ha en 2007, alors que la biomasse a été abaissée de 97 %, passant de 6,79 millions de rosettes récoltées en 2002 à 0,18 million de rosettes en 2006. Cependant, l'augmentation de la production de châtaigne d'eau à 1,38 million de rosettes observée en 2007 a probablement été le résultat d'une saison particulièrement favorable à la germination de noix et à la multiplication des rosettes. À la lumière des années d'expérience québécoises et vermontoises, un tel retour ponctuel ne saurait remettre en cause le programme d'éradication de la châtaigne d'eau. Il sera essentiel de poursuivre, au cours des années à venir, la recherche des foyers d'infestation et l'élimination des plants de châtaignes d'eau si l'on désire atteindre l'objectif de repousser cette plante envahissante hors des frontières du Québec.

Introduction

La châtaigne d'eau (*Trapa natans* L.), une plante aquatique originaire d'Eurasie et introduite en Amérique du Nord au XIX^e siècle, est apparue au Québec pour la première fois en 1998, dans la rivière du Sud, où elle s'est rapidement

propagée. Il s'agit d'une plante annuelle, composée d'une tige submergée portant des feuilles dites plumeuses et une rosette flottante formée de feuilles dentées triangulaires (figure 1). Elle produit de grosses noix épineuses à quatre cornes pouvant survivre jusqu'à 12 ans dans les sédiments. La châtaigne d'eau forme un épais tapis végétal à la surface de l'eau qui bloque la pénétration de la lumière, menaçant ainsi les écosystèmes aquatiques.

Pour endiguer la propagation de cette plante envahissante, une première campagne d'éradication fut mise sur pied d'urgence dès 2000, sous la responsabilité de quatre organismes : le Centre d'interprétation du milieu écologique du Haut-Richelieu (CIME), le Comité de concertation et de valorisation du bassin de la rivière Richelieu, l'Union des producteurs agricoles (UPA) et le ministère de l'Environnement. En 2001, un Comité directeur sur la châtaigne d'eau a été constitué pour contrer la menace que représente

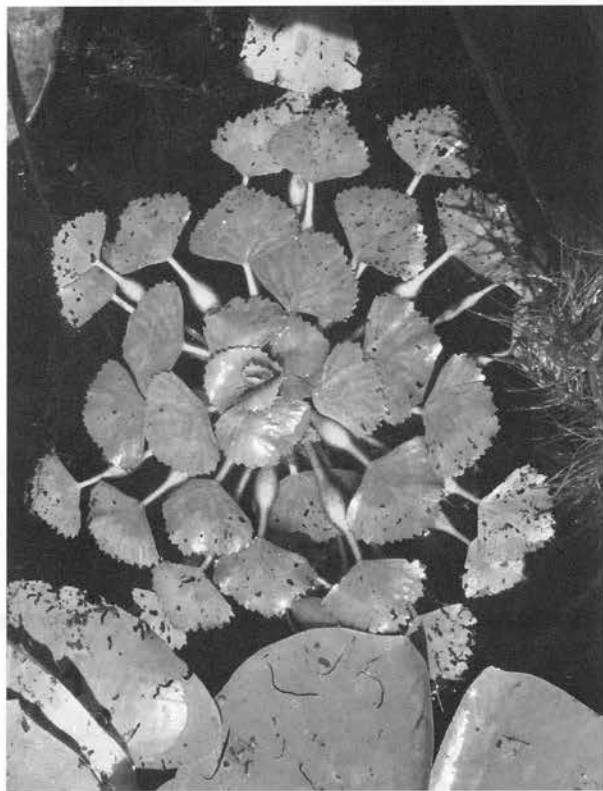


Figure 1. Rosette de châtaigne d'eau

Annie Simard est biologiste à la Direction du patrimoine écologique et des parcs du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

annie.simard@mddep.gouv.qc.ca

Bertrand Dumas est technicien de la faune et travaille à l'Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune Montréal-Montérégie du ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

bertrand.dumas@mrnf.gouv.qc.ca

Pierre Bilodeau est biologiste à l'Unité de gestion des ressources naturelles et de la faune Laurentides du ministère des Ressources naturelles et de la Faune.

pierre.bilodeau@mrnf.gouv.qc.ca

la dispersion de cette plante pour les écosystèmes aquatiques québécois. Ce comité était formé de représentants des ministères du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), de la société Canards Illimités Canada (CIC), de la MRC Le Haut-Richelieu et de CIME Haut-Richelieu. Ce comité directeur était encadré par une entente quinquennale portant sur le financement et l'harmonisation des efforts d'éradication (Dumas et Bilodeau, 2003).

Méthodes

Inventaire des sites envahis

Les premiers travaux d'éradication de la châtaigne d'eau se sont concentrés là où la plante avait été découverte, soit sur un tronçon de 4 km de la rivière du Sud à partir de son embouchure dans la rivière Richelieu, et sur un autre tronçon de 3 km de la rivière Richelieu situé de part et d'autre de l'embouchure de la rivière du Sud. De plus, un inventaire de sites potentiellement infestés a également été effectué sur un tronçon de 10 km dans la partie amont de la rivière du Sud, ainsi que sur le Richelieu entre Sorel et la frontière des États-Unis, dans la baie Missisquoi et dans la rivière aux Brochets. Les points d'infestation ont été localisés et classés sur tout le territoire inventorié, selon l'abondance des rosettes trouvées et récoltées (figure 2).

Récolte de la châtaigne d'eau

La méthode d'éradication consiste à récolter tous les plants de châtaigne d'eau, avant qu'ils ne relâchent leurs semences soit, entre la fin juin et la mi-août. Diverses méthodes de récolte de la châtaigne d'eau ont été développées au fil des ans: la récolte manuelle à partir de canots (figure 3); la récolte semi-mécanisée effectuée à l'aide de râteaux par des récolteurs debout sur des pontons motorisés; la récolte mécanisée légère avec un peigne mécanique posé à l'avant de petites embarcations (cet équipement dénommé « Bio-capteur » a été breveté par la firme Regard Tech); et la récolte mécanisée lourde, utilisant une rétrocaveuse amphibie munie d'un large râteau. La récolte manuelle a été utilisée pour la cueillette fine des plants dispersés ou entremêlés aux herbiers émergents (Dumas et Bilodeau, 2003).

L'évolution de la banque de noix de châtaigne d'eau dans le lit de la rivière du Sud a été déterminée entre 2002 et 2004 afin de prédire la densité de l'infestation appréhendée l'année suivante et la stratégie de récolte à adopter. Des stations d'échantillonnage ont été réparties sur tout le territoire de la zone de récolte de la rivière du Sud. Les noix ont été prélevées au printemps et à la fin de l'été à l'aide d'un filet troubleau traîné sur le lit de la rivière, sur une superficie évaluée à 1,5 m². Toutes les noix étaient triées et dénombrées afin de dissocier les noix viables des noix mortes ou déjà germées (Dumas et Bilodeau, 2005). Comme l'effort investi pour estimer la densité de noix devenait de plus en plus important et que les méthodes légères de récolte ont permis de couvrir la totalité du territoire infesté à plusieurs reprises au cours de



Figure 2. Densité d'infestation de la châtaigne d'eau. Exemples de zones A) de forte densité; B) de densité moyenne; C) de faible densité.

chacune des saisons de récolte, le suivi de la densité des noix viables a été interrompu à la fin de la campagne 2004 (Dumas et Bilodeau, 2005).



Figure 3 : Cueillette manuelle de la châtaigne d'eau.

Localisation des sites de dépôts et de compostage des plants récoltés de châtaignes d'eau

Au cours des premières récoltes de châtaigne d'eau, en 2001, deux méthodes de compostage des plants récoltés ont été évaluées. La première méthode consistait à étendre les plants sur une prairie bordant la rivière du Sud et la seconde, à déposer les plants dans des herbiers exondés formés de quenouilles (*Typha latifolia* L.). Le compostage réalisé en utilisant cette deuxième méthode s'est révélé efficace et rapide puisqu'on pouvait apercevoir des repousses de quenouilles à travers le matériel composté dès l'automne suivant (Dumas et Bilodeau, 2003).

Cette méthode de compostage a été privilégiée pour les campagnes suivantes en raison de la proximité des herbiers exondés et des zones d'intervention, ce qui minimisait l'effort de transport. Les amas de châtaignes d'eau ont été déposés sur des sites choisis pour leur stabilité et leur accessibilité, principalement le long des berges de la rivière du Sud. Une quinzaine d'espèces végétales déjà présentes dans le bassin versant de la rivière du Sud ont également colonisé les amas de châtaignes compostés. Des noix viables ont été trouvées dans la biomasse récoltée en 2003. Il a donc été nécessaire de ceinturer les amas de châtaignes, à l'aide de filets et de piquets de bois, de façon à prévenir la dissémination des plants et des noix lors des crues épisodiques (Dumas et Bilodeau, 2004).

Inventaire des sites envahis

Bien que les travaux de récolte intensive de châtaigne d'eau aient été effectués sur la rivière du Sud et sur le Richelieu de part et d'autre de l'embouchure de la rivière du Sud, l'inventaire des sites infestés a mené à l'obtention du portrait de la distribution de la châtaigne d'eau dans le Québec méridional. Les points d'infestation ont été localisés et classés, sur tout le territoire inventorié, selon le décompte de rosettes récoltées (figure 4).

Résultats

Inventaire de l'invasion au cours de 2002

Les inventaires effectués en dehors de la zone de récolte intensive ont permis de recenser 36 sites d'infestation

en 2002 (tableau 1). Deux autres foyers d'infestation de plus de 100 rosettes ont été découverts en 2002 : à l'embouchure du ruisseau Pir-Vir et dans le canal d'accès de la Marina 514 de la municipalité de Saint-Paul-de-l'Île-aux-Noix (Dumas et Bilodeau, 2003).

Inventaire de l'invasion au cours de 2003

Une visite des sites découverts en 2002 a permis de constater une diminution de leur nombre et de l'intensité de l'infestation (tableau 1). La plupart des sites d'infestation disparus en 2003 comportaient moins de dix rosettes en 2002 (Dumas et Bilodeau, 2004). Tout comme en 2002, aucun plant de châtaignes d'eau n'a été recensé dans la rivière aux Brochets. Toutefois, deux nouveaux sites ont été répertoriés dans le bassin versant de la rivière Richelieu : le premier, faiblement envahi (3 rosettes), entre les îles aux Raisins et aux Branches sur la rivière Richelieu et le second, fortement envahi (700 rosettes), dans le ruisseau Goyette (Dumas et Bilodeau, 2004).

Entre 2002 et 2003, on a de plus noté une régression de 42 % de la superficie des sites fortement infestés de la rivière du Sud, passant de 35 ha à 15 ha. Toutefois, les colonies faiblement infestées couvraient les mêmes superficies qu'en 2002.

Inventaire de l'invasion au cours de 2004

Seize sites d'infestation regroupant plus d'une soixantaine de colonies ont été découverts en 2004 dans la rivière Richelieu entre les îles de Saint-Paul-de-l'Île-aux-Noix et Saint-Jean-sur-Richelieu, ainsi que six autres sites dans les rivières Richelieu, aux Brochets et du Sud, de même qu'une petite colonie dans un fossé tributaire de la rivière Châteauguay (tableau 1). En 2004, on a observé une légère augmentation du nombre de sites envahis par la châtaigne d'eau bien que des colonies de fortes et moyennes densités n'aient pas été observées dans les secteurs infestés. Cette hausse résulte de la découverte de trois nouveaux sites d'infestation et du retour de la châtaigne d'eau dans la rivière aux Brochets (95 rosettes). Un des nouveaux foyers d'infestation a été découvert dans des étangs privés de Venise-en-Québec (bassin versant de la baie Missisquoi). Le second foyer d'infestation (438 rosettes) a, quant à lui, été détecté dans un fossé tributaire de la rivière Châteauguay, alors que le troisième foyer (1044 rosettes) a été découvert dans le ruisseau du Marais (municipalité de Saint-Paul-de-l'Île-aux-Noix) (Dumas et Bilodeau, 2005).

Inventaire de l'invasion au cours de 2005, 2006 et 2007

Au cours de la campagne de 2005, 28 sites d'infestation ont été répertoriés dans le bassin versant des rivières Richelieu, du Sud et aux Brochets, alors que 20 et 23 sites y ont respectivement été recensés en 2006 et 2007 (tableau 1 et figure 4). La petite augmentation du nombre de sites d'infestation observée en 2007 est le résultat de la dérive de rosettes vers la rivière Richelieu, à partir de la rivière du

Tableau 1. Évolution de la quantité de rosettes de châtaigne d'eau récoltée et du nombre de lieux infestés de 2001 à 2007.

Cours d'eau ou bassin versant	2001		2002		2003		2004		2005		2006		2007	
	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)	Sites (nombre)	Rosettes (nombre)
Rivière Richelieu	25	11,200	34	5,330	21	6,808	19	2,358	22	3,573	15	898	18	1,005
Rivière du Sud (portion amont)	1	355,200	1	29,600	1	25,288	1	6,476	1	2,444	1	851	1	3,133
Rivière du Sud (portion aval)	1	6,421,050	1	6,421,050	1	4,688,950	1	620,400	1	310,200	1	177,882	1	1,376,981
Rivières aux Brochets	1	5	0	0	0	0	1	95	2	791	1	450	1	267
Fossé – rivière Châteauguay							1	438	1	24	1	3	1	1
Étangs privés							1	10,000	1	8,826	1	2,710	1	2,571
Total:	28	6,787,455	36	6,455,980	23	4,721,046	24	639,767	28	325,858	20	182,794	23	1,383,958

Sud. La récolte des rosettes dérivantes a créé une hausse du nombre de sites envahis par la châtaigne d'eau. Dans les faits, six sites d'infestation ont été éliminés en 2007 (figure 4).

En 2006, le personnel du Vermont Department of Environmental Conservation nous a avisés de la présence de grandes colonies de châtaignes d'eau dans le refuge faunique situé à l'embouchure de la rivière Missisquoi et dans un petit

tribunaire de la baie Missisquoi. Les autorités américaines y ont récolté environ 12 000 rosettes en 2006, alors que seulement 7 rosettes y avaient été récoltées en 2005 (Vermont Department of Environmental Conservation (VTDEC) – Lakes and Ponds Section, 2008). Toutefois, en 2007, le VTDEC a récolté 5963 rosettes aux mêmes endroits (Dumas et Bilodeau, 2008).

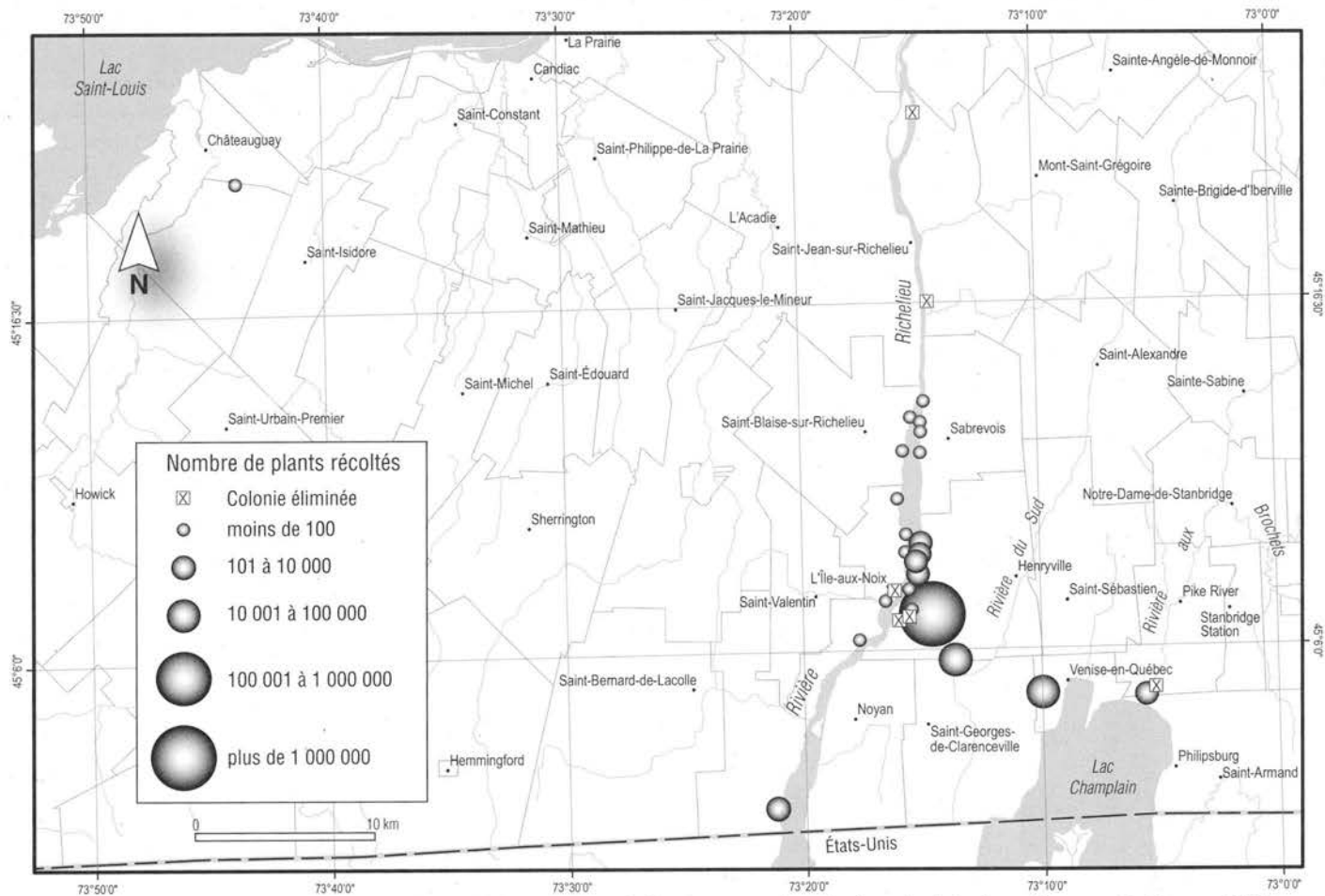


Figure 4. Portrait de la répartition des sites d'infestation et de l'importance des récoltes de châtaigne d'eau au Québec en 2007.

La châtaigne d'eau a également été rapportée dans le parc provincial Voyageur, situé du côté ontarien de la rivière des Outaouais, immédiatement en amont du barrage de Carillon. Les 12 colonies qui y sont répertoriées représentent une sérieuse menace pour les herbiers aquatiques de la rivière des Outaouais et du lac des Deux Montagnes situés juste en aval. Ces renseignements ont été transmis aux autorités ontariennes qui ont entamé une campagne d'éradication au cours de l'été 2008 (Dumas et Bilodeau, 2008). Du côté québécois, une inspection des tronçons de la rivière des Outaouais, en amont et en aval du barrage de Carillon et du lac des Deux Montagnes, a également été réalisée au cours de la saison estivale 2008 (B. Dumas, communication personnelle).

Évolution annuelle de la biomasse

La biomasse récoltée en 2001 et 2002 a été évaluée à plus de 6,4 millions de rosettes (figure 5). Quoique le nombre de sites inventoriés ait augmenté de 33 % en 2002, la masse de rosettes récoltées était de 5 % inférieure à celle de 2001. La hausse du nombre de sites colonisés serait attribuable à la dérive de rosettes à partir de la rivière du Sud. La baisse du nombre de rosettes récoltées reflèterait de son côté l'efficacité des récoltes des saisons précédentes (Dumas et Bilodeau, 2003). En 2003, le nombre de sites et la quantité de rosettes récoltées ont diminué respectivement de 36 % et de 25 %. Une étude comparative entre les résultats des saisons 2002 et 2003 a révélé que la biomasse moyenne de châtaigne d'eau a baissé à 11,2 t/ha en zone d'infestation moyenne (réduction de 60 %) et à environ 41,7 t/ha en zone de forte infestation, soit une réduction d'environ 20 % (tableau 2) (Dumas et Bilodeau, 2004).

La saison 2004 fut marquée par une baisse prononcée du nombre total de rosettes récoltées, malgré une légère

Tableau 2. Évolution de la biomasse moyenne de la châtaigne d'eau dans les zones de moyenne et de forte infestation, 2002-2003.

Zone	Biomasse moyenne 2002 (tonnes/ha)	Biomasse moyenne 2003 (tonnes/ha)
Forte densité	51,6*	41,7
Moyenne densité	28,2**	11,2

Note:

*densité moyenne calculée avec un n = 3

** densité moyenne établie avec un n = 1

hausse du nombre de colonies. La biomasse récoltée a en effet diminué de plus de 85 %, confirmant ainsi la baisse draconienne de la densité des colonies. La diminution du nombre de rosettes récoltées s'est poursuivie au même rythme en 2005 et 2006 avec une réduction d'environ 50 % d'une année à l'autre.

En 2007, la biomasse de châtaigne d'eau a cependant augmenté substantiellement, le nombre de rosettes récoltées s'élevant à 1,38 millions comparativement à 182 794 rosettes en 2006.

Évolution de la densité de noix viables

La densité de noix viables trouvées sur le lit de la rivière du Sud a connu une baisse draconienne dès l'automne 2002, passant de 13,49 noix/m² à 2,76 noix/m² et a atteint des valeurs infimes à l'automne 2004 (0,04 noix/m²; tableau 3). Ces résultats ont permis de privilégier des méthodes de récolte plus légères et à mobilité accrue, la récolte de colonies de faible densité nécessitant ce genre d'approche mieux adaptée à une récolte extensive.

Discussion

La diminution rapide et prononcée des noix de châtaigne d'eau trouvées dans le lit de la rivière du Sud, entre 2002 et 2004, met en évidence l'impact de la récolte des plants sur la banque de noix viables et l'efficacité des méthodes de récolte employées depuis 2002. Ces résultats ont permis de privilégier des méthodes de récolte mieux adaptées à cette nouvelle situation.

Les efforts de récolte de la châtaigne d'eau réalisés entre 2002 et 2007 ont répondu aux attentes des divers partenaires du projet d'éradication de cette plante envahissante. La récolte des plants et des noix de châtaigne d'eau a permis d'abaisser significativement l'abondance de cette plante et le nombre de colonies présentes, principalement dans le bassin versant de la rivière du Sud, à l'exception de l'année 2007 où le retour de la châtaigne d'eau (1 383 958 rosettes récoltées) a été sept fois plus

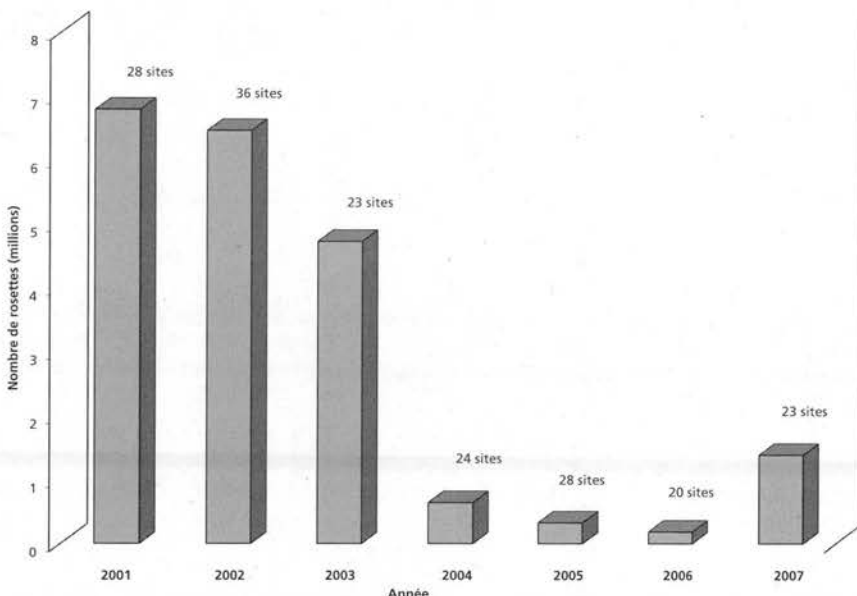


Figure 5. Évaluation annuelle de la récolte de rosettes de châtaigne d'eau au cours de la période 2001-2007.

Tableau 3. Évolution de la densité de noix viables dans le lit de la rivière du Sud en 2002, 2003 et 2004.

	Printemps 2002	Automne 2002	Printemps 2003	Automne 2003	Printemps 2004	Automne 2004
Nombre de stations	13	7	13	14	14	14
Superficie couverte (m ²)	19.5	10.5	19.5	21	21	70
Nombre de noix viables	263	29	31	14	7	3
Densité (n/m ³)	13.49	2.76	1.59	0.67	0.33	0.04

Note: les résultats 2002-2003 sont tirés de Gagnon, J. (2005)

élevé que l'année précédente. Les données préliminaires (non publiées), de la saison 2008, permettent toutefois de mettre en évidence la tendance à la baisse de l'infestation qui se poursuit. Ces résultats préliminaires montrent que moins de 800 000 rosettes auraient été vues et récoltées en 2008, ce qui représente une baisse de 42 % par rapport à 2007. Cette baisse est similaire aux proportions de diminution observées au cours des années précédant 2007. L'expérience québécoise, de même que celle vécue sur une période d'une vingtaine d'années par l'État du Vermont, a démontré l'efficacité de la récolte de la totalité des plants pour éliminer les colonies de châtaignes d'eau. La recrudescence ponctuelle de 2007 ne permet pas de remettre en cause l'atteinte des objectifs d'éradication par les méthodes utilisées.

Propagation de la châtaigne d'eau au Québec, en Ontario et aux États-Unis

Au Québec, au cours des prochaines années, la châtaigne d'eau ne devrait être présente qu'en de faibles ou très faibles densités dans les bassins versants des rivières du Sud et Richelieu. Les efforts des prochaines années devront s'orienter vers la détection et, au besoin, l'élimination rapide de toute nouvelle colonie.

Le ministère des Ressources naturelles ontarien a entamé son programme d'éradication de la châtaigne d'eau dans le parc provincial Voyageur au cours de l'été 2008 et les directions régionales du MRNF limitrophes au parc Voyageur ont travaillé de concert avec Environnement Canada afin d'inspecter les tronçons de la rivière des Outaouais et du lac des Deux Montagnes susceptibles d'être infestés.

La châtaigne d'eau occupait, en 2007, plus de 128 km des rives du sud du lac Champlain, du côté du Vermont, et plus de 74 km du côté de l'État de New York. Bien que l'espèce soit contrôlée au lac Champlain, elle poursuit depuis 1996 son expansion vers le nord dans 11 autres lacs et étangs (VTDEC, 2008). En particulier, la baie Missisquoi fera l'objet d'une surveillance attentive par le personnel du *Department of Environmental Conservation* des États du Vermont et de New York en raison de la présence de rosettes dans la rivière aux Brochets. En effet, les eaux peu profondes de la baie Missisquoi représentent un habitat favorable au développement de la châtaigne d'eau et il faudra être vigilant pour en éviter l'invasion (Lake Champlain Basin Atlas, 2008).

Poursuite des travaux d'éradication

Les techniques de récolte, dont l'utilisation du peigne mécanique (Biocapteur), ont donné de bons résultats au cours des dernières années. Ces techniques seront employées lors des années à venir afin d'atteindre les objectifs fixés, soit l'éradication complète de la châtaigne d'eau au Québec et au Canada. Étant donné la viabilité des noix, jusqu'à 12 ans, l'évaluation finale de l'efficacité des travaux d'éradication de la châtaigne d'eau dans le foyer principal d'infestation ne pourra être complétée que dans un délai minimal de cinq ans. Il faudra par la suite visiter ces sites annuellement afin de prévenir tout retour de cette plante envahissante.

Nouvelle entente nécessaire

L'expérience désastreuse du Vermont devra servir de modèle pour le Québec. En effet, la châtaigne d'eau était presque totalement disparue des rives du lac Champlain au cours des années 1980 grâce à un programme d'éradication très performant. Cependant, à la suite d'un arrêt de financement des activités de contrôle et de suivi, la châtaigne d'eau y est réapparue avec encore plus de virulence et sur un plus grand territoire. L'État du Vermont et ses partenaires doivent donc continuer d'investir annuellement d'importantes sommes afin de rattraper le terrain perdu (Lake Champlain Basin Atlas, 2008).

Le premier volet du programme d'éradication de la châtaigne d'eau au Québec s'est terminé après sept années d'efforts de récolte et l'investissement de plus de 1,7 million de dollars. Il est cependant primordial qu'une nouvelle entente soit conclue afin d'assurer la poursuite des travaux d'éradication de la châtaigne d'eau, et afin de maintenir la pression d'éradication sur cette espèce et la détection de nouvelles colonies. Il faudra également élargir le volet de sensibilisation à l'ensemble de la province, afin que les citoyens contribuent à la protection des plans d'eau du Québec en évitant d'y introduire cette espèce exotique et qu'ils puissent participer à la formation d'un réseau sentinelle à l'affût de toute nouvelle infestation.

Remerciements

La réalisation de l'ensemble des rapports techniques sur les travaux d'éradication de la châtaigne a été rendue possible grâce à la collaboration d'une multitude de partenaires et collaborateurs. Nous tenons ainsi à remercier Jacques Dextraze, Bernard Fillion et Normand Traversy de Canards Illimités Canada, Renée Gagnon de CIME Haut-Richelieu, André Lachance, Sylvain Primeau et Jean-Pierre Laniel du MDDEP, Kenneth Miller et Thérèse Lacombe de la MRC Le-Haut-Richelieu, Gérard Massé du MRNF, Alain Beauregard de la firme RegardTech, Bernard Beaudin qui nous a permis l'accès au site de la rivière du Sud, le professeur Colette Anseau, Julie Gagnon et Marie-Pierre Maurice de l'Université de Sherbrooke, de même que Tim Hunt et Ann Bove du *Vermont Department of Environmental Conservation*.

Nous tenons finalement à remercier tous les coordonnateurs de projet et les récolteurs pour leur effort soutenu et les résultats obtenus jusqu'à présent. ◀

Références

DUMAS, B et P. BILODEAU, 2003. Bilan des travaux d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) à la rivière du Sud, saison 2002. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, x + 56 p. et 5 annexes.

DUMAS, B et P. BILODEAU, 2004. Travaux d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) à la rivière du Sud, saison 2003. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, xi + 31 p. et 2 annexes.

DUMAS, B et P. BILODEAU, 2005. Travaux d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) à la rivière du Sud, saison 2004. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, Rapport technique 16-25, xi + 24 p. et 1 annexe.

DUMAS, B et P. BILODEAU, 2008. Campagne d'éradication de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) à la rivière du Sud, saisons 2005, 2006 et 2007. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de l'Estrie, de Montréal et de la Montérégie, Longueuil, Rapport technique 16-37, x + 15 p.

GAGNON, J., 2005. Étude d'impact de l'envahissement de la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) sur le milieu naturel de la rivière du Sud. Mémoire de maîtrise présenté à la faculté des sciences de l'Université de Sherbrooke, Sherbrooke, xv + 102 p.

LAKE CHAMPLAIN BASIN ATLAS, 2008. Issues in the Basin – Water Chestnut. Lake Champlain Basin Program. Fiche informative disponible en ligne à : lcbp.org/atlas/HTML/is_chestnut.htm. [Visité le 08-07-31].

VERMONT DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL CONSERVATION, 2008. Vermont Lakes and Ponds Section – Water Chestnut Program Management General Summary. Vermont Water Quality Division. Fiche informative disponible en ligne à : anr.state.vt.us/dec/waterq/lakes/htm/ans/lp_wc.htm. [Visité le 08-07-31].



Dominic Cantin/QCN

Une nature à découvrir



La carte Nature VISA vous invite à la découverte

- Un abonnement d'un an au magazine **Nature sauvage**
- Des gratuités et des rabais dans divers centres nature au Québec
- Des rabais sur les **croisières AML** et au **Magasin Latulippe** (détails et conditions à www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/carte_nature/)
- Un exemplaire gratuit de notre calendrier annuel
- Et plus encore!

Une carte qui finance la faune

- Un don de 20\$ est prélevé annuellement sur votre compte;
- Services de cartes Desjardins verse à la Fondation une ristourne de 0,25 % sur vos transactions courantes.

POUR DEMANDER VOTRE CARTE NATURE, visitez sans tarder le www.fondationdelafaune.qc.ca/aide/carte_nature, ou contactez-nous au 1 877 639-0742 (sans frais) ou au 418 644-7926 (région de Québec).



Fondation de la faune du Québec

* Visa Int. / Fédération des caisses Desjardins du Québec, usager autorisé.

Biodiversité, services écologiques et bien-être humain

Par Benoît Limoges

Résumé

Les services écologiques sont les fonctions des écosystèmes dont bénéficient les humains. Ces services sont généralement regroupés en quatre catégories : 1) les services de régulation, 2) les services d'approvisionnement, 3) les services ontogéniques et 4) les services socioculturels. À titre d'exemple, je présente les services écologiques offerts par une bande riveraine boisée en milieu agricole. Les services écologiques contribuent directement au bien-être des humains. L'évaluation financière des services écologiques représente une voie de plus en plus utilisée pour intégrer l'importance de la biodiversité dans la prise de décision. Malheureusement, la diminution actuelle de la biodiversité observable à l'échelle de la planète réduit les services écologiques, ce qui affecte en premier lieu les populations les plus démunies.

Introduction

C'est surtout l'*Évaluation des écosystèmes pour le millénaire* (2005) qui a permis de mettre en lumière l'importante contribution des écosystèmes au bien-être des humains par ce qu'il est maintenant convenu d'appeler les « services écologiques ». L'*Évaluation des écosystèmes pour le millénaire* (EM) a été commandée en 2000 par le Secrétaire général de l'ONU. Entamé en 2001, ce travail a duré quatre ans. Il a réuni les contributions de plus de 1 360 experts issus de près de 50 pays, pour évaluer sur des bases scientifiques l'ampleur et les conséquences des modifications subies par les écosystèmes de la planète. Une bonne partie des informations contenues dans cet article proviennent de cet imposant ouvrage.

Les services écologiques résultent des processus écologiques qui se produisent dans les écosystèmes et dont bénéficient directement ou indirectement les humains. Par analogie, on peut comparer le capital naturel avec le montant d'argent initial d'un placement, et les services écologiques avec les intérêts annuels que rapporte celui-ci.

Catégories de services écologiques

Bien que leur nombre varie selon les auteurs, il y aurait au moins 22 types de services écologiques, regroupés en quatre catégories (tableau 1). Comme ces services varient énormément en fonction des écosystèmes, il est difficile, dans ce cadre, d'explicitier chacun.

Les services de régulation profitent indirectement aux humains en contrôlant certains paramètres environnementaux tels que le débit des rivières ou la qualité de l'air. Ces services permettent d'éviter bien des désastres naturels.

Les services d'approvisionnement fournissent des biens dont les humains peuvent se nourrir ou faire usage pour répondre à leurs besoins en matière de santé, d'abri, de divertissement, etc.

La catégorie des services ontogéniques est la plus récemment ajoutée. Le terme « ontogénique » qualifie ce qui est relatif au développement de l'individu depuis la fécondation jusqu'à l'âge adulte. Un premier service ontogéni-

que serait lié au développement du système immunitaire, qui serait renforcé lorsqu'il est en contact, durant l'enfance, avec une variété d'organismes. Ainsi, l'augmentation des allergies, constatée ces dernières années dans les pays développés, proviendrait de l'augmentation du niveau d'hygiène des populations, qui se traduirait par une diminution des contacts avec diverses formes de vie au cours de l'enfance.

Le second service ontogénique sert au développement psychosocial de l'individu. Depuis 120 000 ans, les humains modernes ont évolué et vécu en contact intime avec la nature. La vie d'une grande part des enfants contemporains est très différente. Ils ont peu d'occasions d'être en contact avec la nature. Ce déficit en nature pourrait amener un développement incomplet de l'enfant et un manque d'éthique environnementale (Cobb, 1977; Ulrich, 1993; Cheryl et collab., 2008). Les milieux naturels offrent des expériences riches, diverses et multisensorielles favorisant le développement de la force, de l'équilibre et de la coordination. Les enfants ayant un contact avec la nature seraient plus concentrés et disciplinés, leur sensibilité, leur raisonnement et leur sens de l'observation seraient plus aiguisés et leur imaginaire, davantage stimulé (White et Stoecklin, 1998). En Californie, une loi oblige maintenant à aménager un jardin dans chacune des 8 000 écoles. Le Maryland et plusieurs autres États encouragent chaque école à incorporer un milieu naturel dans leur enceinte et à y inclure un projet éducatif. Aux États-Unis et au Canada anglais, des mouvements sociaux revendiquent le droit de l'enfant à la nature et visent à les « reconnecter » à cette dernière.

Les services socioculturels, enfin, procurent des bénéfices non matériels. Intangibles, ils incluent l'expérience spirituelle, le plaisir associé à des activités récréatives ou

Benoît Limoges travaille à la Direction du patrimoine écologique et des parcs pour le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, depuis 5 ans comme coordonnateur de la mise en œuvre au Québec de la Convention sur la diversité biologique.

benoit.limoges@mddep.gouv.qc.ca

Tableau 1. Catégories de services écologiques.

Services de régulation	Services d'approvisionnement	Services ontogéniques	Services socioculturels
<ul style="list-style-type: none"> ■ Régulation du climat ■ Réduction des maladies, des prédateurs et des odeurs ■ Purification de l'eau et de l'air ■ Contrôle de l'érosion et des inondations ■ Pollinisation ■ Dispersion des semences 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Nourriture ■ Eau douce ■ Combustible ■ Fibre ■ Espèces ornementales ■ Animaux de compagnie ■ Éléments biochimiques ■ Ressources génétiques 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Développement du système immunitaire ■ Épanouissement humain 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Spiritualité ■ Récréation et tourisme ■ Esthétisme ■ Éducation et inspiration ■ Sens d'appartenance ■ Patrimoine culturel

(Adapté de l'Évaluation des écosystèmes du millénaire, 2005)

culturelles, ainsi que la valeur pédagogique offerte par la nature. Un des plus connus est le potentiel récréotouristique qui fournit un espace et un décor pour les activités de plein air.

Les services écologiques d'une bande riveraine

Les écosystèmes agroforestiers fournissent plusieurs services écologiques d'une grande complexité (Gordon, 2007). Pour illustrer de façon concrète ce qu'ils représentent, prenons le cas d'une bande riveraine boisée d'un cours d'eau coulant en milieu agricole.

Les services de régulation sont probablement ceux que l'on attend le plus des bandes riveraines boisées. La régulation du climat global par la séquestration du carbone représente un premier avantage du reboisement des rives agricoles. Sur un horizon de 25 ans, la plantation d'arbres sur un hectare de systèmes riverains a permis de capter 587 tonnes de CO₂-équivalent (Hernandez et collab., 2007). La régulation du microclimat local constitue un service plus tangible pour les agriculteurs puisque la force du vent est réduite par les arbres et cela dessèche moins les cultures. Dans les champs protégés par des rangées d'arbres, on a noté une humidité plus grande et une hausse de température allant jusqu'à 4°C, ce qui a causé une augmentation des rendements de 6 à 8 % pour le maïs-grain et de 9 à 12 % pour le soya (Hernandez et collab., 2007). Comme les haies brise-vent, les bandes riveraines boisées peuvent freiner le vent sur une distance équivalente à dix fois la hauteur des arbres qui la composent. Par le fait même, la bande riveraine peut aussi réduire l'érosion éolienne des sols agricoles.

La régulation des odeurs, des maladies et des prédateurs agricoles se fait par une réduction de la dérive des substances ou des organismes. Ainsi, les bandes riveraines peuvent freiner la progression de pesticides, d'insectes, de virus ou d'autres pathogènes. Tyndall et Coletti (2000) ont conclu que les bandes boisées, surtout conifériennes, rédui-

saient la diffusion des odeurs en les diluant dans l'atmosphère, en les interceptant ou en causant la déposition des particules aérosol dans une proportion allant jusqu'à 56 %. On a aussi démontré que les arbres captent des polluants, des poussières et des radicaux libres qui sont des agents cancérogènes. Par exemple, un érable de 75 ans pourrait séquestrer annuellement 1,4 kg de polluants (Nowak, 1994).

Une bande riveraine boisée favorise la présence d'une grande variété d'organismes qui y passent une partie de leur cycle vital. Parmi ces organismes, il y a des prédateurs et des parasites des prédateurs agricoles. Ces espèces peuvent se déplacer dans les champs et effectuer un contrôle total ou partiel des insectes nuisibles aux cultures (Baute et collab., 2002). French et Elliot (1999) ont observé que des coléoptères vivaient dans les milieux naturels bordant les champs et qu'une portion d'entre eux allait dans les champs s'alimenter des prédateurs du blé. Au Québec, on a observé que les Aphidés, des prédateurs agricoles, étaient moins abondants près des bandes riveraines qu'au milieu des champs (Roullé et collab., 2007). L'action de ces organismes peut réduire les coûts économiques associés aux pertes de production causées par les prédateurs ou encore ceux consacrés à l'achat de pesticides.

La régulation des inondations concerne directement les propriétaires de terrains en aval des agroécosystèmes. En accumulant la neige et en la gardant plus longtemps au printemps, les bandes boisées peuvent étirer la crue et éviter l'érosion associée aux pics de débit (Kort et collab., 1998). En été, les bandes riveraines favorisent un débit étété, c'est-à-dire sans crues d'importance et sans étiage sévère.

La purification de l'eau représente l'une des fonctions les plus attendues de la bande riveraine. Au Québec, l'aménagement de bandes végétales filtrantes à l'aval des parcelles agricoles constitue une mesure de conservation efficace pour réduire la contamination agricole attribuable à l'emploi de lisier, allant jusqu'à séquestrer environ la moitié des charges exportées (Duchemin, 2007). Barden et collab.

(2007) ont obtenu des résultats similaires pour l'azote et des réductions de 60 à 90 % des matières en suspension dans le cours d'eau. Les bandes riveraines sont maintenant vues comme une arme dans la lutte contre la pollution diffuse. En effet, la bande riveraine capte des nutriments par les racines des végétaux qui la composent. La séquestration des nitrates (NO_3^-) était plus de dix fois supérieure dans les bandes riveraines que dans les champs (Plascencia-Escalante et collab., 2007). Les bandes riveraines seraient aussi efficaces pour dégrader les pesticides, tels que l'atrazine (Lin et collab., 2007a), les bandes composées de plantes indigènes l'étant davantage (Lin et collab., 2007b).

Les bandes riveraines boisées favorisent aussi une bonne qualité de l'eau par l'ombrage qui réduit sa température. Les bandes riveraines contribuent aussi à diminuer l'érosion et améliorer la qualité de l'eau en évitant la migration de particules de sol vers les cours d'eau.

Les bandes riveraines peuvent également abriter des insectes pollinisateurs. Aux États-Unis, où 90 plantes alimentaires sont pollinisées par les insectes butineurs, les récoltes qui en dépendent sont évaluées à 14 milliards de dollars. Les pollinisateurs, que sont les abeilles sauvages, les thrips, les guêpes, les mouches, les coléoptères, les phalènes et d'autres insectes, sont essentiels pour la production vivrière, aussi bien en matière de rendement que de qualité.

Les services d'approvisionnement en bois, en petits fruits, en gibier à partir de la bande riveraine sont des bénéfices potentiels d'une bande riveraine boisée. Le rendement marchand pour le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*) atteint environ 105 m³/ha pour une densité de 250 tiges par hectare de plantation riveraine, sur un horizon de 25 ans (Kennedy, 2007). Des petits fruits peuvent être prélevés, par exemple, au moins 1,25 kg de fruits par plant de sureau blanc (*Sambucus canadensis*), lesquels se vendent 800 \$/tonne (Lebel et DeRoy, 2007).

Les bandes riveraines contribuent à la fourniture de services socioculturels dans les régions agricoles. Ruiz et Domon (2007) ont déterminé les éléments du paysage agricole les plus valorisés par les agriculteurs et les non-agriculteurs. Les résultats étaient les mêmes pour les deux groupes, c'est-à-dire les boisés, les cours d'eau, les espaces ouverts, les champs durant l'hiver et les sablières abandonnées. Les moins valorisés étaient les champs de maïs, les bâtiments agricoles abandonnés et les bâtiments de porcherie. Les facteurs positifs étaient fortement influencés notamment par l'atmosphère se dégageant du paysage et les possibilités d'activités récréotouristiques.

Valeur financière des services écologiques

En quantifiant les réductions de services écologiques associés à des activités humaines et en identifiant les responsables de ces réductions, l'*Évaluation des écosystèmes du millénaire* (2005) évoque la possibilité de faire contribuer ces responsables à la restauration des écosystèmes par des mesures de compensation ou de restauration. En connais-

sant davantage les services écologiques qui sont affectés par les activités humaines et leur valeur financière, il est également possible de les considérer à l'intérieur des processus décisionnels et économiques.

Les économistes reconnaissent que la prise en compte de l'environnement dans les systèmes économiques actuels n'est pas optimale. Pour certains services, plus particulièrement pour les services d'approvisionnement, il est facile de trouver une valeur financière, car ces services existent ailleurs qu'en nature. Par exemple, le prix d'un poisson peut être déduit de la valeur marchande d'un poisson d'élevage. La valeur des services écologiques de la purification de l'eau par un marais peut aussi être déduite en comparant avec une usine de traitement des eaux usées. Mais pour plusieurs services, comme l'esthétisme ou la dispersion des semences, c'est plus difficile. Les économistes ont quand même mis au point diverses méthodes pour évaluer la valeur financière des services écologiques, dont la méthode d'évaluation contingente, la plus utilisée au Québec. Elle est basée sur les préférences de la population exprimée dans le cadre d'un marché fictif. Des individus sont questionnés sur leur volonté de payer pour une amélioration de l'environnement ou pour éviter une détérioration.

Généralement, seuls les coûts privés sont pris en compte dans le système économique actuel. Les coûts collectifs, c'est-à-dire ceux associés à la société, ne sont pas considérés. Ces coûts peuvent être positifs ou négatifs. Les coûts négatifs sont les inconvénients que subissent des personnes, provenant de la modification des conditions environnementales et pour lesquelles elles ne reçoivent aucune contrepartie. Par exemple, des villégiateurs voient leur panorama détruit à la suite d'une coupe forestière. Un coût positif est, au contraire, un avantage dont bénéficient des personnes à partir de conditions environnementales pour lesquelles elles ne supportent aucun coût. Par exemple, des agriculteurs voient leurs pommiers pollinisés par des insectes sauvages sans qu'ils aient à déboursier un sou pour ce service.

Un des principaux constats de l'*Évaluation des écosystèmes du millénaire* (2005) est que certaines personnes bénéficient des activités qui mènent à une réduction de services écologiques. Cette réduction de services écologiques amène souvent des coûts qui sont supportés par l'ensemble de la société (coûts collectifs négatifs) et qui sont souvent plus élevés que les gains ayant été obtenus par la conversion de l'écosystème. Malgré tout, dans bien des cas, l'écosystème est tout de même modifié parce que les coûts associés à la perte des services écologiques n'ont pas été calculés dans le processus de décision et parce que les gains privés sont importants. D'autres fois, ce sont les subventions qui faussent les coûts et les bénéfices relatifs à cette perte de services écologiques.

La transformation des mangroves, des forêts côtières, pour l'élevage de crevettes constitue l'exemple le plus souvent cité (figure 1). En effet, dans les tropiques, les mangroves sont de plus en plus souvent transformées en bassins pour

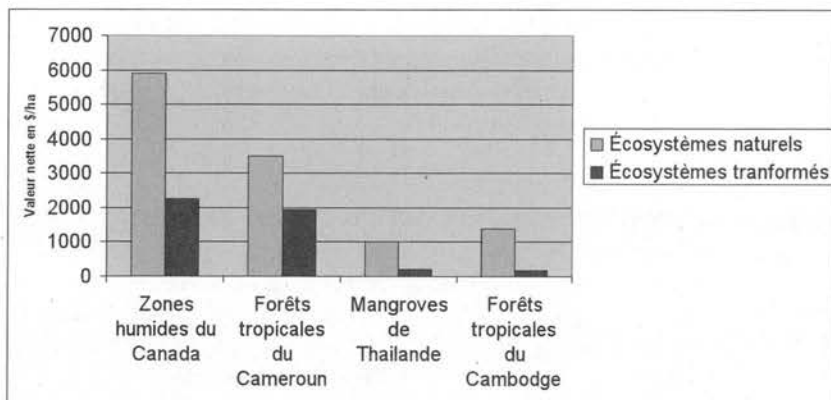


Figure 1. Estimation des retombées économiques découlant d'un mode de gestion durable d'écosystèmes naturels et d'une gestion d'écosystèmes transformés (Source: *Évaluation des écosystèmes pour le millénaire*, 2005).

l'élevage des crevettes. Alors que les éleveurs profitent de cette activité, le reste de la population y perd sur le plan des services écologiques. En effet, les mangroves assurent une protection contre les ouragans et les tsunamis. Ainsi, lors du tsunami du 26 décembre 2004, les régions côtières qui avaient conservé leurs mangroves ont été beaucoup moins affectées que les autres par le désastre naturel (UICN, n. d.). Les populations locales perdent aussi une source de bois de chauffage et de gibier. Enfin, paradoxalement, la disparition des mangroves signifie aussi la perte d'habitat d'élevage des poissons et de crevettes, affectant ainsi le gagne-pain des pêcheurs. La figure montre des estimations de revenus financiers obtenus pour quatre différents écosystèmes qui ont été transformés comparativement à la valeur des services écologiques fournis par les écosystèmes naturels. Au Canada, on a estimé qu'un milieu humide produit annuellement des services écologiques d'une valeur approchant 6 000 \$/ha alors que sa transformation pour l'agriculture génère des revenus d'environ 2 200 \$/ha.

De telles analyses économiques pourraient être menées avant de prendre des décisions pour des projets d'envergure, par exemple pour la construction d'une infrastructure majeure. Actuellement, la valeur économique de certains services écologiques est difficile à évaluer et, par conséquent, les décisions continuent trop souvent d'être prises en l'absence d'une analyse détaillée de l'intégralité des coûts, des risques et des bénéfices.

Les premiers à avoir tenté de chiffrer la valeur totale annuelle des services écologiques fournis par la biosphère sont Costanza et collab. (1997) qui l'évaluèrent à une moyenne de 33 trillions de dollars. En comparaison, le produit national brut de l'ensemble des pays était alors de 18 trillions de dollars. Dans une récente étude produite par la Commission environnementale de l'Europe sur l'économie des écosystèmes et de la biodiversité de l'ensemble de la planète, Braat et ten Brink (2008) ont estimé que la planète accusait une perte en services écologiques d'une valeur de 75 milliards de dol-

lars chaque année, pour ce qui est des écosystèmes terrestres seulement. Il s'agit d'une perte nette qui ne se fait pas uniquement sentir l'année même, mais qui s'additionne aux pertes des années subséquentes. Cette perte cumulée de bénéfices issus des écosystèmes pourrait équivaloir à 7 % de la valeur du PIB mondial à l'horizon 2050. Ces estimations sont considérées comme très conservatrices, car elles n'incluent pas les services associés aux océans, aux déserts, ni à la pollinisation.

Impact sur le bien-être des populations humaines

Notre bien-être dépend du flux ininterrompu des services écologiques. Or seuls deux des services écologiques examinés dans le cadre de l'*Évaluation des écosystèmes pour le millénaire*

(2005) ont connu une croissance au cours des 50 dernières années: l'approvisionnement en nourriture, provenant de l'agriculture, de l'élevage et de l'aquaculture, ainsi que la régulation du climat, par la séquestration du carbone. Par contre, 13 autres services ont connu une dégradation. À l'heure actuelle, on estime que 60 % des services offerts par les écosystèmes sont en voie d'être dégradés par les activités humaines.

L'*Évaluation des écosystèmes pour le millénaire* (2005) a aussi constaté qu'une certaine proportion de la population mondiale a bénéficié de la conversion d'écosystèmes naturels vers des écosystèmes dominés par l'être humain. D'autres ont cependant vu leur bien-être réduit par la transformation des écosystèmes et la perte de services écologiques, conduisant ainsi à un accroissement de la pauvreté de certains groupes sociaux. Par exemple, des millions d'Africains ruraux dépendent presque complètement des milieux naturels pour s'alimenter, s'habiller, se soigner et construire leur demeure.

Les communautés des pays occidentaux sont souvent moins directement touchées par la perte des services écologiques en raison de leur capacité d'acheter des substituts ou de compenser ces pertes. À titre d'exemple, au fur et à mesure que les ressources halieutiques de l'Atlantique Nord se sont épuisées, les pêcheurs européens ont déplacé leurs activités au large de l'Afrique occidentale, nuisant ainsi à la pêche de subsistance des populations du littoral qui dépendent du poisson comme source de protéines à un prix abordable.

L'*Évaluation des écosystèmes pour le millénaire* (2005) juge particulièrement grave la vulnérabilité des deux milliards d'humains vivant en zones arides, à cause de la perte de services écologiques, notamment la fourniture d'eau potable et de sols fertiles. La perte de services écologiques est devenue un obstacle majeur à la réalisation des « Objectifs du Millénaire pour le développement » (Nations unies, 2008.). En 2000, tous les États membres de l'Organisation des Nations unies, dont le Canada, ont pris l'engagement

de réduire, d'ici 2015, la pauvreté extrême dans le monde. Pour y parvenir, ils ont adopté huit objectifs qui consistent, entre autres, à réduire la pauvreté, la faim et la maladie pour ainsi améliorer les conditions de vie dans les régions les plus pauvres du globe. Comme la biodiversité fournit des services écologiques qui, à leur tour, ont une incidence positive sur le bien-être humain, la réalisation durable et à long terme de ces objectifs de réduction de la pauvreté passe par un contrôle de l'érosion de la diversité biologique. ◀

Références

BARDEN, C.J., W. GEYER, K. MANKIN et D. DEVLIN, 2007. Assessing riparian buffer effectiveness. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 111.

BAUTE, T., A. HAYES, I. MCDONALD et K. REID (édit.), 2002. Agronomy guide for field crops. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural affairs, Publication 811, Toronto, ON, 300 p.

BRAAT, L. et P. TEN BRINK, 2008. The cost of policy inaction: The case of not meeting the 2010 biodiversity target. Study for the European Environment Commission, Wageningen/Brussels. Disponible en ligne à : ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/economics/index_en.htm. [Visité le 09-02-24].

CHARLES, C., R. LOUV, L. BODNER et B. GUNS, 2008. Children and Nature 2008. A report on the movement to reconnect children to the natural world. Child and nature Network. Disponible en ligne à : childrenandnature.org/uploads/CNMovement.pdf. [Visité le 09-02-24].

COBB, E., 1977. The ecology of imagination in childhood. Columbia University Press, New York, NY, 139 p.

COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, R.V. O'NEILL, J. PARUELO, R.G. RASKIN, P. SUTTON et M. VAN DEN BELT, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387: 253-260.

DUCHEMIN, M., 2007. Réduction de la pollution diffuse d'origine agricole à l'aide de bandes enherbées et arborées. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 79-86.

ÉVALUATION DES ÉCOSYSTÈMES DU MILLÉNAIRE, 2005. Disponible en ligne à : millenniumassessment.org/fr/index.aspx. [Visité le 09-02-24].

FRENCH, B.W. et N.C. ELLIOTT, 1999. Spatial and temporal distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in riparian strips and adjacent wheat fields. Environmental Entomology, 28: 597-607.

GORDON, A., 2007. Systèmes agroforestiers et le présent invisible: biens et services écologiques. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 445-446.

HERNANDEZ M., P. CHARLAND, J. NOLET et M. ARÈS, 2007. Potentiel de séquestration du carbone par des pratiques agroforestières dans le bassin versant de la rivière L'Ormière au Québec. Préparé pour le Programme d'atténuation des gaz à effet de serre pour le secteur agricole canadien, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa, ON, 58 p.

KORT, H., M. COLLINS et D. DITSCH, 1998. A review of soil erosion potential associated with biomass crops. Biomass and Bioenergy, 14: 351-359.

KENNEDY, H.E., 2007. *Fraxinus pennsylvannica* Marsh. Green Ash. Oleaceae – Olive family. Disponible en ligne à : na.fs.fed.us/spfo/pubs/silvics_manual/Volume_2/fraxinus/pennsylvannica.htm. [Visité le 09-02-24].

LEBEL, F et L. M. DE ROY, 2007. Introduction de produits forestiers non ligneux dans des bandes riveraines et des haies brise-vent. Rapport du projet 2132 présenté au Conseil pour le développement de l'agriculture du Québec. Centre d'Expertise sur les produits agroforestiers, Québec, QC, 32 p.

LIN, C.H., R.N. LERCH, R.J. KREMER, H.E. GARRETT et M.F. GEORGES, 2007a. Stimulated rhizodegradation of atrazine by sected plant species. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 95-105.

LIN, C.H., R.N. LERCH, R.J. KREMER, H.E. GARRETT et M.F. GEORGES, 2007b. Utilizing vegetative buffer strips to remove dissolved and sediment-bound atrazine, metolachlor and glyphosate from surface water runoff. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 113-121

NATIONS UNIES, 2008. Objectifs du Millénaire pour le développement. Disponible en ligne à : un.org/french/millenniumgoals/. [Visité le 09-02-24].

NOWAK, D.J. 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. Dans: McPherson, E.G, D.J. Nowak et R.A. Rowntree (édit.). Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service General Technical Report NE-186, Radnor, PA, p. 63-81.

PLASCENCIA-ESCALANTE, F.O., A.M. GORDON, P.K. SIBLEY et N.V. THEVATAHASAN, 2007. Impacts of riparian zones and different land-uses systems on the terrestrial nitrogen cycle and water quality in southern Ontario, Canada. Dans: Actes du congrès – 10^e Congrès nord-américain d'agroforesterie, Québec, QC, 10-13 juin 2007, AFTA, p. 107.

ROULLÉ, N., E. LUCAS, G. DOMON et J. RUIZ, 2007. Effects of landscape composition and physical characteristics of the land on the biological control of aphids. Dans: Bunce, R.G.H., R.H.G. Jongman, L. Hojas et S. Weel S. (édit.). 25 years landscape ecology: Scientific principles in practice. Actes du 7th IALE World Congress, 8-12 juillet, Wageningen, Pays-Bas, IALE Publication series 4, p.427.

RUIZ, J. et G. DOMON, 2007. The multifunctional character of the landscape in areas of intensive agriculture: toward a sustainable planning strategy. Dans: Bunce, R.G.H., R.H.G. Jongman, L. Hojas et S. Weel S. (édit.). 25 years landscape ecology: Scientific principles in practice. Actes du 7th IALE World Congress, 8-12 juillet, Wageningen, Pays-Bas, IALE Publication series 4, p.427.

TYNDALL, J. et J. COLETTI, 2000. Air quality and shelterbelts: odour mitigation and livestock production: a literature review, Final project report. USDA National Agroforestry Center Project #4124-4521-48-3209, Lincoln, NE, 74 p.

UICN, n. d. Ecological and socio-economic values of Mangrove ecosystems in tsunami affected areas: Rapid ecological-economic-livelihood assessment of Ban Naca and Ban Bangman in Ranong Province, Thailand. Disponible en ligne à : cmsdata.iucn.org/downloads/thailand_socio-economic_value_report.pdf. [Visité le 09-02-24].

ULRICH, R.S., 1993. Biophilia, biophobia, and natural landscapes. Dans: S.R. Kellert et E.O. Wilson (édit.). The biophilia hypothesis. Island Press, Washington D.C., p.73-137.

WHITE, R. et V. STOEKLIN, 1998. Children's outdoor play and learning environments: Returning to Nature. Disponible en ligne à : whitehutchinson.com/children/articles/outdoor.shtml. [Visité le 09-02-24].



Soucy-Roy-Gauvreau
NOTAIRES S.E.N.C.

J. DENIS ROY
 NOTAIRE ET CONSEILLER JURIDIQUE

5600, boul. des Galeries
 bureau 240
 Québec (Québec) G2K 2H6

Téléphone : 418.626.4449
 Télécopieur : 418.623.1040
 jdroy@notarius.net
 www.soucyroygauvreau.com

Dynamique des habitats fauniques dans les Basses terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997

Sébastien Rioux, Claudie Latendresse, Benoît Jobin, Alain Baril
Charles Maisonneuve, Céline Boutin et Dominique Côté

Résumé

Afin de documenter les changements survenus de 1950 à 1997 dans les paysages et les habitats du sud du Québec, des photos aériennes à haute résolution ont été comparées entre les périodes 1950, 1965 et 1997. Les principaux changements survenus dans la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent pour cette période étaient reliés au remplacement des cultures pérennes par les cultures annuelles dans les paysages dominés par l'agriculture ainsi qu'au remplacement des friches par la forêt dans les paysages forestiers. La superficie des milieux anthropiques a pour sa part augmenté dans l'ensemble des paysages. Le degré de fragmentation des habitats forestiers est demeuré le même dans les paysages à dominance agricole et a diminué dans les paysages agroforestiers en raison de la transformation des friches en forêts. Bien que les bandes riveraines soient majoritairement demeurées de nature herbacée, la densité des bandes riveraines arborées a augmenté alors que celle des bandes riveraines arbustives est demeurée stable. Une augmentation de la densité des routes et des haies arborées a également été observée, alors que celle des cours d'eau a diminué durant la période examinée. Nous discutons des facteurs responsables des changements observés ainsi que des impacts possibles sur la biodiversité.

Introduction

Au cours du siècle dernier, les paysages naturels de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent ont été altérés par l'action combinée de l'agriculture et du développement humain. Par exemple, le milieu forestier n'occupait plus que 33 % de la superficie totale de ce vaste territoire en 2001 (Jobin et collab., 2007, Latendresse et collab., 2008a) et y était hautement fragmenté (Bélanger et Grenier, 2002). Puisque la perte et la fragmentation des habitats sont reconnues comme les deux principaux éléments responsables du déclin de la biodiversité (Saunders et collab., 1991; Fahrig, 2003), il n'est pas étonnant que la majorité des espèces en péril au Québec se concentrent dans cette écorégion (Kerr et Cihlar, 2004; Tardif et collab., 2005).

Jusqu'à maintenant, la grande majorité des études ayant porté sur la dynamique spatio-temporelle des paysages québécois s'est surtout intéressée aux changements survenus régionalement et après 1990 (par ex. Bélanger et Grenier, 2002; Li et collab., 2003; Savoie, 2002a,b,c; Belvisi, 2005; Jobin et collab., 2007; Latendresse et collab., 2008a). Le peu d'attention consacrée aux patrons de changements survenus à une échelle plus fine et avant 1990 est probablement attribuable au fait que la résolution des images satellite, soit la taille minimale d'un élément observable au sol, demeure faible (30 m x 30 m) et que cette technologie n'est disponible que depuis les années 1970. Ce faisant, l'utilisation d'autres outils, comme des photographies aériennes à haute résolution, devient nécessaire afin de dresser un portrait des changements survenus à l'échelle des habitats, incluant les éléments linéaires (haies, bandes riveraines) non décelables sur les images satellites, et sur une plus longue période.

Pour faire suite aux travaux de Jobin et collab. (2007) qui ont quantifié les changements récents (1993-2001) survenus aux paysages du sud du Québec au moyen de l'analyse d'images satellite, un bilan de la dynamique spatio-temporelle des habitats fauniques de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent a été réalisé entre 1950 et 1997 à l'aide de l'interprétation de photographies aériennes (Latendresse et collab., 2008b). Les principaux objectifs de cette étude étaient de : 1) dresser le portrait de la répartition spatiale des habitats fauniques de la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent pour trois périodes (1950, 1965 et 1997), 2) quantifier la configuration spatiale (taille, forme, fragmentation, etc.) de ces habitats dans les divers paysages agricoles, et 3) documenter les changements survenus au sein de ces habitats entre ces trois périodes. Le présent article en résume les principaux résultats.

Méthode

La zone d'étude est comprise à l'intérieur des limites de la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent et s'étend approximativement de

Sébastien Rioux, Claudie Latendresse, Benoît Jobin et Alain Baril sont biologistes au Service canadien de la faune d'Environnement Canada. Charles Maisonneuve est biologiste au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. Céline Boutin est chercheuse scientifique à la Direction des sciences et de la technologie d'Environnement Canada. Dominique Côté est technicienne de la faune au Service canadien de la faune d'Environnement Canada.

Jobin : benoit.jobin@ec.gc.ca

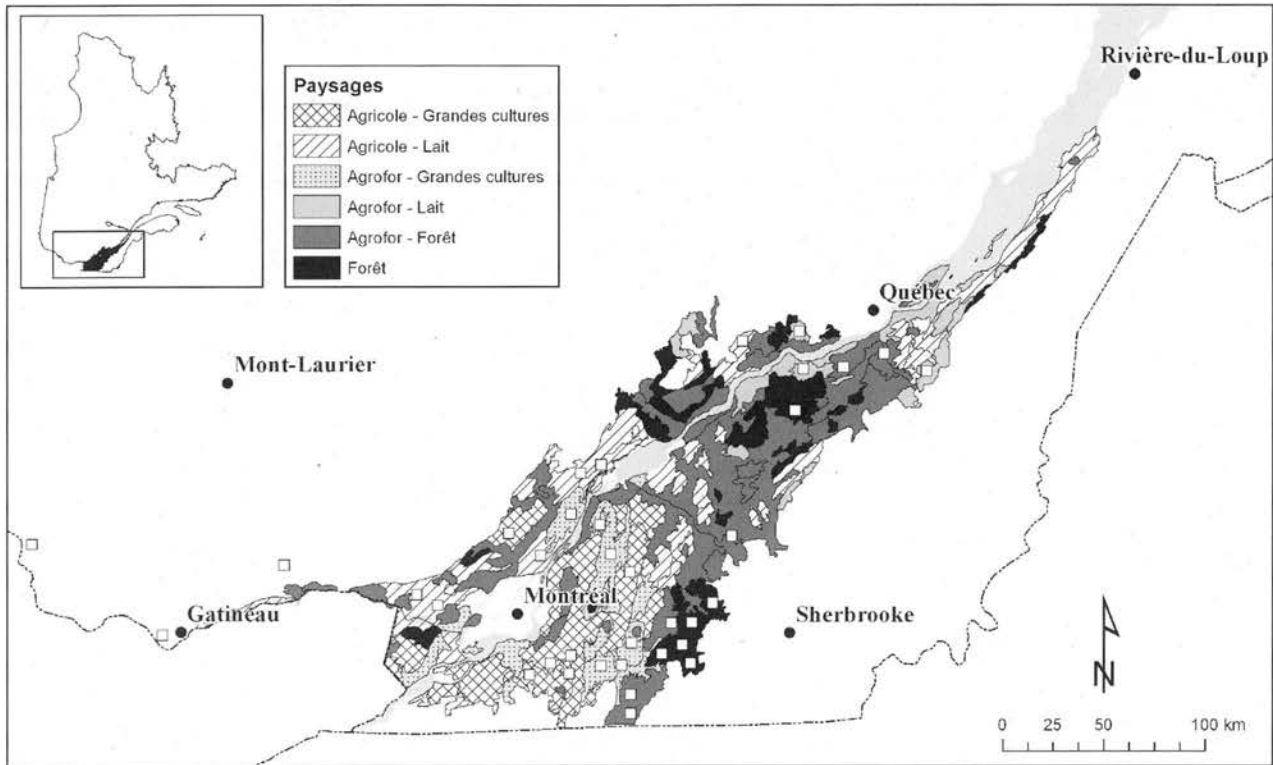


Figure 1. Localisation des placettes d'échantillonnage (n=36) au sein des six catégories de paysages de la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent. Chacun des carrés représente une placette.

la ville de Gatineau à l'ouest à celle de La Pocatière à l'est (figure 1). Au sein de cette zone, six types de paysages ont été délimités par Jobin et collab. (2003; 2004) suivant un gradient d'intensité des pratiques agricoles allant des paysages dominés par des cultures annuelles (maïs, soya, céréales) à grande échelle vers des paysages dominés par des productions laitières et forestières: 1) Agricole-Grandes cultures (Agric-Gcult); 2) Agricole-Lait (Agric-Lait); 3) Agroforestier-Grandes cultures (Agrofor-Gcult); 4) Agroforestier-Lait (Agrofor-Lait); 5) Agroforestier-Forêt (Agrofor-Forêt) et 6) Forêt (tableau 1). Ces types de paysages ont été délimités par Jobin et collab. (2003; 2004) à l'aide d'une analyse de groupement à liens complets où la couverture relative de cinq classes d'habitats (cultures

annuelles, cultures pérennes, forêts, milieux anthropiques, milieux humides) extraite d'images Landsat TM acquises en 1993 et 1994 a été compilée dans des polygones de sol développés par Agriculture et Agroalimentaire Canada (Le groupe de travail du Pédopaysage du Canada, 2006) et qui forment un découpage écologique du territoire.

La zone d'étude a été divisée en placette de 5 km x 5 km en suivant la grille Mercator transverse universelle. Six placettes de 25 km² chacune ont été sélectionnées aléatoirement pour chacun des six types de paysages pour un total de 36 placettes (900 km²). Pour être sélectionnée, chaque placette devait répondre aux critères suivants: 1) être complètement incluse dans un seul type de paysage, 2) des photos aériennes à haute résolution (environ 1:15 000) devaient y être

Tableau 1. Superficie relative (moyenne et écart type) des grandes classes d'occupation du sol selon la classification des images satellites Landsat-TM acquises en 1993 et 1994 pour les six paysages agroforestiers retenus par Jobin et collab. (2003; 2004)

Paysage	Cultures annuelles		Cultures pérennes		Forêt		Milieux anthropiques		Milieux humides	
	Moy.	Éc. type	Moy.	Éc. type	Moy.	Éc. type	Moy.	Éc. type	Moy.	Éc. type
Agricole-Grandes cultures	50,8	7,3	29,4	6,7	12,2	5,9	6,2	3,8	1,3	1,7
Agricole-Lait	22,9	10,9	49,5	8,8	20,0	7,5	5,2	5,1	2,6	5,5
Agroforestier-Grandes cultures	34,1	5,8	26,5	6,5	32,0	7,1	6,2	6,1	1,3	1,3
Agroforestier-Lait	7,5	3,5	45,7	5,5	38,9	8,0	5,6	6,1	2,3	2,7
Agroforestier-Forêt	8,6	6,2	27,9	6,2	53,2	7,7	5,3	5,2	5,0	6,5
Forêt	1,5	2,1	8,9	8,4	82,2	10,0	2,3	2,5	5,1	5,1

disponibles pour les trois périodes étudiées (1950, 1965 et 1997), 3) ne pas présenter de centre urbain important ou de grandes étendues d'eau libre et 4) ne pas jouxter directement une parcelle préalablement sélectionnée. Ces contraintes de sélection nous ont poussés à retenir trois placettes situées à l'extérieur des Basses terres du fleuve Saint-Laurent dans la portion agricole de la région de l'Outaouais, de même que deux autres placettes pour lesquelles aucune photo pour la période de 1950 n'était disponible. La taille de l'échantillon utilisée pour les analyses est donc de 106 placettes (6 placettes x 6 paysages x 3 périodes – 2 placettes manquantes).

Des photographies aériennes en noir et blanc et à haute résolution ont ensuite été acquises pour chacune des périodes et des placettes. Nous avons désigné chaque période à l'aide d'une année de référence. Pour la période « 1950 », nous avons utilisé des photos de 1927 à 1955 alors que, pour les périodes « 1965 » et « 1997 », des photos de 1964 à 1966 et de 1995 à 1998 ont respectivement été utilisées. Afin d'al-

léger le texte, lorsque nous référons à l'année 1950, nous faisons dans les faits référence à l'intervalle 1927-1955. Ces photos ont été géoréférencées, puis interprétées. L'information issue des photographies aériennes était de trois types : 1) la superficie couverte par différents types d'habitats; 2) la longueur des éléments linéaires du paysage (routes, cours d'eau, etc.), et 3) divers indices paysagers mesurant le degré de fragmentation des habitats. Le tableau 2 dresse la liste des variables retenues pour cet article. La superficie des habitats est présentée en importance relative (%) alors que la longueur des éléments linéaires a été ajustée soit en fonction de la superficie terrestre (excluant les zones en eau libre) dans le cas des routes et des cours d'eau (m/ha terrestre), de la superficie agricole (cultures annuelles et pérennes) dans le cas des haies arborées (m/ha agricole) ou de la longueur des cours d'eau dans le cas des bandes riveraines (m/m de cours d'eau). La surface moyenne des parcelles de cultures annuelles, pérennes et forestières (MPS, *mean patch size*),

Tableau 2. Principales variables (moyenne et écart type; n=36 placettes) considérées pour l'analyse de la structure des paysages de la portion québécoise des Basses terres du fleuve Saint-Laurent de 1950 à 1997.

Variable	Année			Valeur de p^1
	1950 (n = 34)	1965 (n = 36)	1997 (n = 36)	
<i>Occupation du sol</i>				
Anthropique (%)	1,6 ± 1,4	2,5 ± 2,3	7,3 ± 7,8	< 0,0001
Cultures annuelles (%)	17,7 ± 13,0	16,9 ± 11,1	29,0 ± 23,4	< 0,0001
Cultures pérennes (%)	36,4 ± 16,7	36,6 ± 20,4	18,5 ± 11,3	< 0,0001
Forêt (%)	26,8 ± 17,8	29,9 ± 19,7	34,2 ± 22,3	< 0,0001
Friches (%)	13,3 ± 10,9	9,9 ± 8,6	6,5 ± 3,5	< 0,0001
Milieux humides (%)	2,5 ± 4,4	2,4 ± 4,3	2,2 ± 3,8	0,7192
<i>Éléments linéaires</i>				
Routes (m/ha terrestre)	7,8 ± 2,2	8,2 ± 2,5	9,5 ± 3,5	0,0002
Haies arborées (m/ha agricole)	4,6 ± 5,8	4,5 ± 5,0	6,8 ± 5,8	0,0025
Cours d'eau (m/ha terrestre)	7,8 ± 4,5	7,5 ± 4,2	6,7 ± 4,2	0,0091
Bandes riveraines arborées (m/m de cours d'eau)	0,1 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,2 ± 0,3	0,0302
Bandes riveraines arbustives (m/m de cours d'eau)	0,2 ± 0,3	0,3 ± 0,3	0,2 ± 0,2	0,1993
Bandes riveraines herbacées (m/m de cours d'eau)	1,7 ± 0,3	1,7 ± 0,3	1,6 ± 0,4	0,1717
<i>Indices paysagers²</i>				
NUMP forêt (nb. parcelle)	49,9 ± 25,7	45,8 ± 20,9	42,7 ± 20,1	0,1200
MPS forêt (ha)	15,8 ± 14,0	18,1 ± 14,8	21,6 ± 15,8	0,0005
MPI forêt	1098,1 ± 2140,2	1519,8 ± 2117,2	2467,0 ± 3685,5	< 0,0001
NUMP cultures pérennes (nb. parcelle)	37,8 ± 15,3	31,7 ± 13,0	35,6 ± 15,5	0,0210
MPS cultures pérennes (ha)	30,9 ± 27,1	38,5 ± 35,0	13,5 ± 7,0	< 0,0001
MPI cultures pérennes	2034,9 ± 2899,6	2779,0 ± 3845,4	389,0 ± 722,1	0,0449
NUMP cultures annuelles (nb. parcelle)	65,1 ± 26,0	52,1 ± 23,8	26,4 ± 15,5	< 0,0001
MPS cultures annuelles (ha)	6,7 ± 4,6	9,0 ± 7,0	37,5 ± 51,0	< 0,0001
MPI cultures annuelles	184,1 ± 299,5	171,7 ± 286,2	1317,8 ± 2474,8	0,0024

1. Les valeurs de p proviennent d'une analyse de comparaison pour mesures répétées testant simultanément l'effet des périodes, des paysages et de l'interaction entre ces deux variables. Seule la valeur de p comparant la différence entre les périodes est ici présentée.
2. NUMP : nombre de parcelles, MPS : superficie moyenne des parcelles, MPI : indice de proximité entre les parcelles d'habitat du même type.

leur nombre (NUMP, *number of patch*) de même que l'indice de proximité entre les parcelles du même type (MPI, *mean proximity index*) ont été calculés à l'aide des logiciels « Fragstats » (McGarigal et Marks, 1994) et « Patch Analyst » (Elkie et collab., 1999). La variable MPI est un indicateur du niveau d'isolement et de la fragmentation du paysage. Sa valeur augmente avec le nombre, la superficie et la proximité des parcelles avoisinantes du même type d'habitat, donc avec une réduction de la fragmentation. Nous avons choisi ces trois variables afin de dresser un portrait de la fragmentation qui puisse tenir compte à la fois du nombre, de la taille et de la proximité entre les parcelles. Préalablement aux calculs de ces indices, les parcelles adjacentes d'une même classe d'habitat ont été fusionnées de façon à ne former qu'une seule parcelle. Finalement, les parcelles de forêt traversées par des routes ont été scindées en parcelles distinctes afin de considérer l'effet du réseau routier sur la fragmentation du milieu forestier.

La superficie des différents habitats, les éléments linéaires ainsi que les indices paysagers ont été comparés entre les périodes, les paysages et l'interaction entre ces deux variables par des analyses pour mesures répétées réalisées à l'aide de la procédure MIXED de SAS (SAS Institute inc., 2004). Afin de répondre aux exigences de normalité, une transformation de type Arcsin a été apportée aux données de superficie alors que des transformations log ou racine carrée ont été apportées aux autres variables, lorsqu'approprié (Zar, 1984). Les différences ont été considérées comme significatives pour des valeurs de $p < 0,05$. Bien que ces analyses mesurent simultanément l'effet des périodes, des paysages et de l'interaction entre ces deux variables, seuls les résultats des comparaisons (valeurs de p) entre les périodes sont présentés dans cet article. Les lecteurs intéressés aux résultats complets des analyses effectuées sur l'ensemble des variables de cette étude sont invités à consulter Latendresse et collab. (2008b).

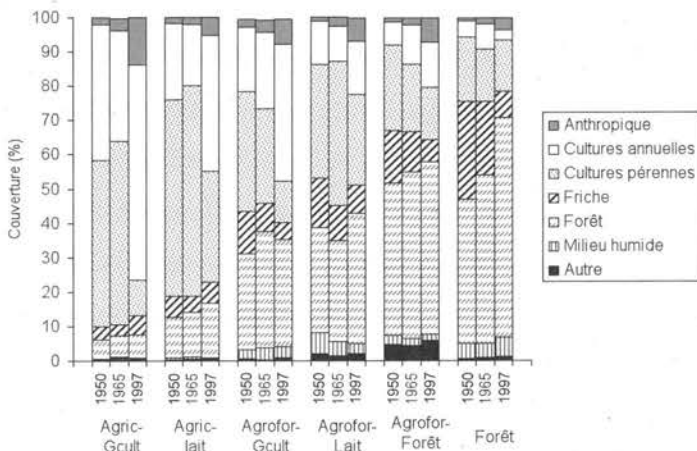


Figure 2. Évolution des superficies (%) des différents habitats fauniques de la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent de 1950 à 1997. La classe « autre » comprend les habitats « eau libre » et « perturbations forestières ».

Résultats

Changements de composition

Les changements survenus au sein de la composition des paysages des Basses terres du fleuve Saint-Laurent entre 1950 et 1997 consistent principalement en : 1) une réduction de la superficie occupée par les cultures pérennes au profit des cultures annuelles dans les paysages dominés par l'agriculture, 2) une diminution des superficies occupées par les friches au profit des forêts dans les paysages à dominance forestière, 3) une expansion du milieu anthropique dans tous les paysages et 4) un maintien des superficies occupées par les milieux humides (tableau 2, figures 2 et 3). Pour leur part, les principaux changements survenus au sein des éléments linéaires consistent en une augmentation 1) de la densité des routes, 2) de la densité des haies arborées et 3) de la longueur des bandes riveraines arborées. De l'ensemble des éléments linéaires ici présentés, seule la densité des cours d'eau a subi une diminution entre les trois périodes examinées alors que la densité des bandes riveraines herbacées et arbustives est demeurée stable (tableau 2, figure 4).

Changements de configuration

L'examen des différents indices paysagers révèle une réduction de la fragmentation des habitats composés de cultures annuelles. De fait, bien que le nombre de parcelles de cet habitat ait diminué, leur taille moyenne a considérablement augmenté entre 1950 et 1997, passant de 6,7 ha à

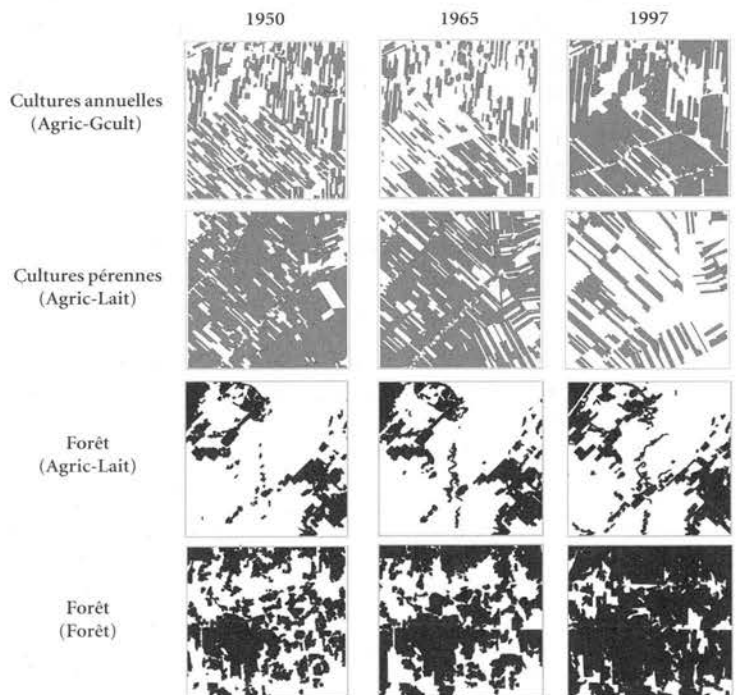


Figure 3. Exemples de changements de composition et de configuration d'habitats survenus au sein des paysages agricoles de la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent de 1950 à 1997. Les cultures annuelles, les cultures pérennes et la forêt sont illustrées en foncé et l'ensemble des autres classes d'habitat en blanc.

□ 1950 ■ 1965 ■ 1997

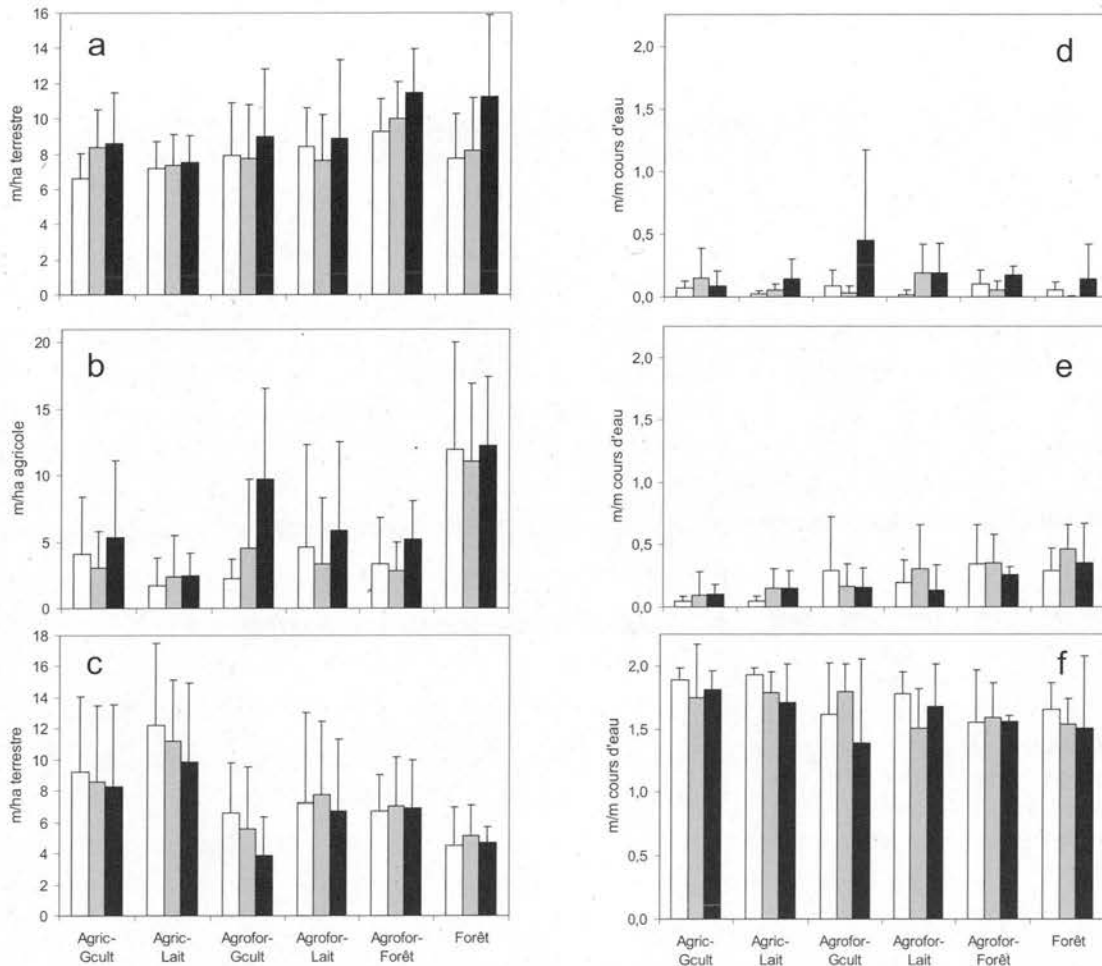


Figure 4. Évolution (moyenne et écart type) de la longueur (a) des routes, (b) des haies arborées, (c) des cours d'eau, (d) des bandes riveraines arborées, (e) des bandes riveraines arbustives et (f) des bandes riveraines herbacées par paysages de 1950 à 1997 dans la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent.

37,5 ha; cette hausse était particulièrement marquée dans le paysage Agricole-Grandes cultures, où la taille moyenne des champs en cultures annuelles a augmenté de 16 ha en 1965 à 123 ha en 1997 (tableau 2, figures 3 et 5). Ces changements se sont traduits par un indice de proximité plus élevé en 1997 qu'en 1950, signe d'une réduction de la fragmentation de cet habitat. Contrairement aux cultures annuelles, le nombre de parcelles de cultures pérennes est demeuré relativement stable entre les périodes, mais leur taille moyenne a sévèrement diminué passant de 38,5 ha en 1965 à 13,5 ha en 1997. Dans la même veine, nous avons observé une réduction de l'indice de proximité entre les parcelles, signe d'une augmentation du niveau de fragmentation de cet habitat entre 1950 et 1997. Les tendances observées pour les cultures annuelles et pérennes se sont surtout manifestées dans les paysages à dominance agricole (Agricole-Grandes cultures et Agricole-Lait) de même que dans le paysage Agroforestier-Grandes cultures (figure 5). Enfin, le nombre de parcelles boisées est demeuré stable alors que la superficie moyenne et l'in-

dice de proximité entre les fragments de forêt ont augmenté (tableau 2), suggérant une réduction de la fragmentation forestière. Toutefois, on remarque que, pour les paysages à dominance agricole, le nombre de parcelles boisées, la superficie moyenne de même que la proximité entre les fragments de forêt sont demeurés stables (figures 3 et 5), suggérant que la fragmentation des boisés n'ait pas changé dans ces paysages au cours de la période d'étude. La tendance opposée s'est observée dans les paysages à dominance forestière (Agroforestier-Lait, Agroforestier-Forêt et Forêt) où le nombre de fragments forestiers a diminué alors que leur taille de même que leur indice de proximité ont augmenté (figures 3 et 5), signe manifeste d'une réduction de la fragmentation des boisés dans ces paysages.

Discussion

La composition des différents paysages telle que déterminée par l'analyse des photogra-

phies aériennes concordait avec celle obtenue à l'aide des images satellites Landsat-TM (Latendresse et collab., 2008b). De plus, les différents paysages ont conservé leur principale vocation entre 1950 et 1997 puisque ceux identifiés comme étant essentiellement agricoles par les images Landsat de 1993 et 1994 étaient déjà dominés par l'agriculture en 1950, alors que les paysages identifiés comme étant plus forestiers étaient dominés par la forêt dès 1950.

L'analyse des photographies aériennes a permis de documenter deux tendances opposées en ce qui a trait aux changements survenus entre 1950 et 1997, à savoir une intensification des pratiques agricoles dans les secteurs les plus favorables à l'agriculture et une déprise dans les secteurs moins favorables. Ces changements se sont respectivement concrétisés par le remplacement des cultures pérennes par les cultures annuelles, de même que par la transformation des friches en forêts. Ces résultats concordent avec ceux qui ont été observés pour le sud du Québec (p. ex. Ruiz et

□ 1950 ■ 1965 ■ 1997

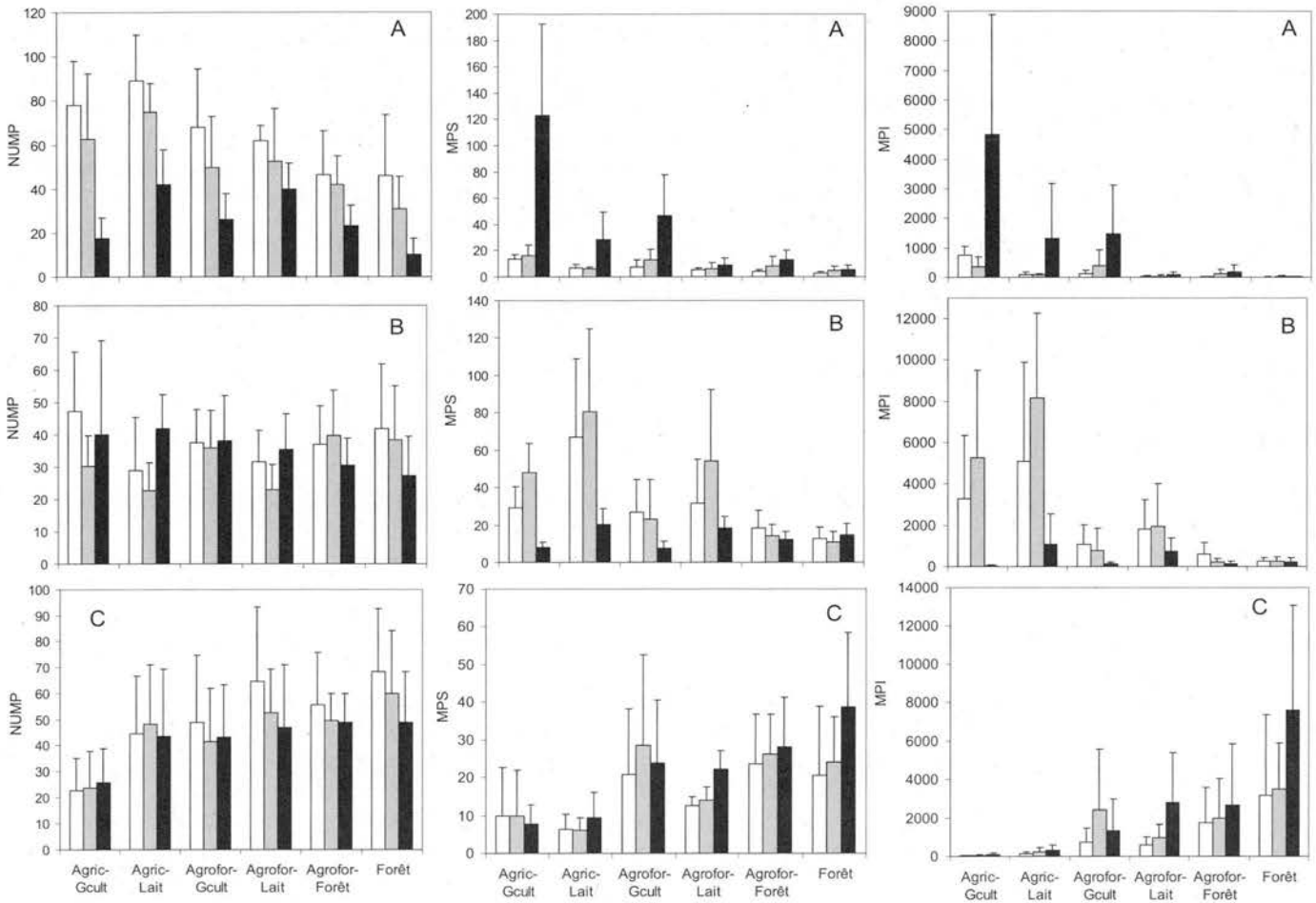


Figure 5. Évolution (moyenne et écart type) des indices paysagers des habitats (a) de cultures annuelles, (b) de cultures pérennes et (c) forestières par paysages de 1950 à 1997 dans la portion québécoise de l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent. NUMP=nombre de parcelles; MPS=superficie moyenne des parcelles d'habitat (ha); MPI=indice de proximité entre les parcelles du même type (plus les parcelles sont près les unes des autres, plus la valeur de MPI est grande).

Domon, 2005; Domon et Bouchard, 2007; Jobin et collab., 2007; Latendresse et collab., 2008a) et ailleurs dans le monde (O'Connor et Shrubb, 1986; Medley et collab., 1995; Robinson et Sutherland, 2002).

Le remplacement des cultures pérennes par les cultures annuelles est d'une part attribuable au fait que les standards de production laitière ont peu à peu été axés sur la rétention des animaux à l'intérieur des bâtiments. Cette méthode de production a eu pour effet de libérer bon nombre de terres utilisées antérieurement comme pâturages, laissant ainsi la possibilité d'utiliser ces espaces à des fins de production intensive. D'autre part, l'utilisation du maïs ensilage comme plante fourragère au Québec dans le courant des années 1960, suivi d'une maximisation de sa production vers le milieu des années 1970 (Leduc et collab., 1997), a sans contredit accentué le taux de remplacement des cultures pérennes par les cultures annuelles.

La déprise agricole observée dans les régions plus périphériques remonte vraisemblablement avant 1950 puisque les résultats des analyses indiquent une transition des

friches vers la forêt plutôt qu'une transition des champs vers les friches (voir Latendresse et collab., 2008b). Cette déprise a probablement débuté dans les années 1920 pour s'accroître après la Deuxième Guerre mondiale (1939-1945), période durant laquelle plusieurs petits producteurs ont abandonné leurs terres dans les secteurs les moins propices à la production (Chatillon, 1976). Dans la même veine, le fait que peu de milieux humides étaient présents dans les paysages à dominance agricole laisse croire que leur disparition serait survenue avant 1950, c'est-à-dire avant la période couverte par cette étude.

La réduction des superficies occupées par les cultures pérennes et l'augmentation concomitante des superficies occupées par les cultures annuelles pourraient expliquer certains changements observés dans la tendance des populations québécoises de maintes espèces d'oiseaux champêtres (Jobin et collab., 1996). De fait, les effectifs de plusieurs espèces associées aux cultures intensives comme le canard colvert (*Anas platyrhynchos*), la tourterelle triste (*Zenaida macroura*) et le goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) ont

connu des hausses significatives entre 1968 et 2005. Inversement, ceux d'autres espèces associées aux cultures extensives, comme le goglu des prés (*Dolichonyx oryzivorus*), la sturnelle des prés (*Sturnella magna*) et le bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*), ont connu des baisses significatives au cours de cette même période (Downes et Collins, 2007). Par ailleurs, certaines espèces d'oiseaux forestiers associées aux jeunes peuplements ont vraisemblablement pu bénéficier de la hausse de la disponibilité de leur habitat, laquelle s'est manifestée par la transformation des friches en forêts (Jobin et collab., 1996). Par exemple, Laiolo et collab. (2004) ont observé que la conversion des champs de cultures pérennes en forêt favorisait effectivement certaines espèces forestières. Toutefois, ces espèces étaient généralement déjà communes, alors que le déclin d'espèces plus rares de milieux ouverts était parallèlement observé. Il semble donc que, combinée aux effets associés à l'intensification des pratiques agricoles, la déprise agricole observée dans les paysages plus forestiers pourrait aussi expliquer le déclin observé chez plusieurs espèces d'oiseaux champêtres, au Québec comme ailleurs dans le monde (Jobin et collab., 1996; Laiolo et collab., 2004; Sirami et collab., 2007).

Les superficies relatives des forêts inférieures à 16 % observées dans les paysages d'agriculture intensive (Agricole-Grandes cultures et Agricole-Lait) en 1997 sont préoccupantes. De fait, alors que les boisés d'au moins 10 ha (Freemark et collab., 1995), 30 ha (Langevin et Bélanger, 1994) ou 100 ha (Langevin et collab., 1997) sont favorables à un plus grand nombre d'espèces d'oiseaux forestiers, les parcelles d'au moins 10 ha étaient pratiquement absentes des paysages d'agriculture intensive. Les faibles superficies de même que le niveau de fragmentation élevé des habitats forestiers dans les paysages d'agriculture intensive pourraient donc être liés au déclin et à la situation précaire de maintes espèces d'oiseaux et d'autres groupes taxonomiques dans les paysages dominés par l'agriculture ou l'activité humaine. Au Québec, ces facteurs sont d'ailleurs considérés comme des menaces ou des éléments limitants pour plusieurs espèces forestières à statut précaire comme le Ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius* L.), la Paruline azurée (*Dendroica cerulea*) et le Campagnol sylvestre (*Microtus pinetorum*) (Environnement Canada, 2006; MDDEP, 2007; MRNF, 2007). Puisque la fragmentation et la perte d'habitat ont été identifiées comme étant les principales causes du déclin des populations chez différents groupes taxonomiques (Andrén, 1994; Cushman, 2006; Lesinski et collab., 2007), il n'est pas surprenant de constater que la majorité des espèces à statut précaire se concentre dans le sud de la province (Kerr et Cihlar, 2004; Tardif et collab., 2005).

Nos analyses montrent également que les bandes riveraines sont demeurées principalement de nature herbacée au cours de la période examinée. À preuve, elles comptaient pour 80 % de la totalité des bandes riveraines présentes au sein des différents paysages en 1997 (tableau 2). En dépit de leur faible représentation, nos analyses montrent une augmentation de l'importance des haies et des bandes riveraines

arborées entre 1965 et 1997, ce qui était inattendu. De fait, il est généralement admis que l'intensification des pratiques agricoles ait conduit au retrait de ces habitats afin d'augmenter les superficies cultivables et de faciliter le passage de la machinerie (O'Connor et Shrubbs, 1986; Hart, 1986; Boutin et collab., 2001). Les hausses observées sont probablement en partie attribuables aux programmes de subvention mis en place dans les années 1980, période à partir de laquelle de 300 à 500 km de haies auraient été implantées annuellement au Québec (De Baets et collab., 2007). Bien que le ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) n'ait officiellement commencé à subventionner l'implantation de bandes riveraines qu'en 2008, l'implantation d'arbres en bordure des cours d'eau était autorisée par le MAPAQ avant cette période conditionnellement à ce qu'un effet brise-vent soit encouru sur les champs voisins (G. Poisson, comm. pers.). Étant donné le rôle positif que jouent les haies et les bandes riveraines arborées dans la conservation de la biodiversité au sein des paysages dominés par l'agriculture (Haddad et collab., 2003; Silva et collab., 2005; Downs et Racey, 2006), l'augmentation de leur importance entre 1965 et 1997 constitue un résultat très encourageant.

Par ailleurs, nous avons observé une diminution de la densité des cours d'eau entre les périodes examinées. Ces résultats concordent avec ceux observés le long des ruisseaux Richer et des Aulnages en Montérégie (Ruiz et Domon, 2005; Rousseau et Biron, 2009). Ces résultats s'expliquent par le fait qu'au Québec, le redressement des cours d'eau a été subventionné par le MAPAQ de 1917 à 1986 (Beaulieu, 2001) afin d'augmenter l'efficacité du drainage de même que la productivité des terres agricoles. Cette politique s'est soldée par la perte de plus de 30 000 km de cours d'eau entre 1944 et 1976 (Boutin et collab., 2003; Beaulieu, 2007). En plus d'entraîner des pertes nettes d'habitat, cette pratique contribue à accentuer l'érosion des berges (Rousseau et Biron, 2009), occasionnant du même souffle des problèmes de sédimentation au sein des habitats aquatiques.

Malgré tout, de nombreuses initiatives ont récemment été développées afin de contrer les effets néfastes de l'intensification des pratiques agricoles sur la biodiversité. La mise en œuvre de dix projets pilotes de 2005 à 2010 par l'intermédiaire du *Programme de mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole* (FFQ, 2007), de même que de dix autres projets de 2007 à 2010 dans le cadre du *Plan d'action concerté sur l'agroenvironnement et la cohabitation harmonieuse* (MAPAQ et collab., 2007) en sont de bons exemples.

Remerciements

Nous tenons à remercier Luc Bélanger, dont la vision de l'importance de la conservation des habitats fauniques en milieu agricole a permis d'instaurer ce projet. Nous remercions également Martine Benoît et Marcelle Grenier pour leur soutien technique et scientifique ainsi que Rhéaume Courtois, René Lafond, Yvon Mercier et Isabelle Ringuet pour leur soutien tout au long du projet. Merci également

à Ghislain Poisson pour les renseignements concernant le programme Prime-Vert. Ce projet a été financé par Environnement Canada et le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. ◀

Références

- ANDRÉN, H., 1994. Effects of fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- BEAULIEU, R., 2001. Historique des travaux de drainage au Québec et état du réseau hydrographique. Colloque régional sur les cours d'eau, gouvernement du Québec, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de la Montérégie, secteur Ouest, Sainte-Martine, QC, 12 p.
- BEAULIEU, R., 2007. Historique de l'aménagement des cours d'eau. Affiche présentée à l'Atelier de formation sur l'hydrodynamique, la biodiversité et la mise en valeur des cours d'eau agricoles, Drummondville, QC.
- BÉLANGER, L. et M. Grenier, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17: 495-507.
- BELVISI, J., 2005. Portrait des pertes de superficies forestières en Montérégie entre 1999 et 2004. Agence géomatique montréalaise (GéoMont), Saint-Hyacinthe, QC, 28 p.
- BOUTIN, C., B. JOBIN, L. BÉLANGER, A. BARIL et K.E. FREEMARK, 2001. Hedgerows in the farming landscape of Canada. Dans: C. Barr et S. Petit (édit.). *Hedgerows of the World: Their ecological functions in different landscapes - Proceedings of the 2001 annual IALE (UK) Conference*, held at the University of Birmingham. Colin Cross Printers Ltd, Garstang, UK, p. 33-42.
- BOUTIN, C., B. JOBIN et L. BÉLANGER, 2003. Importance of riparian habitats to flora conservation in farming landscapes of southern Québec, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94: 73-87.
- CHATILLON, C., 1976. L'histoire de l'agriculture au Québec. Éditions l'Étincelle, Montréal, QC, 125 p.
- CUSHMAN, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128: 231-240.
- DE BAETS, N., A. VÉZINA et S. GARIÉPY., 2007. Le portrait de l'agroforesterie au Québec. Gouvernement du Canada, Ottawa, ON, 76 p.
- DOMON, G. et A. BOUCHARD, 2007. The landscape history of Godmanchester (Québec, Canada): two centuries of shifting relationships between anthropic and biophysical factors. *Landscape Ecology*, 22: 1201-1214.
- DOWNES, C.M. et B.T. COLLINS, 2007. Site Web de la Base de données sur les tendances notées chez les oiseaux du Canada, Version 2.2. Division de la conservation des oiseaux migrateurs, Service canadien de la faune, Gatineau, Québec. Disponible en ligne à: cws-scf.ec.gc.ca/mgbc/trends/index.cfm?lang=f&go=home.page#trends. [Visité le 09-03-25].
- DOWNS, N.C. et P.A. RACEY, 2006. The use by bats of habitat features in mixed farmland in Scotland. *Acta Chiropterologica*, 8: 169-185.
- ELKIE, P.C., R.S. REMPEL et A.P. Carr, 1999. Patch analyst user's manual. Ontario Ministry of Natural Resources, Northwest Science & Technology, Thunder Bay, ON, TM-002, 23 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2006. Espèces en péril. Disponible en ligne à: registrelep.gc.ca. [Visité le 09-03-25].
- FAHRIG, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC (FFQ), 2007. Initiatives fauniques: Projets-pilote en milieu agricole. Disponible en ligne à: fondationdelafaune.qc.ca/initiatives/projets_pilote/. [Visité le 09-03-25].
- FREEMARK, F.E., J.B. DUNNING, S.J. HEIL et R.B. PROBST, 1995. A landscape ecology perspective for research, conservation and management. Dans: T. Martin et D. Finch (édit.). *Ecology and management of neotropical migratory birds*. Oxford University Press, New York, NY, p. 381-427.
- HADDAD, N.M., D.R. BOWNE, A. CUNNINGHAM, B.J. DANIELSON, D.J. LEVEY, S. SARGENT et T. SPIRA, 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84: 609-615.
- HART, J.F., 1986. Change in the corn belt. *The Geographical Review*, 76: 51-72.
- JOBIN, B., J.-L. DESGRANGES et C. BOUTIN, 1996. Population trends in selected species of farmland birds in relation to recent developments in agriculture in the St. Lawrence Valley. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 57: 103-116.
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION, 2003. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 18: 575-590.
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE et B. FILION, 2004. Les paysages agricoles du Québec méridional. *Le Naturaliste canadien*, 128 (2): 92-98.
- JOBIN, B., C. LATENDRESSE, C. MAISONNEUVE, A. SEBBANE et M. GRENIER, 2007. Changements de l'occupation du sol du sud du Québec pour la période 1993-2001. Série de rapports techniques n° 483, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, QC, 112 p. et annexes.
- KERR, J.T. et J. CIHLAR, 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications*, 14: 743-753.
- LAILOLO, P., F. DONDERO, E. CILIENTO et A. ROLANDO, 2004. Consequences of pastoral abandonment for the structure and diversity of the alpine avifauna. *Journal of Applied Ecology*, 41: 294-304.
- LANGÉVIN, R. et L. BÉLANGER, 1994. Conservation des îlots boisés en paysage agricole. I – Revue de littérature et synthèse des connaissances sur leur utilisation par l'avifaune. Série de rapports techniques n° 221, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte-Foy, QC, 87 p.
- LANGÉVIN, R., L. BÉLANGER et F. HONE, 1997. Guide de conservation des boisés en milieu agricole. Service canadien de la faune, Sainte-Foy, 77 p.
- LATENDRESSE, C., B. JOBIN, C. MAISONNEUVE, A. SEBBANE et M. GRENIER, 2008a. Changements de l'occupation du sol dans le Québec méridional entre 1993 et 2001. *Le Naturaliste canadien*, 132 (1): 14-23.
- LATENDRESSE, C., B. JOBIN, A. BARIL, C. MAISONNEUVE, C. BOUTIN et D. CÔTÉ, 2008b. Dynamique spatio-temporelle des habitats fauniques dans l'éco-région des Basses terres du fleuve Saint-Laurent, 1950-1997. Série de rapports techniques n° 494, Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec, Sainte Foy, QC, 83 p. et annexes.
- LEDUC, R., A. FOURNIER, S. PAYANT et C. BLAIS, 1997. Le maïs ensilage, un atout. *Symposium sur les bovins laitiers*, 1: 16-47.
- LE GROUPE DE TRAVAIL DU PÉDO-PAYSAGE DU CANADA, 2006. Pêdo-paysage du Canada version 3.1. Agriculture et Agroalimentaire du Canada. (carte numérique et base de données à l'échelle de 1:1 million. Disponible en ligne à: sis.agr.gc.ca/cansis/). [Visité le 09-03-25].
- LESINSKI, G., M. KOWALSKI, B. WOJCIWICZ, J. GULATOWSKA et A. LISOWSKA, 2007. Bats on forest islands of different size in an agricultural landscape. *Folia Zoologica*, 56: 153-161.
- LI, T., P. BEAUCHESNE et M.-J. OSMANN, 2003. Portrait du déboisement pour les périodes 1990-1999 et 1999-2002 pour les régions administratives de la Chaudière – Appalaches, du Centre-du-Québec, de la Montérégie et de Lanaudière (rapport synthèse). Direction du patrimoine écologique et du développement durable, ministère de l'Environnement du Québec, Québec, QC, 35 p.
- MAPAQ (Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation), Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs et Union des producteurs agricoles, 2007. Plan d'action concerté sur l'agroenvironnement et la cohabitation harmonieuse 2007-2010. Québec, QC, 25 p. et annexe.
- MCGARIGAL, K. et B.J. MARKS, 1994. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. General Technical Report PNW-GTR-351, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR, 67 p.

- MEDLEY, K.E., B.W. OKEY, G.W. BARRETT, M.F. LUCAS et W.H. RENWICK, 1995. Landscape change with agricultural intensification in a rural watershed, southwestern Ohio, U.S.A. *Landscape Ecology*, 10:161-176.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE DU QUÉBEC (MRNF), 2007. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec. Disponible en ligne à : mrnf.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp. [Visité le 09-03-25].
- MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2007. Plantes menacées ou vulnérables au Québec. Disponible en ligne à : mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/index.htm. [Visité le 09-03-25].
- O'CONNOR, R.J. et M. SHRUBB, 1986. *Farming and birds*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 290 p.
- ROBINSON, R.A. et W.J. SUTHERLAND, 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39: 157-176.
- ROUSSEAU, Y. et P. BIRON, 2009. Geomorphological impacts of channel straightening in an agricultural watershed, southwestern Québec. *The Northeast Geographer*, sous presse.
- RUIZ, J. et G. DOMON, 2005. L'évolution du paysage du bassin versant du ruisseau des Aulnages (1950 - 2000). Rapport déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction régionale de la Montérégie, secteur Est. Faculté de l'aménagement, Université de Montréal, Montréal, QC, 24 p.
- SAS INSTITUTE INC., 2004. *SAS/STAT 9.1 User's Guide*. SAS Institute Inc., Cary, NC, 5121 p.
- SAUNDERS, D.A., R.J. HOBBS et C.R. MARGULES, 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5: 18-32.
- SAVOIE, C., 2002a. Le phénomène de déboisement : Évaluation par télédétection entre le début des années 1990 et 1999, Région Montérégie. Direction de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec, QC, 25 p.
- SAVOIE, C., 2002b. Le phénomène de déboisement : Évaluation par télédétection entre le début des années 1990 et 1999, Région Centre-du-Québec. Direction de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec, QC, 24 p.
- SAVOIE, C., 2002c. Le phénomène de déboisement : Évaluation par télédétection entre le début des années 1990 et 1999, Région Chaudière-Appalaches. Direction de l'environnement et du développement durable, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, Québec, QC, 25 p.
- SILVA, M., L. HARTLING et S.B. OPPTS, 2005. Small mammals in agricultural landscapes of Prince Edward Island (Canada): Effects of habitat characteristics at three different spatial scales. *Biological Conservation*, 126: 556-568.
- SIRAMI, C., L. BROTONS et J.-L. MARTIN, 2007. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions*, 13: 42-52.
- TARDIF, B., G. LAVOIE et Y. LACHANCE, 2005. Atlas de la biodiversité du Québec. Les espèces menacées ou vulnérables. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du développement durable, du patrimoine écologique et des parcs, Québec, QC, 60 p.
- ZAR, J.H., 1984. *Biostatistical analysis*, second edition. Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, NJ, 718 p.



GENIVAR
des gens constructifs



***Un développement durable
pour les générations futures***

www.genivar.com

Environnement nos solutions

- Planification et gestion stratégique
- Implantation et opération
- Intégration sociale des projets



- *Environnement*
- *Sciences sociales*
- *Économie*

Émergence de la guêpe *Cerceris halone* Banks (Hymenoptera: Crabronidae) au mont Shefford, Québec

Luc J. Jobin et Jean-Marie Perron

Résumé

L'émergence saisonnière des adultes de la guêpe prédatrice, *Cerceris halone* Banks, a été étudiée au mont Shefford en 2007. Les mâles émergent environ une dizaine de jours plus tôt que les femelles. Les conditions abiotiques ne semblent pas influencer l'émergence saisonnière de l'espèce. Le nombre moyen de guêpes émergeant de chaque nid est de 3,5 et le rapport des sexes est de 1,4 femelle pour 1 mâle.

Observées pour la première fois au Québec en 2000 (Jobin et Perron 2007, 2008), les femelles de *Cerceris halone* capturent des Curculionides parasites des glands du chêne rouge (*Quercus rubra*) pour nourrir leurs larves (Jobin et Perron, 2009). En tenant compte des observations préliminaires faites au cours des années précédentes sur l'activité générale de l'insecte et des connaissances de sa biologie, le site de nidification observé permettait de préciser l'émergence de cette espèce dans les conditions écologiques du Québec.

Au mois de septembre 2006, une quarantaine de nids furent choisis afin d'étudier, après la diapause hivernale de l'insecte, l'émergence des adultes au cours de la saison suivante. La présence des nids est facilement reconnaissable à ce moment de l'année par l'accumulation de terre sablonneuse autour de l'ouverture de la galerie du nid (figure 1). Chaque nid choisi fut fiché et numéroté afin de le retrouver la saison suivante; la neige et l'eau de ruissellement enlèvent souvent, au cours de l'hiver et du printemps, tout indice de sa présence. Une cage d'émergence fut installée (figure 2), au cours de la quatrième semaine de juillet jusqu'à la fin août 2007 afin de dénombrer les adultes mâles et femelles ayant émergé chaque jour.



Figure 2. Cages d'émergence utilisées dans cette étude.

Les données montrent que l'émergence des adultes de *C. halone* s'est échelonnée du 31 juillet au 21 août 2007 (figure 3). Des 43 nids placés en observation, seulement 17 ont produit des adultes. Ce fait s'explique probablement par plusieurs facteurs comme le manque de nourriture des larves, l'obstruction de la galerie centrale du nid causé par la grande friabilité du sol ou l'action de facteurs abiotiques néfastes à la survie des larves en diapause hivernale.

Les premiers adultes à apparaître dans les cages ont été les mâles dont l'émergence s'est produite de la fin juillet à la mi-août, atteignant un sommet au début de la deuxième semaine d'août. Par ailleurs, les femelles se manifestèrent du 9 au 21 août, avec une activité d'émergence maximale au début de la troisième semaine d'août. Il existe donc une dizaine de jours entre l'arrivée des premiers mâles et celle des premières femelles. Un nombre moyen de 2,7 adultes par jour a été observé. Les données de la figure 4 montrent le nombre de mâles et de femelles qui ont émergé de chaque nid. Au total, 59 spécimens ont été capturés, soit 34 femelles et 25 mâles.



Figure 1. Ouverture extérieure d'un nid de *Cerceris halone* Banks.

Les auteurs sont tous les deux entomologistes retraités.

lucjobin@sympatico.ca perronjm@videotron.ca

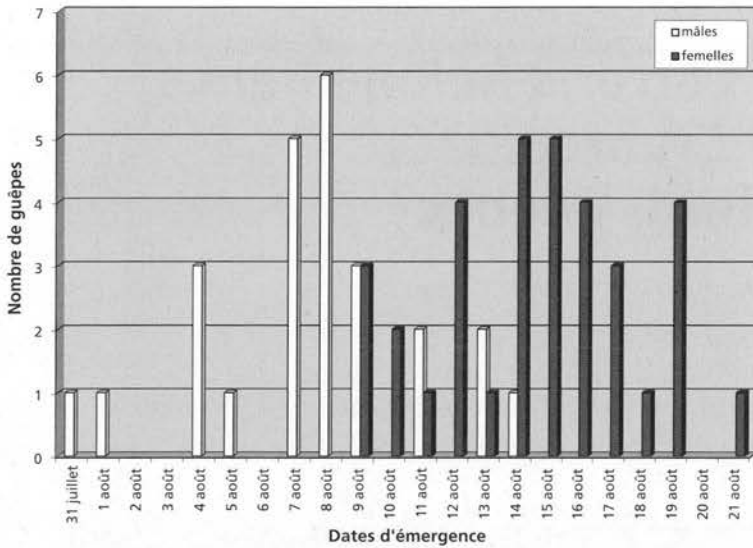


Figure 3. Émergence des *Cerceris halone* Banks mâles et femelles, saison 2007.

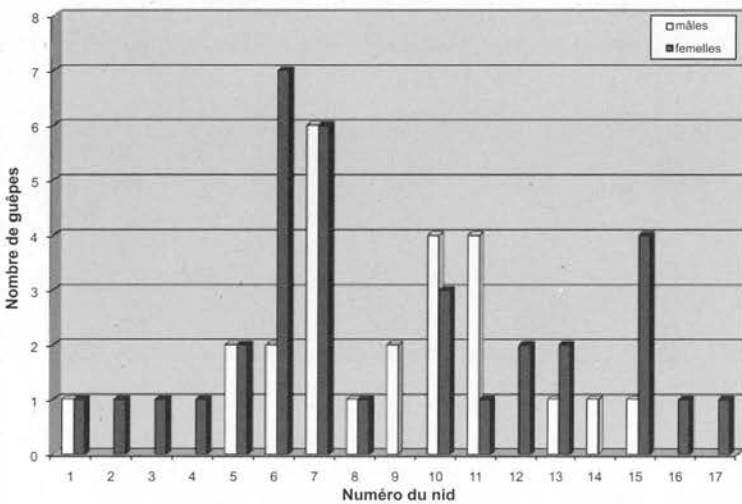


Figure 4. Nombre de *Cerceris halone* Banks émergeant de chaque nid.

Ce nombre a varié de 1 à 12, avec une moyenne de 3,5 adultes par nid, soit 2,0 femelles et 1,5 mâle. Les huit autres nids ont produit uniquement des mâles ou des femelles. Le rapport des sexes fut de 1,4 femelle pour 1 mâle.

Il existe une variation importante dans la taille des spécimens et des mesures prises sur une dizaine d'individus montrent que la taille des femelles varie de 10,0 à 17,5 mm (figure 5) et que celle des mâles varie de 11,0 à 14,0 mm. Willmer (1985) attribue cette variation à la quantité de nourriture que les larves reçoivent pour effectuer leur croissance.

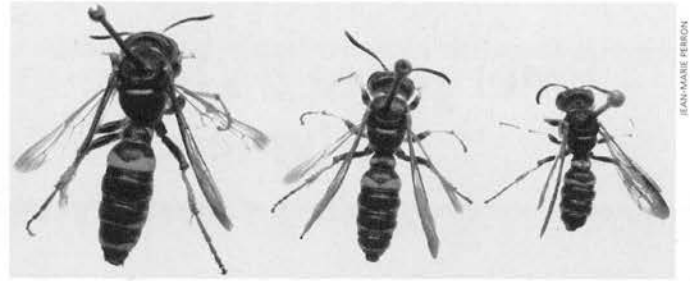


Figure 5. Variations de la taille des femelles *Cerceris halone* Banks.

Des relevés de la température de l'air ambiant, du couvert nuageux et de la présence de pluie ont été effectués tous les jours entre 13 h et 15 h. L'émergence de *C. halone* ne semble pas affectée par ces facteurs abiotiques puisqu'aucune corrélation n'a pu être établie entre le nombre d'adultes émergés et ces facteurs abiotiques. Au cours de la période d'émergence la plus active, qui s'échelonne du 7 au 17 août, la température ambiante moyenne mesurée près du sol (22,7 °C) était voisine de la température prise à 45 cm dans le sol (22,1 °C).

Références

- Jobin, L.J. et J.-M. Perron, 2007. Une première mention pour le Québec d'un Hyménoptère de la famille des Crabronidae: *Cerceris halone* Banks. Bulletin de l'entomofaune, 34: 6.
- Jobin, L.J. et J.-M. Perron, 2008. *Cerceris halone* Banks (Hymenoptera: Crabronidae), une espèce qui s'ajoute à l'entomofaune du Québec. Le Naturaliste canadien, 132 (1): 24-25.
- Jobin, L.J. et J.-M. Perron, 2009. Charançons (Curculionidae) capturés par la guêpe *Cerceris halone* et dommages qu'ils causent aux glands du chêne rouge. Le Naturaliste canadien, 133 (1): 26-28.
- Willmer, P.G., 1985. Thermal ecology, size effects, and the origins of communal behaviour in *Cerceris* wasps. Behavioral Ecology and Sociobiology, 17: 151-160.

Erratum

Dans notre article publié dans le *Naturaliste canadien*, volume 133, numéro 1, pages 26 à 28, les photos des trois espèces de charançons parasitées par *Cerceris halone* ainsi que celle apparaissant au verso de la page couverture ont été prises par Charles Jutras et non par Jacques Poitras. Nous tenons à remercier C. Jutras de son travail remarquable.

Luc J. Jobin et Jean-Marie Perron.

Aperçu sur la diversité des bourdons de la Minganie, Québec (Hymenoptera: Apidæ: *Bombus*)

Michel Savard

Résumé

La faune des bourdons de la Minganie est très peu connue. Alors que seulement cinq espèces avaient été rapportées à la fin des années 1980 sur la côte continentale et une seule pour l'île d'Anticosti, les récoltes et des observations de bourdons réalisées entre 2001 et 2008 portent à 12 le nombre d'espèces pour la Minganie continentale, incluant une espèce introduite en 2008. L'abondance relative et la diversité des bourdons observés dans les différents milieux visités sont aussi esquissées.

Introduction

La région de la Minganie, incluant l'île d'Anticosti, correspond au territoire de la municipalité régionale de comté (MRC) de Minganie. Le territoire municipalisé borde la rive nord du golfe du Saint-Laurent sur environ 275 km entre le cap du Cormoran et la rivière Natashquan, sans dépasser généralement 50 km à l'intérieur des terres. L'étude des bourdons en Minganie, débutée en 2001, s'inscrit dans les préoccupations mondiales de conservation des populations naturelles de ces importants pollinisateurs (The Xerces Society, 2008).

Méthode

Le présent inventaire repose sur l'observation visuelle des bourdons en activité de butinage, jusqu'à l'apparition des premières ouvrières. Au besoin, des photographies et des captures à vue permettent de confirmer la détermination de l'espèce. Le nombre total d'individus de chaque espèce est consigné lors d'une sortie sur le terrain, quelle qu'en soit la durée. Les individus vus trop brièvement, ne pouvant être identifiés à l'espèce, ne sont pas comptabilisés. À moins d'une indication contraire, les bourdons dénombrés sont des reines fondatrices ou récemment sorties d'hibernation, c'est-à-dire en début de saison, principalement lors de la période de recherche d'un microsite pour la construction des nids. Les itinéraires-échantillons sont orientés là où se trouvent des massifs floraux. Cette méthode s'apparente à celle adoptée par les ornithologues amateurs pour produire des listes d'espèces et déterminer l'abondance relative des oiseaux dans un milieu donné.

Résultats

Premières récoltes et observations en 2001 et 2002

Dans le but de déterminer la diversité spécifique des bourdons en Minganie, des récoltes et des dénombrements visuels ont été effectués par Christophe Buidin, Yann Rochepault et Michel Savard entre le 13 mai et le 28 juillet 2001 et entre le 11 août et le 18 septembre 2002 dans les

municipalités de Rivière-au-Tonnerre, Rivière-Saint-Jean, Longue-Pointe-de-Minganet Havre-Saint-Pierre (tableau 1). Différents milieux ont été visités: lisières forestières, landes à éricacées, tourbières, flèches littorales, dunes littorales et talus littoraux. Dix espèces ont été répertoriées, doublant ainsi le nombre d'espèces déjà signalées par Laverty et Harder (1988).

Parmi ces espèces, le *Bombus terricola* s'est révélé, de loin, l'espèce la plus fréquemment récoltée et observée dans tous les habitats. À la mi-juillet, cette espèce et son parasite social, le *Bombus ashtoni*, dominaient nettement dans les massifs du framboisier (*Rubus idaeus*) poussant en lisière d'un chemin forestier à Longue-Pointe-de-Mingan. De plus, en milieu ouvert sur les talus et les cordons littoraux, la vesce jargeau (*Vicia cracca*) et l'épilobe à feuilles étroites (*Epilobium angustifolium*) attiraient grandement le *Bombus terricola*.

Tôt en saison, le *Bombus frigidus* a été particulièrement remarqué sur le saule (*Salix* sp.) pour ensuite s'observer plus tard dans les landes à éricacées et dans les tourbières. La forme de coloration de ce bourdon trouvée en Minganie est identique à celle observée dans les basses terres du Lac-Saint-Jean (non publ.).

Le *Bombus borealis* était bien présent tout le long de la côte minganienne, quoique rarement observé. Il butinait la vesce jargeau et la gesse maritime (*Lathyrus maritimus*) sur les dunes littorales à l'ouest de l'embouchure de la rivière Magpie et à l'est du village de Longue-Pointe-de-Mingan. L'individu trouvé mort le 22 juin 2001, sur l'accotement de la route près du village de Havre-Saint-Pierre, pouvait aussi provenir du littoral.

Michel Savard, M. Sc., est entomologiste et ornithologue. Il travaille comme agent à la planification-programmation-recherche en santé environnementale, à la Direction de santé publique de l'Agence de la santé et des services sociaux du Saguenay-Lac-Saint-Jean.

michel.savard@ssss.gouv.qc.ca

Tableau 1. Récoltes et observations de bourdons en Minganie de 2001 à 2008

Municipalité (station d'observation)	Date observateurs	Habitat, fleurs butinées	<i>Bombus ashtoni</i>	<i>Bombus borealis</i>	<i>Bombus fernaldae</i>	<i>Bombus frigidus</i>	<i>Bombus insularis</i>	<i>Bombus perplexus</i>	<i>Bombus rufocinctus</i>	<i>Bombus sandersoni</i>	<i>Bombus sylvicola</i>	<i>Bombus ternarius</i>	<i>Bombus terricola</i>	Total
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	13-V-2001 CB,YR	lisière forestière	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Rivière-Saint-Jean (rte 138)	17-V-2001 CB,YR	lisière forestière	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	22-28-V-2001 CB,YR	lisière forestière, saule sp.	2	-	-	4	2	1	-	-	-	1	12	22
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	9-VI-2001 CB,YR	lisière forestière, cerisier de Pennsylvanie	1	-	2	2	-	1	-	1	-	-	4	11
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	16-17-VI-2001 CB,YR	lisière forestière	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	3
Havre-Saint-Pierre	19-26-VI-2001 CB,YR	landes à éricacées et tour- bières minérotophiques	1	1	1	3	-	-	2	1	-	1	11	21
Rivière-Saint-Jean (Bout-du-Banc)	13-VII-2001 CB,YR	flèche littorale	1	-	1	-	-	1	-	1	-	-	4	8
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	13-VII-2001 CB,YR	lisière forestière, framboisier	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Rivière-au-Tonnerre (ouest du village Sheldrake)	14-VII-2001 MS	talus littoral	-	-	2	1	2	-	-	1	-	-	21	27
Longue-Pointe-de-Mingan (berge de la riv. Saint-Jean)	15-VII-2001 MS,CB	lisière forestière, framboisier	5	-	-	-	-	-	-	1	-	-	14	20
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	16-VII-2001 CB	lisière forestière, framboisier	2	-	-	-	1	-	-	2	-	-	2	7
Rivière-Saint-Jean (est du village Magpie)	16-VII-2001 MS	dunes littorales	-	1	2	-	1	1	-	1	-	-	5	11
Rivière-Saint-Jean (Bout-du-Banc)	18-VII-2001 MS	flèche littorale	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	3
Rivière-au-Tonnerre (est du village)	20-VII-2001 MS	talus littoral	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Longue-Pointe-de-Mingan (camping)	28-VII-2001 CB,YR	dunes littorales	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
Rivière-Saint-Jean	11-VIII-2002 CB	non précisé	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1
Rivière-Saint-Jean (Magpie)	29-VIII-2002 CB	épilobe à feuilles étroites	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	3
Longue-Pointe-de-Mingan	18-IX-2002 CB	dunes littorales	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Total 2001-2002			15	3	9	12	6	7	2	9	0	2	78	143
TNO Lac-Jérôme* (tête de la rivière Mingan Nord-Ouest)	11-VI-2005 RB	sommets dénudés (altitude 800 mètres)	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
Rivière-Saint-Jean (ch. du Grand Ruisseau)	Été 2005 CB	jardin, dans un nichoir à mésange	-	-	-	-	-	couvain	-	-	-	-	-	0
Total 2005			0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Sheldrake (rte 138, près de * Rivière-à-la-Chaloupe)	3-VI-2007 MS	tourbière, cassandre caliculé	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
Longue-Pointe-de-Mingan (lac Hatché)	4-VI-2007 MS	rive tourbeuse, cassandre caliculé	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1
Total 2007			0	0	0	0	0	1	0	2	0	0	0	3
Rivière-Saint-Jean (cimetière du village Magpie)	14-15-VI-2008 MS	gazon, pissenlit officinal	-	-	1	-	-	-	-	4	-	-	4	9
Rivière-Saint-Jean (Bout-du-Banc)	15-VI-2008 MS	flèche littorale, pissenlit officiel	-	-	-	1	2	-	-	9	-	2	2	16
Longue-Pointe-de-Mingan (village)	17-VI-2008 MS	cordons littoraux, pissenlit officiel	-	-	1	1	-	7	-	16	-	12	34	71
Rivière-Saint-Jean (cayes de la Rivière Magpie)	15-VI-2008 MS	talus littoral, bleuetier à feuilles étroites	-	-	-	1	-	2	-	22	-	2	2	29
Rivière-au-Tonnerre (km 1128)	17-VI-2008 MS	bord de route, bleuetier à feuilles étroites	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	2
Rivière-Saint-Jean (km 1137)	17-VI-2008 MS	bord de route, bleuetier à feuilles étroites	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Rivière-Saint-Jean (km 1154)	17-VI-2008 MS	bord de route, bleuetier à feuilles étroites	-	-	1	-	-	-	-	2	-	-	-	3
Rivière-Saint-Jean (cimetière du village Magpie)	14-15-VI-2008 MS	terrain vague, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	7
Rivière-au-Tonnerre (km 1124, est du village)	17-VI-2008 MS	terrain vague, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	6
Rivière-au-Tonnerre (km 1128)	17-VI-2008 MS	bord de route, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	4
Rivière-Saint-Jean (km 1137)	17-VI-2008 MS	bord de route, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	3
Rivière-Saint-Jean (km 1142, tourbière Magpie)	17-VI-2008 MS	bord de route, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	2**	-	-	-	2
Rivière-Saint-Jean (km 1154)	17-VI-2008 MS	bord de route, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	9**	-	-	-	9
Longue-Pointe-de-Mingan (km 1168-69)	17-VI-2008 MS	landes, rhododendron du Canada	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	6
Longue-Pointe-de-Mingan (km 1168-69)	17-VI-2008 MS	landes, chèvrefeuille velu	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
Total 2008			0	0	3	3	2	9	0	94	0	16	42	169
Grand total 2001-2008			15	3	12	15	8	17	2	105	1	18	120	316

* TNO = territoire non organisé; station à 110 kilomètres au nord-nord-ouest du village de Longue-Pointe-de-Mingan. ** dont une seule ouvrière.

Observateurs : RB = Rémi Bouchard; CB = Christophe Buidin; YR = Yann Rochepault; MS = Michel Savard.

Les deux récoltes du *Bombus rufocinctus* dans la zone des tourbières ombrotrophes non forestières de Havre-Saint-Pierre, les 19 et 22 juin 2001, étaient inattendues. Depuis, cette espèce n'a pas été observée de nouveau en Minganie. Pourrait-il s'agir d'individus en déplacement erratique? Dans l'Est-du-Québec, cette espèce se trouve normalement vers le nord jusqu'à Baie-Comeau sur la Côte-Nord et sur la péninsule gaspésienne (Laverty et Harder, 1988).

Récolte du *Bombus sylvicola* en 2005

Lors d'un bref arrêt en hélicoptère le 11 juin 2005, Rémi Bouchard a rapporté à l'auteur un spécimen du *Bombus sylvicola* (= *Bombus lapponicus*) prélevé sur un des sommets dénudés à la tête de la rivière Mingan Nord-Ouest, à 107 km au nord du village de Havre-Saint-Pierre (51° 12' 33" Nord; 63° 41' 04" Ouest). L'observateur a rapporté que quelques individus de coloration identique butinaient fébrilement les plantes du domaine arctique-alpin poussant à une altitude de 800 m (figure 1). À cette date, les tapis de la diapensie de Laponie (*Diapensia lapponica*) et de la phyllodoce bleue (*Phyllodoce caerulea*) étaient en pleine floraison (Rémi Bouchard, comm. pers.).

Il s'agit de la deuxième mention de présence du *Bombus sylvicola* en Minganie. Le spécimen associé au point de localisation sur la carte de Laverty et Harder (1988) a



Figure 1. Habitat arctique-alpin du *Bombus sylvicola*, dans les hauts sommets, à la tête de la rivière Mingan Nord-Ouest, à une altitude de 800 m (11 juin 2005).

été retrouvé dans les tiroirs de la Collection nationale du Canada. Il s'agit d'une récolte accessoire effectuée le 26 juin 1930 par le coléoptériste W.J. Brown, dans la municipalité de Rivière-au-Tonnerre, sans autre précision (Raymond Hutchinson, comm. pers.). Depuis, cette espèce des régions arctiques et subarctiques n'a pas été signalée près de la côte minganienne.

Découverte d'un nid du *Bombus perplexus* en 2005

À Rivière-Saint-Jean, le 27 mars 2006, Christophe Buidin observe la présence d'une colonie du *Bombus perplexus* lors du nettoyage d'un nichoir à mésange installé dans un jardin résidentiel entouré d'une sapinière. Le bourdon s'était établi durant l'été 2005 dans les matériaux du nid abandonné par un passereau, constitué principalement d'herbes.

Introduction volontaire du *Bombus impatiens* en 2008

Pour la première fois en Minganie, 26 quads commerciaux de *Bombus impatiens* produits au Michigan ont été importés en juin 2008 dans une bleuétière en développement depuis deux ans à Longue-Pointe-de-Mingan. Une fois la floraison des bleuétiers terminée, tous les bourdons libérés, entre 40 000 et 50 000 individus, avaient quitté la bleuétière après quelques semaines (Claude Lussier, comm. pers.).

Nous ignorons le devenir de ces bourdons en dehors de la bleuétière et l'impact de cette introduction volontaire en Minganie. Dans une région voisine, l'acclimatation inattendue du *Bombus impatiens* a été constatée dans les basses terres du Saguenay – Lac-Saint-Jean à la suite des introductions planifiées au tournant des années 1990 pour la culture de la tomate en serre et du bleuët en plein champ (Savard, 2007).

Observations à la mi-juin 2008

Des dénombrements visuels ont été effectués les 14, 15 et 17 juin 2008 dans des massifs floraux situés dans les municipalités de Rivière-au-Tonnerre, Rivière-Saint-Jean et Longue-Pointe-de-Mingan (figure 2; tableau 1). Environ deux heures d'observation soutenue ont été consacrées à la surveillance des massifs du pissenlit officinal (*Taraxacum officinale*), une heure un quart aux taillis du rhododendron du Canada (*Rhododendron canadense*) et une heure aux taillis du bleuëtier à feuilles étroites (*Vaccinium angustifolium*). Le chèvrefeuille velu (*Lonicera villosa*) n'a été surveillé que brièvement.

Sept espèces de bourdon, dont deux parasites sociaux, ont été dénombrées dans les massifs du pissenlit officinal et dans les taillis du bleuëtier à feuilles étroites et du rhododendron du Canada en Minganie (tableau 1). Le parasite social *Bombus ashtoni*, pourtant une espèce à émergence hâtive, n'a étonnamment pas été observé en 2008.



Figure 2. Stations d'observation de bourdons, à la mi-juin 2008 en Minganie.

Les bourdons étaient fortement attirés par le rhododendron. Par exemple, le 17 juin 2008, par temps couvert et venteux, à une température de 14 à 15 °C, chaque arrêt d'observation en bordure de la route révélait la présence d'un à quatre bourdons en même temps, en pleine activité de butinage, que l'arbuste ait déployé 10 % ou 90 % de ses fleurs. Le frère Marie-Victorin (1935) rapporte avec éloquence la pollinisation des fleurs du rhododendron par les bourdons : « L'autofécondation est le plus souvent impossible, parce que le stigmate est recouvert durant la déhiscence des anthères par le lobe médian de la lèvre supérieure du périanthe. Le style, continuant à s'allonger, se libère et se recourbe vers le bas en dépassant les anthères. Le bourdon femelle, arrivant d'une autre fleur, touche d'abord le stigmate et effectue la fécondation croisée ».

Au Québec, le rhododendron du Canada est particulièrement commun en Minganie. Les taillis, bien exposés au soleil en bordure de route ou dans les villages de Magpie et de Rivière-au-Tonnerre, étaient au tout début de leur floraison. Plus particulièrement, le rhododendron du cimetière de Magpie a été le premier à fleurir le 14 juin, avec une durée de floraison d'à peine cinq jours. Les autres stations surveillées, bien exposées au soleil, n'ont fleuri qu'entre les 15 et 17 juin. Plusieurs autres taillis observés en Minganie n'avaient pas encore déployé leurs fleurs le 17 juin. Sur les plateaux deltaïques de Longue-Pointe-de-Mingan, la période de floraison s'est étalée du 16 au 23 juin en 2008 (Claude Lussier, comm. pers.). Le temps de floraison d'un individu de cet arbuste dure tout au plus une semaine. Toutefois, la floraison du rhododendron du Canada en Minganie peut s'étendre sur une période de trois semaines, c'est-à-dire jusqu'à la fin de juin ou au début de juillet, selon l'année (Christophe Buidin, comm. pers.). Notons que le cerisier de Pennsylvanie a fleuri en même temps que le rhododendron du Canada en 2008. La floraison de ce cerisier s'est produite au moins une semaine plus tard comparativement à l'année 2001. Ce petit arbre n'a pas été surveillé en 2008, mais on sait qu'il est visité par les bourdons en début de saison (voir tableau 1).

Sur le rhododendron, seul le *Bombus sandersoni* a été observé en Minganie (figure 3). Il s'agit d'une espèce à émergence hâtive, synchronisée avec la floraison du cassandre caliculé (*Chamaedaphne calyculata*). L'initiation des nids de cette espèce était déjà avancée, car deux premières ouvrières ont été observées sur le rhododendron le 17 juin. Signalons qu'il en était de même pour le *Bombus frigidus* dont une ouvrière butinait un kalmia à feuilles d'andromède (*Kalmia polifolia*) dans la tourbière de Magpie le 17 juin. En marge de la région étudiée, en plus d'une huitaine de *Bombus sandersoni*, deux *Bombus frigidus* et deux *Bombus vagans* ont aussi été observés sur le rhododendron le 13 juin au Petit-Havre de Matamek, situé à 90 km à l'ouest

de Rivière-au-Tonnerre. Notons que la présence du *Bombus vagans* à cet endroit constitue une extension de l'aire de répartition connue de cette espèce le long de la Côte-Nord (Laverty et Harder, 1988); elle n'a pas encore été trouvée en Minganie (non publ.; Christophe Buidin, comm. pers.).

Les premières fleurs ouvertes des bleuetiers à feuilles étroites qui poussaient près des rhododendrons étaient très prisées par le *Bombus sandersoni*. D'ailleurs, une bonne variété de bourdons forestiers s'observait sur le tapis de bleuetiers en fleurs, bien exposés au soleil, couvrant le haut du talus littoral faisant face aux cayes de la Rivière Magpie (tableau 1). Toutefois, à la mi-juin 2008, les fleurs du bleuetier se faisaient plutôt rares en dehors des terrains à découvert. C'est probablement pour cette raison que les massifs du pissenlit officinal, déjà en pleine floraison sur les pelouses du village de Longue-Pointe-de-Mingan (figure 4), du village de Magpie et de la flèche littorale de la rivière Saint-Jean, étaient régulièrement visités par six espèces de bourdons, et plus particulièrement



Figure 3. Un *Bombus sandersoni* butinant un rhododendron du Canada, à Rivière-Saint-Jean (17 juin 2008).



Figure 4. Cordon littoral, aménagé à Longue-Pointe-de-Mingan (17 juin 2008).



Figure 5. Un *Bombus terricola* butinant un pissenlit officinal, à Longue-Pointe-de-Mingan (17 juin 2008).

par le *Bombus terricola* (figure 5). Notons que la fleur blanche du céraïste des champs (*Cerastium arvense*), aussi en pleine floraison sur les pelouses, n'attirait aucunement les bourdons. Selon quelques captures de bourdons effectuées en 2007 dans une bleuétière sous aménagement à Longue-Pointe-de-Mingan (Claude Lussier, comm. pers.), le *Bombus terricola*, avec le *Bombus sandersoni* et le *Bombus ternarius*, se montreront les plus fréquents sur le bleuetier une fois celui-ci en pleine floraison (fin-juin au début-juillet).

Discussion

De nouvelles récoltes de bourdons s'étalant de 2001 à 2008 et l'introduction d'une espèce pour la culture du bleuet ont porté à 12 le nombre d'espèces connues dans la région de la Minganie, au Québec (tableau 2). La présence de deux espèces, le *Bombus fervidus*, favorisée par la culture du trèfle, et le *Bombus vagans*, associée à la forêt mixte et trouvée à 30 km à l'est de Sept-Îles, demeure hypothétique en Minganie.

La présence naturelle de 11 espèces s'avère typique des milieux tourbeux et forestiers en zone boréale, à l'exception des cas suivants : *Bombus borealis* et *Bombus insularis*, apparemment confinés aux prés littoraux, *Bombus rufocinctus*, dont l'habitat et la fréquence en Minganie restent inconnus, et *Bombus sylvicola*, associé aux plantes arctiques-alpines poussant sur des sommets dénudés.

La compilation des données de récolte et d'observation en Minganie brosse un premier portrait de la diversité de la faune des bourdons associée au domaine forestier de la sapinière à épinette noire. Le *Bombus sandersoni* et le *Bombus terricola* dominent nettement en nombre, avec 71 % des individus dénombrés. Ainsi, le déclin du *Bombus terricola*, rapporté dans les basses terres du Saguenay – Lac-Saint-Jean comme ailleurs en Amérique du Nord, n'a pas encore atteint la population minganienne. Son parasite social, le *Bombus ashtoni*, s'avère aussi bien présent en Minganie, du moins il l'était en 2001. Ce dernier, avec les *Bombus frigidus*, *Bombus perplexus*, *Bombus ternarius* et *Bombus fernaldae*, forment le second groupe d'espèces, associées au milieu forestier et aux landes à éricacées, exception faite du *Bombus frigidus*, qui semble préférer les tourbières. Une espèce plus méridionale, le *Bombus insularis*, est moins fréquente; elle est observée surtout près de la côte. Deux autres espèces, au développement plus tardif et à leur limite nord de répartition, les *Bombus borealis* et *Bombus rufocinctus*, sont rarement observées; elles semblent confinées aux milieux ouverts des cordons littoraux et des habitats anthropiques. La présence du *Bombus sylvicola*, au sud de sa répartition connue, reste à confirmer près du littoral du golfe de Saint-Laurent et dans l'archipel de Mingan. Enfin, l'impact de l'introduction du *Bombus impatiens* sur la diversité des bourdons en Minganie reste imprévisible.

L'absence remarquée du *Bombus ashtoni* en Minganie en 2008, alors que le *Bombus terricola* y demeure abondant, était inattendue. Depuis quelques années, cette espèce qui parasite exclusivement le *Bombus terricola* aux latitudes boréales se montre de plus en plus rare dans la région limitrophe du Saguenay – Lac-Saint-Jean, autant dans les basses terres qu'au sommet du mont Valin (non publ.). On appréhende que le déclin en Amérique du Nord des populations des hôtes du *Bombus ashtoni* entraîne son extinction (Evans et collab., 2008). Le *Bombus terricola* et le *Bombus ashtoni* apparaissent donc les espèces les plus vulnérables à protéger sur la Côte-Nord du Saint-Laurent. L'acclimatation en Minganie du *Bombus impatiens*, à la suite de son introduction volontaire en 2008 dans une bleuétière à Longue-Pointe-de-Mingan, doit être surveillée et documentée. En raison des risques d'importation de maladies et de la complexité des interactions dans un écosystème, la communauté scientifique ne recommande pas d'introduire des colonies d'élevage de cette espèce en plein champ dans une région où elle n'est pas indigène (Thorp et Shepherd, 2005; Colla et collab., 2006; Shepherd, 2007; Colla et Packer, 2008; Evans et collab., 2008; The Xerces Society, 2008; André Francoeur, comm. pers.).

Cet aperçu fournit des indications très partielles sur les fleurs préférées par les bourdons en Minganie. En début de saison, le saule, le cassandre, le pissenlit, le rhododendron, le cerisier de Pennsylvanie, le bleuetier et le framboisier jouent un rôle certain de la fin de mai au début de juillet pour favo-

Tableau 2 Liste annotée des espèces de bourdons de Minganie, Québec.*

Cueilleurs de pollen	Statut	Répartition
<i>Bombus (Bombus) terricola</i> Kirby 1837	Commun	Générale
<i>Bombus (Cullumanobombus) rufocinctus</i> Cresson 1863	Local	Havre-Saint-Pierre
<i>Bombus (Fervidobombus) fervidus</i> (Fabricius 1798)	Présence hypothétique	Favorisée par la culture du trèfle et de la vesce
<i>Bombus (Pyrobombus) frigidus</i> Smith 1854	Commun	Générale
<i>Bombus (Pyrobombus) impatiens</i> Cresson 1863	Introduit en 2008	Bleuetière de Longue-Pointe-de-Mingan
<i>Bombus (Pyrobombus) perplexus</i> Cresson 1863	Commun	Générale
<i>Bombus (Pyrobombus) sandersoni</i> Franklin 1913	Commun	Générale
<i>Bombus (Pyrobombus) sylvicola</i> Kirby 1837 = <i>Bombus lapponicus</i> (Fabricius 1793)	Local	Rivière-au-Tonnerre, tête de la riv. Mingan Nord-Ouest
<i>Bombus (Pyrobombus) ternarius</i> Say 1837	Commun	Générale
<i>Bombus (Pyrobombus) vagans</i> Smith 1854	Présence hypothétique	Espèce présente à 30 km à l'est de Sept-Îles
<i>Bombus (Subterraneobombus) borealis</i> Kirby 1837	Peu commun	Côtière
Parasites sociaux	Statut	Répartition
<i>Bombus (Psithyrus) ashtoni</i> (Cresson 1864)	Commun en 2001	Générale (en déclin?)
<i>Bombus (Psithyrus) fernaldæ</i> (Franklin 1911)	Commun	Générale
<i>Bombus (Psithyrus) insularis</i> (Smith 1861)	Peu commun	Côtière

* Nomenclature d'après Williams (1998)

riser la construction des nids. Les plantes arctiques-alpines fleurissant en juin dans les hauts sommets, et probablement sur les falaises rocheuses du littoral, seraient particulièrement exploitées par le *Bombus sylvicola*. Les légumineuses, comme la gesse maritime et la vesce jargeau, semblent spécialement recherchées par le *Bombus borealis* qui se reproduit plus tardivement. En août, l'épilobe à feuilles étroites attire particulièrement le *Bombus terricola* à la fin de son cycle de reproduction.

Conclusion

Cet aperçu a permis de préciser qu'on observe maintenant 12 espèces de bourdon en Minganie continentale et que huit des 11 espèces indigènes présentaient une abondance relativement importante près de la côte, entre 2001 et 2008. Il s'agit d'une faune boréale qui ne semble pas avoir été affectée par les activités humaines, sinon que certaines plantes introduites, comme le pissenlit et la vesce jargeau, s'ajoutent aux fleurs préférées par les bourdons. La diversité des bourdons en relation avec la flore des hauts sommets, des falaises rocheuses, du milieu forestier, des landes à éricacées, des tourbières, des milieux riverains, des cordons littoraux et des milieux anthropiques reste cependant à préciser.

Remerciements

Je remercie Christophe Buidin et Yann Rochepault, de l'Association Le Balbuzard, et Rémi Bouchard, technicien de la faune, pour leur collaboration à cet aperçu sur les bourdons en Minganie, ainsi que Raymond Hutchinson pour avoir examiné pour moi les tiroirs entomologiques de la Collection nationale du Canada à Ottawa. Je remercie également Julie Saint-Hilaire et Claude Lussier, de l'entreprise Bleuets du

50^e parallèle, pour les informations sur les périodes de floraison à Longue-Pointe-de-Mingan et sur le développement de leur vaste bleuetière commerciale. ◀

Références

BLONDEAU, M. et C. ROY, 2004. Atlas des plantes des villages du Nunavik. Éditions MultiMondes, Québec, QC, 610 p.

COLLA, S.R., M.C. OTTERSTATTER, R.J. GEGEAR et J.D. THOMSON, 2006. Plight of the bumble bee: pathogen spillover from commercial to wild populations. *Biological conservation*, 129: 461-467.

COLLA, S.R. et L. PACKER, 2008. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1379-1391.

EVANS, E., R. THORP et S.H. BLACK, 2008. Status review of three formerly common species of Bumble Bee in the subgenus *Bombus*. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, OR, 63 p.

LAVERTY, T.M. et L.D. HARDER, 1988. The bumble bees of Eastern Canada. *The Canadian Entomologist*, 120: 965-987.

MARIE-VICTORIN, Frère, 1935. Flore laurentienne. Imprimerie de La Salle, Montréal, 917 p.

SAVARD, M., 2007. Inventaire préliminaire des bourdons du parc national des Monts-Valin, Québec (Hymenoptera: Apidae: Bombinae). Rapport déposé au Service de la conservation et de l'éducation, Parc national des Monts-Valin. Saguenay, 43 p.

SHEPHERD, M., 2007. Release of *Bombus impatiens* in California. The Xerces Society for Invertebrate Conservation. Disponible en ligne à : lists.sonic.net/pipermail/pollinator/2007-April/000609.html. [Visité le 09-03-13].

THE XERCES SOCIETY, 2008. Bumble bees in decline. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, OR, 2 p.

THORP, R.W. et D. SHEPHERD, 2005. Profile: Subgenus *Bombus*. Dans : Shepherd, M.D., D.M. Vaughan and S.H. Black (édit.). Red List of Pollinator Insects of North America. CD-ROM Version 1. The Xerces Society for Invertebrate Conservation. Portland, OR.

WILLIAMS, P.H., 1998. An annotated checklist of bumble bees with an analysis of patterns of description (Hymenoptera: Apidae, Bombini). *Bulletin of The Natural History Museum (Entomology)*, 67: 79-152.

Origine, répartition et habitats de la grenouille verte aux îles de la Madeleine, Québec

Daniel Pouliot, Josiane Bergeron et Nathalie Côté

Résumé

Afin d'approfondir nos connaissances relatives à l'herpétofaune des Îles de la Madeleine, nous y avons interrogé des résidents et fouillé 34 milieux humides en juillet 2008. Selon nos observations, la grenouille verte (*Lithobates clamitans*) serait le seul anoure présent aux Îles. Elle y aurait été introduite il y a environ 40 ans, sur l'île du Havre Aubert. L'espèce est bien distribuée dans les trois plus grandes îles au sud de l'archipel. Plus au nord, des habitats de qualité ont été visités sans que l'on puisse y confirmer la présence d'anoures. Différents facteurs environnementaux et humains peuvent expliquer la répartition actuelle de la grenouille verte aux Îles de la Madeleine.

Introduction

Le fleuve Saint-Laurent supporte une grande diversité faunique et floristique. On estime à 27 000 le nombre d'espèces vivantes qui utilisent le fleuve et ses berges comme habitat (DesGranges et Ducruc, 2000). Une proportion importante des amphibiens et des reptiles de l'Est canadien utilise cet écosystème. On a dénombré 33 espèces de ces groupes le long du fleuve Saint-Laurent (Jobin et collab., 2002). Le fleuve comporte, sur le long de son cours, un grand nombre d'îles et d'ilots. Si la diversité herpétologique est presque aussi importante sur les îles que sur le continent dans la portion fluviale du Saint-Laurent, celle-ci décroît rapidement au fur et à mesure que l'on atteint l'estuaire saumâtre, puis le golfe (Jobin et collab., 2002). Cela s'explique par l'existence de différents facteurs géomorphologiques et environnementaux qui jouent le rôle de barrières à la dispersion et à la colonisation des îles par l'herpétofaune. La nature même du milieu aquatique (eau salée et froide, fort débit, marée importante) représente une barrière qui empêche la colonisation naturelle par l'herpétofaune de certaines petites îles isolées du continent. L'intervention humaine constitue alors la façon la plus plausible pour expliquer la présence d'espèces d'amphibiens et de reptiles dans certaines îles du golfe du Saint-Laurent.

Les îles de la Madeleine, situées dans le golfe du Saint-Laurent, sont un bon exemple d'îles où l'intervention humaine pourrait expliquer la présence de l'herpétofaune. Johansen (1926) mentionnait que, lors de sa visite aux îles de la Madeleine en 1917, il n'avait pu observer de « batracien » alors que les tentatives d'introduction, et la colonisation par les anoures, allaient bon train sur les îles d'Anticosti et de Terre-Neuve. Environ 70 ans plus tard, Bider et Matte (1991) rapportaient la présence de la grenouille verte (*Lithobates clamitans*) aux îles de la Madeleine. Ces auteurs faisaient référence à la première mention rapportée à la banque de données de l'Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec, faite en 1990 par Shaffer (AARQ, 2008). Depuis,

seulement deux autres mentions ont été rapportées, soit en 1994 par Shaffer, puis en 2003 par Huot (AARQ, 2008). Ces signalements proviennent de l'île du Havre Aubert (1994) et de l'île du Havre aux Maisons (1990 et 2003).

Si la présence de l'espèce aux îles de la Madeleine est connue, il nous est apparu que les connaissances au sujet du succès de colonisation de cet anoure, qui dans ce contexte peut être considéré comme « exotique », étaient pour le moins déficientes. Nous nous sommes donc intéressés à l'origine, à la répartition géographique et aux habitats utilisés par la grenouille verte aux îles de la Madeleine.

Les îles de la Madeleine

L'archipel des îles de la Madeleine compte une quinzaine d'îles et d'ilots rocheux d'une superficie totale d'environ 206 km². Huit sont habitées et sept sont reliées entre elles par des cordons dunaires (Agglomération des Îles-de-la-Madeleine, 2008). Ces îles sont situées à 95 km au nord du Cap-Breton, à 105 km au nord-est de l'île du Prince-Édouard et à 215 km au sud-est de la péninsule gaspésienne. Baignées par les eaux froides du golfe du Saint-Laurent, les îles de la Madeleine bénéficient d'un climat tempéré par la mer. L'été y est frais, sans canicule, et l'hiver y est doux avec moins de jours de gel que sur le continent. Le paysage des îles de la Madeleine est très particulier (figure 1). Les milieux dunaires représentent 30 % de la superficie du territoire et seulement 23 % du territoire possèdent un couvert forestier. De plus,

Daniel Pouliot est technicien et biologiste, technicien pour Parcs Canada et consultant spécialisé en herpétologie.

crotaluspou@hotmail.com

Josiane Bergeron est technicienne et biologiste, enseignante au Centre d'études collégiales des îles.

josianebergeron@hotmail.com

Nathalie Côté est médecin vétérinaire et travaille dans le domaine des zoonoses et de la santé des animaux sauvages.

nyctale33@hotmail.com

la majorité de ces boisés possèdent une superficie inférieure à 3 ha et les arbres qui les composent sont principalement le sapin baumier (*Abies balsamea*) et l'épinette noire (*Picea mariana*) (Agglomération des Îles-de-la-Madeleine, 2008). Les milieux humides représentent quant à eux 17 % du territoire. Des recensements des milieux humides, effectués en 2005 et 2008 par le Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine, ont permis de caractériser 335 milieux humides de petites dimensions, très majoritairement d'une superficie inférieure à 0,5 ha.



Figure 1. Un paysage typique des îles de la Madeleine: de grands prés balayés par les vents marins et bordés par d'impressionnants escarpements. Pointe nord de l'île Boudreau.

Méthodologie

Entre le 20 et le 27 juillet 2008, des vacances aux îles de la Madeleine nous ont permis de rencontrer des Madelinots, de discuter avec eux de leurs connaissances au sujet de la grenouille verte, de ses origines et de sa répartition dans l'archipel. Nous avons de plus inventorié différents milieux humides à la recherche d'anoures. Les travaux de terrains ont été organisés de manière à couvrir l'ensemble des principales îles de l'archipel. Parmi celles-ci, seule l'île d'Entrée n'a pas fait l'objet de fouilles. Cette île est située au sud-est de l'archipel, à environ 10 km. Nous n'avons pas cherché à inventorier tous les milieux humides des îles, mais plutôt un sous-échantillon représentatif de la distribution spatiale et du type de milieux humides de chacune des îles (fossé, étang, marais, etc.). La carte routière détaillée des îles de la Madeleine (Tourisme Îles de la Madeleine, 2008) a été utilisée pour repérer la majorité des stations d'inventaire, mais nous avons également considéré des stations localisées au hasard de nos déplacements.

Pour chacune des stations inventoriées, un numéro et un nom unique ont été attribués. Autant que possible, le nom d'une station correspond à son appellation d'origine, présentée sur la carte routière détaillée des îles (Tourisme Îles de la Madeleine, 2008). Les coordonnées géographiques ont été prises pour chacune des stations à l'aide d'un récepteur GPS (NAD 83). Le type de milieu humide était noté (fossé, tourbière, marais, étang ou lac), sa superficie et sa profon-

deur maximale estimées (0-10 cm, 10-50 cm, 50-100 cm et > 100 cm), les espèces végétales dominantes des berges identifiées et la nature de l'habitat terrestre dominant adjacent (forêt, prairie ou milieu modifié par l'activité humaine) pris en note. Pour la plupart des stations, que l'on y ait trouvé ou non la grenouille verte, une photo a été prise. Pour chaque milieu, une période d'écoute de cinq minutes (échelle des cotes de chant de Picard et Desroches (2005): 0 = absence; 1 = 1 à 5 individus; 2 = 6 à 10 individus; 3 = plus de 10 individus, les chants se chevauchent; 4 = petite chorale irrégulière; 5 = grande chorale constante) précédait une période de fouille active d'environ 15 minutes. Nous cherchions principalement à suivre la berge d'un milieu et à débusquer les grenouilles cachées dans la végétation. Une épuisette a été utile pour capturer certains spécimens et confirmer l'identification. Des jumelles ont parfois été utilisées pour observer des portions de berges inaccessibles. Les conditions météorologiques et la température de l'eau étaient régulièrement prises en note de manière à anticiper le comportement des grenouilles, à savoir si elles avaient davantage tendance à se retirer dans l'eau, à se dorser au soleil sur la berge ou encore à chanter. La température de l'air a varié entre 21 et 26 °C et celle de l'eau entre 22 et 28 °C. Les périodes d'écoute et de fouille active ont été réalisées de jour, entre 9 h 30 et 17 h 35. La grenouille verte, comme plusieurs espèces d'anoures du Québec, est principalement diurne (Desroches et Rodrigue, 2004); des inventaires diurnes étaient donc plus appropriés.

Nous avons considéré l'espèce comme présente dans un milieu donné si nous y trouvions au moins un individu de n'importe quel stade de développement (têtard, métamorphe, subadulte ou adulte). Nous considérions l'espèce comme absente d'une station si, après la période d'écoute et la fouille active, aucun individu n'avait été entendu ou vu. Comme l'absence d'une espèce dans une station donnée est difficile à démontrer, nous avons, aussi souvent que possible, interrogé les résidents vivant à proximité pour connaître leur avis et/ou leurs expériences avec les grenouilles. De plus, l'un des auteurs (JB) habite les Îles et a pu, au cours des deux dernières années, visiter un certain nombre de stations. En comparant ses observations à notre inventaire intensif, nous avons pu confirmer l'existence d'un faux-négatif parmi nos stations. Celui-ci est donc présenté dans la catégorie des stations avec présence, même si, lors de nos travaux, aucune grenouille verte n'a été entendue ou vue.

Résultats

Origine

En se basant sur les informations générales recueillies auprès de résidents, la présence de la grenouille verte sur les îles de la Madeleine semble bel et bien attribuable à son introduction, relativement récente, par l'homme. La majorité des personnes rencontrées dans l'archipel associaient la présence des grenouilles à l'île du Havre Aubert. Le lac Solitaire (figure 2; station n° 28), un étang isolé en milieu forestier, situé sur l'île du Havre Aubert, est l'un des points d'eau dont



Figure 2. Le lac Solitaire (station n° 28), un petit lac forestier aussi connu sous le nom populaire de « lac aux Grenouilles ». Il est situé sur l'île du Havre Aubert.

le nom est revenu le plus régulièrement lorsque nous nous informions de la présence de grenouilles aux Îles. Nous ne fûmes donc pas surpris d'apprendre au cours de notre séjour que ce dernier était aussi désigné sous le nom populaire de « lac aux Grenouilles ».

Nos discussions auprès de résidents des Îles nous ont cependant permis d'en apprendre davantage et d'obtenir ce qui représente, pour le moment, l'hypothèse la plus complète que l'on ait pu obtenir concernant l'origine de la grenouille verte aux Îles. Nous tenons l'information d'un ami de l'homme responsable de l'introduction de la grenouille verte aux îles de la Madeleine, aujourd'hui décédé. La version a été corroborée et même précisée par le fils de ce dernier.

Il y a une quarantaine d'années, « des » grenouilles vertes auraient été capturées dans un étang de la région de Souris à l'Île-du-Prince-Édouard (figure 3). L'homme responsable de l'introduction se rendait occasionnellement dans cette région des provinces maritimes pour y chasser. Les grenouilles auraient été introduites dans un milieu humide situé dans le canton de Portage-du-Cap (figure 4), au nord-



Figure 3. Cette grenouille verte, un mâle photographié durant sa parade nuptiale dans un petit étang (station n° 7) de l'île du Havre aux Maisons, pourrait bien avoir des ancêtres provenant de l'Île-du-Prince-Édouard.

est de l'île du Havre Aubert. C'est le simple plaisir d'observer des grenouilles aux îles de la Madeleine qui aurait poussé l'homme à y introduire quelques individus.

Répartition géographique

Un total de 34 milieux humides qui présentaient à première vue un bon potentiel d'habitat pour les anoues a été fouillé. La grenouille verte a été observée ou entendue dans 17 stations, soit dans 50 % des milieux visités. Les tableaux 1 et 2 présentent les détails concernant la localisation des stations ainsi que les résultats d'abondance relative de la grenouille verte dans les stations avec présence. Les stations où la présence fut confirmée étaient toutes situées dans les trois îles du sud de l'archipel : l'île du Havre Aubert (4/6), l'île du Cap aux Meules (8/12) et l'île du Havre aux Maisons (5/6), alors que les stations où la grenouille verte a été considérée comme absente étaient majoritairement (10/17; 59 %) situées dans les îles du nord de l'archipel : île aux Loups (2/2), Grosse Île (2/2) et île de la Grande Entrée (6/6) (figure 4). En ce qui concerne la répartition à l'intérieur des Îles même, elle varie légèrement d'une île à l'autre, comme le démontre la figure 4.

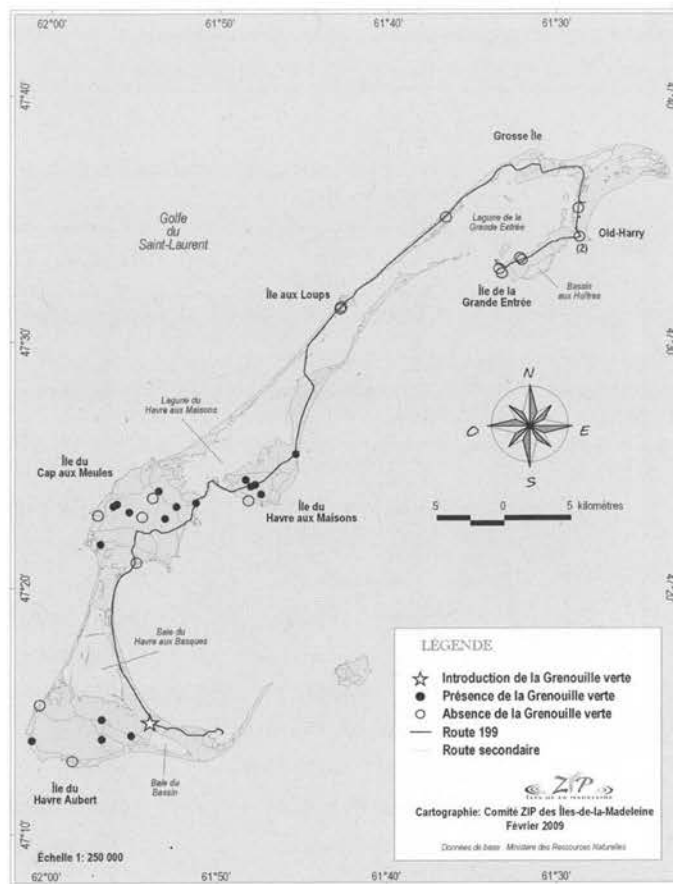


Figure 4. Localisation des stations inventoriées pour la grenouille verte entre le 20 et le 27 juillet 2008 aux Îles de la Madeleine. Le chiffre 2 près de l'indication Old-Harry signifie que le point représente deux étangs situés très près l'un de l'autre.

Tableau 1. Détails concernant la localisation des stations où la présence de la grenouille verte fut confirmée en 2008. Le tableau présente également la cote de chant et le nombre d'individus observés.

N° Station	Nom de la station	Île de l'archipel	Latitude (° ' ")	Longitude (° ' ")	Date(s) d'inventaire	Cote d'écoute (0-5)	Nombre d'individus observés
1	Lac Quinn	Cap aux Meules	472250,9	615307,3	21-07-2008	1	7
4	Alfred-Gallant	Cap aux Meules	472357,2	615330,3	22-07-2008	1	1
5	Château Madelinot	Cap aux Meules	472328,9	615118,4	22-07-2008	1	0
6	Maison des Jeunes	Cap aux Meules	472319,0	615227,1	22-07-2008	1	0
7	Chemin des Prés	Havre aux Maisons	472425,6	614821,2	22-07-2008	1	2
8	Dune du Sud	Havre aux Maisons	472528,1	614525,3	Juillet-2007 22-07-2008	1 0	0 0
19	Rau chez Alex	Havre aux Maisons	472350,7	614727,8	24-07-2008	0	4
21	Lac chez Bertin	Havre aux Maisons	472409,3	614803,1	24-07-2008	0	4
22	Fossé de l'Église	Havre aux Maisons	472413,9	614748,1	24-07-2008	0	1
23	Centre multifonction	Havre Aubert	471400,0	615503,1	25-07-2008	0	2
24	Site d'Autrefois	Havre Aubert	471439,9	615648,3	25-07-2008	1	7
26	Étang du Cap-Noir	Havre Aubert	471347,7	620055,3	25-07-2008	0	25
28	Lac Solitaire	Havre Aubert	471351,6	615648,5	26-07-2008	1	5
29	Étang du Golf	Cap aux Meules	472146,0	615656,0	26-07-2008	0	3
30	Chemin Téléspore	Cap aux Meules	472319,7	615611,6	26-07-2008	0	1
32	Butte-du-Vent	Cap aux Meules	472305,9	615515,2	26-07-2008	1	8
33	Lac à Anna	Cap aux Meules	472324,1	615558,4	26-07-2008	1	3

Tableau 2. Détails concernant la localisation des stations où la grenouille verte fut considérée absente lors de notre inventaire de 2008.

N° station	Nom de la station	Île de l'archipel	Latitude (° ' ")	Longitude (° ' ")	Date(s) d'inventaire
2	Chemin de l'Église	Cap aux Meules	472253,8	615428,0	22-07-2008
3	Étang à truites	Cap aux Meules	472339,5	615351,9	22-07-2008
9	Chemin Abdon	Aux Loups	473122,5	614248,6	22-07-2008
10	Route 199	Aux Loups	473127,8	614245,1	22-07-2008
11	Chemin Head 1	Grande Entrée	473419,9	612838,3	22/23-07-2008
12	Chemin Head 2	Grande Entrée	473419,2	612838,9	22/23-07-2008
13	Étang du pont blanc	Grande Entrée	473323,3	613205,4	23-07-2008
14	Chemin Pealey	Grande Entrée	473250,8	613316,8	23-07-2008
15	Piste cyclable	Grande Entrée	473328,0	613212,0	23-07-2008
16	Lac à Rone	Grande Entrée	473301,7	613325,8	23-07-2008
17	Tourbière	Grosse Île	473529,1	612842,8	24-07-2008
18	Dune du Nord	Grosse Île	473507,8	613635,5	24-07-2008
20	Chemin de l'Anse à Damase	Havre aux Maisons	472333,4	614811,3	24-07-2008
25	Dune de l'Ouest	Havre Aubert	471513,6	620027,5	25-07-2008
27	Lac à Grégoire	Havre Aubert	471257,6	615831,6	25-07-2008
31	Rau du Grand Pré	Cap aux Meules	472256,2	615706,6	26-07-2008
34	Étang à Ubald	Cap aux Meules	472101,9	615448,9	26-07-2008

Habitat

Différents types de milieux humides ont été visités lors de ces travaux. Les caractéristiques d'habitat de ces derniers sont très variables (tableaux 3 et 4). L'analyse de nos données ne nous a pas permis de dégager de différence nette entre les stations avec présence et celles avec absence de grenouille verte. Dans les deux cas, l'habitat modal (figure 5) peut-être décrit comme un étang de moins de 1 000 m² de superficie, d'une profondeur maximale de plus d'un mètre, dont les berges sont colonisées par la quenouille (*Typha* sp.) et diverses autres plantes herbacées. Le milieu environnant est soit de la prairie ou encore un milieu anthropique.



Figure 5. Des grenouilles vertes adultes ainsi que de jeunes grenouilles en pleine métamorphose ont été observées dans l'étang du Cap-Noir (station n° 26), situé à l'extrême ouest de l'île du Havre Aubert.

Discussion

Origine

Il est possible et probable que plus d'un événement d'introduction soit responsable de la présence de la grenouille verte aux îles de la Madeleine. Une démarche sociologique qui inclurait la recherche dans les archives régionales et l'interview des aînés permettrait peut-être de préciser davantage l'origine. Cependant, la version que nous présentons est assurément la plus étoffée que nous ayons pu obtenir de la part des résidents interrogés.

Le fait que la plupart des résidents nous répondaient rapidement que la grenouille verte était présente dans l'île du Havre Aubert nous conforte avec le lieu général d'origine de l'introduction, suggéré par notre version. Il n'est pas très surprenant que les grenouilles introduites proviennent de l'île du Prince-Édouard puisque l'île représentait, et représente toujours, un lieu de transit obligatoire pour la majorité des Madelinots qui désiraient se rendre sur le continent. L'introduction de l'espèce daterait d'environ 40 ans, soit autour de 1968. Cette date correspond à peu près au moment où fut mis en place le service régulier de traversier entre Cap-aux-Meules et Souris à l'Île-du-Prince-Édouard, soit en 1971 (Arseneau et Aucoin, 1994). Cette « synchronicité » entre les deux événements renforce l'hypothèse d'introduction que nous avons obtenue dans la mesure où davantage de gens

ont, soudainement et plus simplement, eu accès à la diversité faunique de l'Île-du-Prince-Édouard. Une comparaison de l'identité génétique des grenouilles vertes du Québec, des provinces maritimes et des îles de la Madeleine permettrait cependant de confirmer l'origine des grenouilles introduites.

Répartition géographique

Si l'on connaissait mal la répartition géographique de la grenouille verte aux îles de la Madeleine, nous croyons que nos travaux de 2008 ont largement contribué à combler cette lacune. Nous avons aujourd'hui un portrait assez clair de sa répartition dans l'archipel et dans chacune des îles principales. Nous pouvons résumer sa répartition en disant que la grenouille verte est présente dans son habitat, dans les trois îles du sud de l'archipel alors qu'elle est absente des îles situées au nord de l'île du Havre aux Maisons.

La situation géographique des îles de la Madeleine (éloignées du continent, ceinturées par les eaux froides et salées du golfe Saint-Laurent) a probablement toujours joué le rôle d'une barrière à la dispersion pour l'herpétofaune. La faible proportion des terres présentant un bon potentiel d'habitat a probablement toujours été un facteur limitant la colonisation des îles de la Madeleine par les rares individus (s'il y en a) ayant traversé la mer avec succès. L'intervention humaine s'est donc avérée nécessaire pour qu'une première population d'anoure s'établisse dans l'île du Havre Aubert.

On peut penser que la propension de la grenouille verte à utiliser une grande variété d'habitats (Desroches et Rodrigue, 2004), notamment les petits cours d'eau, ait pu contribuer à sa dispersion dans l'île du Havre Aubert. En effet, on trouve régulièrement les jeunes individus dans les ruisseaux et les coulées (obs. pers.) et ce sont justement les jeunes individus qui sont responsables de la grande majorité des événements de colonisation (Martof, 1953).

L'hypothèse d'une colonisation naturelle de l'île du Cap aux Meules depuis l'île du Havre Aubert ne représente pas l'hypothèse la plus vraisemblable. Les deux plus grandes îles de l'archipel sont reliées par une dune longue de 12 km. Cette dune mesure environ 475 m de largeur et on y trouve de part et d'autre, la mer froide et salée. Les milieux humides présentant un bon potentiel d'habitat pour la grenouille verte nous ont semblé inexistantes sur la dune et les eaux de la lagune du Havre aux Basques sont saumâtres. Les déplacements maximaux connus et associés à des événements de colonisation par les jeunes grenouilles vertes sont de l'ordre de 4,8 km (Schroeder 1976). La longue dune représente donc un obstacle infranchissable. Il nous apparaît donc que l'hypothèse la plus probable pour expliquer la présence de la grenouille verte sur l'île du Cap aux Meules relève de l'intervention humaine. À partir du moment où la grenouille verte a été introduite sur l'île du Havre Aubert, il est facile de croire que l'anoure ait suscité l'intérêt d'autres amateurs qui ont eux-mêmes transporté quelques individus depuis l'île du Havre Aubert jusqu'à l'île du Cap aux Meules. Encore une fois, la présence de nombreux ruisseaux, coulées et fossés a

pu contribuer à l'établissement de nombreuses populations dans l'île du Cap aux Meules.

Nous avons recensé la grenouille verte dans cinq des six stations visitées à l'île du Havre aux Maisons. Des résidents

nous ont également mentionné qu'un jeune garçon avait trouvé quelques grenouilles dans un ruisseau situé au sud-est de l'île et cette espèce a été observée dans deux nouveaux sites sur cette île, plus tard dans l'été par l'un des auteurs (JB).

Tableau 3. Détails concernant l'habitat des stations où la présence de la grenouille verte fut confirmée en 2008.

N ^o Station	Type de milieu humide	Superficie (m ²)	Profondeur maximale (cm)	Végétation dominante des berges	Habitat terrestre adjacent
1	Étang	707	> 100	<i>Typha; Alnus; Viburnum; Picea</i>	Forêt
4	Étang	1000	> 100	<i>Typha; Graminées</i>	Milieu modifié
5	Étang	750	> 100	<i>Typha; Herbacées</i>	Milieu modifié
6	Étang	2290	> 100	<i>Typha; Herbacées; Salix</i>	Milieu modifié
7	Étang	80	50-100	<i>Typha; Herbacées</i>	Prairie
8	Marais	800	10-50	<i>Typha; Scirpus</i>	Milieu modifié
19	Ruisseau (Rau)	50	10-50	<i>Typha; Herbacées</i>	Prairie
21	Étang	1256	> 100	<i>Typha; Scirpus; Salix</i>	Prairie
22	Fossé	60	0-10	<i>Typha; Salix; Herbacées</i>	Milieu modifié
23	Marais	5000	10-50	<i>Typha; Herbacées</i>	Prairie
24	Étang	113	> 100	<i>Typha; Poa; entretenu</i>	Milieu modifié
26	Étang	1963	> 100	<i>Eleocharis; Typha</i>	Prairie
28	Étang	908	> 100	<i>Scirpus; Myrica; Alnus; Picea</i>	Forêt
29	Étang	64	> 100	<i>Typha; Herbacées</i>	Milieu modifié
30	Étang	452	> 100	<i>Herbacées; Typha</i>	Prairie
32	Étang	28	> 100	<i>Scirpus; Typha; Herbacées</i>	Forêt
33	Étang	452	> 100	<i>Scirpus; Viburnum</i>	Prairie

Tableau 4. Détails concernant l'habitat des stations où la grenouille verte fut considérée absente lors de notre inventaire de 2008.

N ^o Station	Type de milieu humide	Superficie (m ²)	Profondeur Maximale (cm)	Végétation Dominante des berges	Habitat Terrestre adjacent
2	Fossé	175	0-10	<i>Typha; Graminées</i>	Forêt
3	Étang	314	> 100	<i>Alnus; Poa; entretenu</i>	Milieu modifié
9	Étang	3827	> 100	<i>Scirpus; Herbacées; Myrica</i>	Prairie
10	Étang	175	> 100	<i>Eleocharis; Herbacées</i>	Prairie
11	Étang	255	> 100	<i>Typha; Salix</i>	Milieu modifié
12	Étang	380	> 100	<i>Typha; Salix</i>	Milieu modifié
13	Étang	640	> 100	<i>Typha; Herbacées</i>	Milieu modifié
14	Étang	314	> 100	<i>Typha</i>	Milieu modifié
15	Étang	30	> 100	<i>Typha; Graminées</i>	Milieu modifié
16	Étang	5000	> 100	<i>Typha; Scirpus</i>	Prairie
17	Tourbière	16	50-100	<i>Sphagnum; Eriophorum; Typha</i>	Prairie
18	Étang	3750	> 100	<i>Typha; Scirpus</i>	Prairie
20	Étang	707	> 100	<i>Herbacées</i>	Prairie
25	Marais	707	0-10	<i>Scirpus; Potentilla</i>	Prairie
27	Étang	1963	> 100	<i>Typha; Herbacées</i>	Prairie
31	Fossé	20	10-50	<i>Typha; Herbacées</i>	Prairie
34	Étang	7853	> 100	<i>Typha; Scirpus</i>	Milieu modifié

L'espèce semble donc y être bien répartie. L'île du Havre aux Maisons et l'île du Cap aux Meules sont proche l'une de l'autre, moins de 100 m. Elles sont reliées par un pont. Sur chacune de ces îles, nous avons localisé de nombreuses populations et les petits cours d'eau sont abondants. La distance séparant les deux populations les plus près l'une de l'autre sur chacune des îles est inférieure à 5 km (figure 4). Bien que l'intervention humaine puisse encore expliquer la colonisation de l'île du Havre aux Maisons, l'hypothèse d'une colonisation naturelle est théoriquement possible, bien que hautement improbable en raison de la présence d'eau salée et des courants que devraient franchir les grenouilles pour traverser d'une île à l'autre. L'origine de la grenouille verte sur l'île du Havre aux Maisons demeure donc incertaine.

Nos efforts d'inventaire dans dix stations situées dans les trois îles au nord de l'archipel (au nord de l'île du Havre aux Maisons) ne nous ont pas permis de découvrir de nouvelles populations de grenouille verte. Nous la considérons donc comme absente de cette région. Pourtant, parmi les dix stations fouillées, sept présentaient un très bon potentiel d'habitat. L'absence apparente d'anouère au nord de l'archipel ne s'explique donc vraisemblablement pas par l'absence d'habitats de qualité. Encore une fois, les facteurs biogéographiques que sont l'isolement et les barrières à la dispersion expliquent fort probablement l'absence d'anouère au nord de l'archipel. En effet, l'île aux Loups est séparée de l'île du Havre aux Maisons par une longue dune de plus de 5 km, étroite, où les habitats potentiels sont inexistantes. Il est cependant surprenant que le facteur humain n'ait pas encore joué son rôle dans le déplacement d'individus du continent ou plus simplement, du sud de l'archipel. On peut penser que ce n'est qu'une question de temps avant de voir la grenouille verte introduite dans les étangs de l'île aux Loups, de la Grande Entrée et à Grosse île.

Habitat

Lors de cet inventaire, la grenouille verte fut principalement observée dans des étangs (13/17 stations) et de façon sporadique dans d'autres types de milieux humides : ruisseau (1/17), fossé (1/17) et marais (2/17). La grenouille verte est une espèce qui est associée aux points d'eau permanents pour sa reproduction et les têtards requièrent plus d'une saison pour compléter leur développement et se métamorphoser (Desroches et Rodrigue, 2004). Il n'est donc pas surprenant que nous l'ayons surtout observée dans ce type de milieu humide, particulièrement si l'on considère que, dans bien des cas, l'espèce a d'abord été repérée grâce au chant bruyant des mâles reproducteurs. De nombreux étangs étaient bien représentés sur la carte routière détaillée des Îles et étaient donc faciles à repérer, ce qui a pu occasionner un biais pour ce type d'habitat. Puisque l'on observe régulièrement la grenouille verte le long des ruisseaux et des rivières, il nous paraît que, à la suite de ces travaux d'inventaire, l'essentiel du travail qui reste à faire concernant l'utilisation du territoire par la grenouille verte concerne l'utilisation des

habitats « secondaires ». Ces habitats sont ceux que l'espèce utilise sporadiquement pour se nourrir et/ou se déplacer entre différents sites de reproduction. Ces petits ruisseaux, qui serpentent dans les collines des Îles, sont plus difficiles à repérer que les étangs et traversent de nombreuses propriétés privées. Pour faciliter la réalisation d'un tel inventaire, celui-ci devrait être entrepris par un organisme local ou des résidents de l'archipel.

Nous nous sommes intéressés aux habitats où nous avons considéré la grenouille verte comme absente pour chercher à comprendre ce qui pourrait expliquer cette absence. Trois scénarios peuvent s'appliquer aux différentes stations. Certaines présentaient les caractéristiques d'un habitat de qualité, mais des raisons biogéographiques y expliquent fort probablement l'absence de grenouille verte (figure 6).



Figure 6. De nombreuses stations situées au nord de l'archipel présentaient toutes les conditions propices à l'établissement de populations d'anouères (station n° 10). Des raisons d'ordre biogéographique et/ou l'absence d'événements d'introduction par l'homme expliquent fort probablement l'absence de grenouilles vertes dans ces habitats de qualité.

Un deuxième scénario concerne les habitats eux-mêmes. Les variables utilisées pour caractériser les habitats ne nous ont pas permis de discriminer clairement les stations avec présence de celles avec absence. D'autres variables environnementales auraient pu nous en apprendre davantage. Parmi celles-ci, la proximité d'un milieu humide avec la mer et la salinité de l'eau (associée soit à une communication souterraine, soit à l'apport régulier d'eau de mer par le vent, les hautes marées et les tempêtes) pourraient expliquer l'absence de la grenouille verte dans certaines stations qui, à première vue, nous paraissaient de première qualité, mais situées à proximité de l'océan (par exemple les stations n° 27 et 34). Il semble que l'identification grossière de la végétation riveraine ne soit pas un facteur discriminant (figure 7).

Le troisième scénario concerne les conditions climatiques annuelles. D'une année à l'autre, la quantité de précipitations varie et influence la disponibilité et la qualité des habitats pour la grenouille verte. À l'exception de juin, les mois d'avril, mai et juillet 2008 ont été plus secs qu'en 2007 (Environnement Canada, 2009). Le mois de juillet, pendant



Figure 7. Quelques grands étangs situés tout près de la mer et caractérisés par une ceinture de scirpes puis de quenouilles ont été fouillés sans résultat (station n° 18). Il est possible que les forts vents et les hautes marées y amènent régulièrement une quantité suffisante d'eau salée pour que les conditions environnementales y soient inadéquates pour la grenouille verte.

lequel nous avons réalisé notre inventaire, fut particulièrement sec puisque seulement 19,2 mm de pluie sont tombés sur les îles de la Madeleine, comparativement à 113,6 mm en 2007 (Environnement Canada, 2009). Ces conditions climatiques peuvent expliquer l'absence apparente de grenouille verte dans certaines stations. C'est le cas de la station n° 8 où JB avait observé l'espèce en 2007, mais où nous ne fûmes pas en mesure de confirmer sa présence en 2008 (figure 8). Cependant, cette dernière hypothèse concerne peu de stations puisque seulement quatre des 17 stations sans grenouille étaient des milieux temporaires et donc sensibles aux variations des conditions climatiques.



Figure 8. La variation interannuelle des conditions environnementales peut influencer l'occupation d'un site par une espèce. C'est probablement ce qui explique l'absence de la grenouille verte dans ce marais à quenouilles (station n° 8) en 2008, alors qu'elle y était présente en 2007.

Remerciements

Nous tenons à remercier les Madelinots que nous avons rencontrés et qui ont généreusement partagé leurs histoires et leurs commentaires, ainsi que ceux et celles qui nous ont

autorisés à inventorier leur propriété, tout particulièrement, Joseph Bouchard, Gaston Chiasson, Alphonse Cyr, Denise Lelièvre, Selma Pereira, Alain Richard et Marcel Turbide. Merci à Yves Martinet et Helene Tivemark du Comité ZIP des Îles-de-la-Madeleine pour la réalisation de la carte et le partage de renseignements. Merci également à Michel Crête, Jérôme Demers, François Shaffer et un réviseur anonyme pour leurs commentaires sur la version préliminaire de ce texte.

Nous tenons finalement à souligner l'importance d'obtenir l'autorisation des propriétaires avant de pénétrer sur une propriété privée. Le fait de conserver une bonne relation entre la communauté scientifique et la population en générale nous apparaît comme primordial pour assurer la réalisation de recensements fauniques et floristiques sur des terrains privés. ◀

Références

- AARQ (l'Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec), 2008. Société d'Histoire Naturelle de la Vallée du St-Laurent. Disponible en ligne à : atlasamphibiensreptiles.qc.ca/. [Visité le 2009-03-01].
- AGGLOMÉRATION DES ÎLES-DE-LA-MADELEINE, 2008. Schéma d'aménagement et de développement révisé, deuxième projet, PSAR 2, Version pour consultation. Îles-de-la-Madeleine, 288 p.
- ARSENEAU, A. et D. AUCOIN. 1994. CTMA: Album souvenir 50^e anniversaire. Coopérative de transport maritime et aérien, Cap-aux-Meules, 64 p.
- ATR: ÎLES-DE-LA-MADELEINE (Association touristique régionale des Îles-de-la-Madeleine et Tourisme Québec), 2008. Guide touristique officiel 2008-2009: Îles-de-la-Madeleine. Cap-aux-Meules, 147 p.
- BIDER, J. R., et S. MATTE, 1991. Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec 1988-89-90. Société d'Histoire Naturelle de la Vallée du St-Laurent et ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec, 429 p.
- DESGRANGES, J.-L. et J.-P. DUCRUC (sous la direction de), 2000. Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent. Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec et Direction du patrimoine écologique, ministère de l'Environnement du Québec. Disponible en ligne à : qc.ec.gc.ca/faune/biodiv. [Visité le 2009-03-01].
- DESROCHES, J.-F., et D. RODRIGUE, 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Éditions Michel Quintin. Waterloo, 288 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2009. Archives nationales d'information et de données climatologiques. Disponible en ligne à : climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/dailydata_f.html?timeframe=2&Prov=CA&StationID=10763&Year=2008&Month=7&Day=28. [Visité le 2009-03-01].
- FALARDEAU, G., 1995. Rôle de Caroline. Dans : Gauthier, J. et Y. Aubry (édit.). Les Oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, région du Québec, Montréal, p. 446-449.
- JOBIN, B., D. RODRIGUE, et J.-L. DESGRANGES, 2002. Amphibian and reptile diversity along the St. Lawrence River. *The Canadian Field-Naturalist*, 116: 551-558.
- JOHANSEN, F., 1926. Occurrences of frogs on Anticosti Island and Newfoundland. *The Canadian Field-Naturalist*, 15: 16.
- MARTOF, B., 1953. Home range and movements of the Green frog, *Rana clamitans*. *Ecology*, 34: 529-543.
- MCMILLAN, C., 1959. Salt tolerance within a *Typha* population. *American Journal of Botany*, 46: 521-526.
- SCHROEDER, E.E., 1976. Dispersal and movement of newly transformed green frogs, *Rana clamitans*. *American Midland Naturalist*, 95: 471-474.
- TOURISME ÎLES-DE-LA-MADELEINE, 2008. Carte routière des Îles-de-la-Madeleine. Disponible en ligne à : tourismeilesdelamadeleine.com/magdalen-islands/nousContacter.cfm. [Visité le 09-03-01].

Premier colloque sur la recherche scientifique dans le réseau québécois des parcs nationaux



La connaissance au service de la conservation

La Société des établissements de plein air du Québec présentera son premier colloque sur la recherche scientifique dans le réseau Parcs Québec. Cet événement soulignera également les dix ans de la Sépaq comme gestionnaire des parcs nationaux.

Dates de l'événement : les 27 et 28 octobre 2009

Lieu : Station touristique Duchesnay, Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier

Dans un espace convivial, une vingtaine de chercheurs et de professionnels partageront les résultats de leurs travaux réalisés ces dernières années sur des territoires protégés uniques à grande valeur écologique. Au programme : des sujets aussi variés que la faune, la flore, la paléontologie, la géomorphologie, la pollution lumineuse, pour ne nommer que ceux-là.

Information et inscription en ligne
www.parcsquebec.com/colloque

Impact de l'ouragan Wilma sur la population de martinets ramoneurs¹

Mark Dionne, Céline Maurice, Jean Gauthier et François Shaffer

Résumé

À l'aide des données d'inventaire du programme de suivi du martinet ramoneur au Québec et des informations recueillies par des observateurs lors de la migration, nous avons documenté l'effet de l'ouragan Wilma, survenu à l'automne 2005, sur la population de cette espèce d'oiseaux. L'ouragan Wilma a amorcé sa trajectoire dans la mer des Caraïbes, pour ensuite se diriger dans le golfe du Mexique, puis longer la côte est de l'Amérique du Nord entraînant avec elle des milliers d'oiseaux, dont des martinets ramoneurs. On en a retrouvé dans les provinces de l'Atlantique, et même en Europe occidentale. Au moins 727 martinets ramoneurs ont été trouvés morts. Au cours de la saison de nidification suivante, à l'été 2006, le nombre de martinets ramoneurs au Québec a chuté de façon considérable par rapport à l'été 2005, avec une baisse moyenne de 62 %, comme en témoignent les décomptes aux dortoirs. Ces observations suggèrent que l'ouragan Wilma a eu un impact négatif important chez la population cette espèce.

Introduction

Les conditions météorologiques extrêmes, incluant les ouragans, affectent non seulement les humains et leurs infrastructures, mais aussi la faune. Il y a un intérêt croissant pour l'effet que peuvent avoir les conditions climatiques extrêmes sur les processus écologiques et sur les populations fauniques (Parmesan et collab., 2000; Jentsch et collab., 2007). En effet, ces conditions peuvent altérer ou détruire des habitats favorables à la faune ou directement causer la mort d'individus (Wauer et Wunderle, 1992; Dinsmore et Farnsworth, 2006; Newton, 2007). Lors de la migration vers leur aire d'hivernage, les oiseaux migrateurs en provenance de l'est de l'Amérique du Nord croisent parfois la trajectoire d'ouragans. Les oiseaux ainsi confrontés aux ouragans sont susceptibles de voir leur migration perturbée.

Les informations relatives à l'impact des ouragans sur les oiseaux sont rares et anecdotiques (Newton, 2007). Généralement, dans l'est de l'Amérique du Nord, les oiseaux pris dans des ouragans sont entraînés vers le nord, le long de la côte de l'Atlantique ou à l'intérieur des terres. Dans bien des cas, les ouragans causent la mort de nombreux oiseaux (Robertson et Muller, 1961; Tuck, 1968; Mills, 1969; Gessaman et Worthen, 1982; Anonyme, 1998; Brinkley et collab., 1997; Brinkley, 1999; D'Anna, 2004; Pulcinella et Lockyer, 2004; NOAA, 2005; Dinsmore et Farnsworth, 2006). On ne connaît pas vraiment la proportion relative de mortalités attribuables aux conditions météorologiques sévères durant la migration, ce qui rend difficile l'évaluation des impacts sur les populations (Newton, 2007). Malgré ces imprécisions, les tempêtes survenant en période de migration ont été identifiées parmi les causes probables de la réduction des effectifs des populations d'oiseaux chanteurs de l'est de l'Amérique du Nord (Butler, 2000). Localement, des populations d'oiseaux peuvent diminuer de façon significative à la suite de conditions météorologiques difficiles (Newton, 2007).

Une bonne compréhension de l'effet des conditions météorologiques extrêmes est notamment essentielle dans le cas d'espèces d'oiseaux en déclin, des espèces en péril, ou encore des espèces peu abondantes ou à répartition très limitée.

En 2005, un nombre record d'ouragans a été comptabilisé au-dessus de l'Atlantique, ayant pour conséquence des dommages importants dans plusieurs régions de l'est de l'Amérique du Nord (NDCC, 2006). Dans le cadre de la présente étude, nous avons examiné deux types d'éléments de preuve pour démontrer l'effet de l'ouragan Wilma sur la population de martinets ramoneurs (*Chaetura pelagica*) du Québec. Premièrement, afin de documenter l'effet direct et immédiat de l'ouragan Wilma, nous avons rassemblé les informations sur les cas de déportation ou de mortalité des martinets survenues après cet ouragan. En deuxième lieu, nous avons utilisé les données de l'inventaire du programme de suivi du Martinet ramoneur établi par le Service canadien de la faune d'Environnement Canada depuis 1998, afin de démontrer l'effet de cet ouragan sur la population, à l'été suivant son passage.

Méthodes

Ouragan Wilma

Cet ouragan a coïncidé avec la migration du martinet ramoneur. Le 15 octobre 2005 près de la Jamaïque, on a d'abord identifié une dépression tropicale qui s'est transformée en tempête tropicale le 17 octobre. Cette dernière s'est intensifiée progressivement, pour finalement se terminer en ouragan. Le 19 octobre, l'ouragan Wilma était classé de catégorie 5 selon l'échelle des ouragans Saffir-Simpson, avec

Les auteurs sont biologistes et technicienne de la faune à Environnement Canada – Service canadien de la faune.

francois.shaffer@ec.gc.ca

des vents de 278 km/h. La vitesse des vents a même atteint 296 km/h et la pression barométrique en son centre était alors estimée à 882 mb, un nouveau record de basse pression pour un ouragan dans le bassin de l'Atlantique. Le 20 octobre, l'ouragan a diminué d'intensité pour retomber en catégorie 4 avec des vents de 241 km/h. Le rayon de l'œil de l'ouragan était alors de 74 km, variant entre 74 et 111 km pendant presque toute sa durée. Le 22 octobre, Wilma causa des dommages considérables dans le nord-est de la péninsule du Yucatan, avant de poursuivre sa trajectoire au-dessus du golfe du Mexique le 23 octobre. Après avoir perdu un peu de vigueur au-dessus du continent, l'ouragan a repris de la force en traversant le golfe du Mexique en route vers la Floride (catégorie 3 avec des vents de 194 km/h) le 24 octobre. Au-dessus de la Floride, les vents ont diminué à 176 km/h causant tout de même des dégâts importants le long de sa trajectoire. Le 25 octobre, au-dessus de l'Atlantique, l'ouragan a repris de la vigueur avec des vents de 204 km/h. Le 26 octobre, l'ouragan a perdu progressivement de l'énergie pour devenir une tempête extratropicale; son centre étant alors situé à environ 370 km au sud-ouest de la Nouvelle-Écosse (Pasch et collab., 2006).

Collecte de données ornithologiques

Après le passage de Wilma, nous avons consulté plusieurs sources d'information pour répertorier les observations inusitées de martinets ou les cas de mortalités directement reliés à l'ouragan. Plusieurs forums de discussion dans l'Internet et des pages WEB ont été explorés à la recherche de données. Les observations obtenues ont été validées

auprès des personnes ou organismes sources. Plusieurs organisations dédiées à l'ornithologie du nord-est de l'Amérique du Nord, notamment le US Fish and Wildlife Service, des universités, des associations d'ornithologues et des organismes de réhabilitation des oiseaux ont aussi été consultées. Des données fournies directement au Service canadien de la faune par des ornithologues ont également servi à l'étude.

Pour quantifier l'effet de l'ouragan Wilma sur la population du martinet ramoneur, nous avons utilisé les données provenant du programme d'inventaire mis sur pied au Québec par le Service canadien de la faune en 1998. Ce programme sert à identifier et à caractériser les sites utilisés comme nichoirs et dortoirs, en plus de nous permettre d'estimer l'effectif de la population. L'aire d'étude de ce programme comprend l'ensemble de l'aire de nidification québécoise de l'espèce, soit le sud de la province (figure 1). Pour ce faire, des visites ont été effectuées à plus de 331 paroisses entre 1998 et 2006, par des bénévoles et des employés du Service canadien de la faune. Dans les paroisses, une attention particulière fut portée aux cheminées des églises, des écoles et des presbytères ayant de grosses cheminées en maçonnerie. Par ailleurs, les autres sites potentiels étaient aussi vérifiés. Chaque année, le suivi commençait au milieu du mois de mai, à l'arrivée des oiseaux en provenance de leur aire d'hivernage. Les décomptes aux dortoirs étaient menés une ou deux fois par semaine, pendant toute la période estivale. Afin d'éviter de compter à deux reprises les mêmes oiseaux, seuls les oiseaux entrant aux dortoirs étaient comptabilisés. Les dénombrements commençaient 30 minutes avant le coucher du soleil et se terminaient quand l'obscurité empêchait les observateurs de voir

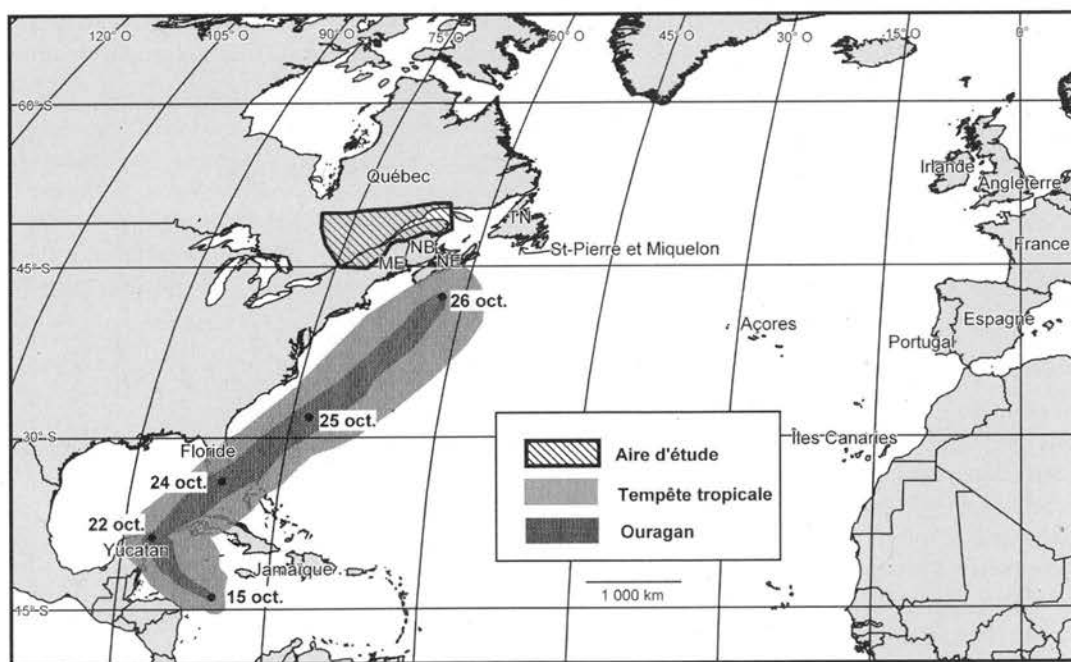


Figure 1. Trajectoire et couloirs de vent de l'ouragan Wilma le long de la côte est de l'Amérique du Nord, en octobre 2005, selon les avis 1 à 43 émis par le National Weather Service (National Hurricane Center) du National Oceanographic and Atmospheric Administration des États-Unis. Les points noirs représentent la position de l'œil de l'ouragan. Adaptée de Pasch et collab., (2006).

les oiseaux, ce qui coïncide généralement avec le moment où tous les oiseaux sont entrés aux dortoirs. Les décomptes ont été réalisés dans des conditions météorologiques adéquates : jours sans pluie et à une température supérieure à 15 °C environ. Le nombre maximal d'oiseaux était estimé pour deux périodes distinctes, soit au début et à la fin de la saison de nidification. L'effort d'inventaire étant défini par le nombre de dortoirs suivis annuellement, on n'a pas tenu compte des données de 1998, considérant l'effort trop faible en cette première année d'inventaire.

Analyses statistiques

Nous avons calculé un « indice de changement interannuel ». Celui-ci se définit comme le nombre maximum de martinets comptés à l'année $t + 1$, divisé par le nombre maximum de martinets dénombrés pour l'année t pour chaque dortoir (Peach et collab., 2004). Un indice supérieur à 1 indique une augmentation du nombre de martinets à la deuxième année alors qu'un indice inférieur à 1 signifie une baisse. Les décomptes effectués à un dortoir au début et à la fin d'une même saison de nidification ont été considérés comme distincts dans l'analyse statistique parce que les oiseaux adoptent des comportements de regroupement distincts à la fin de la saison de nidification et qu'il y a présence de jeunes. En raison de données manquantes, de l'absence de normalité des données et de l'absence d'homogénéité de la variance, on a analysé l'indice de changement interannuel du nombre de martinets aux dortoirs en utilisant un test non paramétrique de Friedman (analyse de variance de rang à deux critères de classification). L'indice de changement interannuel est considéré comme la variable dépendante alors que les dortoirs et l'année sont les variables explicatives. L'indice de changement interannuel des dortoirs de 2005-2006 a été comparé à celui des autres périodes (1999-2000, 2000-2001, 2001-2002, 2002-2003, 2003-2004 et 2004-2005) à l'aide de tests sur les paires d'observations. Le niveau de probabilité (valeur de P) identifiant les effets significatifs a été ajusté à l'aide d'une correction de Bonferroni stratifiée pour tenir compte des comparaisons multiples non orthogonales (Darlington, 1990).

Résultats

Déportation des oiseaux

Les observations inusitées de martinets ramoneurs dans le nord-est de l'Amérique du Nord ont débuté le 26 octobre 2005, immédiatement après que l'ouragan Wilma ait perdu de la force et se soit transformé en tempête extratropicale. On a alors observé des oiseaux à plusieurs endroits dans cette région du continent, à une période de l'année où ils sont normalement absents (tableau 1). Des milliers d'oiseaux ont été signalés dans les provinces de l'Atlantique, plus précisément en Nouvelle-Écosse, au Nouveau-Brunswick et à Terre-Neuve. De plus, on a aussi noté des oiseaux à Saint-Pierre-et-Miquelon et dans le Maine. Les décomptes maximaux d'oiseaux signalés par jour pour certaines provinces ou

régions permettent de démontrer l'ampleur du phénomène : 672 oiseaux en Nouvelle-Écosse et 325 à Saint-Pierre-et-Miquelon le 27 octobre; 600 oiseaux au Nouveau-Brunswick et 577 en Nouvelle-Écosse le 28 octobre; des milliers en Nouvelle-Écosse le 30 octobre; plus de 400 en Nouvelle-Écosse le 31 octobre; 350 en Nouvelle-Écosse le 1^{er} novembre et environ 2 000 dans le Maine au début novembre (tableau 1). De plus, au cours de cette période, on a signalé la mort d'au moins 727 martinets (tableau 1). Des martinets ramoneurs ont aussi été aperçus à certains endroits d'Europe occidentale : aux Açores (Portugal), aux îles Canaries (Espagne) et sur la côte atlantique de la France, de l'Irlande et de l'Angleterre (tableau 1).

Il est intéressant de signaler qu'en plus des martinets ramoneurs, les observateurs ont aussi signalé d'autres espèces d'oiseaux qui sont normalement absentes à cette période de l'année dans la région des provinces de l'Atlantique. Il s'agit notamment de la mouette atricille (*Larus atricilla*), de la sterne caugek (*Sterna sandvicensis*), de la sterne caspienne (*Hydroprogne caspia*), du coulicou à bec jaune (*Coccyzus americanus*), de l'hirondelle rustique (*Hirundo rustica*), et de l'hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*). Ces espèces ont vraisemblablement été déportées par Wilma.

Programme de suivi du martinet ramoneur

L'estimation annuelle du nombre maximal de martinets ramoneurs au Québec a augmenté généralement avec la découverte de nouveaux dortoirs et l'augmentation de l'effort de recherche (figure 2). En 2005, l'effort de recherche atteint son maximum avec un décompte de 4 847 oiseaux. En 2006, malgré un effort similaire, l'estimation du nombre de martinets a baissé de moitié comparativement à 2005. Au

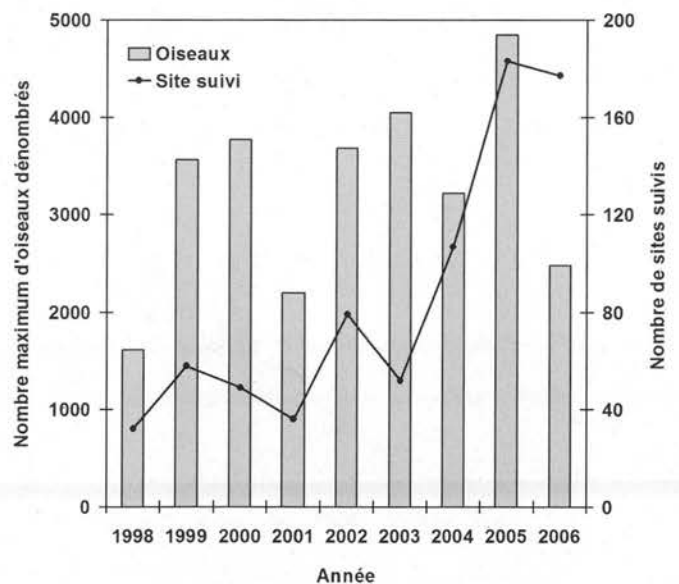


Figure 2. Nombre maximum d'oiseaux et effort d'inventaire selon les données du programme d'inventaire du martinet ramoneur. L'effort d'inventaire est établi par le nombre de sites suivis par année.

Tableau 1. Observations inusitées de martinets ramoneurs en octobre et novembre 2005 à la suite du passage de l'ouragan Wilma, rapportées sur des pages WEB (azores.seawatching.net, birdingonthe.net, birdpac.org, birdsireland.com, surfbirds.com, ornithomedia.com, perso.orange.fr), sur des forums de discussions (nf.birds, NatureNB, Nova Scotia Rare Birds Alerts), par des auteurs (Alfrey 2005, Etcheberry 2005, Jiguet and Zucca 2005, SIGHS 2005, Dinsmore and Farnsworth 2006) et par des collaborateurs.

Lieu	Octobre						Novembre									
	26	27	28	29	30	31	1	2	3	4	5	6	7	10	11	?
Amérique du Nord																
Nouveau-Brunswick	10	125	600**	112		115****	125	1			15					
Nouvelle-Écosse	101	672	577**		1000	> 400	350		100	2			70		3	
Terre-Neuve		165	83	40***	3	1*	?		4							
Saint-Pierre et Miquelon		325		108*												
Maine																~2000
Europe																
Les Açores			32	22	24	16	43	14	8	1		1*	1	1		
Côtes de Bretagne					1		1									
Îles Canaries				2												
Angleterre					2			3			1					
Irlande				4	3	3	4	2								

*Trouvés morts.

** 300 trouvés morts dans une cheminée.

*** 17 trouvés morts.

**** 2 trouvés morts

fil des ans, l'indice de changement interannuel des estimations de la population a varié de façon significative ($F = 4,52$; $df = 6,82$; $P = 0,0005$). Le nombre de martinets ramoneurs aux dortoirs a eu une légère tendance à la hausse avant l'ouragan Wilma, mais celle-ci n'était pas significative (figure 3). En effet, les comparaisons appariées non ajustées indiquent que les indices interannuels étaient les mêmes avant le passage de Wilma, ce qui suggère que le nombre moyen de martinets ramoneurs par dortoir n'a pas changé notablement entre 1999 et 2005. Par contre, l'indice de changement interannuel, à la suite du passage de Wilma, était significativement inférieur à ceux des années précédentes ($P = 0,007$ à $0,002$), à l'exception de 2000-2001 ($P = 0,192$) (Dionne et collab., 2008). Ces résultats indiquent une baisse significative du nombre moyen de martinets ramoneurs comptés par dortoir après le passage de Wilma. Le nombre moyen d'oiseaux par dortoir a diminué en moyenne de 62 % de 2005 à 2006.

Discussion

Des milliers de martinets ramoneurs ont été observés dans les provinces de l'Atlantique après le passage de l'ouragan Wilma. Normalement, les martinets ont déjà quitté la région à cette période de l'année, en route pour leur aire d'hivernage. La plupart d'entre eux quittent l'est du Canada à la fin août et la majorité des individus sont partis en septembre (Tufts, 1986). Au-delà de cette date, une observation de martinets dans cette région serait exceptionnelle (Tufts,

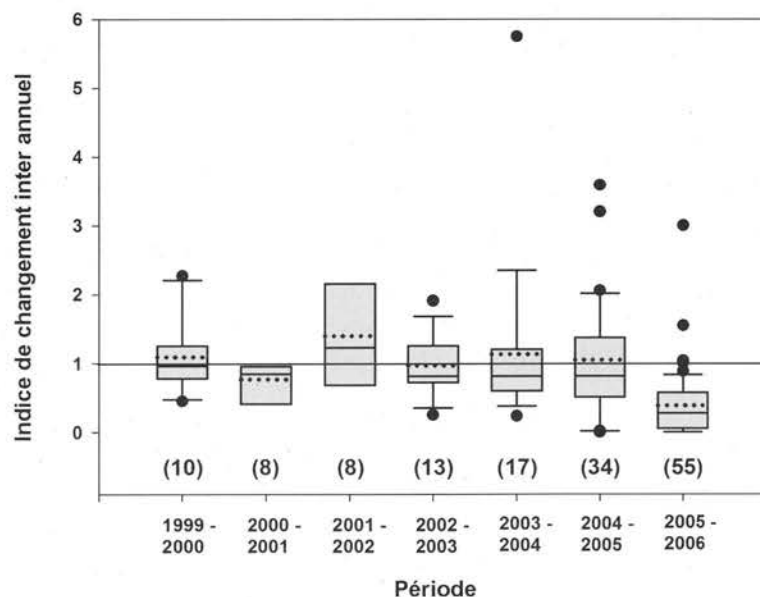


Figure 3. Indice de changement interannuel moyen du nombre de martinets ramoneurs dans les dortoirs connus de la province de Québec, Canada. Le nombre de dortoirs suivis à chaque période est présenté entre parenthèses. La ligne pointillée indique la moyenne. La médiane est représentée par la ligne continue à l'intérieur des limites des boîtes, qui correspondent à l'intervalle des 25^e et 75^e percentiles. Les valeurs comprises entre le 10^e et le 90^e percentile sont illustrées par des barres verticales en forme de T, alors que les valeurs extrêmes sont indiquées par des points.

1986). Il existe peu de données nous permettant d'établir les dates de départ ultimes pour les provinces de l'Atlantique (Eskirne, 1992). Pour ce qui est du Québec, grâce à la banque

de données ÉPOQ, nous savons qu'il y a eu 1 649 mentions de martinets en août, 239 en septembre, seulement 14 en octobre et aucune en novembre (Larivée, 2007). Ces données confirment que la présence de martinets ramoneurs au Québec en octobre est exceptionnelle, l'observation la plus tardive datant du 25 octobre 2007 (Bannon et collab., 2008).

Kyle et Kyle (2005) de la Drifwood Wildlife Association affirment que le martinet ramoneur quitte la partie méridionale de l'aire de nidification dans la seconde moitié d'octobre. Cette espèce peut être observée au cours de la migration au-dessus des Antilles entre les mois d'août et d'octobre (Raffaele et collab., 1998). À l'automne, le martinet ramoneur est considéré comme un migrateur peu commun à commun dans le nord-est de la péninsule du Yucatan, entre la fin août et le début novembre (Howell et Webb, 1995). Sur la côte caribéenne du Costa Rica et du Panama, l'espèce est commune en octobre et novembre (Ridgely et Gwynne, 1989; Stiles et Skutch, 1989). Au Pérou, des oiseaux ont été signalés dès le début novembre (Plenge et collab., 1989).

À la lumière de ces données sur la période de migration de l'espèce, la présence de martinets ramoneurs notée à l'automne 2005 dans le nord-est de l'Amérique du Nord, après le passage de l'ouragan Wilma, suggère fortement que ces oiseaux aient été détournés de leur route de migration et transportés par l'ouragan. Cette hypothèse est supportée par le nombre d'oiseaux observés, par les dates d'observation et par les conditions physiologiques dans lesquelles ils ont été trouvés. De plus, en 1968, Gladys, un ouragan similaire en terme d'intensité, de chronologie et de trajectoire avait aussi transporté des martinets ramoneurs jusqu'en Nouvelle-Écosse (Mills, 1969).

Les oiseaux emportés par un ouragan sont parfois transportés dans l'œil de ce dernier, en demeurent captifs, et même s'ils peuvent maintenir leur vol parce que les vents y sont calmes, ils sont tout de même transportés au gré de l'ouragan (Mills, 1969; Jones, 1999). D'autres fois, ils sont déplacés par les forts vents en périphérie de l'œil de l'ouragan (Kaufman, 1977). Plusieurs cas ont été signalés par des pilotes d'avions d'observation d'ouragan (Philippsborn, 1999; Halverson, 2004), des passagers de bateaux (Mayhew, 1949; NOAA, 2005) ou de témoins oculaires en milieu terrestre (Theiss, 2005; Dinsmore et Farnsworth, 2006), qui rapportent avoir vu des oiseaux captifs à l'intérieur de l'œil d'un ouragan. Le mécanisme par lequel les oiseaux deviennent captifs à l'intérieur d'un ouragan n'est pas bien connu. En général, les oiseaux évitent les tempêtes et s'abstiennent de voler jusqu'à la fin du mauvais temps (Sutton, 1945; Richardson, 1978; Butler, 2000). Ces observations suggèrent que les oiseaux terrestres sont probablement emportés au moment où ils survolent un plan d'eau, alors qu'ils ne peuvent se poser ou trouver un refuge (Newton, 2007).

Lors de la migration automnale, les martinets ramoneurs du nord et de l'est de l'aire de nidification convergent vers la vallée du Mississippi alors que d'autres passent au-

dessus de la Floride. La majorité migre en passant au-dessus du golfe du Mexique pour rejoindre la péninsule du Yucatan (Lowery, 1943). Nous formulons l'hypothèse que les martinets déplacés par l'ouragan Wilma ont pu être emprisonnés au moment où ils traversaient le golfe du Mexique. Cette hypothèse n'est cependant pas entièrement satisfaisante, car des oiseaux auraient pu se poser et trouver refuge lorsque l'œil de l'ouragan a traversé la péninsule de la Floride. Il est également possible que des oiseaux aient été emportés par l'ouragan au moment où ils étaient en milieu terrestre, par les vents violents en périphérie de l'ouragan ou encore entraînés vers l'œil de l'ouragan par les courants d'air de surface qui convergent vers le centre. Nous supposons que la majorité des oiseaux emportés par l'ouragan l'ont été alors qu'ils se trouvaient au-dessus de la péninsule du Yucatan ou du golfe du Mexique. La mention de milliers de martinets observés dans l'œil de l'ouragan, au moment de son passage au-dessus de la Floride, le 24 octobre 2005 (Dinsmore et Farnsworth, 2006), donne davantage de poids à cette dernière hypothèse.

Nous croyons que l'ouragan Wilma a causé la mort d'un nombre important de martinets ramoneurs. Quand des oiseaux terrestres deviennent captifs d'un ouragan, ils doivent sans doute se maintenir en vol durant tout le parcours de l'ouragan sans pouvoir s'alimenter. Arrivés dans les Maritimes, ceux qui ont réussi à s'échapper devaient être en piètre condition physique. Ils n'ont probablement pas réussi à récupérer suffisamment pour reprendre la migration vers l'Amérique du Sud si bien que plusieurs ont dû mourir. Il est à noter que la température moyenne enregistrée à Halifax, Nouvelle-Écosse, variait entre 6,7 et 3,1 °C du 26 octobre au 11 novembre 2005 (Environnement Canada, 2007), ce qui exige des martinets une forte dépense énergétique pour la thermorégulation. De plus, les insectes aériens étant très rares à ces températures, il devait leur être difficile de s'alimenter suffisamment pour répondre à cette demande énergétique. Deux martinets ramoneurs trouvés morts à l'île Grand Manan au Nouveau-Brunswick avaient un poids de 30 et 35 % inférieur au poids moyen normal pour cette espèce (Brian Dalzell, Fundy Bird Observatory, comm. pers.). À ce sujet, des expériences menées sur le martinet noir (*Apus apus*) relativement à la privation alimentaire ont démontré que les oiseaux meurent lorsqu'ils ont perdu plus de 30 % de leur poids (Koskomies, 1950). À la suite du passage de Wilma, plusieurs des martinets trouvés étaient dans un état d'épuisement avancé (Kyle et Kyle, 2006). Pour estimer le nombre total de martinets morts après l'ouragan Wilma, il ne faudrait pas se fier uniquement aux oiseaux retrouvés morts, puisque plusieurs autres individus ont sans doute péri au-dessus de l'océan Atlantique, avant même d'avoir réussi à rejoindre le continent. De plus, des martinets ayant réussi à rejoindre le continent ont aussi été trouvés morts après s'être réfugiés dans des cheminées, qui à cette époque de l'année étaient en fonction. À titre d'exemple, 300 martinets ramoneurs ont péri à l'intérieur d'une cheminée en utilisation à Charlotte, au Nouveau-Brunswick, le 28 octobre 2005 (Dan Busby, Service canadien de la faune, comm. pers.).

Les résultats du programme de suivi du martinet ramoneur au Québec suggèrent que l'ouragan Wilma ait pu réduire la population nicheuse de cette espèce de 50 % sur une grande partie de son aire de nidification. Les données du Relevé des oiseaux nicheurs montrent aussi une baisse importante de la population au Canada, puisque la valeur de l'indice annuel des changements au sein des populations était inférieure de 50 % en 2006 par rapport à 2005 (Downes et Collins, 2007). D'autres résultats du Relevé des oiseaux nicheurs suggèrent que le déclin s'est aussi étendu au nord-est des États-Unis (Sauer et collab., 2007). Les données du programme de suivi du martinet ramoneur au Québec concordent avec l'affirmation de Newton (2007) qui mentionne que de mauvaises conditions climatiques peuvent réduire de 25 à 90 % le nombre d'oiseaux d'une population l'année suivant de telles conditions adverses. Les cas rapportés s'appliquent cependant à de petites populations à répartition limitée et le déclin est généralement temporaire (Newton, 2007). L'aire couverte par le suivi du martinet ramoneur au Québec s'étend sur environ 200 000 km² (figure 1).

Le martinet ramoneur subit présentement une baisse d'effectif, aggravée par l'ouragan Wilma. En effet, selon le Relevé des oiseaux nicheurs, le martinet ramoneur est en déclin depuis 1966 en Amérique du Nord (Sauer et collab., 2007) et depuis 1968 au Québec (Downes et Collins, 2007). En 2006, la population canadienne de martinets ramoneurs était estimée à 10 000 oiseaux nicheurs, dont 2 500 au Québec (Gauthier et collab., 2007). Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada lui a d'ailleurs attribué le statut d'espèce menacée (COSEPAC, 2007). Les ouragans pourraient accélérer le déclin des espèces à statut précaire comme le martinet ramoneur. Un suivi à long terme est donc nécessaire pour vérifier si la population de cette espèce va se rétablir des effets de Wilma.

Nos résultats démontrent que les ouragans survenant durant la migration des oiseaux peuvent réduire la population d'une espèce sur un vaste territoire. Toutefois, les ouragans et les conditions météorologiques sévères peuvent aussi nuire aux populations d'oiseaux terrestres de l'est de l'Amérique du Nord (Butler, 2000). L'intensité, la trajectoire, la fréquence et le moment où surviennent ces ouragans ou tempêtes sont tous des facteurs qui influencent la sévérité des impacts. Les changements climatiques que l'on prévoit pourraient augmenter la fréquence des conditions météorologiques extrêmes (Parry et collab., 2007) et ainsi nuire davantage aux oiseaux durant leur migration. Des recherches supplémentaires seront requises pour identifier les espèces les plus susceptibles d'être affectées par ce phénomène et pour mieux comprendre comment les oiseaux sont déportés par les ouragans. Il serait aussi pertinent de mettre sur pied un réseau d'observateurs à travers le continent, afin d'uniformiser l'information recueillie lors de tels événements et d'accroître la qualité des données dans le but de mieux documenter l'impact réel de ces tempêtes sur différentes espèces d'oiseaux.

Remerciements

Les auteurs remercient tous les observateurs du Québec qui ont participé au programme de suivi du martinet ramoneur, dont ceux du Regroupement QuébecOiseaux et du ministère des Ressources naturelles et de la Faune, pour la qualité des données qu'ils nous ont fournies. Les données d'Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ) ont été fort utiles et nous désirons souligner l'importance de cette initiative. Nous remercions aussi Jean-Pierre Savard, Pierre Laporte et Mélanie Cousineau pour leurs commentaires constructifs lors de la préparation de ce document. Des remerciements s'adressent aussi à Michel Melançon pour son aide lors de la réalisation des cartes et à Ilona Mackey pour la révision linguistique du texte. Nous remercions également tous les ornithologues amateurs qui nous ont transmis leurs données. Le financement de ce projet provient du Service canadien de la faune d'Environnement Canada, région du Québec. ◀

1. Cet article est une adaptation française d'un article publié en anglais dans la revue *The Wilson Journal of Ornithology*, 120 : 784-792 (2008), avec la permission écrite de The Wilson Ornithological Society.

Références

- ALFREY, P., 2005. American vagrants on the Island of Corvo, Azores, in October 2005. *Birding World*, 18 : 465-474.
- ANONYME, 1998. Hurricane Bonnie on Sable Island, Nova Scotia. *Birders Journal*, 7 : 254.
- BANNON, P., O. BARDEN, N. DAVID, S. DENAULT et Y. AUBRY, 2008. Observations saisonnières, automne 2007. *QuébecOiseaux*, 19 (4) : 42-45.
- BRINKLEY, E.S., 1999. The changing seasons: low pressure. *North American Birds*, 53 : 12-19.
- BRINKLEY, E.S., T. HASS et J. LOCKYER, 1997. The storms of 96', Part 1: the storms and their associated birds. *Audubon Society Field Notes*, 51 : 819-829.
- BUTLER, R.W., 2000. Stormy seas for some North American songbirds: are declines related to severe storms during migration? *Auk*, 117 : 518-522.
- COSEPAC, 2007. Rapport de situation du COSEPAC sur le Martinet ramoneur *Chaetura pelagica* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, Ontario, Canada, 56 p.
- D'ANNA, W., 2004. Hurricane Isabel (September 2003) in New York. *King-bird*, 54 : 14-19.
- DARLINGTON, R.B., 1990. Regression and linear models. McGraw-Hill, New York, États-Unis, 542 p.
- DAVID, N., 1996. Liste commentée des oiseaux du Québec. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Montréal, Québec, Canada, 169 p.
- DINSMORE, S.J. et A. FARNSWORTH, 2006. The changing season: weatherbirds. *North American Birds*, 60 : 14-26.
- DIONNE, M., C. MAURICE, J. GAUTHIER et F. SHAFFER, 2008. Impact of hurricane Wilma on migrating birds: the case of Chimney Swift. *The Wilson Journal of Ornithology*, 120 : 784-792.
- DOWNES, C.M. et B.T. COLLINS, 2007. Base de données sur les tendances notées chez les oiseaux du Canada. Version 2.2. Disponible en ligne à : cws-scf.ec.gc.ca/mgbc/trends/index.cfm?lang=e&go=home.page. [Visité le 07-12-13].
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2007. Température journalière historique, Disponible en ligne à : climate.weatheroffice.ec.gc.ca/climateData/almanac_e.html. [Visité le 07-12-13].

- ERSKINE, A.J., 1992. Atlas of breeding birds of the Maritime Provinces. Nimbus Publication Ltd. and Nova Scotia Museum, Halifax, Canada, 270 p.
- ETCHEBERRY, R., 2005. The Wilma bird fallout, late October 2005 in Saint-Pierre et Miquelon. Disponible en ligne à : grandcolombier.com/geographie/nature/pdf-nature/fall_migration_2005_Wilmas_bird.pdf. [Visité le 07-12-13].
- GAUTHIER, J., M. DIONNE, C. MAURICE, J. POTVIN, M. CADMAN et D. BUSBY, 2007. Situation du Martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) au Canada. Série de rapports techniques no 477, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Québec, xiv + 119 p.
- GESSAMAN, J.A. et G.L. WORTHEN, 1982. The effect of weather on avian mortality. Bibliographie annotée. Utah State Printing Services, Logan, Utah, États-Unis, 173 p.
- HALVERSON, J., 2004. The eyes of hurricane Isabel (September highlight). *Weatherwise*, 57 (1), 56-57.
- HOWELL, S.N.G. et S. WEBB, 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, New York, États-Unis, 851 p.
- JENTSCH, A., J. KREYLING et C. BEIERKUHNEIN, 2007. A new generation of climate-change experiments: events, not trends. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5: 365-374.
- JIGUET, F. et M. ZUCCA, 2005. Report on a birdwatching trip to the Azores, 25 Oct - 4 Nov 2005. Disponible en ligne à : azores.seawatching.net/reports/azores_2005_fjnz.pdf. [Visité le 07-12-13].
- JONES, R.M., 1999. Seabirds carried inland by tropical storm Nora. *Western Birds*, 30: 185-192.
- KAUFMAN, K., 1977. The changing seasons: an intimate look at Kathleex and Oilier avian phenomena of autumn, 1976. *American Birds*, 31: 142-152.
- KOSKOMIES, J., 1950. The life of the swift, *Micropus apus* (L.), in relation to weather. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Series A*, 4: 1-151.
- KYLE, P.D. et G.Z. KYLE, 2005. America's mysterious birds above the fireplace. Texas A&M University Press, College Station, États-Unis, 140 p.
- KYLE, P.D. et G.Z. KYLE, 2006. Avian aftermath of the 2005 hurricanes. *Chaetura*, 11: 12-13.
- LARIVÉE, J., 2007. Étude des populations d'oiseaux du Québec (ÉPOQ). Base de données ornithologique, Regroupement Québec Oiseaux, Rimouski, Québec, Canada.
- LOWERY Jr., G.H., 1943. The dispersal of 21,414 Chimney Swifts banded at Baton Rouge, Louisiana, with notes on probable migration routes. *Proceedings of the Louisiana Academy of Science*, 7: 56-74.
- MAYHEW, J.R., 1949. Atmospheric pressure and bird flight. *Science*, 109: 403.
- MILLS, E.L., 1969. Hurricane "Gladys" and its ornithological effect on the Maritimes Provinces. *Nova Scotia Bird Society Newsletter*, 11: 6-16.
- NOAA, 2005. Disponible en ligne à : srh.noaa.gov/jetstream/tropics/tc_structure.htm. [Visité le 05-10-19].
- NCDC, 2006. Climate of 2005, Atlantic hurricane season. National Climatic Data Center. Disponible en ligne à : ncdc.noaa.gov/oa/climate/research/2005/hurricanes05.html. [Visité le 06-08-21].
- NEWTON, I., 2007. Weather-related mass-mortality events in migrants. *Ibis*, 149: 453-467.
- PARMESAN, C., T.L. ROOT et M.R. WILLIG, 2000. Impacts of extreme weather and climate on terrestrial biota. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81: 443-450.
- PARRY, M.L., O.F. CANZIANI, J.P. PALUTIKOF et collaborateurs, 2007. Technical summary. Dans : *Climate change 2007: impacts, adaptation and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (M. L. Parry, O. F. Canziani, J. P. Palutikof, P. J. van der Linden, et C. E. Hanson, édit.). Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, p. 23-78.
- PASCH, R.J., E.S. BLAKE, H.D. COBB III et D.P. ROBERTS, 2006. Tropical cyclone report, hurricane Wilma 15-25 octobre 2005. National Hurricane Center. Disponible en ligne à : nhc.noaa.gov/pdf/TCR-AL252005_Wilma.pdf. [Visité le 08-01-28].
- PEACH, W.J., S.R. BAILLIE et S.T. BUCKLAND, 2004. Current practices in the British Trust for Ornithology constant effort site scheme and comparisons of temporal changes in mist-net captures with changes in spot-mapping counts at the extensive scale. *Studies in Avian Biology*, 29: 46-56.
- PHILIPPSBORN, R., 1999. Perspective from a NOAA hurricane hunter. NOAA News Online Story Number 272. Disponible en ligne à : noanews.noaa.gov/stories/s272.htm. [Visité le 07-12-13].
- PLENGE, M.A., T.A. PARKER III, R.A. HUGHES et J.P. O'NEILL, 1989. Additional notes on the distribution of birds in west-central Peru. *Le Gerfaut*, 79: 55-68.
- PULCINELLA, N. et J. LOCKYER, 2004. Hurricane Isabel's birds with notes on previous tropical storms and storm related birds. *Pennsylvania Birds*, 17: 1-33.
- RAFFAELE, H., J. WILEY, O. GARRIDO, A. KEITH et J. RAFFAELE, 1998. A guide to the birds of the West Indies. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, États-Unis, 511 p.
- RICHARDSON, J.W., 1978. Timing and amount of bird migration in relation to weather: a review. *Oikos*, 30: 224-272.
- RICHARDSON, J.W., 1982. Northeastward reverse migration of birds in Nova Scotia, Canada, in autumn - a radar study. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10: 193-206.
- RIDGELY, R.S. et J.A. GWYNNE Jr., 1989. A guide to the birds of Panama with Costa Rica, Nicaragua and Honduras. Second Edition. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, États-Unis, 412 p.
- ROBERTSON Jr., W.B. et H.B. MULLER, 1961. Wild winds and wildlife. *Audubon Magazine*, 63: 308-311.
- SAUER, J.R., J.E. HINES, I. THOMAS et J. FALLON, 2007. The North American Breeding Bird Survey, results and analysis 1966-2006. Version 10.13.2007. USGS, Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland, États-Unis. Disponible en ligne à : mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs2006.html. [Visité le 09-01-27].
- SIGHS, 2005. Wilma birds on Sable Island, October 2005. Sable Island Green Horse Society, Nova Scotia, Canada. Disponible en ligne à : greenhorse-society.com/Birds%20-%20Wilma/Birds%20from%20Hurricane%20Wilma.htm. [Visité le 07-12-13].
- STILES, F.G. et A.F. SKUTCH, 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell University Press, Ithaca, New York, États-Unis, 511 p.
- SUTTON, G.M., 1945. Behavior of birds during a Florida hurricane. *Auk*, 62: 603-606.
- THEISS, M., 2005. Hurricane Rita chase account. Disponible en ligne à : mthurricane.com/Hurricane_Rita.htm. [Visité le 07-12-13].
- TUCK, L.M., 1968. Recent Newfoundland bird records. *Auk*, 85: 304-311.
- TUFT, R.W., 1986. Birds of Nova Scotia. Third Edition. Nimbus publishing et the Nova Scotia Museum, Halifax, Canada, 478 p.
- WAUER, R.H. et J.M. WUNDERLE Jr., 1992. The effect of hurricane Hugo on bird populations on St. Croix, U.S. Virgin Islands. *Wilson Bulletin*, 104: 656-673.



SNC-LAVALIN
Foramec



Division de SNC-LAVALIN
ENVIRONNEMENT INC.
5955, rue Saint-Laurent
Bureau 300
Lévis (Québec)
Canada G6V 3P5

Eric Giroux, ing., M.Sc.
Directeur

Membre du Groupe SNC-LAVALIN

Tél. : 418-837-3621
Cell. : 418-573-5303
Télec. : 418-837-2039
eric.giroux@sncvalin.com

Présence de la belette pygmée (*Mustela nivalis*) et de la belette à longue queue (*Mustela frenata*) à Rimouski

Jean Boulva

Résumé

On rapporte ici la présence des belettes pygmée (*Mustela nivalis* Linné) et à longue queue (*M. frenata* Lichtenstein) à Rimouski au Québec (Canada), la première capturée vivante, puis relâchée le 19 août 1997, et la seconde photographiée les 17 et 23 février 2009. Ces deux observations constituent une extension de l'aire de répartition.

Introduction

Cette note fait état d'une extension de l'aire de répartition pour deux espèces de mustélidés, les belettes pygmée (*Mustela nivalis* Linné) et à longue queue (*M. frenata* Lichtenstein). Des observations fortuites, réalisées sur un terrain résidentiel boisé (48° 25' 11" N; 68° 30' 24" O), permettent de confirmer leur présence dans la région de Rimouski; ce terrain est situé au sommet d'une colline, incliné vers le sud, bordé par une forêt mixte et une zone agricole exploitée. Les publications consultées (Banfield, 1977; Prescott et Richard, 2004; Wilson et Ruff, 1999; St-Pierre et collab., 2006a; St-Pierre et collab., 2006b) n'incluent pas cette région dans l'aire de distribution de ces deux espèces. À partir de photographies, la longueur totale du museau à l'extrémité de la queue et la longueur de la queue, de la base à son extrémité, ont été estimées suivant Banfield (1977).

La belette pygmée

Le 19 août 1997, une belette pygmée fut capturée vivante dans un piège de marque Havahart, modèle n° 0745, installé pour régler un problème de petit rongeur. L'animal fut photographié dans le piège puis relâché. Cette photo (figure 1) permet d'en estimer les dimensions. Pour calculer la taille de la belette à partir de l'espacement réel des barreaux, il faut considérer l'effet « point de fuite » de la photo. La belette est appuyée sur le côté le plus éloigné du piège dont l'espacement réel des barreaux verticaux est de 15 mm et la largeur de la plaque de déclenchement de 77 mm. Sur la photo, de ce côté éloigné, l'espacement des barreaux est de 8.8 mm et la largeur de la plaque de déclenchement de 44 mm, permettant d'estimer les mensurations entre 185 et 198 mm pour la longueur totale et entre 25 et 28 mm pour la longueur de la queue. Selon les données publiées (Banfield, 1977; Wilson et Ruff, 1999), il s'agit probablement d'un sujet mâle de cette espèce.

Cette espèce possède une répartition circumboréale et, au Québec, elle se rencontre normalement depuis la rive



Figure 1. Belette pygmée (*Mustela nivalis* Linné) capturée à Rimouski, le 19 août 1997.

gauche du fleuve Saint-Laurent, au nord du 47^e parallèle nord, jusqu'à l'extrémité septentrionale de la province. Elle est réputée absente au sud du Saint-Laurent (Banfield, 1977; Prescott et Richard, 2004; Wilson et Ruff, 1999).

La belette à longue queue

Une belette à longue queue fut observée et photographiée une première fois le matin du 17 février 2009, se nourrissant de gras placé à l'intention des oiseaux dans une caissette grillagée de 13 cm de côté, suspendue par une corde. Elle a été revue à quelques reprises et photographiée à nouveau au même endroit le 23 février (figure 2). À partir de la photo imprimée, en se basant sur la dimension de la caissette, la longueur totale réelle de la belette fut estimée à 43-44 cm et celle de la queue à 17 cm. Comme la photo a été prise au télé-

Jean Boulva est docteur en biologie à la retraite. Il a réalisé, en milieux universitaire et gouvernemental, des recherches sur les oiseaux, les poissons et les mammifères marins.

jboulva@globetrotter.net

objectif, l'effet « point de fuite » est considérablement réduit et devrait peu affecter l'estimation des mesures. D'après les données sur cette espèce (Banfield, 1977; Wilson et Ruff, 1999), il s'agirait d'un sujet mâle. La longueur totale calculée à partir de la photo de la figure 2 est de beaucoup supérieure à la longueur totale maximale rapportée pour l'hermine (*Mustela erminea* Linné), soit 343 mm (Wilson et Ruff, 1999), ce qui exclut que le spécimen photographié appartienne à cette espèce dont l'aire de répartition signalée inclut tout le Québec (Banfield, 1977; Prescott et Richard, 2004; Wilson et Ruff, 1999).

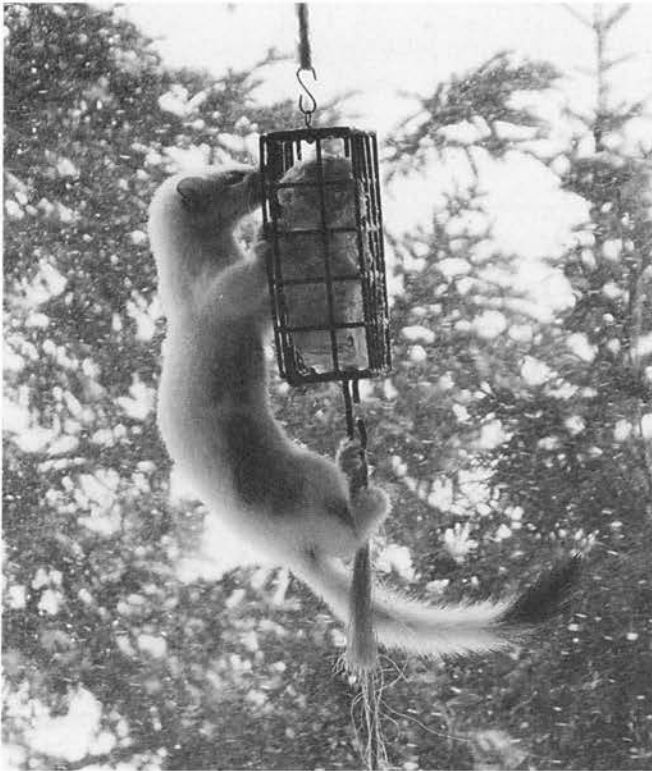


Figure 2. Belette à longue queue (*Mustela frenata* Lichtenstein) photographiée à Rimouski, le 23 février 2009.

Cette espèce est, d'après les cartes de répartition publiées (Banfield, 1977; Prescott et Richard, 2004; Wilson et Ruff, 1999), plus méridionale, se trouvant au Québec dans la partie sud et vers l'est jusqu'à Rivière-du-Loup. Selon Alain Pelletier (communication personnelle), spécialiste des animaux à fourrures, la belette à longue queue est bien présente dans la région de Rimouski et on la rencontre plus fréquemment en milieu agroforestier bien qu'elle soit aussi observée en pleine forêt. Cette belette fréquente la réserve Duchénier, à 25 km au sud de Rimouski, une population y ayant été étudiée en 2000 et 2001 sur un site de 13 km² (St-Pierre et collab., 2006a). Elle a aussi été capturée en 2002 et 2003 un peu plus au sud-est (47° 55' N; 68° 15' O), près de la frontière du Nouveau-Brunswick, à 62 km de Rimouski (St-Pierre et collab., 2006b).

Conclusion

Les observations rapportées ici confirment la présence de ces deux espèces dans la région de Rimouski au Québec, où, selon les ouvrages consultés, elles étaient réputées absentes.

Remerciements

Je remercie les personnes suivantes : Robert Claveau, Jean Ferron, Jean-Pierre Lebel, Alain Pelletier ainsi que Jean-Maurice Turgeon pour leur avis sur l'identification de même que Simone Fugulin pour la photographie de la belette à longue queue. Je suis reconnaissant à un réviseur anonyme et à Simone Fugulin pour des suggestions en vue d'améliorer le texte.

Références

- BANFIELD, A.W.F., 1977. Les mammifères du Canada. Les Presses de l'Université Laval, Québec, et University of Toronto Press, Toronto, 406 p.
- PRESCOTT, J. et P. RICHARD, 2004. Mammifères du Québec et de l'est du Canada. Éditions Michel Quintin, Waterloo, 400 p.
- ST-PIERRE, C., J.-P. OUELLET et M. CRÊTE, 2006a. Do competitive intraguild interactions affect space and habitat use by small carnivores in a forested landscape? *Ecography*, 29: 487-496.
- ST-PIERRE, C., J.-P. OUELLET, F. DUFRESNE, A. CHAPUT-BARDY et F. HUBERT, 2006b. Morphological and molecular discrimination of *Mustela erminea* (ermine) and *M. frenata* (long-tailed weasels) in Eastern Canada. *Northeastern Naturalist*, 13: 143-152.
- WILSON, D.E., et S. RUFF, 1999. The Smithsonian book of North American mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, 816 p.

Dr MICHEL COUVRETTE

Chirurgien-dentiste

5886 St-Hubert
Montréal (Québec)
Canada H2S 2L7

sur rendez-vous
seulement
274-2373

HEMISPHERES le groupe

- Gestion écologique du territoire
- Caractérisation et cartographie des écosystèmes
- Conservation des lacs, cours d'eau et milieux humides
- Évaluation environnementale
- Communication et formation

Bureau de Montréal
1453, rue Beaubien est, bureau 301
Montréal (Qc) H2G 3C6
(514) 509-6572

Bureau de Québec
57, chemin du Domaine
Beaumont (Qc) G0R 1C0
(418) 649-3641

www.hemis.ca

Courriel : info@hemis.ca

Simulation d'une augmentation des apports atmosphériques en azote dans trois écosystèmes forestiers du Québec

Jean-David Moore, Daniel Houle

Résumé

Depuis quelques années, un nombre grandissant de forêts de feuillus et de résineux du Nord-est américain montrent des signes de saturation en azote (N), à l'image du phénomène similaire rencontré en Europe et qui provoque un dépérissement. Ce phénomène se manifeste lorsque la quantité de N reçue par un écosystème dépasse sa capacité d'assimilation. Pendant trois ans, des ajouts répétés de N (trois et dix fois le taux actuel de dépôt atmosphérique) ont été réalisés dans une érablière, une sapinière et une pessière dans le but de vérifier 1) si ces trois écosystèmes forestiers représentatifs montraient des signes de saturation en N et 2) s'ils sont susceptibles de réagir à une augmentation des apports atmosphériques en N. Nos observations indiquent, qu'aux taux actuels de dépositions atmosphériques, les trois écosystèmes forestiers étudiés ne sont pas saturés en N. De plus, la forte rétention du N, préalablement appliqué dans la pessière et la sapinière, indique que ces deux écosystèmes boréaux ne sont pas près d'être affectés par le phénomène de saturation en N. Toutefois, nos observations, jumelées à celle d'autres travaux au Canada, suggèrent que les érablières situées sur des stations dont les sols sont pauvres en cations basiques seraient plus sensibles à une augmentation des apports atmosphériques en N que celles situées sur des stations plus riches.

Introduction

Les pluies acides, phénomène largement médiatisé au cours des années 1980, constituent encore aujourd'hui un problème pour les écosystèmes aquatiques (Légaré et collab., 2008) et terrestres (Ouimet et Duchesne, 2009) qui ne parviennent pas à neutraliser naturellement l'acidité des précipitations. Les dépôts acides proviennent en grande partie de la transformation du dioxyde de soufre (SO₂; combustibles fossiles) et des oxydes d'azote (NO_x; combustion des carburants des véhicules automobiles) en polluants secondaires comme l'acide sulfurique (H₂SO₄), l'acide nitrique (HNO₃), et aussi, l'ammonium (NH₄). Les pluies acides ont donc à la fois le potentiel d'acidifier les sols et de les enrichir en azote. Bien que la quantité de soufre présente dans les précipitations ait diminué au cours des 20 dernières années dans le Nord-est américain, les dépôts en azote (N) sont demeurés élevés. Les dépôts en N atteignent les 10 - 15 kg ha⁻¹ an⁻¹ dans le nord-est des États-Unis (Driscoll et collab., 2001). Ainsi, un nombre grandissant de forêts de feuillus et de résineux montrent des signes de saturation en N dans cette région (Fenn et collab., 1998; Aber et collab., 2003). Bien que les dépôts en N soient aussi élevés dans le sud du Québec, il existe peu d'information en ce qui concerne leurs effets sur les écosystèmes forestiers. Les dépôts en N dans le nord-est de l'Amérique du Nord demeurent toutefois moins élevés que dans certaines régions d'Europe, où ils peuvent dépasser les 25 kg ha⁻¹ an⁻¹.

Le phénomène de saturation en N du milieu forestier se manifeste lorsque la quantité de N reçue par un écosystème dépasse sa capacité d'assimilation par les arbres, les plantes, le sol ou les autres organismes, entraînant ainsi un lessivage élevé de nitrate dans la solution de sol. Ce lessivage des nitra-

tes peut provoquer plusieurs effets indésirables, notamment une perte accrue d'éléments nutritifs (p. ex.: Ca, Mg) et une acidification du sol. Ces changements induiraient alors un déséquilibre nutritionnel, un ralentissement de croissance et de productivité, et éventuellement le dépérissement des écosystèmes touchés.

Des expériences d'addition répétées de N sous forme de fertilisant ont été effectuées dans le Nord-est américain afin d'étudier la réaction de différents écosystèmes forestiers à des intensités variables de dépôts de N (Fenn et collab., 1998). Toutefois, une seule étude de ce type a été faite au Canada, en Ontario (Moayeri et collab., 2001), où des symptômes de saturation en N dans une érablière ont été observés. De plus, à notre connaissance, ce type d'étude n'avait jamais été réalisé auparavant dans les forêts boréales nord-américaines et dans les érablières québécoises.

Pendant trois ans, des ajouts répétés de N (trois et dix fois le taux actuel de dépôt atmosphérique) ont été réalisés dans une érablière, une sapinière et une pessière dans le but de vérifier 1) si ces trois écosystèmes forestiers représentatifs de trois grandes régions forestières québécoises montraient des signes de saturation en N et 2) s'ils étaient sensibles à une augmentation des apports atmosphériques en N. Bien que les quantités de N ajoutées dans cette étude puissent paraître

Les auteurs sont respectivement ingénieur forestier et biologiste, et chercheurs scientifiques à la Direction de la recherche forestière du ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

jean-david.moore@mrnf.gouv.qc.ca

élevées, certains chercheurs prétendent que l'intensification de l'agriculture et de l'industrialisation occasionnera, inévitablement, une forte augmentation des dépôts atmosphériques en N (Galloway, 1995; Asner et collab., 2001).

Aires d'étude et méthode

Parmi les aires d'étude, on trouve une érablière à bouleau jaune, une sapinière et une pessière noire. Ces écosystèmes reçoivent différentes intensités de dépôts atmosphériques de N selon un gradient sud-nord, de plus élevé dans l'érablière à plus faible dans la pessière (tableau 1). Le dispositif expérimental de chacune des aires était composé de neuf parcelles échantillons (10 x 10 m dans les forêts boréales résineuses; 15 x 15 m dans l'érablière). Cinq arbres dominants ou codominants de l'espèce principale du peuplement ont été sélectionnés dans chacune de ces parcelles à l'automne 2000, soit un total de 45 arbres dans chacune des aires. Le NH₄NO₃, dilué dans l'eau, a été appliqué sur les parcelles à l'aide d'un vaporisateur (figure 1), selon la dose de N établie pour chacune des aires (0, 3 et 10 fois les dépôts atmosphériques actuels de N; tableau 2). L'azote a été appliqué cinq fois l'an (de juin à octobre) durant trois années consécutives, de 2001 à 2003.



Figure 1. Application mensuelle d'azote à l'aide d'un pulvérisateur.

Afin d'évaluer la disponibilité des éléments nutritifs pour les arbres, l'eau du sol a été récoltée hebdomadairement de mai à novembre de chacune des années à l'aide de lysimètres enfouis dans le sol à des profondeurs de 30 et 60 cm. Des feuilles ou des aiguilles, selon le cas, et deux barrettes de bois de chacun des arbres à l'étude ont été prélevées en 2003.

Tableau 1. Caractéristiques des trois sites d'étude.

Caractéristiques	L'érablière	La sapinière	La pessière noire
Latitude	46° 57' 00" N	47° 17' 00" N	49° 12' 45" N
Longitude	71° 40' 00" O	71° 14' 00" O	73° 39' 00" O
Région	Portneuf	Réserve faunique des Laurentides	Réserve faunique Ashuapmushuan
Élévation (m)	390	770-860	400-450
Température moyenne annuelle (°C)	3,4	-0,4	1,2
Précipitation (mm an ⁻¹)	1300	1133	823
Dépôts atmosphériques en N (kg ha ⁻¹ an ⁻¹)	8,5	5,7	3,0
Autres traits distinctifs	Dépérissement de l'érable à sucre	Importante quantité de débris ligneux au sol	Épais couvert de mousse au sol
Végétation			
Type forestier	Érablière à bouleau jaune	Sapinière à mousse	Pessière noire à mousse
Âge du peuplement (année)	Vieille inéquienne	60	60
Fermeture du couvert (%)	variable	100	95
Origine du peuplement	Coupe partiel (~1940)	Coupe totale	Feux
Sol			
Type d'humus	Podzol Orthic Ferro-Humic	Podzol Orthic Ferro-Humic	Podzol Humo-Ferric
Humus type	Mor-moder	Mor	Mor
Épaisseur moyenne du dépôt (m)	1-3	3-15	>1
Profondeur d'enracinement (m)	0,70	0,60	0,30
Roche-mère	Gneiss granitique	Gneiss charnockitique et granitoidorthopyroxène	Gneiss charnockitique, plagioclase, biotite et hornblende

Tableau 2. Quantité de N ajoutée, sous forme de NH₄NO₃, dans les trois sites d'étude. Les valeurs (kg ha⁻¹ an⁻¹) représentent trois (faible dose) et dix (forte dose) fois les dépôts atmosphériques annuels de N de chacun des sites.

Dose	L'érablière	La sapinière	La pessière noire
Témoin	0	0	0
Faible	26	17	9
Forte	85	57	30

afin d'évaluer leur statut nutritif et leur croissance radiale, respectivement. De plus, dans l'érablière, le pourcentage de feuillage manquant des érables a été estimé afin d'obtenir leur taux de dépérissement. Le lecteur en saura davantage sur la méthode utilisée en consultant Moore et Houle (2008) et Houle et Moore (2008).

Résultats et discussion

Effet de l'ajout de N sur le sol

Les concentrations en N dans l'eau du sol des parcelles non traitées de chacune des trois aires d'étude ont été faibles et stables au cours des trois années d'échantillonnage, ce qui indique que ces écosystèmes ne montraient aucun signe de saturation en N. En revanche, des augmentations de N dans la solution de sol ont été observées dans les parcelles fertilisées. Toutefois, ces augmentations étaient de courte durée, et les concentrations de N revenaient, souvent dans les jours suivant le traitement, aux faibles valeurs observées dans les témoins.

Un lessivage sous la zone racinaire pourrait expliquer la « disparition » du N de la solution de sol. Toutefois, l'estimation de la quantité de N perdue par lessivage a révélé que moins de 5 % du N appliqué aurait été lessivé (Moore et Houle, 2008). Par conséquent, plus de 95 % du N appliqué aurait été retenu dans chacun des trois écosystèmes à l'étude, probablement à cause de l'absorption du N par les racines et les microbes du sol. Ces résultats nous indiquent que ces

écosystèmes ne sont toujours pas saturés en N, à la suite de trois années de fertilisation en N d'intensité faible et forte, ce qui équivaut à 9 et 30 années de dépôts atmosphériques d'azote, respectivement. L'érablière de Duchesnay fait exception; il s'agit de l'écosystème qui reçoit la plus forte quantité de N atmosphérique parmi ceux qui ont été étudiés (tableau 1). En effet, des concentrations élevées en N ont été observées dans le sol (60 cm) de l'une des trois parcelles soumises à de fortes doses de N, deux et trois ans après traitement, ce qui suggère que cette parcelle est désormais saturée en N (figure 2).

Effet de l'ajout de N sur la nutrition des arbres

Les écosystèmes résineux boréaux

De façon générale, la fertilisation en N a eu peu d'effet sur la nutrition des arbres des deux écosystèmes boréaux, à la suite de trois années de traitements expérimentaux. L'ajout de N dans la sapinière n'a pas eu d'influence sur la nutrition des sapins. L'azote appliqué dans cet écosystème n'a pas été lessivé dans le sol ni dilué dans une plus grande biomasse foliaire (Moore et Houle, 2008). De plus, la faible abondance des arbustes, herbacées et mousses en sous-étage, indique que ces strates de végétation ont joué un rôle mineur dans la captation du N appliqué. Dans ce contexte, il semble plus probable que la grande quantité de débris ligneux (figure 3) ainsi que la matière organique du sol aient joué un rôle important dans l'accumulation (immobilisation) du N. D'ailleurs, au Massachusetts, on a observé que la matière organique du sol d'un peuplement résineux avait retenu de 68 à 84 % du N ajouté (Magill et collab., 2000). Un traceur du N (¹⁵N), ajouté au moment des épandages, sera analysé prochainement, ce qui devrait nous indiquer avec plus de certitude les endroits où s'accumule le N dans cet écosystème.

Les fertilisations de N (faible et forte doses) durant trois années dans la pessière noire ont fait augmenter les

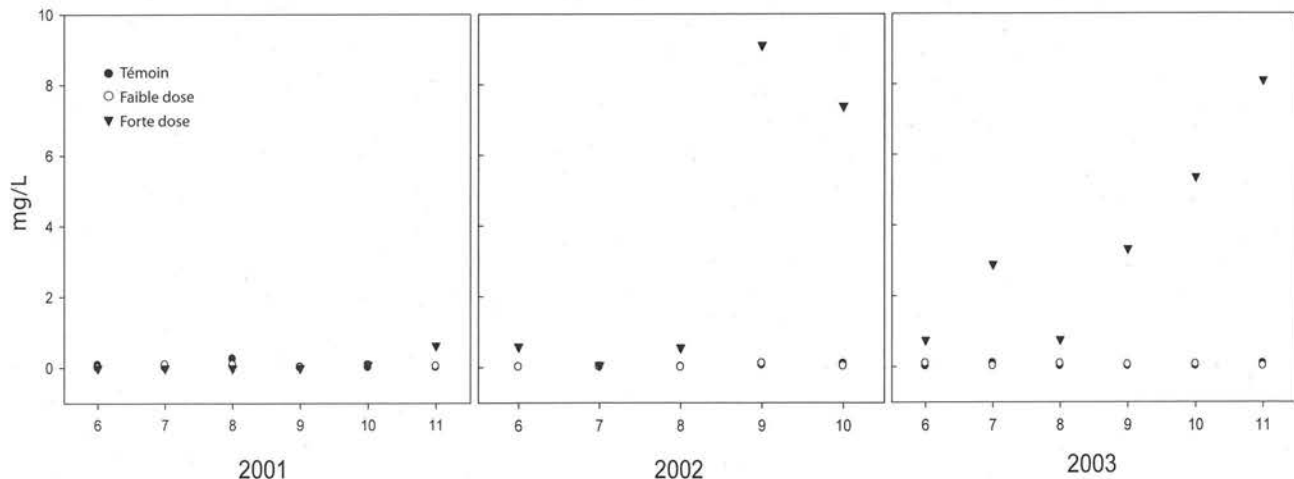


Figure 2. Évolution de la moyenne mensuelle des concentrations de nitrate dans l'eau du sol des parcelles témoins et fertilisées au bassin du lac Clair au cours des trois années suivant le traitement.



Figure 3. Débris ligneux dans les parcelles de la sapinière.

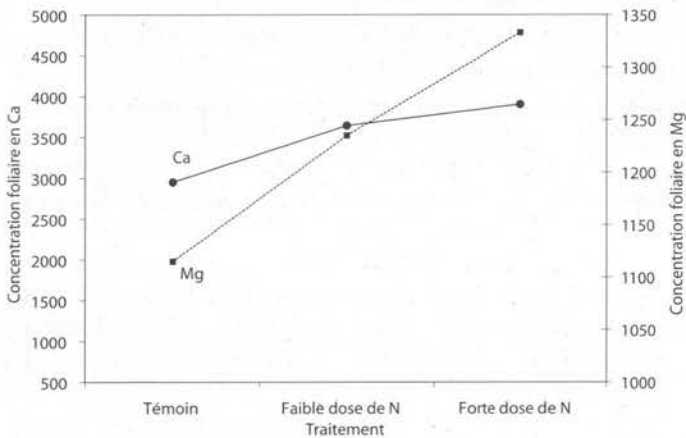


Figure 4. Effet de la fertilisation en N sur la nutrition foliaire en calcium et magnésium de l'épinette noire, trois ans après traitement.

concentrations foliaires en calcium (Ca) et en magnésium (Mg) de l'épinette noire (figure 4), tandis que la fertilisation à forte dose a fait augmenter les concentrations foliaires en N.

L'érablière

L'ajout de N dans l'érablière a eu des effets marqués sur la nutrition de l'érable à sucre. En effet, les concentrations foliaires en Ca, Mg et potassium (K) ont chuté à la suite du traitement à forte dose (figure 5). Il faut noter que la nutrition foliaire en Ca et en Mg des érables de cet écosystème était déjà très perturbée, et ce, en l'absence du traitement expérimental (voir témoin de la figure 5; Moore et Ouimet, 2006). Les carences observées de ces deux éléments sont parmi les pires rapportées dans la littérature (voir synthèse dans Moore et Houle, 2008). À titre de comparaison, les valeurs de nutrition foliaire en Ca et en Mg d'un érable en bonne santé se situeraient, respectivement, au-dessus de 8700 et 1200 mg kg⁻¹ (Côté et collab., 1993). Les valeurs obtenues dans l'érablière sont donc bien en dessous des seuils de carence établis pour le Ca et Mg (figure 5). Contrairement à ces observations, la nutrition foliaire en Ca d'érables situés en Ontario n'a pas été modifiée par des ajouts de N (212 kg de N ha⁻¹ an⁻¹; Hutchinson et collab., 1998), plus élevés que ceux qui ont été

appliqués dans notre étude (tableau 2). Toutefois, ces aires d'études étaient situées sur des sols beaucoup plus riches en cations basiques que ceux de l'érablière de Duchesnay. Ainsi, il appert qu'une augmentation des dépôts atmosphériques en N perturberait davantage la nutrition de l'érable à sucre sur les stations dont les sols sont déjà pauvres en cations basiques.

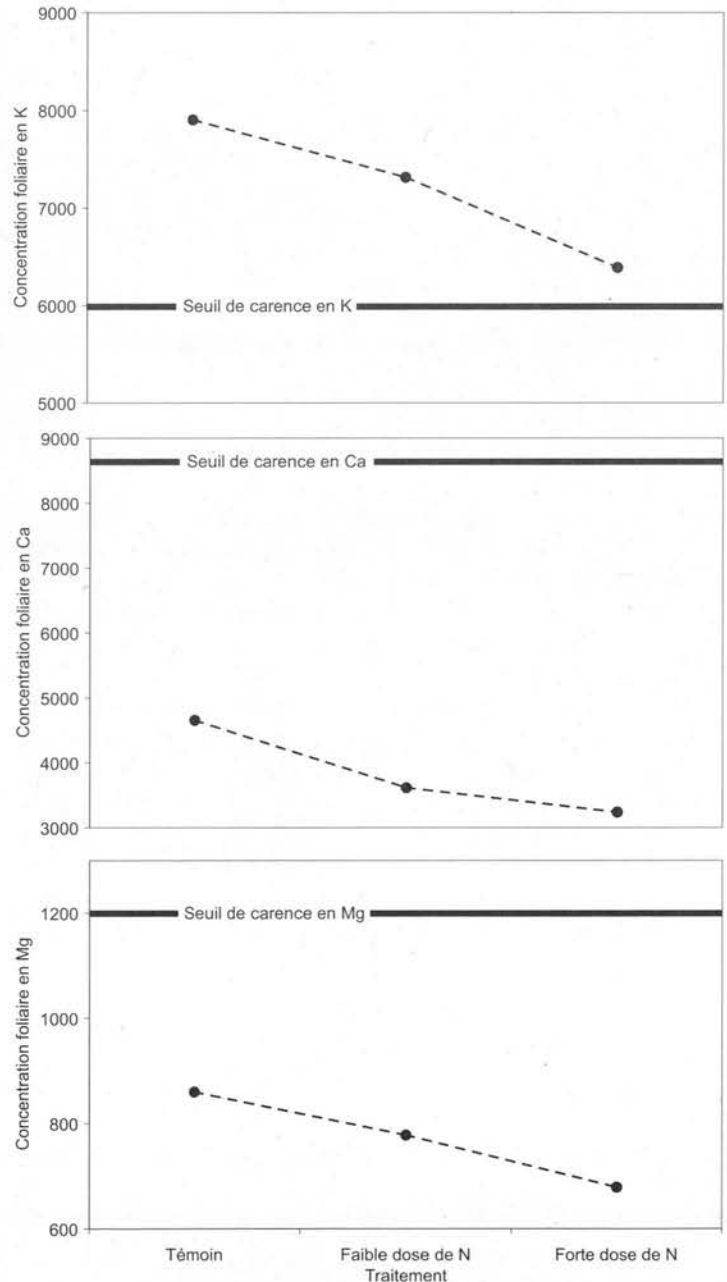


Figure 5. Effet de la fertilisation en N sur les concentrations foliaires (mg kg⁻¹) en cations basiques (K, Ca et Mg) de l'érable à sucre, trois ans après traitement. Le seuil de carence indique la concentration foliaire en dessous de laquelle l'arbre est considéré carencé pour un élément donné.

Effet de l'ajout de N sur la croissance et la vigueur des arbres

Les écosystèmes résineux boréaux

La similitude des patrons de croissance des arbres traités et non traités de chacun des deux écosystèmes boréaux nous indique que la croissance radiale des arbres sur ces stations n'a pas été influencée par les trois années (2001-2003) de fertilisation en N. L'absence de réaction de la croissance s'expliquerait par la forte rétention du N par les mousses et sphaignes (pessière), les débris ligneux (sapinière) et par les microorganismes du sol. Dans ce contexte, il semble que l'amélioration de la nutrition foliaire en N dans la pessière noire n'ait pas été suffisante pour stimuler la croissance des arbres. Aussi, la concentration en N relativement haute des aiguilles des arbres non traités de la sapinière (~1,5 %) suggère que les besoins nutritionnels en N des sapins étaient déjà comblés.

L'érablière

Aucun changement de croissance radiale ou de vigueur n'a été observé pour les arbres traités dans l'érablière et ce, malgré l'importante baisse des concentrations en Ca du feuillage des érables fertilisés. Il est toutefois possible que l'absence de réaction de croissance et de vigueur de l'érable à sucre soit attribuable au délai trop court depuis le début de la fertilisation en N.

Conclusion

Les observations faites au cours de cette étude indiquent, qu'aux taux actuels de dépositions atmosphériques en N, les trois écosystèmes forestiers étudiés ne sont pas saturés en N. Le sol des parcelles des sites boréaux soumis à trois années de fortes doses de N (10 fois les dépôts atmosphériques en N pour un site donné), a reçu l'équivalent de 30 années de dépôts en N. Toutefois, aucune hausse permanente de nitrate n'a été observée dans ces sols (malgré quelques hausses temporaires), ce qui indiquerait qu'une saturation en N aurait été induite expérimentalement.

La situation de l'érablière de Duchesnay semble toutefois plus problématique. En effet, nos résultats montrent que le phénomène de saturation a été induit dans l'une des trois parcelles de l'érablière soumise à une forte dose de N. De plus, la forte baisse des concentrations en cations basiques du feuillage des érables à sucre des parcelles traitées est préoccupante, compte tenu de la faible disponibilité de ces cations dans ces sols, de la faible vigueur des érables sur cette station et du lien qui existe entre la nutrition en cations basiques et la vigueur de l'érable à sucre (voir synthèse dans Moore et collab., 2008). De façon générale, nos observations, jumelées à celle d'autres études canadiennes, suggèrent que les érablières situées sur des stations pauvres en cations basiques réagiraient plus à une augmentation des apports atmosphériques de N que celles situées sur des stations plus riches. Par contre, la forte capacité de rétention du N dans la pessière et la sapinière nous permet d'avancer que ces deux écosystèmes boréaux ne sont pas près d'être affectés par le phénomène de saturation en N.

Remerciements

Nous tenons à remercier Jean Gagné et Mario St-Germain, de la Direction de la recherche forestière, et l'équipe technique de l'Unité de gestion de Roberval et Saint-Félicien pour leur contribution à la réussite de ce projet. ◀

Références

- ABER, J.D., C.L. GOODALE, S.V. OLLINGER, M.L. SMITH, A.H. MAGILL, M.E. MARTIN, R.A. HALLETT et J.L. STODDARD, 2003. Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of Northeastern Forests? *BioScience*, 53: 375-389.
- ASNER, G.P., A.R. TOWNSEND, W.J. RILEY, P.A. MATSON, J.C. NEFF et C.C. CLEVELAND, 2001. Physical and biogeochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition. *Biogeochemistry*, 54: 1-39.
- CÔTÉ, B., W. HENDERSHOT et I. O'HALLORAN, 1993. Response of sugar maple to seven types of fertilization in southern Quebec: growth and nutrient status. Dans: R.F. Huettl, et D. Mueller-Dombois (édit.), *Forest decline in the Atlantic and Pacific region*. Springer-Verlag, Berlin, p. 162-174.
- DRISCOLL, C.T., G.B. LAWRENCE, A.T. BULGER, T.J. BUTLER, C.S. CRONAN, C. EAGAR, K.F. LAMBERT, G.E. LIKENS, J.L. STODDARD et K.C. WEATHERS, 2001. Acidic deposition in the Northeastern United States: Sources, inputs, ecosystem effects and management strategies. *Bioscience*, 51: 180-198.
- FENN, M.E., M.A. POTH, J.D. ABER, J.S. BARON, B.T. BORMANN, D.W. JOHNSON, A.D. LEMLY, S.G. McNULTY, D.F. RYAN et R. STOTTLEMYER, 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: Predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications*, 8: 706-733.
- GALLOWAY, J.N., 1995. Acid deposition: perspectives in time and space. *Water, Air, Soil and Pollution*, 85: 15-24.
- HOULE, D. et J.-D. MOORE, 2008. Soil solution, foliar concentrations and tree growth response to 3-year of ammonium-nitrate addition in two boreal watersheds of Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 255: 2049-2060.
- HUTCHINSON, T.C., S.A. WATMOUGH, E.P.S. SAGER et J.D. KARAGATZIDES, 1998. Effects of excess nitrogen deposition and soil acidification on sugar maple (*Acer saccharum*) in Ontario, Canada: an experimental study. *Canadian Journal of Forest Research*, 28: 299-310.
- LÉGARÉ, S., P. LABONTÉ et L. CHAMPOUX, 2008. Impacts des pluies acides sur la faune benthique des lacs québécois. *Naturaliste canadien*, 132 (2): 67-74.
- MAGILL, A., J. ABER, G. BERNTSON, W. MCDOWELL, K. NADELHOFFER, J. MELILLO et P. STEUDLER, 2000. Long-term nitrogen additions and nitrogen saturation in two temperate forests. *Ecosystems*, 3: 238-253.
- MOAYERI, M., B. SIMPSON, P. ARP et N. FOSTER, 2001. Evaluating critical soil acidification loads and exceedances for tolerant hardwood stands at Turkey Lakes, Ontario. *Ecosystems*, 4: 555-567.
- MOORE, J.-D. et R. OUIMET, 2006. Ten-years effect of dolomitic lime on the nutrition, crown vigor and growth of sugar maple. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 1834-1841.
- MOORE, J.-D., L. DUCHESNE et R. OUIMET, 2008. Soil properties and maple-beech regeneration a decade after liming in a northern hardwood stand. *Forest Ecology and Management*, 255: 3460-3468.
- MOORE, J.-D. et D. HOULE, 2008. Tree and soil response to chronic nitrogen addition in a northern hardwood forest of Québec, Canada. *Environmental Monitoring and Assessment*, sous presse. DOI: 10.1007/s10661-008-0427-y
- OUIMET, R., et L. DUCHESNE, 2009. Dépôts atmosphériques dans les forêts au Québec: retombées actuelles et tendances au cours des 20 à 30 dernières années. *Naturaliste canadien*, 133 (1): 56-64.

Erratum

Dans notre article publié dans le *Naturaliste canadien*, volume 133, numéro 1, et intitulé « Améliorer la fertilité du sol et la régénération de l'érable à sucre par le chaulage », une erreur s'est glissée à l'avant dernière ligne de la première colonne de la page 54. On aurait dû lire « ... passant de 13 % dans les témoins à 3 %... ».

Jean-David Moore, Louis Duchesne et Rock Ouimet

La forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent et sa transformation (1820-2000): implications pour l'aménagement écosystémique

Yan Boucher, Dominique Arseneault, et Luc Sirois

Résumé

Pour la mise en œuvre d'un aménagement forestier écosystémique (AFÉ), les connaissances sur les caractéristiques des forêts naturelles ou « forêts préindustrielles » sont de première importance. L'objectif principal de cet article est de reconstituer, à partir de l'étude de billes de bois dravées et de cartographies forestières anciennes, les principales caractéristiques (structure, composition et organisation spatiale) de la forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent dans le but de 1) comprendre sa transformation depuis le début de son exploitation et de 2) définir les cibles pour la mise en œuvre de l'AFÉ. L'historique des pratiques forestières des deux derniers siècles a profondément transformé la forêt bas-laurentienne. Au début du XX^e siècle, la forêt préindustrielle était dominée par des peuplements de conifères (sapin, épinettes, thuya occidental) dont l'âge dépassait 100 ans et où les peuplements mixtes et feuillus occupaient moins de 40 % des paysages forestiers. Au cours du XX^e siècle, la matrice de vieilles forêts conifériennes a été progressivement érodée au profit des secteurs en régénération et des jeunes peuplements feuillus. Depuis le début de l'exploitation forestière régionale, un écart de plus en plus important s'est creusé entre les conditions forestières préindustrielles et actuelles, reflétant une gestion qui ne permet pas de retenir les principaux attributs des écosystèmes naturels. Nous suggérons que des pratiques sylvicoles plus diversifiées soient implantées pour favoriser les objectifs poursuivis par l'AFÉ et restaurer les principales caractéristiques des écosystèmes forestiers du Bas-Saint-Laurent.

Introduction

En Amérique du Nord et dans plusieurs autres régions du globe, la gestion forestière est progressivement passée d'un aménagement strictement orienté sur la production de matière ligneuse vers une gestion qui tient également compte de l'ensemble des composantes des écosystèmes forestiers, dont le maintien de la diversité biologique (Attiwill, 1994; Lindenmayer et Franklin, 2002). L'aménagement forestier écosystémique (AFÉ) est un concept qui fait actuellement l'objet d'un large consensus au sein de la communauté scientifique afin d'atteindre ces objectifs de conservation (Seymour et Hunter, 1999; Harvey et collab., 2002; Lindenmayer et Franklin, 2002). En 2004, une commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Arseneault et collab., 2004) a d'ailleurs recommandé que l'AFÉ soit au cœur des prochains plans généraux d'aménagement forestier. Le gouvernement du Québec a intégré cette recommandation dans son « livre vert », qui vise la réforme du régime forestier, en proposant que la vaste majorité des forêts du domaine de l'État soient aménagées selon une approche écosystémique (MRNFQ, 2008).

D'un point de vue pratique, l'AFÉ doit permettre de reproduire, par des stratégies d'aménagement (échelle du paysage) et des traitements sylvicoles (échelle du peuplement), les principales caractéristiques des écosystèmes rencontrés sous un régime de perturbations naturelles (Harvey et collab., 2002). Cette vision repose sur le fait que les organismes ont évolué sous un régime de perturbations depuis des millénaires et que le maintien des écosystèmes à l'intérieur de leurs limites de variabilité naturelle, sous un

régime d'aménagement forestier, est la meilleure assurance contre la perte de biodiversité (Landres et collab., 1999; Seymour et Hunter, 1999; Lindenmayer et Franklin, 2002).

Une question importante se pose alors aux aménagistes forestiers qui veulent implanter l'AFÉ dans les territoires, comme au Bas-Saint-Laurent, où il n'y a plus suffisamment de sites et de paysages qui pourraient servir de témoins naturels. Quelles étaient les principales caractéristiques des écosystèmes soumis à un régime de perturbations naturelles? On convient habituellement que les caractéristiques de structure et de composition de la forêt naturelle ou préindustrielle (c.-à-d. avant l'exploitation soutenue au début du XX^e siècle) sont des états de référence essentiels pour l'AFÉ (Landres et collab., 1999; Kuluuvuainen, 2002). L'objectif principal de cet article est de reconstituer, à partir de l'étude de billes de bois dravées et de cartographies forestières anciennes, les principales caractéristiques (structure, composition et organisation spatiale) de la forêt préindustrielle du Bas-Saint-Laurent dans le but de 1) comprendre sa transformation depuis le début de son exploitation et 2) aider à définir des cibles pour réaliser un AFÉ.

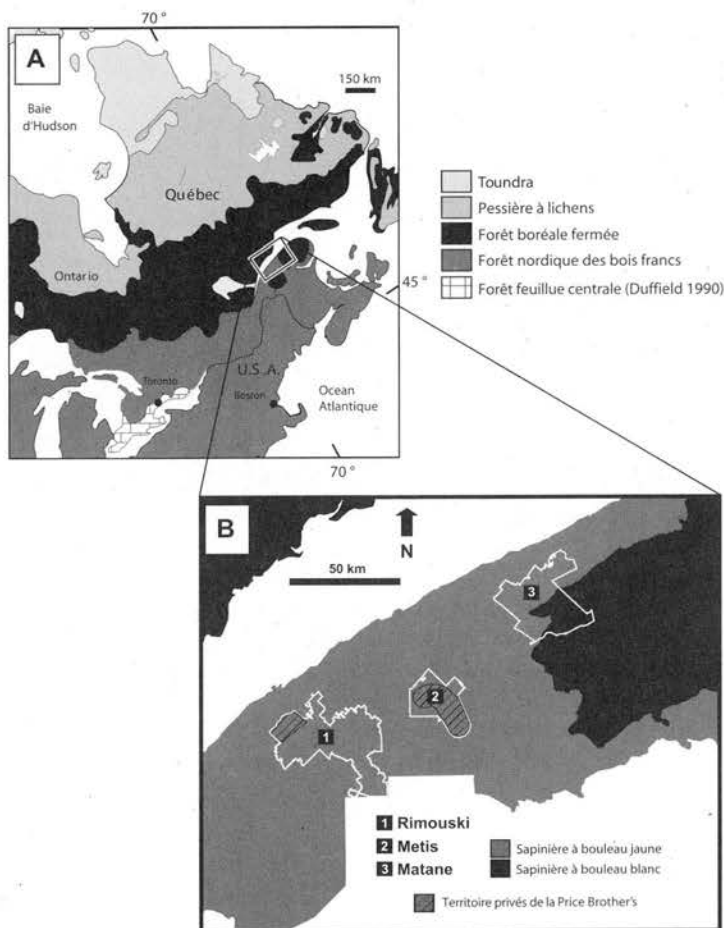
Yan Boucher, Ph. D., est biologiste (ex-doctorant et actuellement chercheur scientifique à la Direction de la recherche forestière du MRNF); Dominique Arseneault, Ph. D., est professeur en biologie à l'UQAR et Luc Sirois, Ph. D., est professeur en biologie à l'UQAR et directeur de la Chaire de recherche sur la Forêt habitée. Le premier auteur était étudiant au doctorat à la Chaire de recherche sur la Forêt habitée, les deux autres étant ses directeurs de recherche.

yan.boucher@mrnf.gouv.qc.ca

Méthodes

Région d'étude

Les trois paysages forestiers étudiés (Rimouski (1 170 km²), Métis (494 km²) et Matane (923 km²)) sont situés dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent (figure 1). D'après le système de classification écologique du Québec, cette région est localisée dans le faciès oriental du domaine la sapinière à bouleau jaune qui correspond à la section méridionale de la zone boréale (Grondin et collab., 1998). Cette région forestière marque la transition entre les vastes forêts de conifères du Nord et les forêts décidues que l'on trouve plus au sud. Le climat tempéré humide est caractérisé par une température moyenne annuelle de 3,1 °C et des précipitations annuelles moyennes de 929 mm dont 38 % tombent sous forme de neige (Robitaille et Saucier, 1998; Environment Canada, 2007). Les forêts sont majoritairement composées de sapin baumier (*Abies balsamea*), de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), d'érable à sucre (*Acer saccharum*), de bouleau à papier (*Betula papyrifera*), de peuplier faux-tremble (*Populus*



tremuloides) et de thuya occidental (*Thuja occidentalis*) (Robitaille et Saucier, 1998). Les essences liées aux feux telles que le pin gris (*Pinus banksiana*), le pin rouge (*Pinus resinosa*) et le pin blanc (*Pinus strobus*) sont rares (Robitaille et Saucier, 1998; Parisien et collab., 2004). Les territoires analysés correspondent aux limites bas-laurentiennes des concessions de la compagnie forestière Price Brother's Co. au XX^e siècle, lesquelles ont été l'objet d'une cartographie forestière détaillée en 1930.

Dynamique des perturbations naturelles

Au Bas-Saint-Laurent et dans les régions tempérées avoisinantes de l'est de l'Amérique du Nord, la dynamique des forêts préindustrielles était principalement contrôlée par les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) (*Choristoneura fumiferana*), les chablis et les trouées, plutôt que par les feux (Lorimer, 1977; Wein et Moore, 1977; Boulanger et Arseneault, 2004; Fraver et collab., 2007). Une recherche menée au Bas-Saint-Laurent indique qu'au cours des derniers 450 ans, l'intervalle de temps moyen entre les épidémies de TBE a été de 40 ans (Boulanger et Arseneault, 2004). Malgré le caractère récurrent des événements épidémiques qui agissent principalement dans les forêts dominées par le sapin et l'épinette blanche, leur sévérité est variable dans le temps et dans l'espace. La TBE tue notamment une proportion variable des arbres hôtes formant le couvert forestier dominant (MacLean, 1980; Morin, 1994; Bouchard et collab., 2006). La régénération préétablie de sapins et d'épinettes est habituellement épargnée, ce qui permet le retour de la sapinière initiale (Baskerville, 1975; Morin, 1994). En ce qui a trait à l'influence des feux sur la dynamique forestière, bien peu d'information est disponible avant la période de colonisation du territoire. On sait que depuis le début de la colonisation, au tournant du XIX^e siècle, des feux d'abattis ont brûlé d'importantes superficies forestières (Minville 1944; Fortin et collab., 1993). Par contre, l'influence récente (1952-1998) des feux est faible dans la région du Bas-Saint-Laurent avec un cycle de feux actuellement estimé à plus de 2 700 ans (Parisien et collab., 2004). Plusieurs éléments de la dynamique naturelle des forêts régionales demeurent toutefois à documenter.

Historique d'exploitation des forêts régionales

Depuis le début du XIX^e siècle, la région de l'est du Canada a enregistré de profondes transformations liées à l'exploitation forestière (Fortin et collab., 1993; Brisson et Bouchard, 2003; Mosseler et collab., 2003; Crête et Marzell, 2006). Les forêts de cette région, situées à proximité des marchés et des grandes voies navigables, représentaient des sources facilement accessibles d'approvisionnement en bois. L'établissement d'un important commerce du bois entre le Québec et la Grande-Bretagne au début du XIX^e siècle a contribué à l'arrivée massive des marchands de bois (Lower, 1973; Fortin et collab., 1993). À ce moment, l'exploitation

des forêts était surtout concentrée sur le bois de forte dimension (pins, épinette blanche (*Picea glauca*) et bois francs) qui approvisionnait l'industrie du sciage. Par la suite, l'essor important de l'industrie du sciage et des pâtes et papiers au début du XX^e siècle a contribué à l'exploitation massive des forêts (Guay, 1942). Dans la seconde moitié du XX^e siècle, la mécanisation a considérablement accéléré l'exploitation et la transformation des forêts de telle sorte, qu'actuellement, il n'existe pratiquement pas d'endroits inexploités.

L'écologie historique : reconstituer les forêts du passé

Dans le cas du territoire d'étude, la rareté des paysages vierges ou peu aménagés nous a forcés à recourir à des sources d'informations alternatives pour décrire les caractéristiques de la forêt préindustrielle et sa transformation sous l'influence des pratiques forestières. Plusieurs techniques du domaine de l'écologie historique permettent de reconstituer, à diverses échelles spatiales et temporelles, les écosystèmes forestiers du passé. Habituellement, les sources d'informations utilisées se divisent en deux grandes catégories. D'abord, on peut se baser sur les informations manuscrites et imprimées comme les photos aériennes et les cartes forestières (Kadmon et Harari-Kramer, 1999; Axelsson et Östlund, 2001), les inventaires forestiers (Jackson et collab., 2000; Andersson et Östlund, 2004), les archives d'arpentage (Siccama, 1971; Lorimer, 1977; Friedman et collab., 2001) et les actes notariés (Simard et Bouchard, 1996; Brisson et Bouchard, 2003). Ensuite, on peut utiliser les évidences biologiques retrouvées au sein des écosystèmes. L'étude des forêts vierges (Payette et collab., 1990; Frelich et Reich, 1995; Mast et collab., 1999), l'étude des arbres morts conservés dans les tourbières (Arseneault et Sirois, 2004) ou dans les milieux aquatiques et riverains (Guyette et Cole, 1999; Arseneault et collab., 2007), de même que les analyses du pollen et des sédiments lacustres (MacDonald et collab., 1991; Lindbladh et collab., 2000) sont autant de sources d'informations précieuses.

Analyse des cartes forestières anciennes (1930) et contemporaines (2000)

La structure et la composition des paysages forestiers préindustriels (1930) de même que les changements observés entre 1930 et 2000 ont été documentés à l'aide de cartes forestières élaborées à partir de photographies aériennes prises en 1930 et 1993 (tableau 1; figure 2). Les cartes de 1930, confectionnées par la Price Brother's Co., ont été numérisées en format vectoriel et géoréférencées avec le logiciel ArcGis 8.3

(ESRI, 2003). Les cartes de 1993, mises à jour en 2000, ont été acquises directement en format numérique et proviennent du troisième inventaire forestier décennal du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ, 2000a). La cartographie de 1930 présentait originalement cinq classes d'âge: 20-40 ans, 40-60 ans, 60-80 ans, 80-100 ans et > 100 ans. En plus, nous avons attribué la classe 0-20 ans aux territoires indiqués comme « récemment brûlés ». En 1930, les peuplements ayant déjà fait l'objet de coupes à diamètre limite au début du siècle appartenaient principalement à la classe 20-40 ans en association avec la mention « cut-over ». Dans la première moitié du siècle, l'exploitation des forêts régionales était dirigée essentiellement vers les conifères, où des coupes à diamètre limite étaient pratiquées afin d'approvisionner l'industrie régionale du sciage (Guay, 1939). Avant 1930, le diamètre minimal d'exploitation était de 25 cm et environ 350 tiges/ha de conifères de 10 à 25 cm de diamètre étaient conservées sur les parterres de coupe (Gérin et collab., 1944).

Tableau 1. Échelle et type de photographies aériennes employées dans la confection des cartes forestières.

Carte	Échelle et type de photos aériennes	Échelle de la carte	Taille minimale de l'unité cartographique	Source
1930	1:32 000; NB ¹	1:32 000	1 ha	Archives nationales du Québec à Chicoutimi, Fonds Price, Cartes et plans P666
2000	1:15 000; IR ¹	1:20 000	1 ha	Ministère des Ressources naturelles du Québec. 3 ^e inventaire décennal, 1993

1. NB: noir et blanc; IR: infra-rouge (fausses-couleurs).

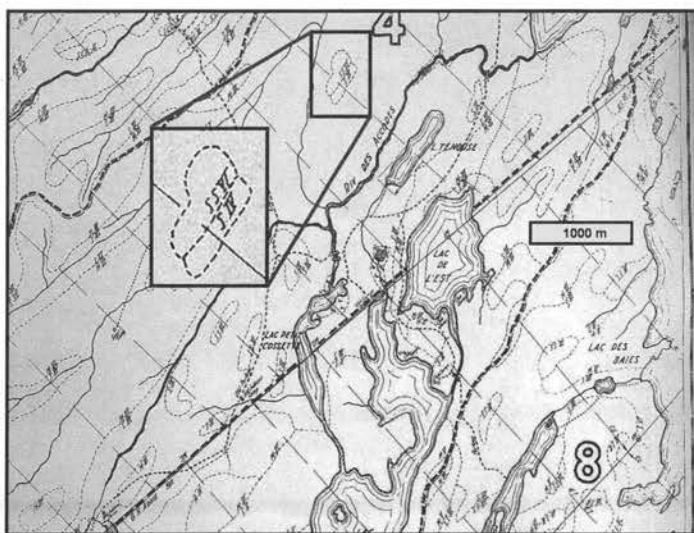


Figure 2. Carte forestière de la Price brother's Co. en 1930 aux alentours du lac Cossette dans le bassin versant de la rivière Rimouski. L'agrandissement présente la structure et la composition des peuplements. SSVI: SS: Swamp softwood, VI: 100 ans et +; SIV: S: Softwood, IV: 60-80 ans. Crédit: Archives nationales du Québec à Chicoutimi, fonds Price (P666).

De telles pratiques pourraient d'ailleurs expliquer pourquoi les peuplements, coupés au début du siècle, étaient toujours dominés par les conifères en 1930. Chacun des trois paysages de 1930 a été divisé en deux grandes catégories, selon la présence ou l'absence de coupes antérieures à 1930.

La carte de 1930 contenait également des informations sur la composition du couvert forestier. Les couverts dominés par les essences conifériennes (recouvrement conifériens > 75 %) et originellement désignés « softwood », « swamp softwood » ou « black spruce » ont été reclassifiés ici comme « conifériens ». Les couverts mixtes (> 25 % du couvert dominé par les conifères et > 25 % de feuillus) et feuillus (recouvrement de feuillus > 75 %) étaient également présentés sur la carte de 1930 et ont été considérés comme tels ici. Considérant l'impossibilité d'identifier la composition du couvert des jeunes forêts par photo-interprétation, les superficies de classe d'âge 0-20 ans des deux périodes ont été classifiées comme « surface en régénération R (10) ». Les classes d'âge (tableau 2) et les types de couverts de la carte de 2000 ont été reclassifiés afin de correspondre à ceux de 1930. Dans le texte qui suit, les termes « conifères », « mixtes » et « feuillus » réfèrent au type de couvert des peuplements forestiers.

Tableau 2. Correspondance entre les classes d'âge établies dans la présente étude et les classifications des cartes forestières produites en 1930 et 2000.

La présente étude	Carte 1930	Carte 2000
10 ans	Brûlis récent	Parterre de coupe, plantation, 10 ans
30 ans	20-40 ans	30 ans, 30-50* ans, 30-70* ans, jeune inéquien
50 ans	40-60 ans	50 ans, 50-90* ans
70 ans	60-80 ans	70, 70-30* ans, 70-50* ans
90 ans	80-100 ans	90 ans, 90-30* ans, 90-50* ans
100 ans +	>100 ans	120 ans, vieux inéquien

Un modèle numérique d'altitude a également été créé à partir de cartes hypsographiques à l'échelle 1 : 20 000 du ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ, 2000b) afin de documenter la relation entre l'altitude et la composition des forêts en 1930 et 2000. Dans le but d'évaluer les contraintes d'accessibilité liées au flottage du bois et à l'altitude, les superficies coupées pour chaque période ont aussi été compilées en fonction de l'altitude et de la distance minimale au réseau hydrographique principal, qui comprend les cours d'eau d'ordre 3 et plus de la classification de Strahler (1952).

Dendrochronologie : analyse des bois dravés au fond de la rivière Rimouski

Afin de mettre en relation l'exploitation forestière réalisée depuis le début du XIX^e siècle et les changements de végétation observés à l'échelle du paysage, nous avons

récolté des informations sur la composition et la période de vie des billots coulés au fond de la rivière Rimouski durant l'ère du flottage des bois (~ 1820-1970). Dans le cadre de cette étude, des « gisements » renfermant des billots ont été recherchés selon deux critères. Premièrement, ils devaient être situés dans la portion aval du bassin versant, en amont des principales usines ayant été en exploitation sur la rivière Rimouski au cours des deux derniers siècles. Deuxièmement, ils devaient se trouver dans un tronçon fluvial susceptible de favoriser l'accumulation d'un nombre important de billots pendant toute la période de drave. Un seul gisement présentant ces critères a été découvert et il correspond à un tronçon de rivière d'une superficie d'environ 4 ha, localisé dans la zone concave d'un large méandre. L'ensemble de la superficie a été ratissé à l'aide d'une sonde et tous les billots de bois déposés au fond de la rivière et arborant une marque de coupe (trait de scie ou entaille de hache) ont été récoltés à l'aide d'un crochet forestier et d'un tourne-bille (figure 3 a-c).

Les billots (n = 614) ont été amenés sur le rivage (figure 3d) où un disque transversal a été prélevé au diamètre maximum pour les analyses anatomiques et dendrochronologiques (figure 3e). Tous les disques ont été identifiés à l'espèce ou au genre en laboratoire en observant les structures

anatomiques d'un échantillon de bois (Hoadley, 1990). En considérant les espèces susceptibles d'être rencontrées dans la région d'étude, l'analyse anatomique a permis l'identification à l'espèce des spécimens de sapin baumier, de pin rouge, de pin blanc, de thuya occidental et de mélèze laricin (*Larix laricina*). Les épinettes (*Picea* spp.), les bouleaux (*Betula* spp.), les peupliers (*Populus* spp.) et les frênes (*Fraxinus* spp.) n'ont pu être identifiés à l'espèce et ont ainsi été regroupés au genre (Hoadley, 1990). Chaque disque a été séché puis sablé mécaniquement et la largeur des cernes a été mesurée à l'aide du logiciel OSM (Sciem, 2003). La datation des billots a été réalisée

grâce à des chronologies régionales. La présence du dernier cerne correspondant à l'année de mort (c.-a.-d. l'année d'abattage) de l'arbre (précision de ± 1 an) a été validée en examinant si la surface externe des échantillons était lisse ou érodée.

Résultats et Discussion

Analyse des cartes forestières historiques : structure, composition et organisation spatiale de la forêt préindustrielle

À l'échelle du paysage, la matrice de la forêt préindustrielle était dominée par des peuplements de conifères dont l'âge dépassait 100 ans. Les peuplements mixtes et feuillus couvraient environ 30 % et < 5 %, respectivement. En 1930, les portions non exploitées des paysages de Rimouski, Métis

et Matane étaient composées à plus de 75 % par des peuplements dont l'âge dépassait 100 ans (figure 4). Cette forte proportion de vieilles forêts a été observée malgré l'occurrence préalable d'une épidémie de tordeuse des bourgeons de l'épinette entre 1914 et 1923 (Boulanger et Arseneault, 2004). L'abondance de vieilles forêts observée en 1930 suggère que le régime des perturbations naturelles était dominé par des perturbations dites secondaires (chablis, épidémie d'insecte et trouées) plutôt que par des perturbations majeures comme les feux (Turner et collab., 1993; Lorimer et White, 2003). D'après nos données, on estime que le cycle des feux préindustriels devait être d'au moins 500 ans, tel qu'observé sur la Côte-Nord du Québec (Bouchard et collab., 2008). En ce qui concerne l'organisation spatiale, l'abondance relative des peuplements de conifères diminuait progressivement, des basses terres vers les sommets de collines où dominaient les peuplements mixtes et feuillus (figure 5). Le drainage d'air froid vers le fond des vallées, combiné à l'humidité accrue des sols, pourrait expliquer la prédominance des conifères dans les stations plus basses (Loucks, 1962; Barras et Kellman, 1998). Cette relation entre la topographie et la végétation semble avoir été considérablement altérée par l'historique d'exploitation forestière, car elle n'était plus visible en 2000.

Analyse des bois dravés retrouvés au fond de la rivière Rimouski

Parmi les 614 billots retirés du fond de la rivière, le sapin baumier représentait 63,7 % des spécimens, les épinettes 17,4 %, le pin rouge 14,7 % (figure 6), le pin blanc 2,6 %, le mélèze 0,7 % et le thuya occidental 0,5 %. L'ensemble des feuillus, comprenant les genres *Betula*, *Populus* et *Fraxinus*, comptait pour moins de 1 % des billots récoltés. Au total, on a pu déterminer, par dendrochronologie, la date d'abattage de 201 des 614 billots récoltés (32,7 %) dans un méandre de la rivière Rimouski (figure 7). Les années de coupe des spécimens datés s'étaient entre 1827 et 1967.

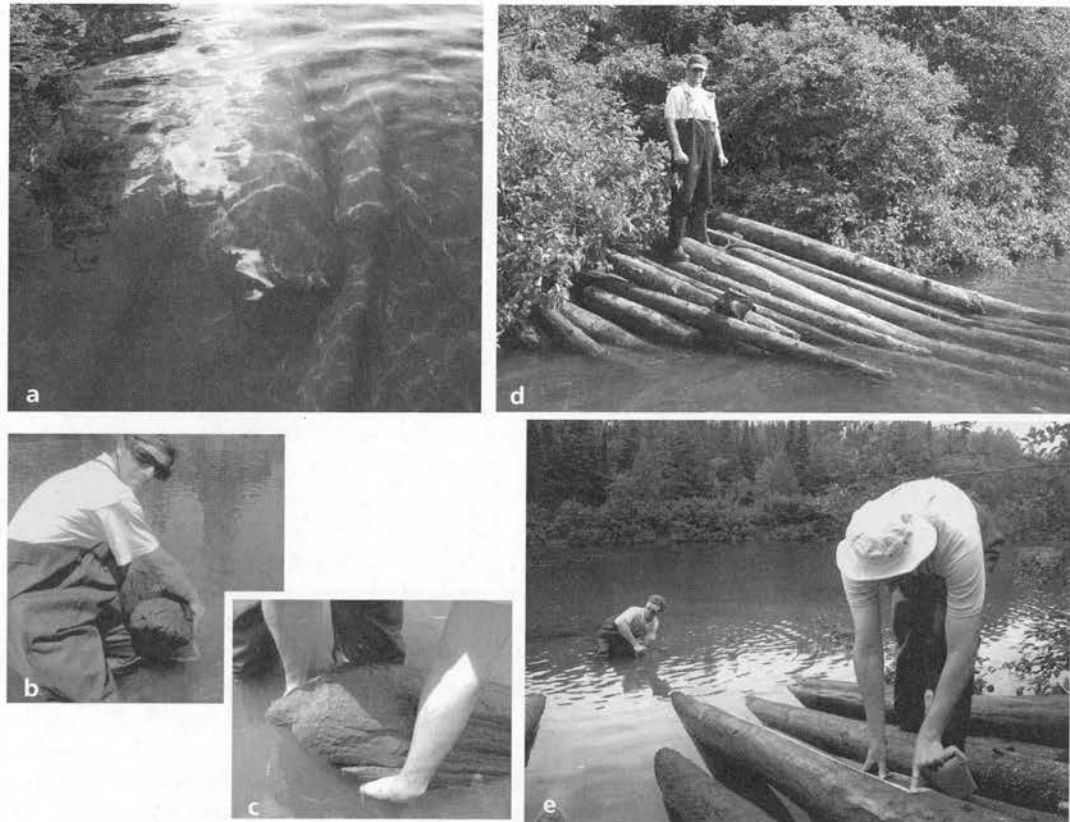


Figure 3. a) Site de récolte b) billots d'épinette blanche et de sapin à 1,5 m dans le fond de la rivière Rimouski c) récupération des billots à l'aide d'un crochet forestier d) entaille de hache permettant de confirmer l'origine de la mort de l'arbre et e) mesure des billots pour les analyses dendrochronologiques. Photos: Y. Boucher.

Transformation des forêts préindustrielles (1820-2000): trois phases distinctes

L'historique des pratiques forestières des deux derniers siècles a profondément marqué la structure et la composition des paysages forestiers régionaux. Depuis le début du XIX^e siècle, les forêts ont été exploitées selon une intensité qui s'est accrue avec le temps et nos données permettent de diviser l'historique d'exploitation et de transformation des forêts en trois phases.

La phase I (1820-1900): Exploitation sélective des forêts

La première phase d'exploitation correspond à l'époque de la coupe sélective des plus gros arbres, notamment les pins et les épinettes. Nos résultats indiquent d'ailleurs que les épinettes, le pin rouge et le pin blanc composaient plus de 84 % des 18 billots récoltés pour la période 1827-1900 (figure 7). Ces résultats sont en accord avec les pratiques forestières du XIX^e siècle où les pins (*P. resinosa*, *P. strobus*) et l'épinette blanche constituaient les principales espèces récoltées (Lower, 1973; Whitney, 1994). L'analyse des actes notariés de vente de bois (Y. Boucher, données non publiées)

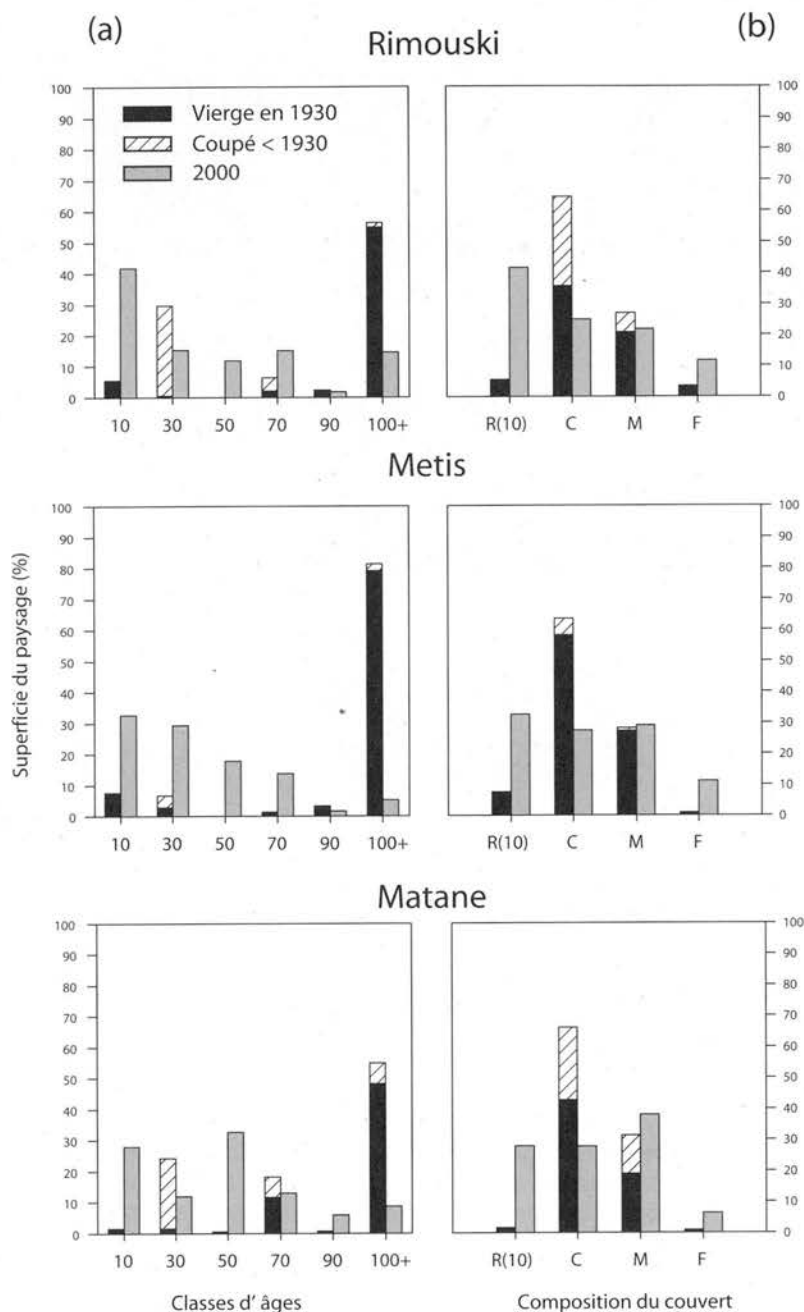


Figure 4. Abondance relative des classes d'âges (a) et des types de couverts (b) dans les paysages forestiers de Rimouski, Métis et Matane en 1930 et 2000. R(10) : surface en régénération dont la composition est indéterminée; C: conifère; M: mixte; F: feuillu (Tiré de Boucher et collab., 2009).

montre aussi qu'à cette époque le pin rouge constituait une part importante des arbres exploités aux abords de la rivière Rimouski. Par exemple, dans la seule année de 1829, la livraison de 28 000 billots de pins (~ 75 % de pin rouge) a été convenue aux abords de la rivière Rimouski. Le faible nombre de billots datés au XIX^e siècle est probablement attribuable à la capacité industrielle plus réduite qu'au XX^e siècle et au fait que la drave limitait les exploitations aux abords du réseau hydrographique (Lower, 1973). Le mode d'exploitation au XIX^e siècle suggère ainsi que les modifications de la mosaïque

forestière aient été relativement mineures et spatialement restreintes bien que d'importants volumes de pins et d'épinettes spp. semblent avoir été prélevés dans la forêt vierge.

**La phase II (1901-1960):
Essor de l'industrie du sciage et
des pâtes et papiers**

À partir du début du XX^e siècle, on a assisté à une transformation progressive et de plus en plus sévère des forêts régionales. Lors de la deuxième phase (1901-1960), l'essor de l'industrie du sciage et des pâtes et papiers a favorisé l'implantation de nouvelles usines (figure 7, partie 2) qui ont conduit progressivement à l'exploitation de l'ensemble des espèces de conifères, et particulièrement le sapin baumier qui était, d'après les inventaires nationaux réalisés en 1938, l'espèce la plus abondante du territoire (Guay, 1939). Par exemple dans Rimouski, l'exploitation industrielle intensive a débuté avec la construction du moulin à scie (1901) et de la pulperie (1903) (Fortin et collab., 1993). En plus d'une accélération du niveau des coupes, la proportion relative des espèces exploitées a changé radicalement au XX^e siècle. En effet, d'une industrie où les pins et l'épinette dominaient les volumes récoltés au XIX^e siècle, c'est le sapin baumier, qui a été le plus fortement exploité au XX^e siècle, des changements qui se reflètent dans la composition des bois dravés échantillonnés au fond de la rivière Rimouski (figure 7). Bien que l'industrie forestière du Bas-Saint-Laurent ait été l'une des plus importantes de l'est du Canada, les coupes forestières étaient, à cette période, encore restreintes dans les basses terres aux abords du réseau hydrographique (figure 8) où la drave et le débardage aisé des billots facilitaient le transport des bois de la forêt aux moulins à scie, localisés aux embouchures des rivières. À ce moment, d'importantes superficies forestières moins accessibles n'avaient toujours pas été exploitées. Les coupes sélectives étaient réalisées en hiver et visaient presque exclusivement les conifères d'un diamètre supérieur à 25 cm avant 1930, et supérieur à 15-20 cm pour la période 1930-1945 (Gérin et collab., 1944).

**La phase III (1960-2000):
Les coupes totales et la
mécanisation de la récolte**

La troisième phase d'exploitation des forêts régionales (1960-2000), qui a suivi la drave, correspond à l'avènement de la mécanisation de la récolte forestière et à des traitements sylvicoles beaucoup plus sévères que les coupes sélectives pratiquées antérieurement. Les coupes totales dorénavant réalisées durant toute l'année tant dans les peuplements conifériens que feuillus ont eu des répercussions profondes sur la structure d'âge et la composition des paysages forestiers régionaux.

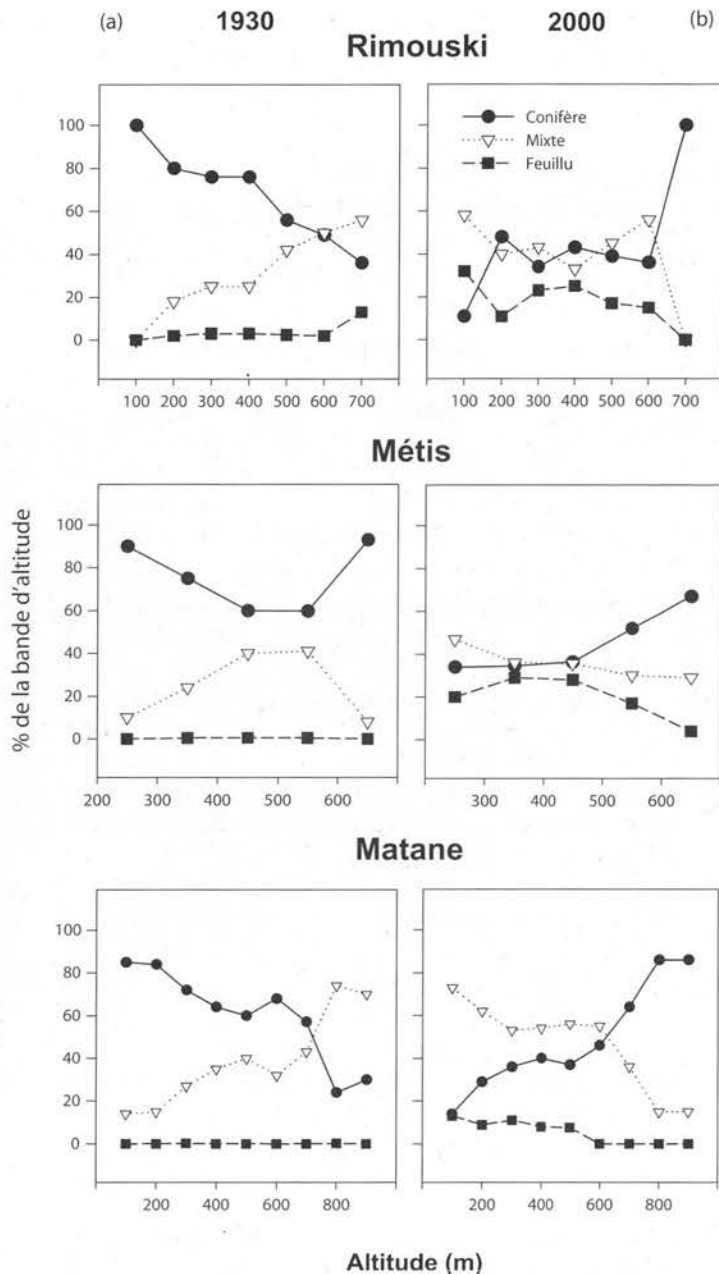


Figure 5. Abondance des types de couverts en fonction de l'altitude dans les paysages forestiers de Rimouski, Métis et Matane en 1930 (a) et 2000 (b).

La structure d'âge des forêts dans les trois paysages étudiés a été inversée sous l'influence des coupes industrielles du XX^e siècle, passant d'une dominance (75 %) de forêts de plus de 100 ans pour les territoires vierges en 1930, vers une dominance de jeunes forêts en 2000. En ce qui concerne la composition des peuplements, en visant les conifères, les coupes du XX^e siècle ont réduit leur abondance au profit des jeunes peuplements composés d'essences feuillues pionnières ou opportunistes. Le bouleau blanc, l'érable rouge, le peuplier faux-tremble et l'érable à sucre sont probablement les espèces qui ont affiché les plus fortes hausses d'abondance alors que le sapin baumier, l'épinette blanche, le pin rouge et le thuya occidental sont probablement celles qui ont subi



Figure 6. Une des dernières reliques de pinèdes rouges bas-laurentiennes dans le secteur Macpès-Duchénier, bassin versant de la rivière Rimouski. L'exploitation systématique et la difficulté de régénération de l'espèce en l'absence de feux ont amené sa raréfaction à l'échelle des paysages.

les plus fortes baisses entre 1930 et maintenant (Boucher et collab., 2006; Archambault et collab., 2006). D'autres facteurs peuvent avoir contribué à la diminution de l'abondance des conifères. Premièrement, depuis environ 1960, les coupes totales sont pratiquées toute l'année et le déplacement de la machinerie provoque la destruction d'une partie de la régénération coniférienne préétablie (Harvey et Bergeron, 1989). Deuxièmement, les parterres de coupe nouvellement créés constituent des sites riches où s'établissent rapidement les feuillus intolérants à l'ombre qui compétitionnent avantageusement les conifères (Carleton et MacLellan, 1994; Gutsell et Johnson, 2002). Déjà en 1922, la dynamique d'enfeuillement était constatée dans la région par l'ingénieur forestier W.E. Wiley de l'Université Oxford chargé par la Price Brother's Co. de publier un rapport (Wiley, 1922) sur l'état des concessions forestières de la compagnie. Il écrit :

The system which has been practiced on your limits is essentially dysgenic. The result has been that those forests which were at one time chiefly filled with white pine and white spruce came to contain only white spruce and balsam, later balsam and birch, and now in many cases, only birch and other useless trees.

Dans certaines portions du territoire, comme à l'intérieur de la Seigneurie Nicolas-Riou, une prolifération du bouleau à papier, de l'érable à sucre, de l'érable rouge et du peuplier faux-tremble a été observée à la suite des coupes

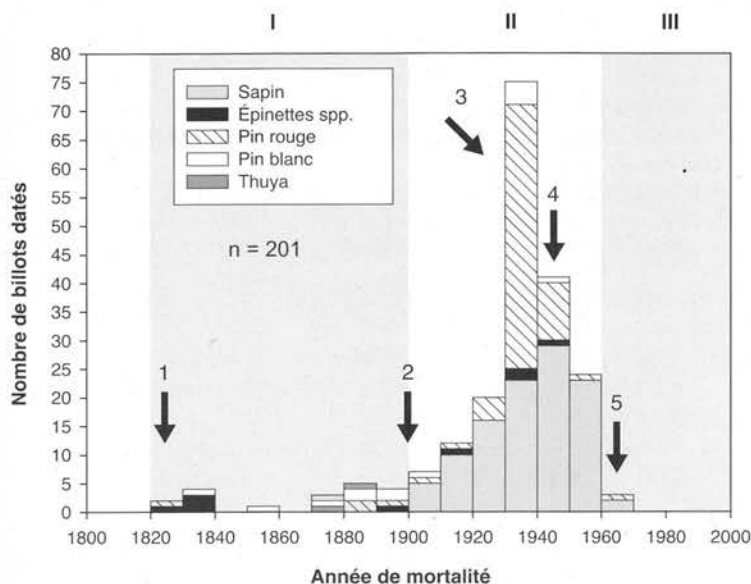


Figure 7. Année de récolte des billots trouvés au fond de la rivière Rimouski durant les trois phases d'exploitation forestière (I-II-III). Les chiffres (1 à 5) indiquent les événements historiques qui se sont déroulés pendant les trois phases d'exploitation régionale. (1): début de l'exploitation forestière régionale (construction du premier moulin en 1826), (2): construction des moulins industriels (1901 (scierie) et 1903 (moulin à pâte)), (3): le moulin de la rivière Rimouski est l'un des plus importants de l'est de l'Amérique du Nord, (4): essor du transport du bois par camion (5): fermeture du moulin (1964) et abandon de la drave sur la rivière Rimouski.

répétées qui visaient la récolte des conifères (Boucher et collab., 2006). Dans certains territoires, comme dans le bassin versant de la rivière Rimouski, les coupes de récupération lors de la dernière épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette (1975-1990) ont aussi favorisé l'implantation de vastes plantations d'épinette noire, d'épinette blanche et d'épinette de Norvège (*Picea abies*).

Implications de cette étude dans la mise en oeuvre de l'AFÉ au Bas-Saint-Laurent

Cette étude a permis d'évaluer que des écarts importants existent entre la forêt actuelle et la forêt préindustrielle. D'après nos résultats, nous pouvons convenir de deux enjeux écologiques majeurs relatifs à la forêt du Bas-Saint-Laurent; un premier enjeu lié au rajeunissement généralisé des paysages et à ses conséquences sur la structure interne des peuplements qui est habituellement plus complexe (c'est-à-dire irrégulière et inéquienne), et un second enjeu lié à la diminution d'abondance des conifères au profit des feuillus.

Les pratiques sylvicoles passées n'ont pu maintenir la structure et la composition des forêts naturelles, ce qui a probablement amené des conséquences sur le maintien des habitats de la faune et de la flore. Dans un contexte d'AFÉ, la foresterie devra innover pour développer des stratégies et des traitements sylvicoles qui s'inspirent de l'impact des perturbations naturelles et des écosystèmes qu'elles façonnaient. Des traitements sylvicoles plus diversifiés (coupes progressi-

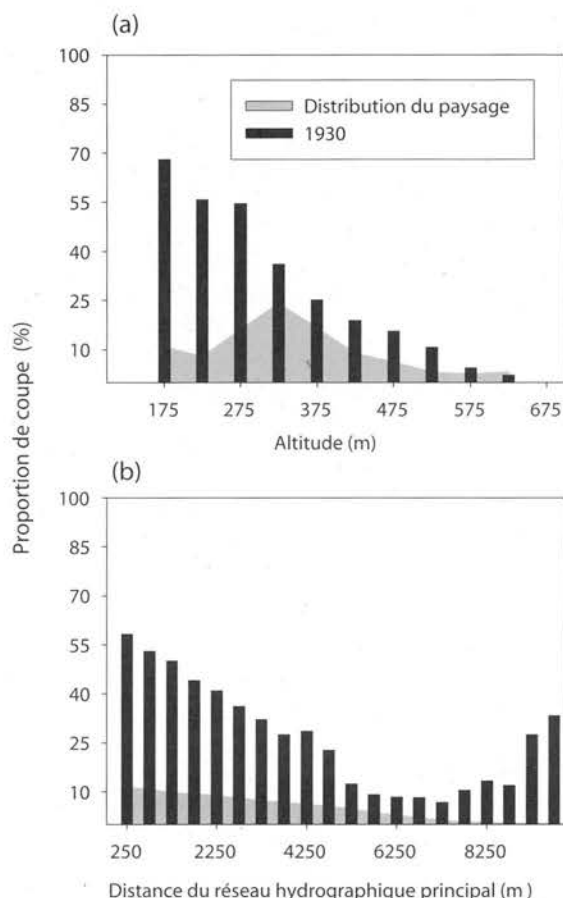


Figure 8. Proportion du territoire forestier de Matane coupé en 1930 en fonction de l'altitude (a) et de la distance au réseau hydrographique principal (b).

ves irrégulières, jardinage) visant la restauration de structures forestières plus complexes et le maintien à plus long terme des essences longévives compagnes du sapin baumier (épinette blanche, thuya occidental et bouleau jaune) devraient être favorisés. Pour ce qui est des enjeux de composition, les pratiques devront 1) s'inspirer davantage des assemblages d'espèces de l'époque préindustrielle et 2) de leur répartition en fonction de l'altitude (position topographique) et 3) éviter l'implantation massive de vastes forêts dominées par des plantations d'épinettes au sein des sapinières. L'enrichissement de la régénération naturelle par regarni serait un traitement facilement applicable à l'échelle du peuplement pour favoriser les espèces raréfiées et demandant des lits de germination spécifiques, comme l'épinette blanche, le thuya, le pin rouge et le pin blanc. Il faut poursuivre les recherches sur la structure et la composition des forêts préindustrielles et recourir à des sources de données supplémentaires, comme les inventaires anciens et les archives de l'arpentage primitif (MERQ, 1982), pour mieux préciser l'abondance des espèces à l'époque préindustrielle. Il faudra également que les états de référence définis à partir des portraits de forêts préindustrielles soient modulés afin d'incorporer l'impact des changements climatiques présents et à venir.

Remerciements

Nous remercions F. Boulianne, A. Caron et A. Kervella pour leur aide lors de la numérisation des cartes, P. Morin pour l'assistance informatique ainsi que L. Côté du MRNF pour les informations concernant l'histoire du territoire. Ce document est la synthèse des travaux de doctorat de Yan Boucher, qui ont été financés par la Chaire de recherche sur la Forêt habitée de l'Université du Québec à Rimouski (CRFH-UQAR), la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent, le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT), le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et l'UQAR (programme FUQAR). Le premier auteur a été supporté financièrement par le programme de bourse en milieu de pratique du FQRNT en association avec la Forêt modèle du Bas-Saint-Laurent. Cet article est dédié à un passionné de la forêt, M. Albert Mailly. ◀

Références

- ANDERSSON, R. et L. ÖSTLUND, 2004. Spatial patterns, density changes and implications on biodiversity for old trees in the boreal landscape of northern Sweden. *Biological Conservation*, 118: 443-453.
- ARCHAMBAULT, L., C. DELISLE, G. LAROCQUE, L. SIROIS et P. BELLEAU, 2006. Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir – yellow birch stands of the Lower St. Lawrence region, Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2745-2755.
- ARSENAULT J., E. BAUCE, J.T. BERNARD, A. BOUCHARD, G. COULOMBE, J. HUOT, M.A. LIBOIRON et G. SZARAZ, 2004. Commission sur la gestion de la forêt publique québécoise. Québec, Québec. Disponible en ligne à : commission-foret.qc.ca/membres.htm. [Visité le 09.05.25].
- ARSENAULT, D., É. BOUCHER et É. BOUCHON, 2007. Asynchronous forest-stream coupling in a fire-prone boreal landscape: insights from woody debris. *Journal of Ecology*, 95: 789-801.
- ARSENAULT, D. et L. SIROIS, 2004. The millennial dynamics of a boreal forest stand from buried trees. *Journal of Ecology*, 92: 490-504.
- ATTIWILL, P.M., 1994. The disturbance of forest ecosystems - the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*, 63: 247-300.
- AXELSSON, A.L. et L. ÖSTLUND, 2001. Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management*, 147: 109-122.
- BARRAS, N. et M. KELLMAN, 1998. The supply of regeneration micro-sites and segregation of tree species in a hardwood/boreal forest transition zone. *Journal of Biogeography*, 25: 871-881.
- BASKERVILLE, G.L., 1975. Spruce budworm - super sylviculturist. *The Forestry Chronicle*, 51: 4-6.
- Bouchard, M., Pothier, D. et S. Gauthier. 2008. Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 1621-1633.
- BOUCHARD, M., D. KNEESHAW et Y. BERGERON, 2006. Forest landscape composition and structure after successive spruce budworm outbreaks. *Ecology*, 87: 2319-2329.
- BOUCHER, Y., D. ARSENAULT, L. SIROIS et L. BLAIS. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology*, 24: 171-184.
- BOUCHER, Y., D. ARSENAULT et L. SIROIS, 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a pre-industrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, Eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 505-517.
- BOULANGER, Y. et D. ARSENAULT, 2004. Spruce budworm outbreaks in eastern Quebec over the last 450 years. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1035-1043.
- BRISSON, J. et A. BOUCHARD, 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Quebec, Canada. *Écoscience*, 10: 236-246.
- CARLETON, T.J. et P. MACLELLAN, 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience*, 1: 141-152.
- CRÊTE, M. et L. MARZELL, 2006. Évolution des forêts québécoises au regard des communautés fauniques : analyse des grandes tendances sur trois décennies. *Forestry Chronicle*, 82: 368-382.
- ENVIRONMENT CANADA, 2007. Canadian climate normals or averages 1971-2000. Meteorological Service of Canada. Disponible à : msc.ec.gc.ca/climate/climate_normals [Visité le 07.04.16].
- ESRI, 2003. ArcGis 8.3. User's manual. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, California.
- FORTIN, J.-C., A. LECHASSEUR, Y. MORIN, F. HARVEY, J. LEMAY et Y. TREMBLAY, 1993. Histoire du Bas-Saint-Laurent. Institut québécois de recherche sur la culture, Québec, Québec.
- FRAVER, S., R.S., SEYMOUR, J.H. SPEER et A.S. WHITE, 2007. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm outbreaks in northern Maine, USA. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 523-529.
- FRELICH, L.E. et P.B. REICH, 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern boreal forest. *Ecological Monograph*, 65: 325-346.
- FRIEDMAN, S.K., P.B. REICH et L.E. FRELICH, 2001. Multiple scale composition and spatial distribution patterns of the northeastern Minnesota forest. *Journal of Ecology*, 89: 538-554.
- GÉRIN, M., R. GOSSÉLIN et J. PLÉAU, 1944. Étude des plans d'aménagement de Price Brothers pour les concessions de Rimouski, Métis et Matane. Price Brothers Co., Rimouski.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1998. Rapport de classification écologique : sapinière à bouleau jaune de l'Est. Rapport # RN99-3046. Direction des inventaires forestiers. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec.
- GUAY, J.-E., 1939. *Rapport préliminaire, inventaire forestier régional des comtés de Matapédia, Matane, Rimouski*, 1938. Ministère des Affaires municipales, de l'Industrie et du Commerce, Québec.
- GUAY, J.-E., 1942. Inventaire des ressources naturelles du comté municipal de Rimouski, section forestière. Ministère de l'Industrie et du Commerce et ministère des Terres et Forêts, de la Chasse et de la Pêche du Québec, Québec.
- GUTSELL, S.L., et E.A. JOHNSON, 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implications for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology*, 90: 153-166.
- GUYETTE, R. P. et W.G. COLE, 1999. Age characteristics of coarse woody debris (*Pinus strobus*) in a lake littoral zone. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 56: 496-505.
- HARVEY, B.D. et Y. BERGERON, 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in Northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 1458-1469.
- HARVEY, B.D., A. LEDUC, S. GAUTHIER et Y. BERGERON, 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 155: 369-385.
- HOADLEY, R.B., 1990. Identifying wood: accurate results with simple tools. Taunton Press, Newtown, CT.
- JACKSON, S.M., F. PINTO, J.R. MALCOLM et E.R. WILSON, 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 605-612.
- KADMON, R. et R. HARARI-KREMER, 1999. Studying long-term vegetation dynamics using digital processing of historical aerial photographs. *Remote Sensing of Environment*, 68: 164-176.

- KUULUVAINEN, T., 2002. Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, 36: 97-125.
- LANDRES, P.B., P. MORGAN et F.J. SWANSON, 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications*, 9: 1179-1188.
- LINDBLADH M., R.H.W. BRADSHAW et B. HOLMQVIST, 2000. Pattern and process in south Swedish forests during the last 3000 years sensed at stand and regional scales. *Journal of Ecology*, 88: 113-128.
- LINDENMAYER, D.B. et J.F. FRANKLIN, 2002. *Conserving forest biodiversity*. Island Press, Washington, DC.
- LORIMER, C.G., 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology*, 58: 139-148.
- LORIMER, C.G. et A. WHITE, 2003. Scale and frequency of natural disturbances in the northeastern US: implications for early successional forest habitats and regional age distributions. *Forest Ecology and Management*, 185: 41-64.
- LOUCKS, O.L., 1962. Ordinating forest communities by means of environmental factors and phytosociological indices. *Ecological Monographs*, 32: 137-166.
- LOWER, R.M., 1973. Great Britain's woodyard. *British America and the timber trade, 1763-1867*. McGill-Queen's University Press, Montréal.
- MACDONALD, G.M., C.P.S. LARSEN, J.M. SZEICZ et K.A. MOSER, 1991. The reconstruction of boreal forest fire history from lake sediments: a comparison of charcoal, pollen, sedimentological and geochemical indices. *Quaternary Science Reviews*, 10: 53-71.
- MACLEAN, D.A., 1980. Vulnerability of fir-spruce stands during uncontrolled spruce budworm outbreaks: a review and discussion. *Forestry Chronicle*, 56: 213-221.
- MAST, J.N., P.Z. FULÉ, M.M. MOORE, W.W. COVINGTON et A.E. WALTZ, 1999. Restoration of presettlement age structure of an Arizona ponderosa pine forest. *Ecological Applications*, 9: 228-239.
- MERQ, 1982. *L'arpentage primitif: plus de 350 ans d'histoire*. Québec, 12 p.
- MINVILLE, E., 1944. *La forêt*. Fides, Montréal.
- MORIN, H., 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 24: 730-741.
- MOSSER, A., A. LYNDY et J.E. MAJOR, 2003. Old-growth forests of the Acadian forest region. *Environmental Review*, 11: 547-577.
- MRNQ, 2000a. *Système d'information écoforestier 3^e inventaire décennal (SIEF)*. Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec, 16 p.
- MRNQ, 2000b. *Carte topographique numérique du Québec 1/20 000*. Photocartotheque québécoise, Québec.
- MRNFQ, 2008. *La forêt, pour construire le Québec de demain*. Gouvernement du Québec, Québec, 72 p.
- ÖSTLUND, L., O. ZACKRISSON et A.L. AXELSSON, 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1198-1206.
- PARISIEN, M-A, L. SIROIS et M. BABEAU, 2004. Distribution and dynamics of jack pine at its longitudinal range limits in Quebec. Dans: Engstrom, R.T., K.E.M. Galley et W.J. de Groot, (édit.). *Compte-rendu du 22^e Tall Timbers Fire Ecology Conference: Fire in Temperate, Boreal and Montane Ecosystems*, 15-18 octobre, 2001, Kananaskis, Alberta. Tall Timbers Research Station, Tallahassee, Florida, p. 247-257.
- PAYETTE, S., L. FILLION et A. DELWAIDE, 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from ring patterns: The Tantaré ecological reserve, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 20: 1228-1241.
- ROBITAILLE, A., et J.P. SAUCIER, 1998. *Paysages régionaux du Québec méridional*. Direction de la gestion des stocks forestiers et Direction des relations publiques, Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Les publications du Québec, Québec.
- SCIEM, 2003. *PAST 4*. User manual. Vienna.
- SEYMOUR, R.S. et M.L. HUNTER, 1999. Principles of ecological forestry. Dans: Hunter, M.L. Jr. (édit.). *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK., p. 22-61.
- SICCAMA, T.G., 1971. Presettlement and present forest vegetation in northern Vermont with special reference to Chittenden County. *American Midland Naturalist*, 85: 153-72.
- SIMARD, H. et A. BOUCHARD, 1996. The precolonial 19th century forest of the Upper St. Lawrence Region of Quebec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research*, 26: 1670-1676.
- STRAHLER, A.N., 1952. Dynamic basis of geomorphology. *Geological Society of America Bulletin*, 63: 923-938.
- TURNER, M.G., W.H., ROMME, R.H. GARDNER, R.V. O'NEILL et T.K. KRATZ, 1993. A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*, 8: 213-227.
- WEIN, R.W. et J.M. MOORE, 1977. Fire history and rotations in the New Brunswick Acadian Forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 7: 285-294.
- WHILEY, W.E., 1922. *Reports on the limits of Mrs. Price Brothers & Company*. Confidential. Printed for private circulation only. Oxford, School of Forestry, London.
- WHITNEY, G.G., 1994. *From coastal wilderness to fruited plain. A history of environmental change in temperate North America from 1500 to the present*. Cambridge University Press, Cambridge.



Tél.: (418) 663-2191
Télé.: (418) 663-7019
Sans frais: 1-800-501-8278
Cell: (418) 571-2445

Serge Lavoie C.G.A. inc.

Cabinet d'expert-comptable
Serge Lavoie CGA
expert comptable

2390, boul. Louis XIV
Québec (Qc) G1C 5Y8

carole@sergelavoiecg.com



Desjardins
Caisse populaire
du Piémont Laurentien

2 places d'affaires pour mieux vous servir :

1638, rue Notre-Dame
L'Ancienne-Lorette Qc G2E 3B6

1095, boul. Pie-XI Nord
Québec Qc G3K 2S7

Un seul numéro : 418 872-1445

Poissons connus et méconnus des fonds marins du Saint-Laurent

J.-D. Dutil, C. Nozères, P.-M. Scallon-Chouinard, L. Van Guelpen,
D. Bernier, S. Proulx, R. Miller, C. Savenkoff

Résumé

Des relevés effectués au moyen de chaluts benthiques entre 2004 et 2008 dans le bas Saguenay, l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent ont permis d'identifier à l'espèce plus d'un million de poissons. Les captures ont été largement dominées par quatre espèces de prédateurs d'intérêt commercial : le flétan du Groenland, deux espèces de sébaste et la morue franche, mais on a dénombré plus d'une centaine d'espèces dont la moitié peuvent être considérées rares sur les fonds chalutés. Les espèces les plus abondantes dans les captures étaient également celles qui furent répertoriées dans une plus forte proportion des stations échantillonnées. Les espèces inusitées possèdent une distribution soit boréale, soit méridionale, et fréquentent généralement le plateau continental ou même le talus continental au-dessus de la plaine abyssale dans l'Atlantique. Les données issues de ces relevés ne fournissent qu'une vision partielle des communautés de poissons dans le Saint-Laurent : les poissons pélagiques et estuariens étaient mal représentés dans nos échantillons, les fonds rocheux ou escarpés n'étant généralement pas chalutables. Ce vaste territoire d'environ 150 000 km² est peuplé d'une faune variée. Certains poissons sont communs, d'autres représentent des visiteurs occasionnels en provenance des profondeurs de l'Atlantique, mais tous sont fascinants. Encore aujourd'hui, l'écologie d'un grand nombre de ces espèces reste mal connue.

Introduction

L'océan est vaste et semble sans limites à l'œil humain. Il cache pourtant un relief sous-marin recouvert de masses d'eau qui diffèrent par leur composition et les conditions environnementales qui y règnent. Cette variabilité s'exprime verticalement, les masses d'eau dont la densité diffère ne se mélangeant pas nécessairement. Elle se manifeste également horizontalement, selon le climat et la latitude, mais aussi selon la provenance et la direction des courants marins. Décrire les communautés de poissons qui fréquentent un secteur géographique comme l'estuaire ou le golfe du Saint-Laurent pose donc plusieurs défis. Par exemple, les poissons peuvent être associés à une masse d'eau et se déplacer avec elle plutôt qu'être fidèles à un site particulier. D'autres espèces au contraire peuvent être sédentaires, mais fréquenter des habitats très particuliers, difficiles à échantillonner, ou se déplacer vers la surface la nuit pour se réfugier en profondeur le jour. Comme de nombreuses espèces d'oiseaux enfin, plusieurs poissons font des migrations saisonnières de plus ou moins grande envergure entre le milieu côtier et le large, entre le golfe du Saint-Laurent et l'océan Atlantique.

Plusieurs espèces de poissons marins ont fait l'objet d'une pêche commerciale dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Des moyens considérables ont été mis à la disposition des scientifiques pour en estimer et en prévoir l'abondance, mais peu d'études récentes ont porté sur la description des communautés de poissons, et en particulier sur la biologie d'un grand nombre d'espèces pour lesquelles il n'existe pas de pêche déclarée ou réglementée. Les premiers efforts pour inventorier la faune des eaux marines bordant le Québec remontent à la Station biologique du Saint-Laurent

de Trois-Pistoles et à ceux de la Station de biologie marine de Grande-Rivière. Ils se sont poursuivis avec le travail des universités et des ministères fédéraux et provinciaux, l'accent étant mis progressivement davantage sur les processus fondamentaux qui régissent la productivité de ce milieu complexe, de sorte qu'une grande partie de nos connaissances sur la distribution de plusieurs espèces de poissons provient encore aujourd'hui uniquement des ouvrages de pionniers tels que Bergeron, Drainville, Legendre, McAllister ou Vladykov (Bergeron, 1960; Vladykov et McAllister, 1961; Legendre et collab., 1964; Drainville, 1970). Leim et Scott (1966), puis Scott et Scott (1988), ont résumé les connaissances disponibles sur les poissons marins de la côte atlantique, incluant le golfe du Saint-Laurent, mais il n'existe aucune source unique à jour décrivant à la fois la présence et l'abondance relative des poissons marins dans le Saint-Laurent.

À l'exception de L. Van Guelpen, biologiste oeuvrant à The Huntsman Marine Science Centre de St. Andrews au Nouveau-Brunswick, les auteurs travaillent pour Pêches et Océans Canada, à l'Institut Maurice-Lamontagne de Mont-Joli. L'auteur principal, Jean-Denis Dutil a fait carrière à Pêches et Océans Canada à titre de chercheur scientifique, chef des sections de l'aquaculture puis de la biologie expérimentale, et directeur scientifique du Centre d'expertise sur les impacts de l'hydroélectricité sur le poisson et l'habitat du poisson. Spécialiste dans les domaines de la physiologie, de l'écologie et de la bioénergétique des poissons, il est l'auteur de plus de cent-trente ouvrages publiés. Ses recherches actuelles portent sur la productivité des espèces et des communautés de poissons des milieux côtiers et démersaux.

jean-denis.dutil@dfo-mpo.gc.ca

Dans un contexte où les préceptes « sauvegarder la biodiversité animale, rétablir les espèces en péril et favoriser la santé des écosystèmes » sont devenus des principes moteurs de gestion des ressources naturelles, notre équipe a entrepris de mettre à jour les connaissances sur la composition et la distribution des communautés de poissons dans les eaux salées du Saint-Laurent (Dutil et collab., 2006; Scallion-Chouinard et collab., 2007). Qui plus est, cette connaissance des communautés s'avère essentielle pour l'analyse des impacts des projets en milieu marin. Dans le présent article, nous examinons les données recueillies lors de relevés effectués entre 2004 et 2008 dans le fjord du Saguenay, l'estuaire maritime et la partie nord du golfe du Saint-Laurent. Nous décrivons sommairement la composition des communautés en indiquant comment notre perception de l'abondance de certaines espèces peut être différente selon que l'on est dans la zone côtière ou la zone hauturière. Nous portons une attention particulière à ces espèces marines rares qui fréquentent le Saint-Laurent et qui soulèvent des questions sur la dynamique des échanges entre cette mer intérieure et le milieu océanique.

Matériel et méthodes

La zone d'étude comprend le fjord du Saguenay en aval de la baie Sainte-Marguerite, l'estuaire maritime entre l'embouchure du Saguenay et Pointe-des-Monts, et le nord du golfe du Saint-Laurent, soit la partie située au nord de la péninsule gaspésienne et de l'isobathe de 200 m au sud du chenal laurentien, jusqu'à l'île Belle-Isle dans le détroit de Belle-Isle (figure 1). Deux sources de données ont été utilisées, les relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond (relevés d'abondance) et les relevés d'inventaire, effectués par le ministère des Pêches et des Océans entre 2004 et 2008. Les relevés d'abondance ont eu lieu en août à bord du NGCC *Teleost*, un chalutier de haute mer de 63 m qui utilise un chalut à crevettes de type Campelen, dont la poche était doublée d'une maille de 12,7 mm (Bourdages et collab., 2007). Les 871 stations (figure 1) ont été choisies aléatoirement dans chacune des strates de profondeur comprises entre 41 et 513 m (la profondeur maximale dans le golfe est d'environ 527 m près du détroit de Cabot), mais le nombre de stations échantillonnées par strate était proportionnel à la surface de la strate

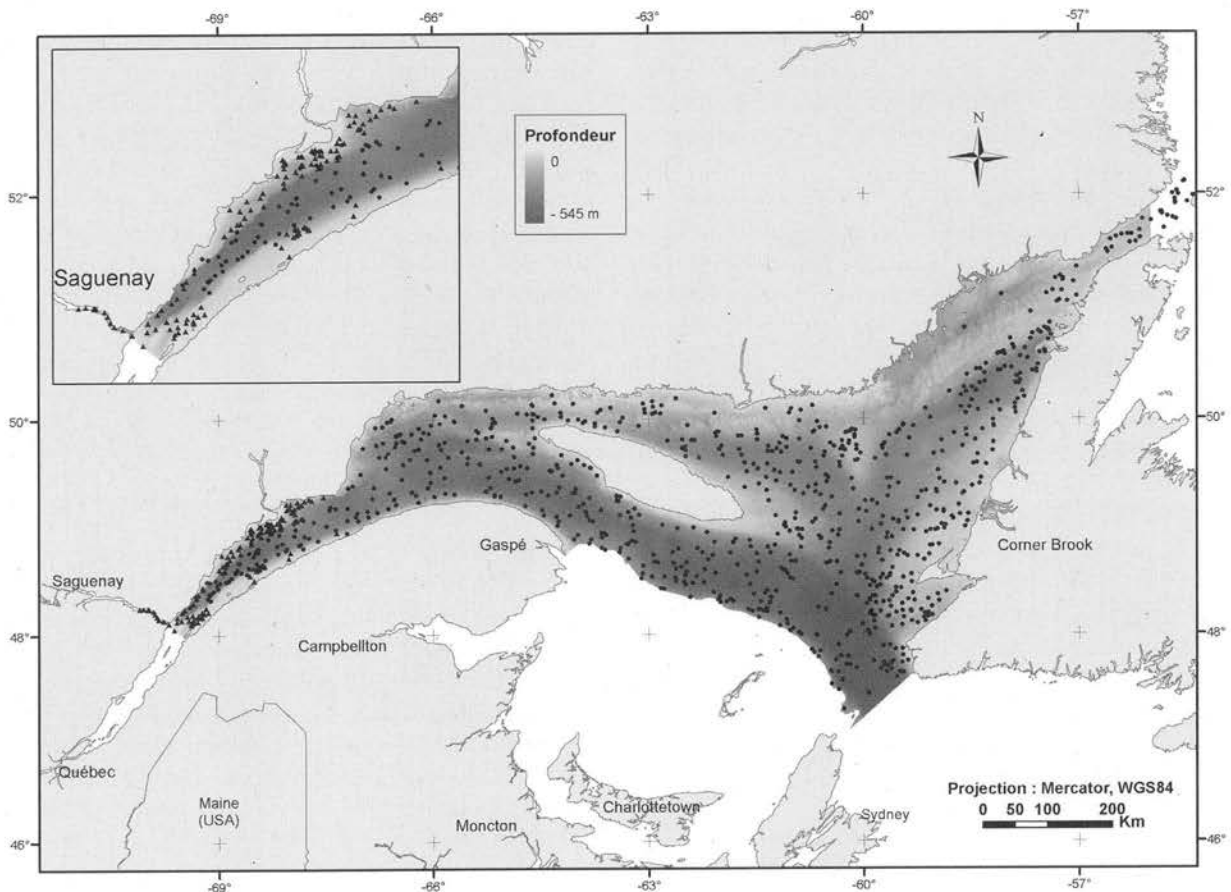


Figure 1. La zone d'étude comprend la partie aval du fjord du Saguenay, l'estuaire maritime, entre l'embouchure du Saguenay et Pointe-des-Monts, et le nord du golfe du Saint-Laurent, soit la partie située au nord de la péninsule gaspésienne et de l'isobathe de 200 m au sud du chenal laurentien, jusqu'à l'île Belle-Isle dans le détroit de Belle-Isle. Les symboles indiquent la position des stations échantillonnées lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond (NGCC *Teleost*, 2004 – 2008, cercles) et lors des relevés d'inventaire (NGCC *Calanus II*, 2004 – 2008, triangles).

(Bourdages et collab., 2007). Pour les relevés d'inventaires, on a eu recours à un plus petit chalutier, le NGCC *Calanus II*, un chalutier de 20 m qui n'est utilisé que le jour. Deux relevés ont été effectués en juillet et octobre 2004 le long de la péninsule Manicouagan et un troisième en juin 2005 dans le secteur de Cacouna; celui-ci incluait quelques stations de l'ouest de la zone d'étude. Deux autres relevés ont eu lieu en juillet 2007, un relevé dans le fjord du Saguenay en aval de la baie Sainte-Marguerite et dans l'estuaire maritime entre Tadoussac et Les Escoumins (côte nord), et un autre entre Forestville et Pointe-des-Monts (côte nord). La côte sud de l'estuaire maritime entre l'Isle Verte et Trois-Pistoles a été échantillonnée en 2008. Au total, 135 stations ont été échantillonnées (figure 1) avec un chalut à bâton dont l'ouverture mesurait 3,05 m par 0,61 m. La poche était doublée d'une maille de 16,0 mm. Les stations ont été choisies au hasard, mais de manière à échantillonner les profondeurs comprises entre 8 et 335 m, soit les trois couches présentes au cours de l'été, la couche de surface, la couche profonde et la couche intermédiaire froide.

Les noms scientifiques ont été validés avec l'outil web du « Integrated Taxonomic Information System » (ITIS, 2008). Les noms communs français sont ceux de Legendre et collab. (1964), McAllister (1964) et Coad (2008). La correspondance entre les noms scientifiques, français et anglais des espèces mentionnées dans le texte est présentée en annexe. Les Myctophiformes et les Stomiiformes sont souvent très endommagés par le chalut et ne sont identifiés qu'au niveau de l'ordre ou de la famille lors des relevés : ces captures ont été incluses dans les captures totales (nombre et biomasse), mais seules les statistiques des spécimens identifiés au niveau de l'espèce ont été incorporées dans les tableaux. Les sébastes (genre *Sebastes*, espèces *S. mentella* et *S. fasciatus*) et les lançons (genre *Ammodytes*, espèces *A. dubius* et *A. americanus*) n'ont pas été identifiés à l'espèce lors des relevés; ils ont tout de même été inclus dans cette analyse au niveau du genre. Certaines lycodes du genre *Lycodes*, moins de 200 individus, restent à identifier et n'ont pas été incluses dans cette étude. Ces captures ont tout de même été incluses dans les captures totales (nombre et biomasse).

Les photos au format numérique ont été faites à partir de spécimens frais (capturés avec un chalut de fond lors de missions à bord du NGCC *Teleost* et du NGCC *Calanus II*) ou préservés au congélateur ou dans le formol et apportés au laboratoire pour en valider l'identification. Les photos ont été faites par C. Nozères.

Résultats

Entre 2004 et 2008, les relevés d'abondance ont échantillonné 1,12 million de poissons dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent. Les captures ont été largement dominées par quatre espèces de prédateurs d'intérêt commercial (70 % de la capture en masse). Le flétan du Groenland, mieux connu sous le nom de turbot, était le plus abondant (27 % de la capture totale en masse), suivi par deux

des trois espèces de sébaste (captures combinées de sébaste acadien et de sébaste atlantique, 25 %) et la morue franche (19 %). Si on exprime la capture en nombre d'individus, le tableau change : les deux espèces de sébastes représentent toujours un fort pourcentage de la capture totale (24 %), mais les morues et turbots, dont le poids moyen individuel est plus élevé, ne représentent plus que 3 % et 7 % de la capture en nombre.

Bien que les poissons d'intérêt commercial représentent une forte proportion des captures, ils partagent les écosystèmes avec un grand nombre d'autres espèces de poissons : en tout, 88 taxons (deux genres et 86 espèces) différents ont été inventoriés lors des relevés d'abondance. Nous avons divisé la capture totale des cinq relevés annuels en six classes d'abondance, le groupe 1 étant composé des espèces qui représentent chacune plus de 10 % de la capture totale en nombre, le groupe 2 : 1 à 10 %, le groupe 3 : 0,1 – 1,0 %, le groupe 4 : 0,01 – 0,1 %, le groupe 5 : 0,001 – 0,01 %, le groupe 6 : moins de 0,001 % (Groupes 1 à 4, tableau 1). Le groupe 1 ne comporte que trois espèces, le capelan (47 % de la capture en nombre) et les sébastes (24 %, captures combinées de sébaste acadien et de sébaste atlantique), qui représentent à eux seuls 71 % de la capture, comparé à 20 % pour le groupe 2, 8 % pour le groupe 3, et moins de 1 % pour les trois autres groupes mis ensemble. Le groupe 2 comporte 7 espèces, dont le faux-trigle armé (à la moustache caractéristique), le grenadier du Grand Banc (une espèce des eaux profondes), et la myxine (un poisson primitif jouant un rôle essentiel de charognard). Dans le groupe 2 on trouve également la morue franche et trois espèces de poissons plats dont le turbot et deux espèces de plie, la plie grise et la plie canadienne (commercialisées sous le nom de sole). Les autres groupes comportent un nombre similaire d'espèces, 21 pour le groupe 3, 17 pour le groupe 4, 20 espèces et un genre pour le groupe 5 et 20 espèces pour le groupe 6. Malgré une assez grande diversité d'espèces dans les captures, les 30 taxons des groupes 1, 2 et 3 représentent 99 % de la capture en nombre, alors que les 47 taxons des groupes 1, 2, 3 et 4 représentent 99 % de la capture en masse (tableau 1). Les espèces les plus communes sont illustrées à la figure 2 et à la figure 3.

D'une façon générale, et malgré que ces poissons se déplacent souvent en bancs, les espèces qui sont les plus abondantes dans les captures étaient également celles qui étaient répertoriées dans une plus forte proportion des stations échantillonnées (figure 4). Ainsi, l'une ou l'autre des deux espèces de sébaste était présente dans 82 % des stations échantillonnées, 72 % dans le cas du turbot, 64 % dans le cas du capelan et 53 % dans le cas de la morue (tableau 1). Toutefois, les deux espèces les plus répandues étaient la plie canadienne (86 % des stations) et la raie épineuse (80 % des stations). Les groupes 5 et 6, qui ne représentaient qu'une infime fraction des nombres (< 0,1 %) ou du poids de la capture (< 1 %), n'occupaient également que peu de stations même s'ils comportaient à eux seuls pas moins de 40 espèces (figure 4).

Tableau 1. Proportion de la capture en nombre (Abondance, %) et en masse (Biomasse, %), et proportion des stations où l'espèce est présente (Occurrence, %) pour différents groupes de poissons totalisant 99 % de la capture en nombre (groupes 1, 2 et 3) ou en masse (groupes 1, 2, 3 et 4) lors des relevés annuels de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent. Le groupe 1 inclut les espèces dont la capture représente chacune plus de 10 % de la capture totale; le groupe 2: 1 – 10 %; le groupe 3: 0,1 – 1,0 %; le groupe 4: 0,01 – 0,1 %. Occurrence (%): proportion des stations avec présence d'un taxon donné.

	Nom scientifique	Abondance	Biomasse	Occurrence
Groupe 1	Capelan	47,10	4,39	64,3
	Sébastes acadien et atlantique	24,34	25,15	82,1
Groupe 2	Flétan du Groenland	7,44	26,67	72,3
	Plie canadienne	4,09	4,85	86,5
	Morue franche	2,86	18,78	53,4
	Faux-trigle armé	1,60	0,20	40,4
	Grenadier du Grand Banc	1,37	0,48	55,3
	Myxine du nord	1,37	0,71	56,0
	Plie grise	1,13	1,37	75,9
Groupe 3	Raie épineuse	0,85	4,59	80,5
	Hareng atlantique	0,81	2,05	59,8
	Mollasse atlantique	0,70	0,03	31,8
	Motelle à quatre barbillons	0,59	0,28	59,4
	Lussion blanc	0,57	0,12	50,2
	Lompénie tachetée	0,49	0,03	33,3
	Raie à queue de velours	0,46	0,80	63,7
	Lycode à carreaux	0,44	0,22	29,5
	Lompénie-serpent	0,42	0,11	21,7
	Aiguillat noir	0,39	2,77	12,3
	Merluce à longues nageoires	0,39	0,48	25,5
	Merluce blanche	0,33	1,70	33,2
	Quatre-lignes atlantique	0,29	0,07	21,6
	Petite poule de mer atlantique	0,28	0,03	19,3
	Poisson-alligator atlantique	0,20	0,01	28,5
	Tricorne arctique	0,19	0,09	18,6
	Hameçon atlantique	0,17	0,01	30,3
	Agone atlantique	0,14	0,03	18,1
	Loup atlantique	0,11	0,66	24,8
	Lycode de Laval	0,11	0,16	18,9
Chaboisseau à épines courtes	0,11	0,47	22,4	
Groupe 4	Limace marbrée	0,10	0,05	10,0
	Hameçon neigeux	0,08	0,00	11,7
	Saida franc	0,04	0,01	11,0
	Icèle à deux cornes	0,04	0,00	8,3
	Épinoche à trois épines	0,03	0,00	3,4
	Icèle spatulée	0,03	0,00	5,7
	Flétan atlantique	0,03	1,24	17,9
	Unernak caméléon	0,03	0,00	5,9
	Limande à queue jaune	0,02	0,04	1,8
	Grosse poule de mer	0,02	0,15	15,4
	Sébaste orangé	0,02	0,41	0,2
	Lycode à tête longue	0,02	0,00	7,2
	Maquereau bleu	0,02	0,03	4,5
	Merlu argenté	0,01	0,06	7,0
	Ogac	0,01	0,05	5,2
	Petite limace de mer	0,01	0,00	4,0
	Poisson-alligator arctique	0,01	0,00	3,0

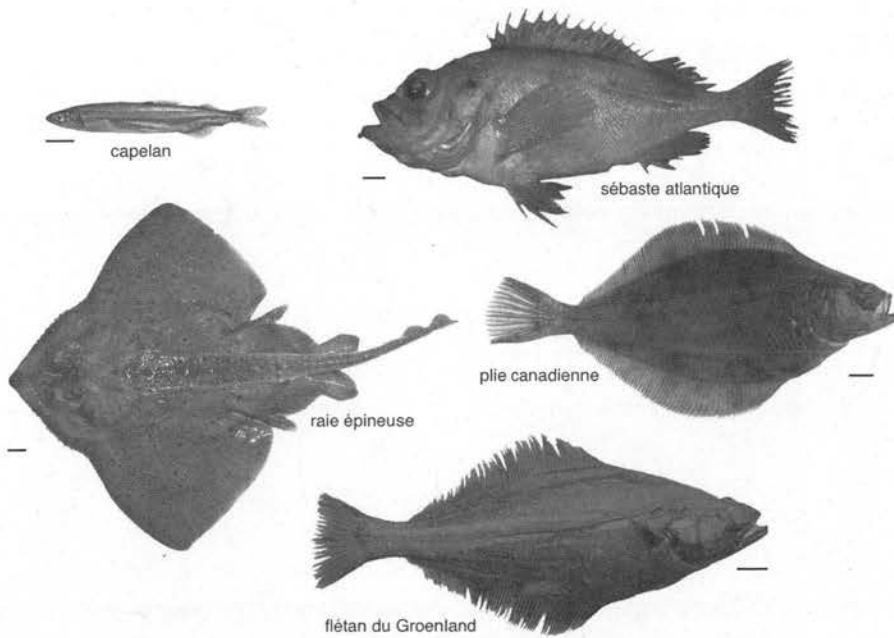


Figure 2. Quelques espèces mieux connues parmi les plus communes dans les captures lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent : le capelan, le sébaste atlantique, la raie épineuse, la plie canadienne et le flétan du Groenland. Le trait indique l'échelle (2 cm).

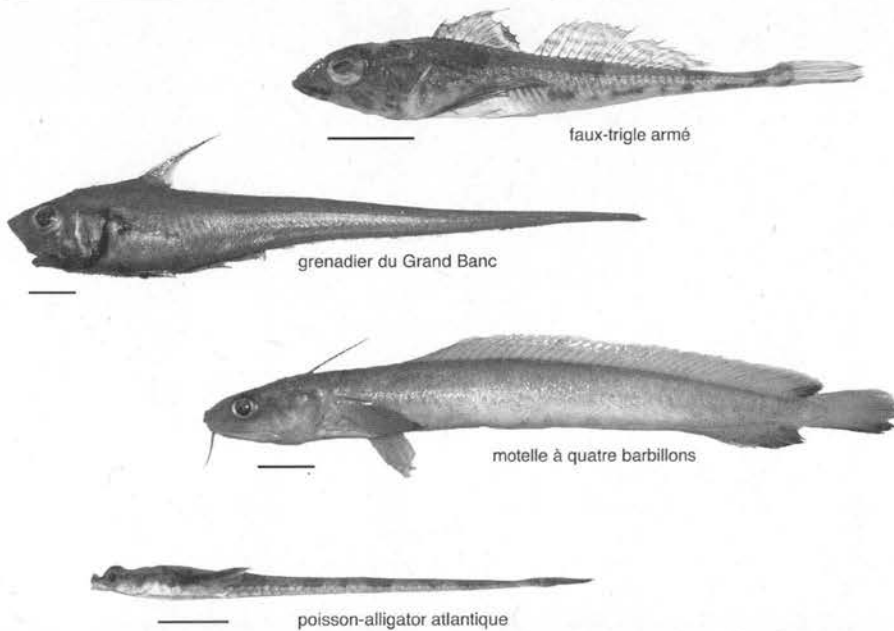


Figure 3. Quelques espèces moins connues parmi les plus communes dans les captures lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent : le faux-trigle armé, le grenadier du Grand Banc, la motelle à quatre barbillons, le poisson-alligator atlantique. Le trait indique l'échelle (2 cm).

Lors des relevés d'inventaire effectués au moyen d'un chalut à bâton dans le bas Saguenay et dans l'estuaire maritime, 45 espèces et deux genres ont été répertoriés (tableau 2). Dans les 135 stations visitées entre 2004 et 2008, 8 582 poissons ont été capturés, dont 8 467 ont été identifiés à l'es-

pèce ou regroupés sous les genres *Sebastes* et *Ammodytes*. Bien que présentes, les espèces d'intérêt commercial ne dominaient pas la capture en nombre d'individus. Certaines espèces non répertoriées sur le *Teleost* l'ont été lors des relevés d'inventaire. C'est le cas de la lamproie marine (un spécimen) et de la limace atlantique (quatre spécimens). Seize lançons, identifiés sur la base du nombre de myomères, ont permis de confirmer la présence de deux espèces, le lançon du Nord ($n = 3$) et le lançon d'Amérique ($n = 13$). Vingt des sébastes capturés dans l'estuaire maritime ont fait l'objet d'un dénombrement des rayons de la nageoire anale et se sont avérés être des sébastes acadiens. Le sébaste atlantique est présent dans le Saguenay et le sébaste acadien fréquente l'estuaire maritime, alors que les deux espèces cohabitent dans le golfe du Saint-Laurent (Valentin et collab., 2006; Sévigny et collab., 2007). Les espèces moins abondantes dans les captures effectuées au moyen du chalut à bâton étaient toutes sans exception relativement plus abondantes dans les captures du *Teleost* (tableau 1, groupes 1 à 4).

Bien que certaines espèces occupent un grand nombre de stations, il n'en demeure pas moins que la distribution de ces espèces est fortement influencée par divers facteurs, par exemple la profondeur. Ceci ressort clairement lorsque l'on compare les captures en eaux moins profondes à celles effectuées en eaux plus profondes dans l'estuaire maritime, tant pour le relevé d'abondance de 2008 (tableau 3) que pour les relevés d'inventaire de 2004 à 2008 (tableau 4). Dans le premier cas, les poissons sont nettement plus nombreux en eaux moins profondes, bien que la biomasse totale soit plus élevée en eaux plus profondes. Cette statistique est toutefois fortement dominée par le capelan qui est très abondant en eaux moins profondes. Les autres espèces examinées sont plus abondantes en eaux plus profondes. C'est le cas, par exemple, de la myxine et de la plie grise (groupe 2) et de la raie épineuse et de la motelle à quatre barbillons (groupe 3). Lors des relevés d'inventaire dans le bas Saguenay et l'estuaire maritime, le nombre d'espèces répertoriées fut semblable pour

les 32 stations moins profondes (< 50 m, 2 622 poissons) et pour les 103 stations plus profondes (> 50 m, 5 845 poissons), soit respectivement 32 espèces et un genre et 39 espèces et deux genres. On remarque cependant que ce ne sont pas

Tableau 2. Espèces de poissons répertoriées lors des relevés d'inventaire effectués à l'aide d'un chalut à bâton dans le fjord du Saguenay, en aval de la baie Sainte-Marguerite et dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Abondance (%): Proportion de la capture en nombre (n = 8467). Occurrence (%): proportion des stations avec présence d'un taxon donné.

Nom commun	Abondance (%)	Occurrence (%)
Hameçon neigeux	24,55	37,04
Lycode de Laval	13,04	48,15
Lycode à carreaux	12,58	53,33
Lompénie tachetée	8,47	50,37
Hameçon atlantique	6,81	34,81
Agone atlantique	6,30	37,04
Lompénie-serpent	5,28	37,78
Limace marbrée	2,62	36,30
Motelle à quatre barbillons	2,54	24,44
Faux-trigle armé	2,36	28,15
Raie épineuse	2,30	12,59
Plie canadienne	2,02	22,96
Mollasse atlantique	1,35	8,89
Poisson-alligator atlantique	1,28	25,93
Petite poule de mer atlantique	1,12	19,26
Petite limace de mer	0,72	16,30
Sébastes (Genre Sébastes)	0,70	11,85
Lançons (Genre Ammodytes)	0,70	5,93
Chaboisseau à épines courtes	0,65	16,30
Flétan du Groenland	0,64	11,85
Morue franche	0,47	7,41
Tricorne arctique	0,38	17,04
Lycode à tête longue	0,38	8,15
Lompénie naine	0,37	2,96
Plie grise	0,35	8,89
Raie à queue de velours	0,34	5,19
Capelan	0,34	5,93
Unernak caméléon	0,31	10,37
Grenadier du Grand Banc	0,26	3,70
Stichée arctique	0,14	3,70
Saïda franc	0,13	5,19
Quatre-lignes atlantique	0,12	0,74
Myxine du nord	0,06	2,22
Merluche blanche	0,06	2,22
Flétan atlantique	0,05	2,96
Limace atlantique	0,05	1,48
Mustèle argentée	0,04	2,22
Sigouine de roche	0,02	0,74
Faux-trigle à grands yeux	0,02	0,74
Cotte polaire	0,01	0,74
Grosse poule de mer	0,01	0,74
Ogac	0,01	0,74
Limande à queue jaune	0,01	0,74
Lamproie marine	0,01	0,74
Merluche à longues nageoires	0,01	0,74
Plie rouge	0,01	0,74
Poisson-alligator arctique	0,01	0,74

les mêmes espèces qui occupent les premiers rangs aux deux profondeurs (tableau 4). Les captures en nombres ont largement été dominées par deux Cottidés, l'hameçon neigeux et l'hameçon atlantique, à moins de 50 m de profondeur. Deux Zoarcidés dominaient les captures en nombre à plus de 50 m, la lycode à carreaux (ou lycode de Vahl), absente à moins de 50 m, et la lycode de Laval qui était aussi présente dans plusieurs stations en eaux moins

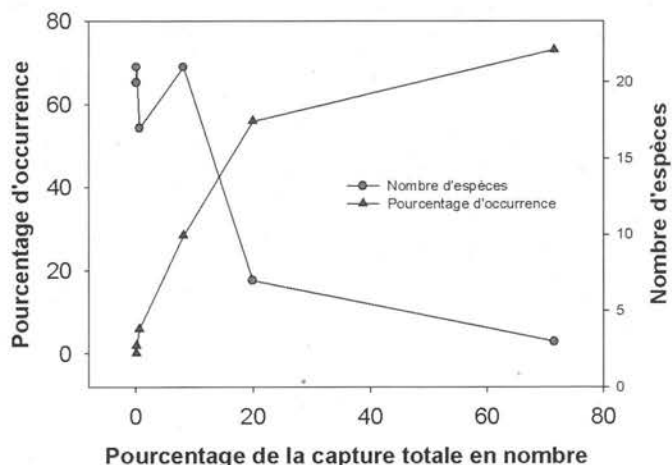


Figure 4. Nombre d'espèces (cercles) et proportion des stations où ces espèces étaient présentes (triangles), en relation avec la proportion de la capture totale en nombre d'individus pour six groupes de poissons capturés lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent.

profondes, mais en faible nombre.

Des 86 espèces répertoriées entre 2004 et 2008 lors des relevés d'abondance, 42 espèces peuvent être considérées rares sur les fonds chalutés. La liste de ces espèces rares, qui appartiennent aux groupes 5 et 6, apparaît au tableau 5. On constate que ces espèces semblent atteindre la limite de leur distribution qui est soit boréale (12 espèces, figure 5) soit méridionale (12 espèces, figure 6). Si elles sont rares dans les captures au chalut, certaines espèces des profondeurs ne sont pas inusitées dans l'Atlantique, où elles fréquentent les eaux du plateau continental ou même du talus continental et de la plaine abyssale (figure 7). Aucune des espèces rares dans les captures du *Teleost* (tableau 5) ne s'est avérée commune dans celles du *Calanus II* (tableau 2) dans l'estuaire maritime, sauf dans le cas de deux espèces boréales, la lompénie naine (31 individus) et, dans une moindre mesure, la stichée arctique (12 individus, dont 8 dans moins de 15 m d'eau) capturée dans le secteur de la Péninsule Manicouagan.

Discussion

Dans cet article, nous avons décrit sommairement les espèces de poissons présentes sur les fonds chalutables du bas Saguenay, de l'estuaire maritime et du nord du golfe du Saint-Laurent. Mille traits de chalut de fond ont

été analysés et 90 espèces de poissons ont été inventoriées. Pourtant, ces données ne constituent qu'une vision partielle de la réalité, tant du point de vue de la composition des communautés que de celui de l'abondance relative des espèces de poissons sur les fonds marins. L'annexe suggère qu'au moins 103 espèces de poissons, réparties dans 83 genres et 45 familles, ont été observées dans la zone d'étude.

Les relevés d'abondance sont très ponctuels dans le temps (mois d'août) et ne peuvent échantillonner tous les fonds marins. Les falaises sous-marines et les fonds rocheux

non chalutables, par exemple la fosse de Mécatina en Basse-Côte-Nord, la pointe ouest de l'île d'Anticosti et plusieurs secteurs de l'embouchure du Saguenay, sont moins propices à être échantillonnés à l'aide d'un chalut de fond qui a tendance à déchirer lorsqu'il s'accroche à un cran rocheux ou lorsqu'il se charge de grosses roches. Par ailleurs sur les fonds meubles, certains poissons se cachent dans le sédiment (les lançons) alors que d'autres utilisent des galeries et des tunnels creusés dans le sédiment et peuvent ainsi parfois échapper au chalut (figure 8).

Tableau 3. Biomasse (kg par trait de chalut) et abondance (individus par trait de chalut) moyennes (\pm l'écart-type) des poissons en eaux moins profondes (49–179 m) et plus profondes (212–359 m) dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. L'abondance d'espèces des groupes 1, 2 et 3 est comparée (voir le tableau 1): groupe 1, capelan et deux espèces de sébaste, *S. fasciatus* et *S. mentella*; groupe 2, myxine et plie grise; groupe 3, raie épineuse et motelle à quatre barbillons.

Paramètre	Strates moins profondes	Strates plus profondes
Abondance		
Capelan	4342 \pm 1524	34 \pm 33
Sébaste	7 \pm 3	13 \pm 3
Myxine	0	29 \pm 7
Plie grise	16 \pm 4	89 \pm 13
Raie épineuse	5 \pm 1	35 \pm 7
Motelle à quatre barbillons	8 \pm 4	43 \pm 4
Abondance des poissons	4802 \pm 1526	837 \pm 129
Biomasse des poissons	90,4 \pm 18,8	144,7 \pm 33,1

Les deux navires et deux types d'engins utilisés ont chacun leurs propres limites, de sorte qu'ils ne capturent pas nécessairement les mêmes espèces dans les mêmes proportions (Bourdages et collab., 2007). Ainsi, certaines espèces qui ont une meilleure capacité de nage peuvent échapper facilement au chalut à bâton. Les poissons les plus communs sur les fonds échantillonnés, notamment avec le chalut Campelen, sont sans doute capturés systématiquement, alors que les poissons rares ne le sont pas nécessairement. Par exemple, le loup tacheté a été répertorié dans les relevés, ce qui n'est pas le cas du loup à tête large, pêché accidentellement à l'occasion par les palangriers (pêcheurs à la ligne dormante) entre 400 et 500 m de profondeur près du détroit de Cabot. Ces deux espèces sont protégées en vertu de la Loi canadienne sur les espèces en péril.

Les estuaires et la frange côtière abritent sans doute une faune différente et les poissons pélagiques sont mal représentés dans nos échantillons. C'est le cas des grands

Tableau 4. Proportion de la capture en nombre (Abondance, %) et proportion des stations où l'espèce est présente (Occurrence, %) lors des relevés d'inventaire effectués dans le fjord du Saguenay en aval de la baie Sainte-Marguerite et dans l'estuaire maritime du Saint-Laurent. Les captures des espèces les plus abondantes en eaux moins profondes (< 50 m, colonnes de gauche) et en eaux plus profondes (> 50 m, colonnes de droite) sont comparées. Occurrence (%): proportion des stations avec présence d'un taxon donné.

Nom scientifique	Abondance (%)	Occurrence (%)	Nom scientifique	Abondance (%)	Occurrence (%)
Hameçon neigeux	58.0	68.8	Lycode à carreaux	18.1	66.0
Hameçon atlantique	15.8	40.6	Lycode de Laval	18.0	48.5
Faux-trigle armé	4.7	56.3	Lompénie tachetée	11.0	49.5
Poisson-alligator atlantique	3.4	65.6	Hameçon neigeux	9.6	27.2
Lompénie tachetée	2.9	53.1	Agone atlantique	9.0	43.7
Lompénie-serpent	2.4	37.5	Lompénie-serpent	6.6	37.9
Lançon d'Amérique	2.2	46.9	Limace marbrée	3.6	38.8
Lycode de Laval	2.0	46.9	Motelle à quatre barbillons	3.4	28.2
Chabousseau à épines courtes	1.6	46.9	Raie épineuse	3.3	14.6
Petite poule de mer atlantique	1.4	40.6	Hameçon atlantique	2.8	33.0

pélagiques tels que les requins parfois signalés dans la pêche blanche, la pêche commerciale à la palangre ou au filet maillant, ou encore des espèces signalées simplement par les vilégiateurs : la laimargue, le maraîche, le pèlerin. C'est le cas également du spectaculaire môle, un visiteur des mers plus chaudes, souvent de taille considérable, et occasionnellement signalé en surface ou échoué sur les rives du Saint-Laurent en fin d'été. Juste au-dessus des fonds échantillonnés, le groupe des poissons mésopélagiques et bathypélagiques n'a jamais fait l'objet d'un inventaire exhaustif et on ignore largement sa composition et son abondance (Halliday et Scott, 1969). Nos chaluts n'étant pas adaptés à ce groupe de poissons, il est donc forcément sous-représenté dans notre échantillonnage (figure 9). Dans ce groupe, nous trouvons des Myctophidés (lampe à nez denté, lanterne glaciaire), des Neoscopelidés (lanterne à grandes écailles), des Gonostomatidés (cyclothone à petites dents), des Sternoptychidés (haches d'argent), le balaou, le lussion blanc, le dragon boa, l'aiguillat commun, et même une espèce d'intérêt commercial, la goberge.

Certaines espèces posent des problèmes d'identification qui devront être résolus, notamment parmi les Liparidés et les Zoarcidés. Bien que nous ayons vu deux formes inhabituelles de la petite limace de mer (*Careproctus reinhardtii*, une forme de couleur blanche) et de la limace marbrée (*Liparis gibbus*, qui présente beaucoup de variation dans ses patrons de coloration), nous n'avons pas confirmé la présence de la limace acadienne (*Careproctus ranula*) et de la limace de Cohen (*Liparis coheni*) dans l'estuaire maritime (Able et Irion, 1985). La collection du Atlantic Reference Center inclut des spécimens de la limace acadienne et de la limace de Cohen en provenance de la zone d'étude. Les lycodes du genre *Lycodes* posent aussi certains défis. Ainsi, au

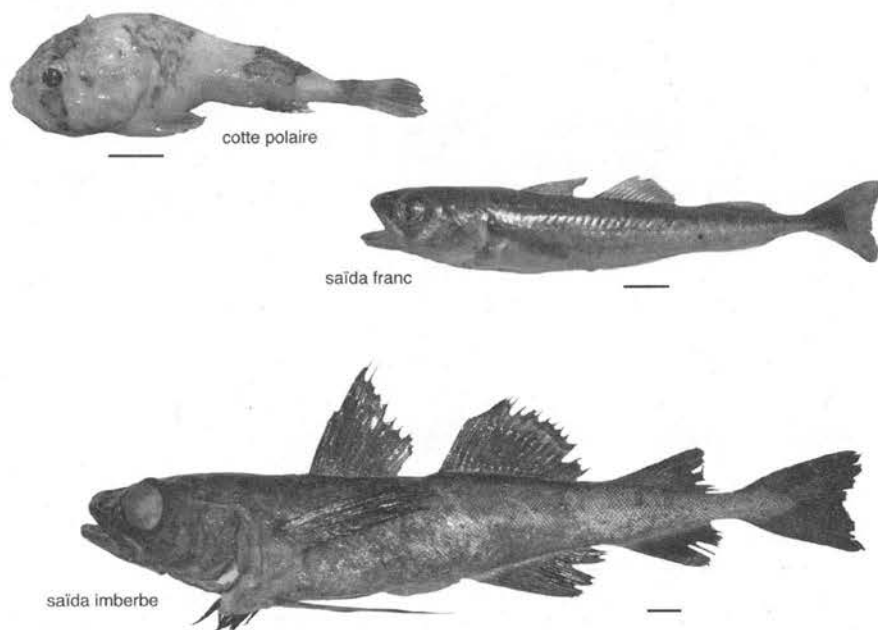


Figure 5. Quelques rares visiteurs des mers froides capturés lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent : cotte polaire, saïda franc et saïda imberbe. Le saïda imberbe est une nouvelle mention pour le Saguenay et le golfe du Saint-Laurent; il provient de la pêche blanche, en dehors de la zone d'étude (janvier 2008, Baie des Ha! Ha!). Le trait indique l'échelle (2 cm).

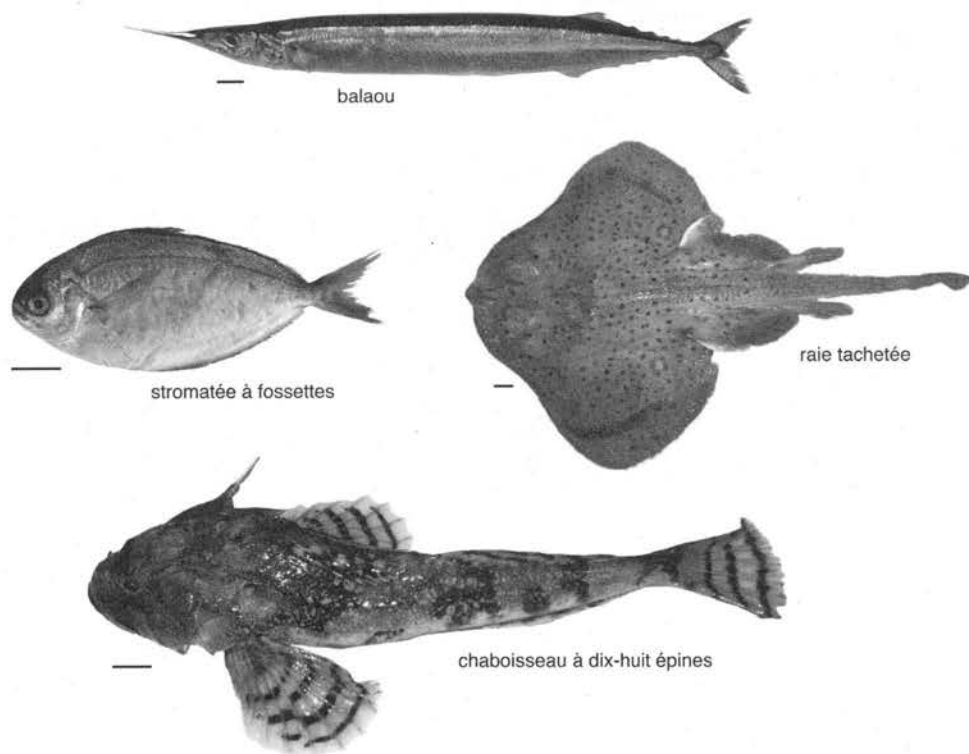


Figure 6. Quelques espèces plus communes au sud du chenal laurentien et rarement capturées lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent : le balaou, la raie tachetée, le chaboisseau à dix-huit épines. Le spécimen à gauche est une stromatée à fossettes, capturée en 2001 sur le NGCC Needler dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Le trait indique l'échelle (2 cm).

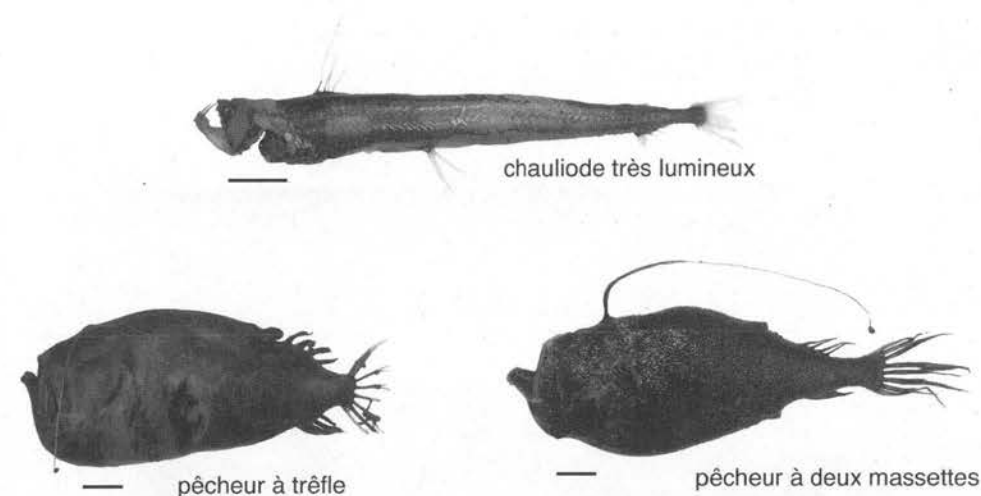


Figure 7. Quelques espèces étonnantes à l'aise en profondeur en milieu océanique et rarement capturées lors des relevés scientifiques annuels pour l'évaluation de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent: chauliode très lumineux, pêcheur à trèfle, pêcheur à deux massettes. Ce dernier spécimen a été capturé en 2002 sur le NGCC Needle dans le nord du golfe du Saint-Laurent. Le trait indique l'échelle (2 cm).

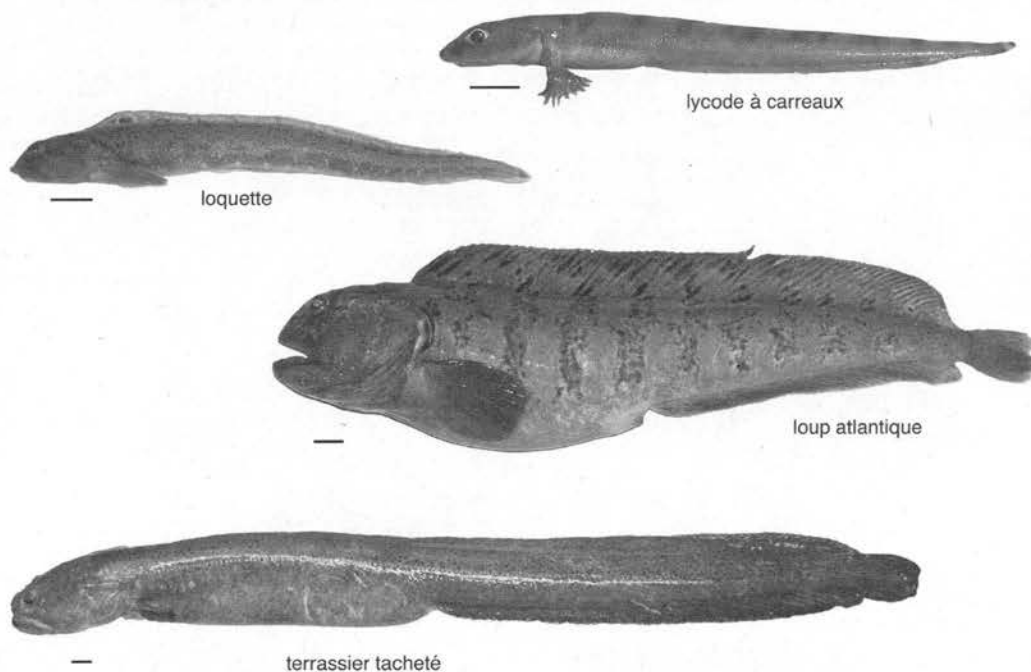


Figure 8. Certaines espèces sont moins vulnérables au chalut de fond en raison du fait qu'elles vivent dans les milieux rocheux où elles trouvent refuge sous les roches, ou sur les fonds meubles, mais dans des galeries creusées dans les sédiments: loquette, loup atlantique, lycode à carreaux, terrassier tacheté. Le trait indique l'échelle (2 cm).

moins deux autres espèces ont été échantillonnées, la lycode arctique et la lycode polaire, mais ces identifications restent à valider.

En conclusion, le vaste territoire échantillonné, qui couvre un peu moins de 150 000 km², est peuplé d'une grande diversité de poissons. Certains sont communs, d'autres rares;

certains migrent d'une région à l'autre sur une base saisonnière, d'autres nous visitent plus ou moins régulièrement en provenance des profondeurs de l'Atlantique, du nord par le détroit de Belle-Isle, ou du sud par le détroit de Cabot. Que ce soit pour évaluer le statut d'une espèce (est-elle simplement rare ou vraiment menacée?) ou pour évaluer l'impact d'une activité humaine sur cette espèce, les données associées à des coordonnées spatiales recueillies au cours de nos campagnes d'échantillonnage sont et seront des outils précieux. Au cours des 30 ou 40 dernières années, les recherches en sciences marines et halieutiques ont porté principalement sur les espèces d'intérêt commercial et l'étude des processus écologiques fondamentaux qui régissent leur

survie et leur productivité, mais les nouvelles tendances en matière de gestion des ressources halieutiques affectées par les activités humaines changent la donne. L'examen de l'impact d'une activité humaine passe par une évaluation du risque, doit tenir compte de l'ensemble de l'écosystème, et ne doit provoquer aucune perte nette d'habitat pour le poisson. Outre une connaissance des processus écologiques fondamentaux qui régissent la survie et la productivité des poissons, ces examens requièrent nécessairement une bonne connaissance des espèces présentes et de leurs exigences en matière d'habitat. D'après le système canadien d'information sur la biodiversité, il y a environ 150 000 espèces d'organismes vivants au Canada et seulement la moitié d'entre elles a pu être identifiée, désignée et classifiée (SCIB, 2003). Beau-

coup d'efforts restent encore à accomplir pour avoir une bonne connaissance de la situation actuelle et des tendances de la plupart de nos espèces indigènes et des espèces exotiques introduites au Canada.

Tableau 5. Distribution latitudinale et longitudinale dans l'Atlantique des espèces de poissons rarement capturés lors des relevés annuels de l'abondance des poissons de fond dans l'estuaire maritime et le nord du golfe du Saint-Laurent. La capture de chacune de ces espèces représentait moins de 0,1 % de la capture totale en nombre. Boréale, poissons dont la répartition s'étend surtout au nord du détroit de Belle-Isle (52 ° de latitude); Méridionale, poissons dont la répartition se situe surtout au sud du chenal laurentien et du détroit de Cabot (46 ° de latitude); Marge continentale, poissons communs ou occasionnels aux mêmes profondeurs sur la côte atlantique; Milieux extra-continentaux, poissons océaniques et abyssaux remontant vers le golfe par le chenal laurentien.

Taxon	Distribution latitudinale		Distribution longitudinale	
	Boréale	Méridionale	Marge continentale	Milieux extra-continentaux
Aiglefin			✓	
Aiguillat commun		✓	✓	
Anguille égorgée				✓
Avocette ruban		✓		✓
Balaou		✓	✓	
Baudroie d'Amérique		✓	✓	
Chaboisseau à dix-huit épines		✓	✓	
Chaboisseau bronzé		✓	✓	
Chauliote très lumineux				✓
Cotte polaire	✓			✓
Cyclothone à petites dents				✓
Dragon boa				✓
Éperlan arc-en-ciel			✓	
Faux-trigle à grands yeux	✓			
Faux-trigle bardé	✓			
Goberge			✓	
Grande argentine			✓	✓
Grande hache d'argent		✓		✓
Hache du talus continental		✓		✓
Hémitriptère atlantique			✓	
Lampe à nez denté				✓
Lançons (Genre Ammodytes)			✓	
Lanterne glaciaire	✓		✓	✓
Limace à museau noir	✓			✓
Limace ardente		✓		✓
Lompénie naine	✓			
Loup tacheté	✓			
Lycode atlantique				✓
Lycode commune				✓
Lycode d'Esmark	✓			
Mustèle argentée	✓			✓
Pêcheur à trèfle				✓
Plie rouge			✓	
Poutassou				✓
Raie à queue épineuse	✓			
Raie ronde	✓			✓
Raie tachetée		✓	✓	
Serrivomer trapu		✓		✓
Sigouine de roche			✓	
Stichée arctique	✓			
Terrassier tacheté		✓	✓	

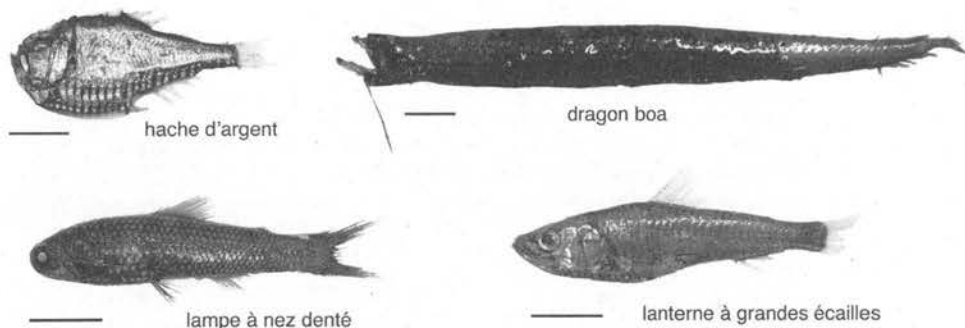


Figure 9. Le groupe des mésopélagiques et bathypélagiques n'a jamais fait l'objet d'un inventaire exhaustif dans le Saint-Laurent et on ignore largement sa composition et son abondance. Ces poissons sont souvent munis de photophores par lesquels ils communiquent: dragon boa, hache d'argent, lampe à nez denté, lanterne à grandes écailles. Le trait indique l'échelle (2 cm).

Remerciements

Plusieurs personnes participent chaque année aux missions visant à évaluer l'abondance du poisson de fond. C'est souvent un travail exigeant qui nécessite de longues heures dans la cale d'un navire. Les conditions de mer et les exigences de la tâche ne facilitent en rien l'identification des petits spécimens ou des cas particuliers. Nous remercions tous ceux qui ont participé à la collecte des informations présentées et rendu possibles les analyses auxquelles se prêtent maintenant les données récoltées. Merci également à Michel Crête et à un arbitre anonyme pour avoir révisé la version antérieure de ce manuscrit. ◀

Références

ABLE, K.W. et W. IRION, 1985. Distribution and reproductive seasonality of snailfishes and lumpfishes in the St. Lawrence River estuary and the Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Zoology/Revue Canadienne de Zoologie*, 63: 1622-1628.

BERGERON, J., 1960. Liste des poissons marins de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent. Gouvernement du Québec. Contributions du Département des Pêcheries, 80: 1-27.

BOURDAGES, H., L. SAVARD, D. ARCHAMBAULT et S. VALOIS, 2007. Results from the August 2004 and 2005 comparative fishing experiments in the northern Gulf of St. Lawrence between the CCGS Alfred Needler and the CCGS Teleost. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences/Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2750, ix + 57 p.

COAD, B.W., 2008. Fishes of Canada: annotated checklist. Disponible en ligne à: briancoad.com/fishes%20of%20canada%20titlepage.htm. [Visité le 08-09-30].

DRAINVILLE, G., 1970. Le fjord du Saguenay. II - La faune ichthyologique et les conditions écologiques. *Naturaliste canadien*, 97: 623-666.

DUTIL, J.-D., R. MILLER, C. NOZÈRES, B. BERNIER, D. BERNIER et D. GASCON, 2006. Révision des identifications de poissons faites lors des relevés scientifiques annuels de l'abondance des poissons de fond et de la crevette nordique dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Canadian manuscript report of fisheries and aquatic sciences/Rapport manuscrit canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2760, x + 87 p.

HALLIDAY, R.G. et W.B. SCOTT, 1969. Records of mesopelagic and other fishes from the Canadian Atlantic with notes on their distribution. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 26: 2691-2702.

ITIS, 2008. Integrated Taxonomic Information System. Disponible en ligne à: itis.gov/. [Visité le 08-09-30].

LEGENDE, V., W.B. SCOTT et J. BERGERON, 1964. Noms français et anglais des poissons de l'Atlantique canadien. Gouvernement du Québec, Ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche. Service de la Faune 2, Québec, vi+178 p.

LEIM, A.H. et W.B. SCOTT, 1966. Fishes of the Atlantic Coast of Canada. Fisheries Research Board of Canada Bulletin 155, 485 p.

MCALLISTER, D.E., 1964. Liste des poissons du Canada. *Syllogeus*, 64: 311 p.

SCALLON-CHOUINARD, P.-M., J.-D. DUTIL et S. HURTUBISE, 2007. Liste des espèces de poissons inventoriés dans l'estuaire maritime du St-Laurent entre 1930 et 2005. Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences/Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 2719, vi + 58 p.

SCIB, 2003. Système canadien d'information sur la biodiversité. Disponible en ligne à: cbif.gc.ca/about/problems_f.php [Visité le 09-01-05].

Scott, W.B. et M.G. SCOTT, 1988. Atlantic fishes of Canada. Canadian bulletin of fisheries and aquatic sciences/Bulletin canadien des sciences halieutiques et aquatiques 219, 731 p.

SÉVIGNY, J.-M., R. MÉTHOT, H. BOURDAGES, D. POWER et P. COMEAU, 2007. Review of the structure, the abundance and distribution of *Sebastes mentella* and *S. fasciatus* in Atlantic Canada in a species-at-risk context: an update. Department of Fisheries and Oceans. Canadian Science Advisory Secretariat Research Document 2007/085, 99 p.

VALENTIN, A., J.-M. SÉVIGNY, B. MORIN, D. POWER et B. BRANTON, 2006. Extensive sampling and concomitant use of meristic characteristics and variation at the *MDH-A** locus reveal new information on redfish species distribution and spatial pattern of introgressive hybridization in the Northwest Atlantic. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 36: 65-80.

VLADYKOV, V.D. et D.E. MCALLISTER, 1961. Preliminary list of marine fishes of Quebec. *Naturaliste canadien*, 88: 53-78.

1435 rue Provancher
Cap-Rouge (Québec)
G1Y 1R9



LA MAISON
LÉON-PROVANCHER

Annexe

Noms français, noms anglais et noms scientifiques utilisés dans ce manuscrit. TSN, Numéro de série taxonomique du Système d'information taxonomique intégré (ITIS, 2008).

Nom français	Nom anglais	Nom scientifique	TSN
Agone atlantique	Atlantic Poacher	<i>Leptagonus decagonus</i>	167478
Aiglefin	Haddock	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	164744
Aiguillat commun	Spiny Dogfish	<i>Squalus acanthias</i>	160617
Aiguillat noir	Black Dogfish	<i>Centroscyllium fabricii</i>	160703
Alligator arctique	Arctic Alligatorfish	<i>Ulcina olrikii</i>	643658
Alligator atlantique	Alligatorfish	<i>Aspidophoroides monoptyerygius</i>	167439
Anguille égorgée	Northern Cutthroat Eel	<i>Synaphobranchus kaupii</i>	635794
Avocette ruban	Slender Snipe Eel	<i>Nemichthys scolopaceus</i>	161624
Balaou	Atlantic Saury	<i>Scomberesox saurus</i>	165612
Baudroie d'Amérique	Monkfish	<i>Lophius americanus</i>	164499
Capelan	Capelin	<i>Mallotus villosus</i>	162035
Chaboisseau à dix-huit épines	Longhorn Sculpin	<i>Myoxocephalus octodecemspinus</i>	167320
Chaboisseau à épines courtes	Shorthorn Sculpin	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	167318
Chaboisseau bronzé	Grubby	<i>Myoxocephalus aenaeus</i>	167321
Chauliode très lumineux	Sloane's Viperfish	<i>Chauliodus sloani</i>	162281
Cotte polaire	Polar Sculpin	<i>Cottunculus microps</i>	167408
Cylothone à petites dents	Veiled Anglemouth	<i>Cylothone microdon</i>	162170
Dragon boa	Boa Dragonfish	<i>Stomias boa</i>	162292
Éperlan arc-en-ciel	Rainbow Smelt	<i>Osmerus mordax</i>	162041
Épinoche à trois épines	Threespine Stickleback	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	166365
Faux-trigle à grands yeux	Bigeye Sculpin	<i>Triglops nybelini</i>	167376
Faux-trigle armé	Moustache Sculpin	<i>Triglops murrayi</i>	167375
Faux-trigle bardé	Ribbed Sculpin	<i>Triglops pingelii</i>	644643
Flétan atlantique	Atlantic Halibut	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>	172933
Flétan du Groenland	Greenland Halibut	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>	172930
Goberge	Pollock	<i>Pollachius virens</i>	164727
Grande argentine	Atlantic Argentine	<i>Argentina silus</i>	162064
Grande hache d'argent	Greater Silver Hatcherfish	<i>Argyropelecus gigas</i>	162218
Grenadier du Grand Banc	Marlin-spike	<i>Nezumia bairdii</i>	165395
Grosse poule de mer	Lumpfish	<i>Cyclopterus lumpus</i>	167612
Hache du talus continental	Star-eye Hatcherfish	<i>Polyipnus clarus</i>	622357
Hameçon atlantique	Atlantic Hookear Sculpin	<i>Arteidiellus atlanticus</i>	167208
Hameçon neigeux	Snowflake Hookear Sculpin	<i>Arteidiellus uncinatus</i>	167207
Hareng atlantique	Atlantic Herring	<i>Clupea harengus</i>	161722
Hémitriptère atlantique	Sea Raven	<i>Hemitripterus americanus</i>	167289
Icèle à deux cornes	Twohorn Sculpin	<i>Icelus bicornis</i>	167188
Icèle spatulée	Spatulate Sculpin	<i>Icelus spatula</i>	167192
Laimargue	Greenland Shark	<i>Somniosus microcephalus</i>	160611
Lampe à nez denté	Mirror Lanternfish	<i>Lampadena speculigera</i>	162708
Lamproie marine	Sea Lamprey	<i>Petromyzon marinus</i>	159722
Lançon d'Amérique	American Sand Lance	<i>Ammodytes americanus</i>	171673
Lançon du nord	Northern Sand Lance	<i>Ammodytes dubius</i>	171674
Lançons (Genre Ammodytes)	Sand Lances (Genus Ammodytes)	<i>Ammodytes</i>	171671
Lanterne à grandes écailles	Glowingfish	<i>Neoscopelus macrolepidotus</i>	162774
Lanterne glaciaire	Glacier Lanternfish	<i>Benthoosema glaciale</i>	162680
Limace à museau noir	Blacksnout Seasnail	<i>Paraliparis copei</i>	167605
Limace ardente	Lowfin Snailfish	<i>Paraliparis calidus</i>	167604
Limace atlantique	Atlantic Seasnail	<i>Liparis atlanticus</i>	167576
Limace marbrée	Variegated Snailfish	<i>Liparis gibbus</i>	167561
Limande à queue jaune	Yellowtail Flounder	<i>Limanda ferruginea</i>	172909
Lompénie naine	Stout Eelblenny	<i>Anisarchus medius</i>	171620

Nom français	Nom anglais	Nom scientifique	TSN
Lompénie tachetée	Daubed Shanny	<i>Leptoclinus maculatus</i>	171603
Lompénie-serpent	Snakeblenny	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	631023
Loup à tête large	Northern Wolffish	<i>Anarhichas denticulatus</i>	550561
Loup atlantique	Atlantic Wolffish	<i>Anarhichas lupus</i>	171341
Loup tacheté	Spotted Wolffish	<i>Anarhichas minor</i>	171342
Lussion blanc	White Barracudina	<i>Arctozenus risso</i>	644687
Lycode à carreaux	Checker Eelpout	<i>Lycodes vahlII</i>	165284
Lycode à tête longue	Wolf Eelpout	<i>Lycenchelys verrillii</i>	631024
Lycode arctique	Arctic Eelpout	<i>Lycodes reticulatus</i>	165280
Lycode atlantique	Atlantic Eelpout	<i>Lycodes terraenovae</i>	630981
Lycode commune	Common Wolf Eel	<i>Lycenchelys paxillus</i>	165248
Lycode de Laval	Newfoundland Eelpout	<i>Lycodes lavalaei</i>	165276
Lycode d'Esmark	Esmark's Eelpout	<i>Lycodes esmarkii</i>	630982
Lycode polaire	Canadian Eelpout	<i>Lycodes polaris</i>	165266
Maquereau bleu	Atlantic Mackerel	<i>Scomber scombrus</i>	172414
Maraîche	Porbeagle	<i>Lamna nasus</i>	159911
Merlu argenté	Silver Hake	<i>Merluccius bilinearis</i>	164791
Merluce à longues nageoires	Longfin Hake	<i>Phycis chesteri</i>	164734
Merluce blanche	White Hake	<i>Urophycis tenuis</i>	164732
Môle	Ocean Sunfish	<i>Mola mola</i>	173414
Mollasse atlantique	Atlantic Soft Pout	<i>Melanostigma atlanticum</i>	165296
Morue franche	Atlantic Cod	<i>Gadus morhua</i>	164712
Motelle à quatre barbillons	Fourbeard Rockling	<i>Enchelyopus cimbrius</i>	164748
Mustèle argentée	Silver Rockling	<i>Gaidropsarus argentatus</i>	164768
Myxine du nord	Atlantic Hagfish	<i>Myxine glutinosa</i>	159772
Ogac	Greenland Cod	<i>Gadus ogac</i>	164717
Pêcheur à deux massettes	Deepsea Angler	<i>Ceratias holboelli</i>	164655
Pêcheur à trèfle	Triplewart Seadevil	<i>Cryptopsaras coueii</i>	623188
Pèlerin	Basking Shark	<i>Cetorhinus maximus</i>	159907
Petite limace de mer	Sea Tadpole	<i>Careproctus reinhardtii</i>	167522
Petite poule de mer atlantique	Atlantic Spiny Lumpsucker	<i>Eumicrotremus spinosus</i>	167545
Plie canadienne	American Plaice	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	172877
Plie grise	Witch Flounder	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	172873
Plie rouge	Winter Flounder	<i>Pseudopleuronectes americanus</i>	172905
Poutassou	Blue Whiting	<i>Micromesistius poutassou</i>	164774
Quatre-lignes atlantique	Fourline Snakeblenny	<i>Eumesogrammus praecisus</i>	171601
Raie à queue de velours	Smooth Skate	<i>Malacoraja senta</i>	564151
Raie à queue épineuse	Spinytail Skate	<i>Bathyraja spinicauda</i>	160932
Raie épineuse	Thorny Skate	<i>Amblyraja radiata</i>	564149
Raie ronde	Round Skate	<i>Rajella fyllae</i>	564135
Raie tachetée	Winter Skate	<i>Leucoraja ocellata</i>	564145
Saïda franc	Arctic Cod	<i>Boreogadus saida</i>	164706
Saïda imberbe	Arctic cod	<i>Arctogadus glacialis</i>	164704
Sébaste acadien	Acadian Redfish	<i>Sebastes fasciatus</i>	166774
Sébaste atlantique	Deepwater Redfish	<i>Sebastes mentella</i>	166756
Sébaste orangé	Golden Redfish	<i>Sebastes norvegicus</i>	166781
Sébastes (Genre Sebastes)	Rockfishes (Genus Sebastes)	<i>Sebastes</i>	166705
Serrivomer trapu	Stout Sawpalate	<i>Serrivomer beanii</i>	635762
Sigouine de roche	Rock Gunnel	<i>Pholis gunnellus</i>	171645
Stichée arctique	Arctic Shanny	<i>Stichaeus punctatus</i>	171596
Stromatée à fossettes	Butterfish	<i>Peprilus triacanthus</i>	172567
Terrassier tacheté	Wrymouth	<i>Cryptacanthodes maculatus</i>	171609
Tricorne arctique	Arctic Staghorn Sculpin	<i>Gymnocanthus tricuspis</i>	167275
Unernak caméléon	Fish Doctor	<i>Gymnelus viridis</i>	631028

Impacts de l'activité minière et des eaux usées sur la santé du lac Dauriat à Schefferville : données paléolimnologiques

Laurence Laperrière¹, Reinhard Pienitz¹, Marie-Andrée Fallu^{1,2},
Sonja Hausmann^{1,3} et Derek Muir⁴

Résumé

Des analyses qualitatives et quantitatives de diatomées fossiles et des éléments géochimiques préservés dans les sédiments du lac Dauriat (Québec subarctique) ont permis de reconstituer l'évolution de son état trophique et d'évaluer les impacts des activités minières et de l'expansion de la ville de Schefferville sur la qualité de l'eau du lac. La présence de taxons typiques de milieux pollués (p. ex. *Cyclostephanos invisitatus*, *Nitzschia gracilis*, *Nitzschia perminuta*) et le faible pourcentage de chrysophycées témoignent du statut d'eutrophie avancée du lac lors de l'apogée des activités minières et mettent en évidence l'influence néfaste des rejets de déchets municipaux sur la qualité de l'eau du lac Dauriat. Les éléments analysés dans les sédiments, notamment le fer, l'arsenic et le zinc, indiquent des concentrations maximales entre les années 1930 et 1960. Ces changements dans les sédiments reflètent trois époques distinctes dans l'histoire récente de cet écosystème : a) préminière (1882-1939) non perturbée, b) minière (1939-1977) perturbée avec eutrophisation (vieillessement) accélérée du lac, et c) postminière (1977-1999) avec un signe de récupération naturelle du système après l'installation d'une usine d'épuration des eaux usées en 1975 et la fermeture des mines en 1983, suivie de l'exode de la population. Malgré une tendance vers un retour aux conditions naturelles du lac, l'impact des perturbations anthropiques était encore présent 20 ans après la fermeture de la mine et la désertion de la ville.

Introduction

La construction de la ville de Schefferville a débuté au début des années 1950 dans le but de développer une des plus importantes mines de fer du Nord québécois (Canada) (Dufour, 1981; Dimroth, 1981). Avant, on y trouvait seulement la réserve amérindienne de Matimekoshe et celle des Naskapis. C'est au cours de l'année 1954 que le chemin de fer reliant Sept-Îles à Schefferville fut terminé et que les travaux miniers démarrèrent (Dionne, 2005). Par contre, le début des activités de prospection minière et de forage, qui favorisent l'érosion des sols et le ruissellement des eaux, a précédé l'ouverture de la mine et la création de la ville.

Parallèlement à la construction d'un chemin de fer et l'ouverture des mines, la ville de Schefferville a subi une explosion démographique massive de sorte que sa population est passée de quelques centaines de personnes en 1954 à 4 129 habitants en 1979 (Choulik et Moore, 1992; tiré de Archer, 1983). Jusqu'en 1975, on ne trouve aucun système d'épuration des eaux usées alors que ces dernières sont rejetées sans traitement dans le lac Dauriat, situé au cœur de la ville. L'année 1975 marque l'installation d'une usine de filtration des eaux usées. En 1981, à la suite d'une demande en fer devenue très faible, on ne compte plus que 2 700 résidents et, en 1989, il n'en reste que 600 (Choulik et Moore, 1992; tiré de Archer, 1983). C'est en 1983 que les mines ferment définitivement leurs portes.

La présente étude paléolimnologique du lac Dauriat permet de retracer l'histoire de la pollution et l'évolution accélérée du processus d'eutrophisation et, par conséquent,

le vieillissement de ce lac. Les diatomées (Bacillariophyceae) sont des algues unicellulaires composées d'une coquille siliceuse qui permet leur fossilisation dans les sédiments. La composition des assemblages de diatomées varie selon les modifications des conditions physiques et chimiques dans les lacs, ce qui en fait d'excellents bio-indicateurs de la qualité du milieu aquatique. Les assemblages de diatomées sont utilisés couramment afin de reconstituer l'évolution de la qualité de l'eau des écosystèmes lacustres (p. ex. Karst et Smol, 1998; Guilizzoni et collab., 2001; Saulnier-Talbot et collab., 2003), et plus spécifiquement pour déterminer le niveau trophique des lacs (p. ex. Anderson et collab., 1990; Hall et collab., 1997; Hausmann et collab., 2002; Pienitz et collab., 2006). Les chrysophycées (Chrysophyceae) sont aussi des algues siliceuses dont les restes sont préservés dans les sédiments. Le pourcentage de ces organismes par rapport

Laurence Laperrière a fait sa maîtrise sous la supervision du professeur Reinhard Pienitz au Laboratoire de paléocéologie aquatique du Centre d'études nordiques de l'Université Laval; elle travaille maintenant au Cégep François-Xavier-Garneau. Marie-Andrée Fallu a complété ses études doctorales sous la supervision du professeur Reinhard Pienitz au Centre d'études nordiques et occupe maintenant un poste d'agente de liaison scientifique à l'Université du Québec à Trois-Rivières alors que Sonja Hausmann faisait un stage postdoctoral au Centre d'études nordiques au moment de l'étude. Enfin, Derek Muir est chercheur au Laboratoire des essais environnementaux d'Environnement Canada à Burlington, ON.

Reinhard.Pienitz@cen.ulaval.ca

au nombre total de diatomées donne un indice du degré d'eutrophisation d'un lac (Smol, 1985); plus leur importance relative est grande, plus le vieillissement du lac est avancé.

Plusieurs études ont aussi tenté d'évaluer les impacts anthropiques de l'exploitation minière sur les écosystèmes aquatiques (p. ex. Kerfoot et collab., 1994, 1999). Dans la région de Schefferville, l'étude de Dubreuil (1981) avait pour but de reconstituer l'adaptation d'un cours d'eau affecté par les activités minières. Elle conclut que «... les caractéristiques physico-chimiques de l'eau du ruisseau Kata (situé à environ 13 km à l'ouest de Schefferville) sont apparemment revenues à la normale, en autant que la conductivité et les solides en suspension sont concernés. Cependant, il appert que la faune et la flore répondent beaucoup plus lentement à l'amélioration de la qualité de l'eau... ». L'étude de Hausmann et collab. (2002) montre que plus de 88 ans se sont écoulés pour que le lac Seebergsee, dans les Alpes suisses, atteigne à nouveau un état oligotrophe à la suite d'une période d'hypertrophie provoquée par l'utilisation excessive du pâturage et de fertilisants dans le bassin versant du lac.

Utilisant une approche multidisciplinaire (biostratigraphie et géochimie), la présente étude décrit l'impact et les conséquences des activités minières et de l'explosion démographique de la ville de Schefferville sur la qualité de l'eau et le statut trophique du lac Dauriat, en milieu boréal subarctique.

Site d'étude

Le lac Dauriat (54° 48' N; 66° 49' O) est situé à 550 m d'altitude a.d.n.m. au centre de la ville de Schefferville, au Québec nordique (figure 1). La superficie du lac est de 0,56 km² et sa profondeur maximale mesurée est de 4,5 m. Le temps de renouvellement de l'eau du lac est de 60 jours en hiver et de 2 jours pendant la période de fonte de la neige. (Drake et Freund, 1980). Comme l'accumulation de neige en hiver est élevée pour cette région, soit 330 cm, cela provoque un important volume d'eau de fonte au printemps (Drake et Freund, 1980). Selon la classification de Wetzel (2001) et l'étude menée par Choulik et Moore (1992), le lac Dauriat aurait été dans un état de mésotrophie avancée en 1992. Les concentrations de phosphore total et de chlorophylle *a* (Chl *a*) mesurées indiquent des valeurs plus faibles après 1975 (figure 2; Choulik et Moore, 1992).

Le lac Dauriat fait partie d'une chaîne de lacs soit, d'amont en aval, le lac Knob, le lac Dauriat, le lac Juin et le lac LaCosa, dont le drainage se fait du sud vers le nord (figure 1). Les bassins versants de cette région se drainent vers la baie d'Ungava, par la rivière Caniapiscau. Étant donné sa situation géographique, ce lac a servi d'égoût à la ville de Schefferville pendant l'époque de l'extraction minière. Le lac Knob, situé en amont, représente quant à lui la source d'eau potable du village et a aussi été utilisé à des fins récréatives.

Géologiquement, Schefferville se situe dans la fosse du Labrador, sur le Bouclier canadien. La fosse du Labrador est située à l'ouest de la Province géologique de Churchill et aux

limites de la Province géologique du Supérieur. Le sous-sol y est constitué de roches sédimentaires peu métamorphosées et composées de calcaires et de dolomies de plate-forme qui sont riches en fer (Landry et Mercier, 1992). La géologie de la région de Schefferville se caractérise principalement par la présence de calcaires et l'abondance d'oxyde et hydroxyde de fer, dont l'hématite rouge, la limonite, et la goethite.

Le climat subarctique de la région de Schefferville est marqué par des hivers froids et des étés courts (Le grand Atlas du Canada et du monde, 2002). La température moyenne annuelle de Schefferville est de -5 °C, avec une précipitation annuelle moyenne de 793,6 mm, dont 415 cm sous forme de neige (Environnement Canada, 1993). La région possède une moyenne de 190 jours avec des températures maximums au-dessus de 0 °C (Environnement Canada, 1993).

La forêt ouverte (pessière à lichens) du domaine subarctique est répartie de façon continue et caractérise la végétation du bassin versant du lac Dauriat. On y trouve en majorité l'épinette noire (*Picea mariana*), mais aussi le pin gris (*Pinus banksiana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*) et quelques arbres feuillus comme le bouleau pleureur (*Betula pendula*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (Environnement Canada, 2003).

Méthodes et Résultats

Carottage-lithostratigraphie

Le lac Dauriat a été carotté successivement les 24 et 27 avril 1999 à deux endroits séparés d'environ deux mètres l'un de l'autre. Les deux carottes ont été extraites à l'aide d'un carottier de type Kajak-Brinkhurst de 6,5 cm de diamètre. La première carotte (carotte A), d'une longueur de 41 cm, a été sous-échantillonnée au 1 cm et les sédiments ont été envoyés aux laboratoires d'Environnement Canada (Laboratoire national des essais environnementaux), à Burlington (Ontario), pour l'analyse des éléments chimiques. La deuxième carotte (carotte B) avait une longueur de 40 cm et elle a été échantillonnée au 0,5 cm et analysée au Laboratoire de paléocéologie aquatique de l'Université Laval (Québec).

De 40 cm à 33 cm de profondeur (carotte A), on observe des sédiments brun-ocre, avec une teinte devenant de plus en plus pâle vers le haut de la carotte. De 32,5 cm à 6 cm, la boue organique (gyttja) est noire et comprend de l'huile (visible lors de l'échantillonnage). De 6 cm à la surface, les sédiments sont brun-ocre avec une légère transition vers un brun plus foncé commençant à 5 cm.

Datation au ²¹⁰Pb

Dix-huit échantillons de la carotte B ont été séchés à 70 °C pendant 18 h et six parmi eux ont été envoyés au laboratoire du GEOTOP à l'Université de Montréal afin de mesurer la radioactivité rémanente des sédiments. Les échantillons envoyés sont représentatifs de niveaux où des changements avaient été observés dans les assemblages de diatomées. Le modèle de «Constant Rate of Supply (CRS)» de Binford (1990) a été utilisé pour calculer les taux de sédimentation.

La désintégration de l'activité du ^{210}Pb dans les sédiments en relation avec le taux de sédimentation est montrée dans la figure 3. L'âge de la base de la carotte A est estimé à 1882 AD. L'époque préminière (années 1882 à 1939) est

caractérisée par un taux de sédimentation constant, soit de $0,10 \text{ g cm}^{-2}$ et d'une radioactivité plus faible, c'est-à-dire des valeurs comprises entre 3 et 6 dpm g^{-1} . Durant les années 1939 à 1977, correspondant à l'époque minière, le taux de

sédimentation a plus que doublé, alors qu'il est passé de $0,13 \text{ g cm}^{-2}$ à $0,28 \text{ g cm}^{-2}$. Cette augmentation se fait de façon continue. La radioactivité se situe autour de 7 dpm g^{-1} . Le taux de sédimentation tend à diminuer de manière continue après 1977, date correspondant au début de l'époque postminière (1977 à 1999). Le taux passe du maximum de $0,28 \text{ g cm}^{-2}$ en 1981 à $0,18 \text{ g cm}^{-2}$ en 1999. Cette diminution s'accélère entre 1988 et 1999. L'activité du ^{210}Pb se situe entre 8 et $22 \text{ dpm g}^{-1} \text{ cm}^{-2}$.

Perte-au-feu

Afin de déterminer le contenu en matière organique dans les sédiments du lac Dauriat, les échantillons de la carotte B ont été traités selon la méthode standard de la perte-au-feu de Dean (1974). Quarante échantillons ont été analysés, soit à chaque $0,5 \text{ cm}$ de la carotte B. Les échantillons ont d'abord été chauffés à 100 °C pendant 19 h. Ils ont ensuite été brûlés à 550 °C pendant six heures.

De 40 cm à 32 cm (époque préminière; figure 4), le pourcentage de matière organique est resté presque constant à environ 7%. Parmi les trois époques, celle-ci se distingue par le contenu le plus faible. C'est dans les sédiments de l'époque minière (1939 à 1977; figure 4) que l'on trouve les valeurs de matière organique les plus élevées. À 31 cm , le contenu de matière organique est d'environ 9%, alors qu'il augmente rapidement par la suite, pour atteindre un maximum d'environ 32% à $20,5 \text{ cm}$ de profondeur. L'époque postminière (1977 à 1999, figure 4) se caractérise par une diminution rapide de la matière

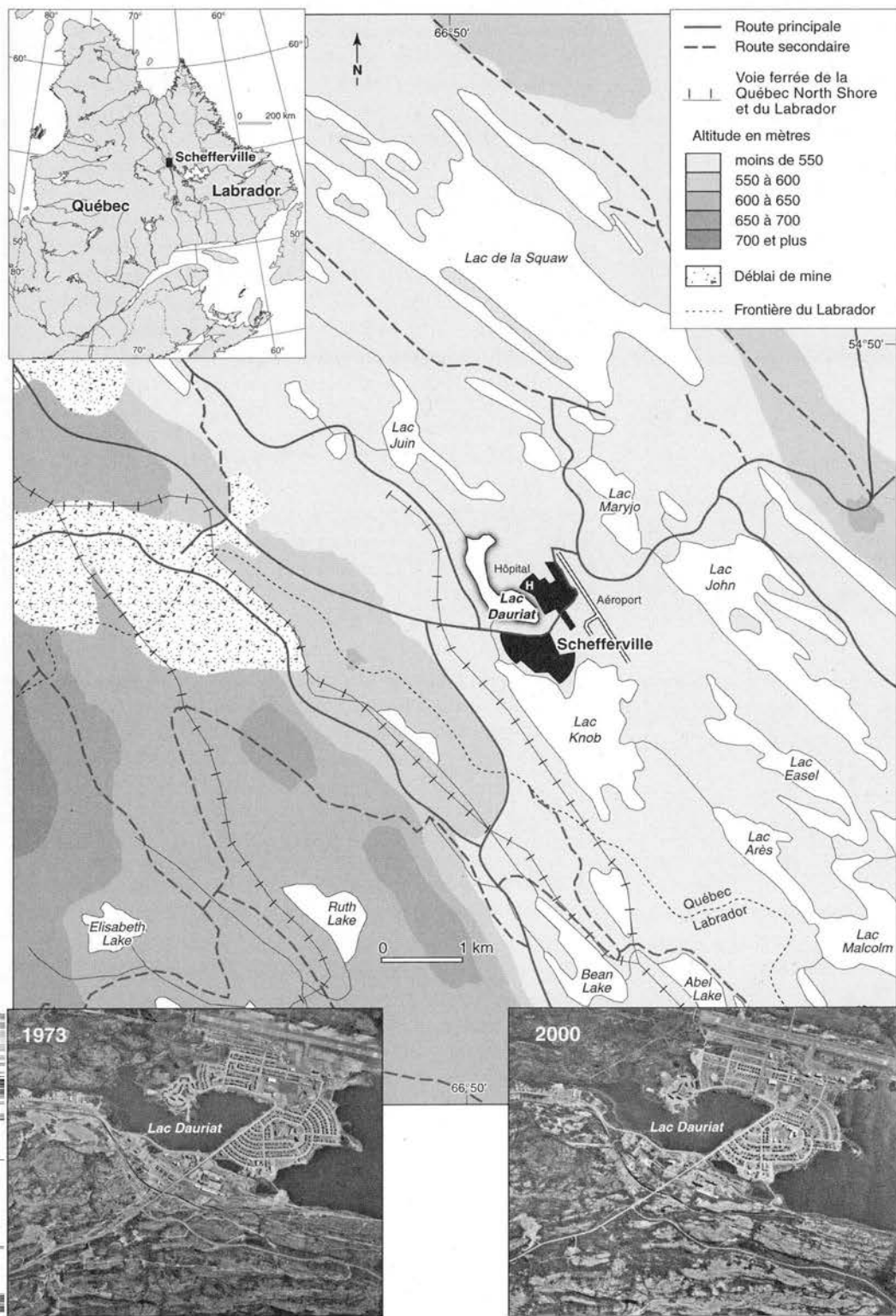
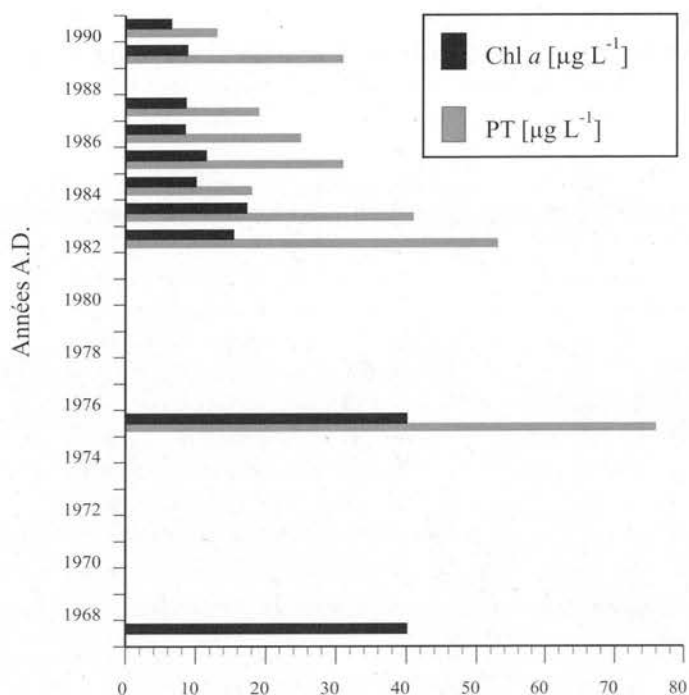


Figure 1. Carte topographique des environs de la ville de Schefferville et du lac Dauriat. Photographies aériennes de Schefferville (1973 et 2000) au 1: 50 000 (approximativement). (Source: Ressources naturelles du Québec, Canada).



Concentrations de chlorophylle *a* (Chl *a*) et de phosphore total (PT)
Figure 2. Fluctuation des concentrations de phosphore total et de Chl *a* mesurées dans le lac Dauriat (modifié de Choulik et Moore, 1992).

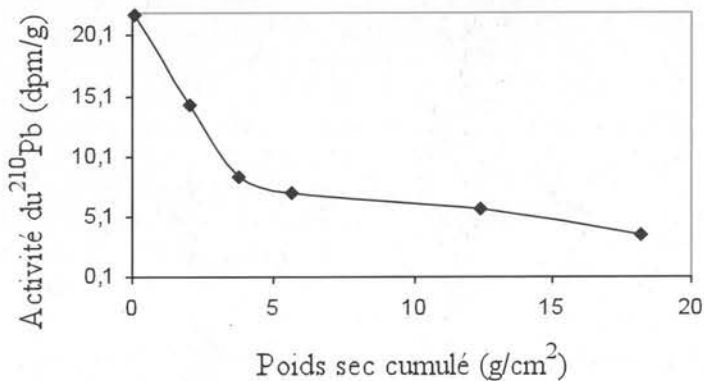


Figure 3. Désintégration de l'activité du ^{210}Pb en relation avec la profondeur dans la carotte sédimentaire du lac Dauriat.

organique entre 18 et 15 cm et ensuite par une diminution lente, mais soutenue, avec une alternance de petits pics et creux, variant entre 23 % et 15 %. Le contenu est plus élevé qu'à l'époque préminière et les concentrations les plus fortes se trouvent entre 18 et 17,5 cm.

Fossiles siliceux

Chaque échantillon a été traité avec un mélange (1 : 1) d'acide sulfurique et d'acide nitrique pendant 24 h. Les flacons ont été déposés dans un bain d'eau chaude (~ 80 °C) pendant deux heures et ont ensuite été rincés à l'eau distillée à chaque jour pendant une semaine afin d'atteindre le pH neutre de l'eau distillée. Les lames de microscope ont été

montées à l'aide de la résine Naphrax®. Quarante lames ont été préparées selon les méthodes standard (Pienitz et collab., 1995), et ce, à tous les centimètres. Finalement, le comptage des diatomées au microscope s'est fait à un grossissement de 1000X sous immersion d'huile. Un minimum de 500 valves a été identifié pour chaque lame. L'identification des espèces s'est principalement faite à partir des ouvrages de Krammer et Lange-Bertalot (1986, 1988, 1991a, b) et de Fallu et collab. (2000). Un total de 168 espèces de diatomées a été identifié dans les sédiments de la carotte et les espèces les plus souvent notées sont présentées à l'appendice 1 et à la figure 8. Trois zones distinctes ont été définies dans les assemblages de diatomées selon la méthode de la partition optimale de la somme des écarts à la moyenne à l'aide du logiciel Zone version 1.2 (Juggins, 1991; figure 4). Les kystes et les écailles de Chrysophyceae ont été comptés dans le but de calculer le pourcentage de ceux-ci par rapport au nombre total de diatomées comptées (Smol, 1985).

Zone 1: Époque préminière (1882 à 1939) (40 cm à 32 cm)

Cette zone est représentée en majorité par les espèces *Fragilaria pinnata* (5 à 30 %), *Gyrosigma acuminatum* (2 à 25 %), *Achnanthes nodosa* (2 à 10 %), *Navicula aboensis* (2 à 5 %), *F. construens* (2 à 20 %), *F. brevistriata* (7 à 25 %), *Cyclostephanos invisitatus* (7 à 20 %) et *Achnanthes minutissima* (7 à 10 %). À la base de la carotte (ca. 1882), *F. pinnata* compose jusqu'à 30 % des assemblages diatomifères et on trouve jusqu'à 20 % de *F. construens*. La présence de *G. acuminatum* est spécifique à cette zone de la carotte et, vers 1890, elle atteint près de 20 % d'abondance relative. Quant à *F. construens* et *F. brevistriata*, elles sont plus abondantes à la fin de cette zone. Les pourcentages des kystes et des écailles de chrysophycées varient respectivement entre 0,8 et 4,5 % et 0 et 0,6 %.

Zone 2: Époque minière (1939 à 1977) (32 cm à 18 cm)

La transition entre les zones 1 et 2 est très marquée. On observe une « explosion » du taxon *Cyclostephanos invisitatus*, alors que plusieurs autres espèces de la zone 1 disparaissent totalement. Cette zone est très particulière, car elle reflète une quasi-monoculture de *C. invisitatus*: on trouve jusqu'à 80 % de ce taxon entre 1950 et 1965, soit autour de 28 cm de profondeur. De plus, on remarque la présence beaucoup plus discrète d'autres taxons tels que *Nitzschia acicularis*, *N. perminuta*, *Diatoma tenuis*, *Cyclotella pseudostelligera* et *Asterionella formosa* (toutes avec moins de 20 %). Le pourcentage des kystes de chrysophycées est encore plus faible dans cette zone que dans la précédente, n'excédant pas 2,7 %. Quant aux écailles de chrysophycées, elles sont plus abondantes que dans la zone précédente, mais n'excédant pas 3,4 %.

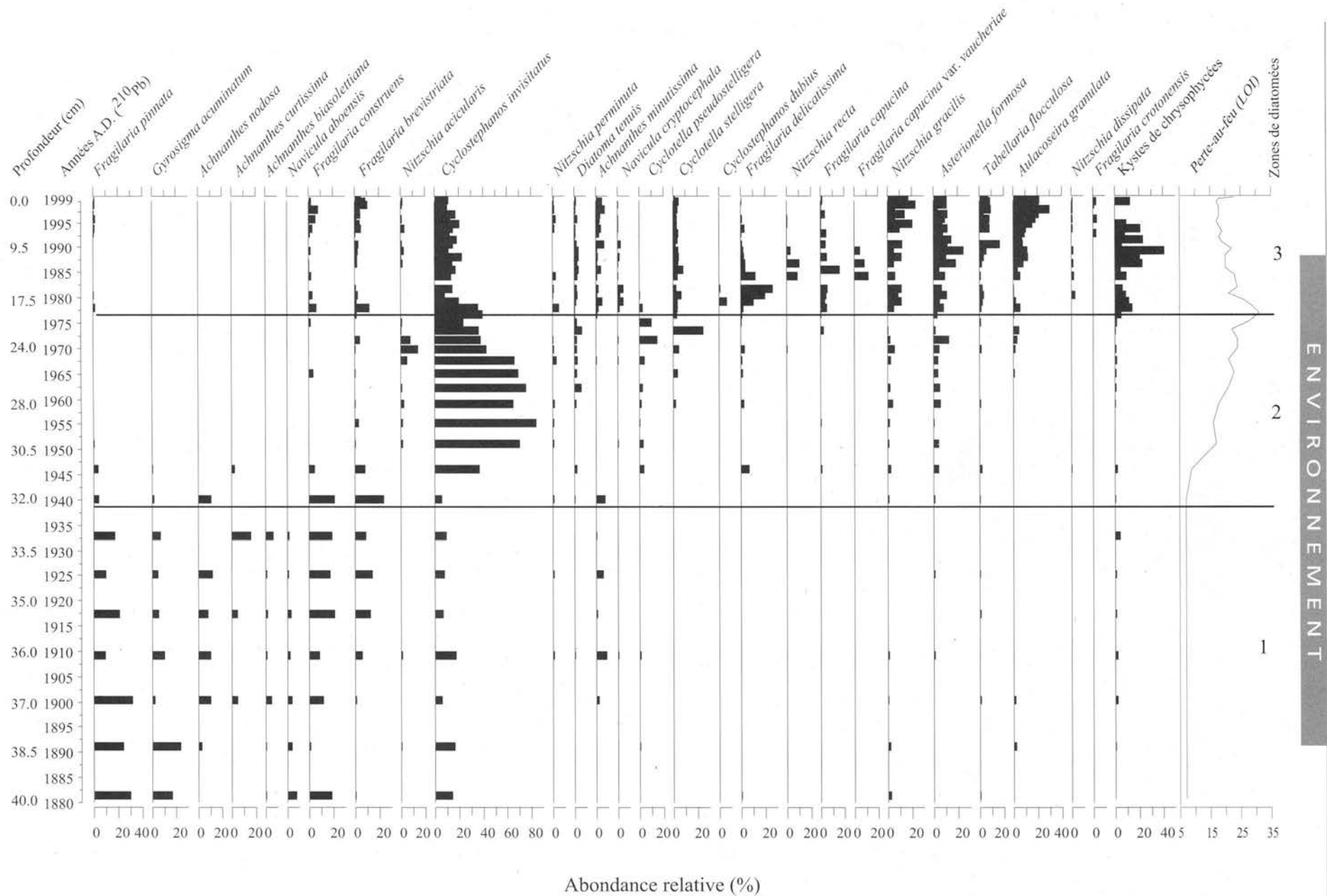


Figure 4. Profils d'abondance relative des taxons de diatomées les plus communs ($\geq 2\%$ dans au moins un niveau) et du contenu de matière organique brûlée dans les sédiments (par la perte-au-feu). La limite des zones a été déterminée à l'aide du logiciel *Zone* (voir le texte pour explications).

**Zone 3 : Époque postminière
(1977 à 1999) (18 cm à 0 cm)**

À partir de 1980, l'abondance de *Cyclotella chothorna* chute brusquement à environ 20 % et demeure ainsi jusqu'à la surface de la carotte. *Asterionella formosa* augmente progressivement jusqu'à 10 % au début de cette période et atteint un maximum de près de 30 % vers 1990. On remarque une croissance de *Aulacoseira granulata* au milieu des années 1980 allant jusqu'à 30 % en 1997. Mis à part quelques taxons (p. ex. *Fragilaria construens* et *F. brevistriata* présents à moins de 10 %), les taxons dominants auparavant dans la zone 1 sont presque totalement absents et remplacés par *F. delicatissima* (10 à 20 %), *Asterionella formosa* (5 à 25 %), *Tabellaria flocculosa* (environ 10 %), *Nitzschia gracilis* (10 à 20 %) ainsi que *Aulacoseira granulata* (10 à 30 %). Le pourcentage des kystes et des écailles de chrysophycées est généralement supérieur par rapport aux zones précédentes, variant respectivement entre 0 % et 10,5 % et entre 0 et 29,3 %.

Reconstitution du phosphore total

Afin de quantifier les variations dans les conditions limnologiques du passé, un modèle d'inférence de phosphore total (PT) a été utilisé. La géologie du bassin versant du lac Dauriat étant à dominance calcaire, une fonction de transfert basée sur une série de lacs suisses ayant une géologie similaire était préférable à une série de lacs localisés au Québec nordique avec une géologie à dominance granitique. Le degré de similarité entre les assemblages fossiles du lac Dauriat et les assemblages modernes des lacs de la Suisse (Hausmann et Kienast, 2006), du Labrador (Fallu et collab., 2002) et du nord du Québec (Fallu et Pienitz, 1999) a été examinée à l'aide de la méthode d'analyse des correspondances redressées, une méthode d'ordination indirecte. L'analyse a montré que les assemblages fossiles de diatomées du lac Dauriat ressemblaient le plus aux assemblages des lacs en provenance des régions géologiques semblables (calcaire) (figure 5). Le modèle d'inférence du PT de la Suisse a donc été utilisé (Hausmann et Kienast, 2006).

De 1880 à 1940, le PT inféré à partir des diatomées fossiles montre des concentrations autour de 30 µg L⁻¹ (figure 6). Ces concentrations augmentent jusqu'à 140 µg L⁻¹ vers 1950, chutent à environ 60 µg L⁻¹ autour de 1970 et augmentent à 170 µg L⁻¹ en 1975. Elles diminuent ensuite pour atteindre des concentrations d'environ 30 µg L⁻¹, semblables aux concentrations à la base de la carotte. La courbe de PT inférée est fortement corrélée avec l'abondance de *Cyclotella chothorna* ($r^2 = 0,91$). Le PT inféré par les diatomées montre des valeurs proches de celles du PT mesuré entre les années 1977 et 1990 (figure 6). La moyenne résiduelle entre

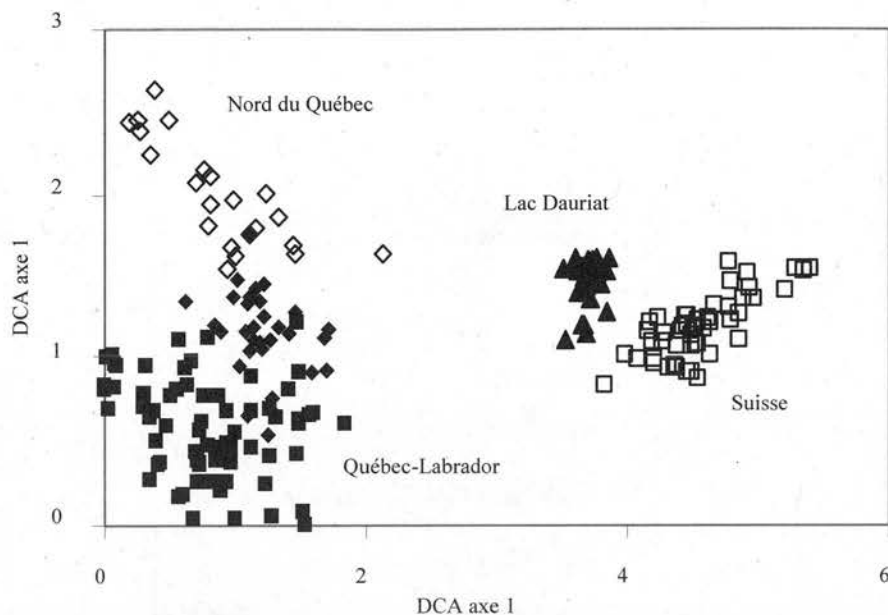


Figure 5. Comparaison des assemblages de diatomées préservées dans les sédiments de surface des lacs du nord du Québec (losanges vides), du Québec-Labrador (carrés pleins) et de la Suisse (carrés vides) avec les assemblages de diatomées fossiles du lac Dauriat (triangles), à l'aide d'une analyse des correspondances redressées (DCA).

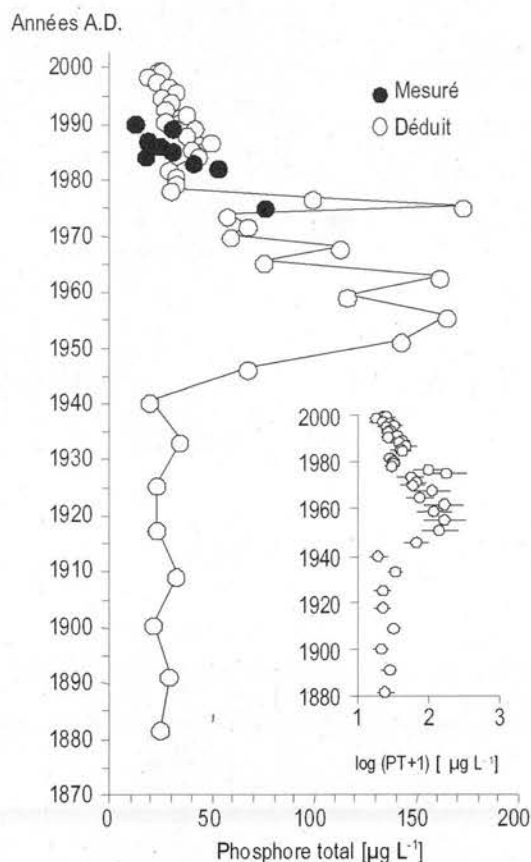


Figure 6: (a) Reconstitution du phosphore total inféré par les assemblages de diatomées et le phosphore total mesuré (Choulik et Moore, 1992) entre 1975 et 1990. (b) Valeurs log (x + 1) du phosphore total inféré par les assemblages de diatomées avec leurs erreurs.

le PT inféré et le PT mesuré est de $14 \mu\text{g L}^{-1}$ ($n = 15$; écart type = $10 \mu\text{g L}^{-1}$).

Géochimie élémentaire

La carotte A envoyée à Environnement Canada en 1999 a été analysée dans le but de connaître les concentrations de 32 éléments présents dans les sédiments du lac Dauriat.

La figure 7 présente les profils pour la majorité des différents éléments analysés dans la carotte A. Toutefois, plusieurs des éléments (Be, Cd, Cr, Ga, Mo, Na, Pd, Pt, Rb, Rh, Sb, U) n'apparaissent pas dans la figure puisqu'ils étaient tous très stables tout au long de la carotte et de faible concentration. Na montre une concentration $< 500 \text{ mg kg}^{-1}$ tout au long de la carotte, alors que les concentrations de tous les autres éléments mentionnés précédemment sont beaucoup plus faibles ($< 100 \text{ mg kg}^{-1}$).

À la base de la carotte, entre les années 1860 et 1890, les éléments Al, Fe, K, Mg et Mn sont très abondants (figure 7). Leurs concentrations respectives sont en moyenne $> 30\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Al, $> 10\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Fe, entre $7\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ et $10\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour K, et entre $5\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ et $6\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Mg.

Entre les années 1930 et 1960, une forte augmentation dans les concentrations de presque tous les éléments présentés sur la figure 7 est évidente. En 1950, les concentrations de Al, Ca et Fe atteignent respectivement $63\,200 \text{ mg kg}^{-1}$, $3\,690 \text{ mg kg}^{-1}$, et $143\,000 \text{ mg kg}^{-1}$. Les concentrations de As et Zn atteignent les plus hautes valeurs entre les années 1930 et 1950. Entre 1933 et 1960, le mercure total augmente pour atteindre $6,38 \text{ mg kg}^{-1}$ en 1943, alors qu'il demeure en dessous de 2 mg kg^{-1} dans le reste de la carotte de sédiment et P atteint $6\,010 \text{ mg kg}^{-1}$ en 1948 (figure 7).

Finalement, les éléments Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn et Sr se trouvent en forte abondance près de la surface de la carotte (1984-1999). Leurs concentrations sont de $> 30\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Al, $> 2\,500 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Ca, $> 170\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Fe, $> 4\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour K, $> 3\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Mg, $> 2\,000 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Mn et $> 20 \text{ mg kg}^{-1}$ pour Sr (figure 7).

Discussion

Zone 1 : Époque préminière, de 1882 à 1939 (40 cm à 32 cm)

De 1882 à 1939, les assemblages de diatomées ainsi que les profils des différents éléments de la figure 7 montrent que le milieu aquatique a été faiblement touché par la pollution minière et les rejets municipaux. À cette époque, la population de la région était composée d'autochtones de la communauté de Matimekosk et de celle des Naskapis. Quelques activités de prospection minière de faible envergure ont eu lieu avant les années 1950 (Louis-Edmond Hamelin, communication personnelle). Ces travaux impliquant la déforestation du bassin versant et favorisant le ruissellement, ainsi que la construction du chemin de fer, ont probablement amorcé le processus d'eutrophisation vers la fin des années 1930. Ces facteurs ont vraisemblablement favorisé

l'augmentation du Fe dans le lac, car, dès le début des années 1930, on note une augmentation dans la concentration du Fe, laquelle demeure élevée par la suite (figure 7). Parallèlement, on remarque une augmentation dans les concentrations des éléments As, Cu, Hg total, La, Mn et Zn, probablement aussi favorisée par les travaux de construction en cours. D'ailleurs, ces différents éléments sont souvent plus abondants en présence d'activités humaines, telle l'exploitation minière (Lenntech, 2006). Le sol est riche en fer dans la région de Schefferville, ce qui favorise au départ la rétention du P (Choulik et Moore, 1992). On trouve d'ailleurs des assemblages de diatomées témoignant d'un milieu oligo-mésotrophe, soit d'un plan d'eau relativement riche en P, dès 1880, soit *Fragilaria pinnata*, *F. contruens*, et *Cyclostephanos invisitatus*. L'optimum de PT pour le taxon *Cyclostephanos invisitatus* se situe à $150 \mu\text{g L}^{-1}$, ce qui témoigne aussi d'un milieu mésotrophe (Hausmann et Kienast, 2006).

La présence des différents taxons qui possèdent une tolérance élevée à la pollution organique, tels que *F. pinnata*, *F. brevistriata* et *Achnanthes minutissima*, suggèrent un pH élevé des eaux du lac avant le développement de la mine et de la ville (Académie des sciences de Philadelphie, 2004). Ces trois espèces vivent aussi dans des milieux légèrement salés (0,9 ‰) et bien oxygénés (Académie des sciences de Philadelphie, 2004). *F. pinnata* et *A. minutissima* peuvent tolérer des concentrations élevées en azote organique et sont toutes deux béta-mésosaprobies (Lecoite et collab., 1993), c'est-à-dire qu'elles tolèrent moyennement la présence de matière organique dans l'eau. Quant à *F. brevistriata*, elle est qualifiée d'oligosaprobique, c'est-à-dire qu'elle tolère peu la présence de matière organique. Les assemblages de *F. construens* et *F. brevistriata* sont aussi des témoins de milieux alcalins. L'optimum de PT pour *F. brevistriata* est de $75 \mu\text{g L}^{-1}$ et celui de *F. pinnata* est de $55 \mu\text{g L}^{-1}$ (Hausmann et Kienast, 2006).

Le faible pourcentage de kystes et d'écailles de chrysophycées réfère également à un environnement mésotrophe pour la période comprise entre 1882 et 1939, car les chrysophycées sont des organismes planctoniques qui survivent rarement dans des eaux polluées, riches en nutriments et en phosphore (Duff et collab., 1995; Quinlan et collab., 1998). D'ailleurs, en 1914, les concentrations en phosphore sont inférieures à 800 mg kg^{-1} , mais elles septuplent en 1927 pour atteindre $5\,970 \text{ mg kg}^{-1}$ (figure 7). La faible abondance de kystes de chrysophycées témoigne du processus d'eutrophisation qui s'amorce.

Les assemblages de diatomées, la présence de kystes et d'écailles de chrysophycées et la faible quantité des éléments présents dans cette zone montrent que le lac est légèrement touché par les activités minières. L'eutrophisation du lac n'étant pas encore avancée, il est normal que, comme en témoigne la perte-au-feu (figure 4), le contenu des sédiments en matière organique soit plus faible que dans les deux zones suivantes. Toutefois, les travaux de construction du chemin de fer et de la ville de Schefferville ont pu contribuer au début du processus d'eutrophisation.

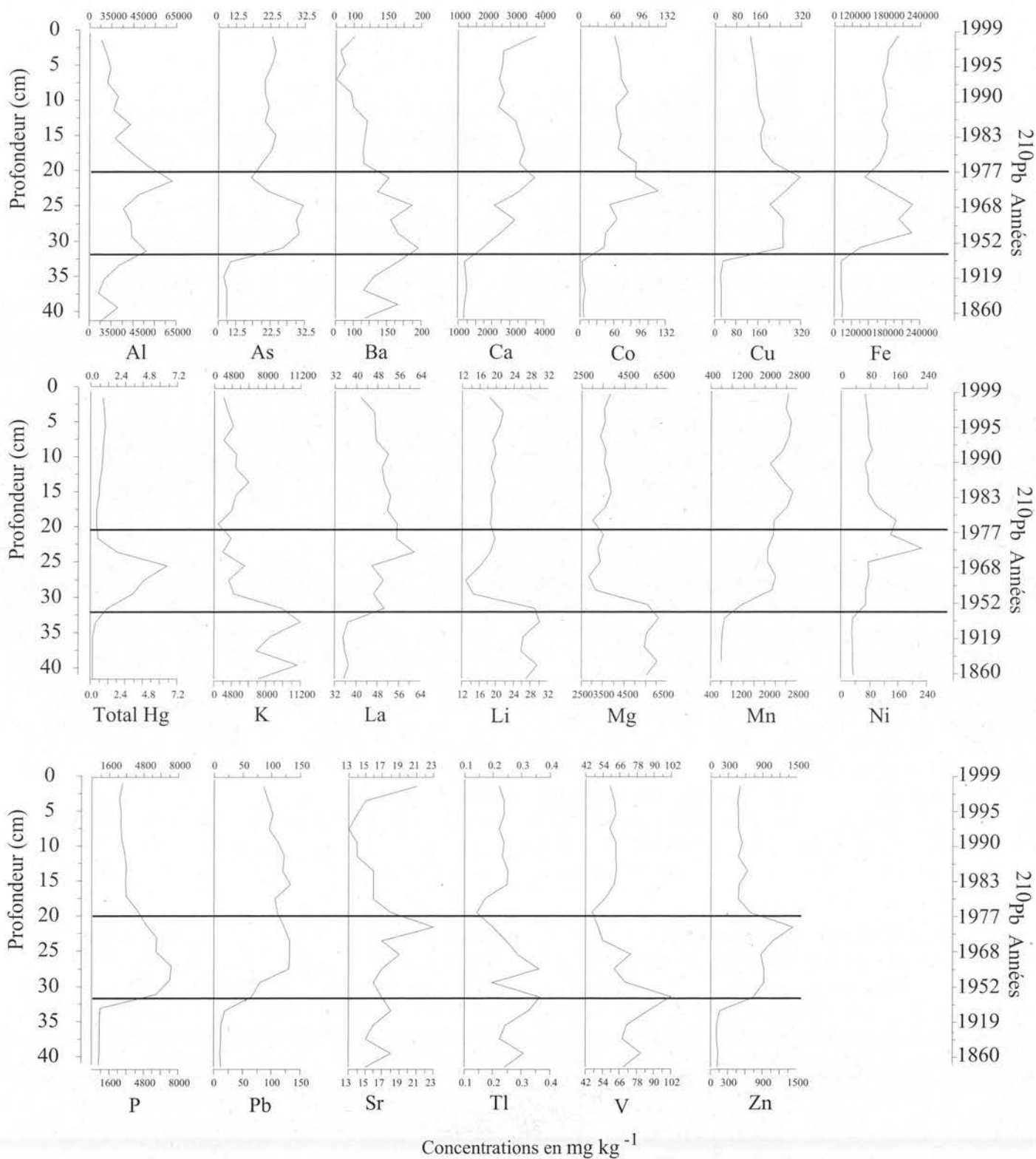


Figure 7. Profils d'abondances absolues des éléments trouvés dans les sédiments du lac Dauriat. Noter que l'échelle des concentrations (toutes en mg kg^{-1}) est propre à chacun des éléments et que le trait en pointillé représente la concentration moyenne pour chaque élément.

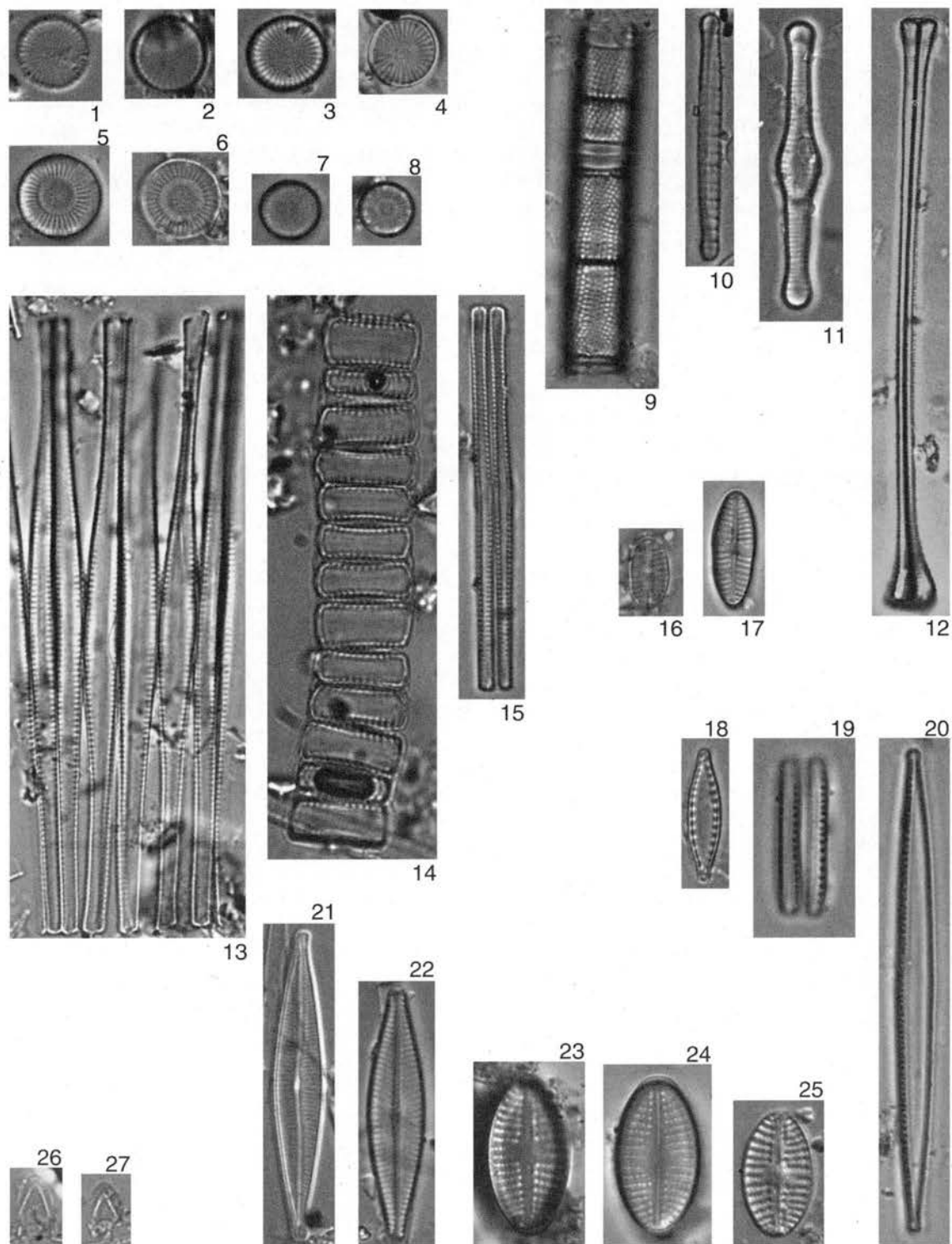


Figure 8. Valves et écailles des espèces de diatomées dominantes dans les sédiments du lac Dauriat et écailles de chrysophycées (grossissement X 1000). Voir l'appendice 1 pour le nom des espèces.

**Zone 2 : Époque minière,
de 1939 à 1977 (32 cm à 18 cm)**

De 1956 à 1976, la population de la ville de Schefferville passe de 1632 à 4025 (Choulik et Moore, 1992 : tiré de Archer, 1983). Jusqu'en 1975, aucun moyen de filtration des eaux usées n'existe. La décharge des égouts dans les eaux

du lac Dauriat est vraisemblablement la cause principale de l'eutrophisation accélérée du lac. Cette décharge est riche en éléments nutritifs tels le phosphore et l'azote et fournit des éléments essentiels à la croissance des algues, incluant les diatomées. Cette croissance massive crée des conditions d'anoxie (rareté d'oxygène) et provoque une sélection des

espèces pouvant tolérer ces conditions extrêmes de vie. D'ailleurs, des problèmes liés à la croissance massive d'algues ont été observés dans le lac à la fin de l'été, après une saison où les eaux de fonte furent très abondantes (Drake et Freund, 1980). On a remarqué une augmentation dans la concentration du phosphore dès 1927 (figure 7) et dès 1940 pour le phosphore total inféré (figure 6). Ces concentrations restèrent élevées jusqu'à la fin des années 1970 (figures 6 et 7). D'ailleurs, c'est dans la zone 2 (figure 4) que se trouvent les assemblages de diatomées typiques d'un milieu fortement pollué, soit une quasi-monoculture de *Cyclostephanos invisitatus*. Cette espèce dominante est présente à plus de 80 % des assemblages pour la période comprise entre 1950 et 1965 (figure 4).

Le contenu en Chl *a* se situait à $> 40 \mu\text{g L}^{-1}$ durant la période comprise entre 1967 et 1975 (Choulik et Moore, 1992; figure 2). Cette concentration élevée témoigne de l'apport excessif de matière organique dans le lac. Les concentrations de PT atteignirent aussi un pic en 1975 (Choulik et Moore, 1992; figure 2). Puisque la pollution organique était élevée dans le lac, la décomposition bactérienne s'est probablement accélérée, ce qui a pu contribuer à une forte concentration de nutriments provoquant une prolifération des algues et une augmentation de la biomasse. En effet, 32,5 % des sédiments étaient composés de matière organique à 20,5 cm de profondeur. Cette couche coïncide aussi avec des sédiments plus foncés entre 1950 et 1977, où le contenu en matière organique atteignit son plus haut niveau (figure 4).

Les espèces du genre *Cyclostephanos* répondent positivement à une augmentation de phosphore (Anderson, 1990). On remarque d'ailleurs que les concentrations en phosphore augmentent rapidement au milieu des années 1930, parallèlement à l'augmentation de l'espèce *Cyclostephanos invisitatus* (figure 7). Cette dernière est une espèce cosmopolite et planctonique qui dispose d'une tolérance élevée à la pollution (Krammer et Lange-Bertalot, 1991a). Elle est très répandue, tant dans les eaux courantes que stagnantes. Elle cohabite souvent avec l'espèce *Stephanodiscus hantzschii* (absente de notre carotte, mais aussi difficile à différencier de *C. invisitatus*) et elle se rencontre souvent dans les milieux saprobes, riches en matière organique (Krammer et Lange-Bertalot 1991a). *C. invisitatus* tolère une forte concentration de nutriments, tels que le milieu décrit dans cette zone (Håkansson, 2002). *Asterionella formosa*, *Nitzschia perminuta* et *Diatoma tenuis*, aussi présentes dans cette zone, sont quant à elles témoins d'environnements alcalins et tolèrent une eutrophisation soutenue (Krammer et Lange-Bertalot, 1988, 1991a). Entre 1948 et 1966, les concentrations en Ca sont les plus élevées; elles excèdent toutes 3000 mg kg^{-1} . L'optimum de PT pour *Asterionella formosa* se situe à $130 \mu\text{g L}^{-1}$ (Hausmann et Kienast 2006). *Diatoma tenuis* est une espèce alpha-mésosaprobe, c'est-à-dire qu'elle tolère de fortes teneurs en matière organique (Base de données *Omnidia*; Lecoïnte et collab., 1993). *Gyrosigma acuminatum* diminue habituellement en abondance avec la pollution (Krammer et Lange-Bertalot, 1986), ce qui est

apparent dans cette zone de la figure 4. Les autres espèces qui étaient présentes dans la zone 1 et qui étaient peu tolérantes à la présence de matière organique sont ici faiblement représentées. Ainsi, depuis la zone 1 (1882 à 1939), l'eutrophisation s'est fortement accélérée à la suite des rejets intenses et continus de matières fécales.

Le pourcentage de kystes et d'écaillés de chrysophycées reste très faible durant l'époque minière, ce qui témoigne de l'enrichissement accéléré des eaux en nutriments et de l'eutrophisation marquée du lac Dauriat. Puisque le lac a servi d'égout pendant cette période, les rejets municipaux ont probablement presque totalement éliminé la présence de chrysophycées.

Les concentrations sédimentaires de Ca, Co, Mn, Sr et Fe augmentent après les années 1950 (figure 7). Les années 1950 marquent aussi le début des travaux d'excavation minière (Hilton, 1968). À la fin des années 1950, les concentrations en Fe sont de l'ordre de $180\,000 \text{ mg kg}^{-1}$. Le Co et le Sr sont présents naturellement dans l'environnement, mais l'augmentation de leurs concentrations est favorisée par les activités humaines tels les exploitations minières et les incinérateurs (Lenntech, 2006).

À partir de 1976, le contenu de matière organique diminue progressivement (figure 3). De plus, l'abondance de l'espèce indicatrice d'une forte pollution *Cyclostephanos invisitatus* s'est amoindrie pour laisser la place à d'autres espèces, telles que *Achnanthes minutissima*, *Cyclotella stelligera* et *Asterionella formosa* (figure 4). Quoique *Achnanthes minutissima* puisse soutenir un niveau élevé d'azote organique, le retour ou l'apparition de ces dernières espèces montrent que le milieu semble s'améliorer (Lecoïnte et collab., 1993). Ces changements soudains dans la composition des assemblages de diatomées paraissent directement associés à l'installation d'une station de filtration des eaux usées en 1975, démontrant ainsi la réponse immédiate de la communauté des diatomées. Puisque les diatomées sont des algues excessivement sensibles aux conditions du milieu, les variations floristiques aussi remarquables que celles observées dans cette zone de la carotte du lac Dauriat ne sont pas surprenantes. De plus, l'intervalle de temps pendant lequel s'est produite l'explosion de *Cyclostephanos invisitatus* est relativement court, environ une trentaine d'années.

Zone 3 : Époque postminière, de 1977 à 1999 (18 cm à 0 cm)

En 1979, la population de Schefferville atteint son maximum de 4 129 habitants (Choulik et Moore, 1992; tiré de Archer, 1983). Une forte diminution des rejets de nutriments dans le lac serait survenue après 1975, à la suite de l'ouverture d'une usine de filtration des eaux usées, mais aussi à la suite de l'exode de la population après 1979 et de la fermeture de la mine en 1983. Dès 1982, la concentration en Chl *a* diminua de façon draconienne à $15,3 \mu\text{g L}^{-1}$ et elle n'est plus qu'à $6,4 \mu\text{g L}^{-1}$ en 1990 (figure 2; Choulik et Moore, 1992). Tous ces changements démontrent que les apports en nutriments (provenant des rejets de matières fécales) ont

considérablement baissé dans le lac Dauriat et expliquent la diminution d'espèces adaptées aux conditions extrêmes de pollution et l'augmentation du pourcentage des kystes de chrysophycées. Les concentrations en phosphore, après 1977, sont toutes inférieures à 3 000 mg kg⁻¹ (figure 7). La présence croissante de *Cyclotella stelligera*, *Asterionella formosa*, *Fragilaria delicatissima* et *F. capucina* pourrait témoigner d'un changement progressif des eaux alcalines vers un pH plus neutre à légèrement acide. L'altération dans les nutriments, telle la diminution du phosphore, pourrait aussi expliquer le retour de certains taxons. Toutefois, *Aulacoseira granulata* est présente en forte abondance près de la surface, ce qui indique généralement un environnement riche en nutriments, soit eutrophe (Jenny et collab., 2002). L'abondance de *Cyclotella stelligera* varie autour de 20 % dans la zone 3 (figure 4), pourcentage comparable à celui de la zone 1. Toutefois, le pourcentage de la matière organique dans le lac est encore plus que le double de celui du début des années 1870 (figure 4). La persistance de nouvelles espèces comme *Aulacoseira granulata* montre que le lac n'a pas encore retrouvé son équilibre naturel.

Quoique le temps de renouvellement de l'eau du lac Seebergsee, situé dans les Alpes suisses, ne soit pas connu, il est probable que lac Dauriat ait un temps de renouvellement plus rapide puisque ce dernier fait partie d'une chaîne de lacs et qu'il n'est pas un lac de tête comme le lac Seebergsee. Ce dernier a pris plus de huit décennies avant de retrouver un état oligotrophe (Hausmann et collab., 2002) et le lac Dauriat est toujours dans un état mésotrophe après plus de 20 ans.

Le pourcentage de kystes et d'écailles de chrysophycées est considérablement supérieur à celui des autres zones et témoigne d'une eau moins eutrophe puisque les chrysophycées ne tolèrent pas ces environnements (Duff et collab., 1995; Smol 1995).

Les éléments tels Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn et P trouvés dans le lac montrent encore des concentrations élevées après 1977 jusqu'en 1999, mais ces concentrations demeurent assez stables. Il semble que l'apport massif de ces éléments dans le lac ait diminué subséquemment à l'installation de l'usine de traitement des eaux usées et à l'exode de la population. L'eutrophisation du lac est donc ralentie et le statut trophique du lac Dauriat semble stabilisé.

Conclusions

Les assemblages de diatomées ainsi que la quantité de chrysophycées, de matière organique et des éléments dans les sédiments ont permis de déterminer trois époques de conditions limnologiques très contrastées au cours de l'histoire récente du lac Dauriat. Ces changements sont facilement liés aux événements historiques qui se sont déroulés dans son bassin versant lors des époques préminière, minière, et postminière.

Le lac Dauriat présente actuellement des signes d'amélioration, mais son équilibre naturel de l'époque préminière n'a pas été atteint. On remarque un pourcentage de matière organique plus élevé en 1999 que pendant la période

préminière ainsi qu'un taux de sédimentation plus élevé. Le contenu en phosphore total a nettement diminué, d'abord à la suite de l'installation de la station de filtration des eaux usées en 1975, et puis à la suite de la fermeture des mines en 1983 et l'exode de la population. Les assemblages fossiles de diatomées témoignent d'un milieu mésotrophe avancé en 1999. Les espèces *Cyclotella stelligera*, *Asterionella formosa* et *Fragilaria capucina* sont toujours majoritaires et s'adaptent à des environnements riches en matière organique. La disparition presque totale de certains taxons (p. ex. *Gyrosigma acuminatum*, *Achnanthes nodosa*, *Navicula aboensis*) pendant la période minière, et l'apparition simultanée de nouvelles espèces (p. ex. *Nitzschia recta*, *Fragilaria capucina*, *Aulacoseira granulata*) montrent l'adaptation rapide des diatomées aux changements physiques et chimiques dans les lacs. À la suite d'un événement de pollution et de fertilisation tel que survenu dans le lac Dauriat, plusieurs années seront nécessaires avant que le lac ne retrouve son état écologique initial. Les conséquences néfastes de la pollution se font toujours sentir 20 ans après la fermeture de la mine, et le lac Dauriat n'a toujours pas atteint l'état qu'il possédait avec l'exploitation minière.

Remerciements

Nous souhaitons remercier le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) pour la subvention accordée à Reinhard Pienitz, ainsi qu'une bourse d'été du CRSNG accordée à Laurence Laperrière. Nous tenons aussi à remercier le Centre d'études nordiques pour son support logistique, Ian R. Walker pour son aide sur le terrain et Serge Duchesneau pour sa collaboration à la cartographie. Aussi, nous remercions Gino Sardella, Fang Yang et Xiaowa Wang (NWRI) pour les analyses géochimiques. Nous remercions finalement les membres du Laboratoire de paléocéologie aquatique et deux membres du comité de rédaction de la revue, Michel Crête et Jean Hamann, pour leurs précieux conseils. ◀

Références

- ACADÉMIE DES SCIENCES DE PHILADELPHIE, 2004. Diatom paleolimnology data Cooperative, Philadelphie. Disponible en ligne à : diatom.acnatsci.org/dpdc/. [Visité le 05-06-15].
- ANDERSON, N.J., B. RIPPEY et A.C. STEVENSON, 1990. Change to a diatom assemblage in a eutrophic lake following point source nutrient re-direction: a palaeolimnological approach. *Freshwater Biology*, 23: 205-217.
- ANDERSON, N.J., 1990. The biostratigraphy and taxonomy of small *Stephanodiscus* and *Cyclotella* species (Bacillariophyceae) in a eutrophic lake, and their ecological implications. *European Journal of Phycology*, 25: 217-235.
- ARCHER, K., 1983. The dynamics of economic growth and decline in the Québec-Labrador resource-based region. *McGill Subarctic Research Paper*, 38: 19-40.
- BINFORD, M.W., 1990. Calculation and uncertainty analysis of ²¹⁰Pb dates for PIRLA project lake sediment cores. *Journal of Paleolimnology*, 3: 253-267.
- CHOLIK, O. et T.R. MOORE, 1992. Response of a subarctic lake chain to reduced sewage loading. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 1236-1245.

- DEAN, W.E., Jr., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss-on-ignition: Comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.
- DIMROTH, E., 1981. La géologie. Dossier sectoriel 2.2. Profil du Nord du Québec. OPDQ/UQAC, Chicoutimi, 224 p.
- DIONNE, A., 2005. Schefferville: au point de rencontre du Québec et du Labrador. Ministère des Affaires indiennes et du Nord Canada, Ottawa. Disponible en ligne à: ainc-inac.gc.ca/qc/aqc/art/montagnais_f.html#txt8. [Visité le 05-06-15].
- DRAKE, J.J. et I.J. FREUND, 1980. The fate of sewage phosphorus input to a subarctic lake chain. *Water Air and Soil Pollution*, 14: 331-337.
- DUBREUIL, M.A., 1981. Some aspects of the recovery of a stream from iron ore mining activities near Schefferville, Québec. *McGill Subarctic Research Paper*, 32: 32-55.
- DUFOUR, J., 1981. Les mines. Dossier sectoriel 5.3. Profil du Nord du Québec. OPDQ/UQAC, Chicoutimi, 84 p.
- DUFF, K.E., B.A. ZEEB et J.P. SMOL, 1995. Atlas of chrysophycean cysts. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, 189 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1993. Normales climatiques au Canada, 1961-1990, Québec. Publication du Programme climatologique canadien, Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa, ON, 76 p.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 2003. Centre de ressources en impacts et adaptation au climat et à ses changements (CRIACC), Québec. Service de l'environnement atmosphérique, Ottawa, ON. Disponible en ligne à: criacc.qc.ca/index_e.html.
- FALLU, M.-A. et R. PIENITZ, 1999. Diatomées lacustres de Jamésie-Hudsonie (Québec) et modèle de reconstitution des concentrations de carbone organique dissous. *Écoscience*, 6: 603-620.
- FALLU, M.-A., N. ALLAIRE, et R. PIENITZ, 2000. Freshwater diatoms from northern Québec and Labrador (Canada): species-environment relationships in lakes of boreal forest, forest-tundra and tundra regions. *Bibliotheca Diatomologica*, Vol. 45. J. Cramer, Berlin, Stuttgart, 200 p.
- FALLU, M.-A., N. ALLAIRE, N. et R. PIENITZ, 2002. Distribution of freshwater diatoms in 64 Labrador (Canada) lakes: species-environment relationships along latitudinal gradients and reconstruction models for water colour and alkalinity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59: 329-349.
- GUILIZZONI, P., A. LAMI, A. MARCHETTO, P. APPLEBY et F. ALVISI, 2001. Fourteen years of paleolimnological research of a past industrial polluted lake (L. Orta, northern Italy): an overview. *Journal of Limnology*, 60: 249-262.
- HÅKANSSON, H., 2002. Compilation and evaluation of species in the general *Stephanodiscus*, *Cyclostephanos* and *Cyclotella* with a new genus in the family Stephanodiscae. *Diatom Research*, 17: 1-139.
- HALL, R.I., P.R. LEAVITT, J.P. SMOL, et N. ZIRNHELT, 1997. Comparison of diatoms, fossil pigments and historical records as measures of lake eutrophication. *Freshwater Biology*, 38: 401-417.
- HAUSMANN, S., A.F. LOTTER, J.F.N. VAN LEEUWEN, C. OHLENDORF, G. LEMCKE, E. GRÖNLUND et M. STURM, 2002. Interactions of climate and land use documented in the varved sediments of Seebergsee in the Swiss Alps. *Holocene*, 12: 279-289.
- HAUSMANN, S. et F. KIENAST, F. 2006. Optimisation of transfer functions by homogenisation of environmental variables: A validated case study for Greifensee in central Europe. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 233: 96-112.
- HILTON, D.K., 1968. The Iron Mining Communities of Québec-Labrador: A study of a resource frontier. Thèse de maîtrise, McGill University, Montréal, QC, 187 p.
- JENNY, B., B.L. VALERO-GARCÉS, R. URRUTIA, K. KELTS, H. VEIT, P.G. APPLEBY et M. GEYH, 2002. Moisture changes and fluctuations of the Westerlies in Mediterranean Central Chile during the last 2000 years: The Laguna Aculeo record (331500S). *Quaternary International*, 87: 3-18.
- JUGGINS, S. 2002. Palaeo data plotter, Beta test version 1.0. Programme non publié. Disponible en ligne à: staff.ncl.ac.uk/staff/stephen.juggins/software.html. [Visité le 09-03-04].
- KARST, T. et J.P. SMOL, 1998. Tracking the cultural eutrophication history of Collins Lake (southeastern Ontario, Canada) using paleolimnological techniques. *Journal of Lake Research and Management*, 14: 456-465.
- KERFOOT, W.C., G. LAUSTER et J.A. ROBBINS, 1994. Paleolimnological study of a copper mining around Lake Superior: Artificial varves from Portage Lake provide a high resolution record. *Limnology & Oceanography*, 39: 649-669.
- KERFOOT, W.C., J.A. ROBBINS et L.J. WEIDER, 1999. A new approach to historical reconstruction: Combining descriptive and experimental paleolimnology. *Limnology & Oceanography*, 44: 1232-1247.
- KRAMMER, K. et H. LANGE-BERTALOT, 1986. Bacillariophyceae, part 1, Naviculaceae. Dans: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, et D. Mollenhauer (édit.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 876 p.
- KRAMMER, K. et H. LANGE-BERTALOT, 1988. Bacillariophyceae, part 2, Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. Dans: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, et D. Mollenhauer (édit.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 596 p.
- KRAMMER, K. et H. LANGE-BERTALOT, 1991a. Bacillariophyceae, part 3, Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Dans: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, et D. Mollenhauer (édit.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 576 p.
- KRAMMER, K. et H. LANGE-BERTALOT, 1991b. Bacillariophyceae, part 4, Achnantheaceae, Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. Dans: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. H. Ettl, G. Gärtner, J. Gerloff, H. Heynig, et D. Mollenhauer (édit.). Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Jena, 437 p.
- LANDRY, B. et M. MERCIER, 1992. Notions de géologie. 3^e édition. Modulo, Mont-Royal, Québec, 565 p.
- LECOINTE, C., M. COSTE et M. J. PRYGIEL, 1993. Omnidia: software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513.
- LE GRAND ATLAS DU CANADA ET DU MONDE, 2002. De Boeck Wesmael, The Netherlands, Bruxelles, 184 p.
- LENNTech, 2006. Traitement de l'eau et de l'air. Tableau périodique des éléments. The Netherlands. Disponible en ligne à: lenntech.com/fran%E7ais/tableau-periodique.htm. [Visité le 06-09-29].
- PIENITZ, R., J.P. SMOL, et H.J.B. BIRKS, 1995. Assessment of freshwater diatoms as quantitative indicators of past climatic change in the Yukon and the Northwest Territories. *Journal of Paleolimnology*, 13: 21-49.
- PIENITZ, R., K. ROBERGE et W.F. VINCENT, 2006. Three hundred years of human-induced change in an urban lake: paleolimnological analysis of Lac Saint-Augustin, Québec City, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 84: 303-320.
- QUINLAN, R., J.P. SMOL et I.R. HALL, 1998. Quantitative inferences of past hypolimnetic anoxia in south-central Ontario lakes using fossil midges (Diptera: Chironomidae). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 587-596.
- SAULNIER-TALBOT, E., R. PIENITZ et W.F. VINCENT, 2003. Holocene lake succession and palaeo-optics of a subarctic lake, northern Québec, Canada. *The Holocene*, 13: 517-526.
- SMOL, J.P., 1985. The ratio of diatom frustules to chrysophycean statospores: a useful paleolimnological index. *Hydrobiologia*, 123: 199-208.
- TER BRAAK, C.J.F. et C.W.N. LOOMAN, 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio*, 65: 3-11.
- TER BRAAK, C.J.F. et P. ŠMILAUER, 1998. CANOCO reference manual and user's guide for Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, 351 p.
- WETZEL, R., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA, 1006 p.

Appendice 1

Nom latin des diatomées dominantes dans les sédiments du lac Dauriat et écailles de chrysophycées (grossissement X 1000). Les chiffres correspondent aux valves et aux écailles des espèces photographiées à la figure 8.

1. *Cyclostephanos invisitatus* (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Håkansson 1987
2. *Cyclostephanos invisitatus* (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Håkansson 1987
3. *Cyclostephanos invisitatus* (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Håkansson 1987
4. *Cyclostephanos invisitatus* (Hohn & Hellerman) Theriot, Stoermer & Håkansson 1987
5. *Cyclotella stelligera* (Cleve & Grunow) Van Heurck 1882
6. *Cyclotella stelligera* (Cleve & Grunow) Van Heurck 1882
7. *Cyclostephanos dubius* (Fricke) Round 1987
8. *Cyclotella pseudostelligera* Hustedt 1939
9. *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen 1979
10. *Diatoma tenuis* Agardh 1812
11. *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing 1844
12. *Asterionella formosa* Hassall 1850
13. *Fragilaria crotonensis* Kitton 1869
14. *Fragilaria brevistriata* Grunow in Van Heurck 1885
15. *Fragilaria capucina* Desmazières 1925
16. *Achnanthes nodosa* A. Cleve 1900
17. *Achnanthes biasoletiana* Grunow in Cleve & Grunow 1880
18. *Nitzschia perminuta* (Grunow) Peragallo 1903
19. *Nitzschia perminuta* (vue connective) (Grunow) Peragallo 1903
20. *Nitzschia gracilis* Hantzsch 1860
21. *Navicula cryptocephala* Kützing 1844
22. *Navicula cryptocephala* Kützing 1844
23. *Navicula aboensis* (Cleve) Hustedt 1952
24. *Navicula aboensis* (Cleve) Hustedt 1952
25. *Navicula aboensis* (Cleve) Hustedt 1952
26. Écailles de chrysophycées (*Mallomonas* spp.)



**PRO
FAUNE**

- Caractérisation des écosystèmes
- Écoingénierie
- Aménagement d'habitats fauniques
- Mesures de compensation
- Suivi environnemental

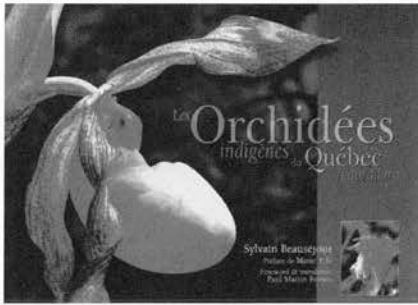
2095, rue Frank-Carrel, bureau 217, Québec (QC) G1N 4L8 tél.: (418) 688-3898 téléc.: (418) 681-6914
 site internet : www.profaune.com sans frais : 1-800-561-3898 courriel : info@profaune.com

Sélection
Laminard inc.
 Diane Lemay et Pierre Savard, prop.

- Encadrement
- Laminage
- Matériel d'artiste
- Cours de peinture
- Galerie d'art

254, rue Racine
 Loretteville (Québec)
 G2B 1E6
 Tél. : (418) 843-6308
 Fax. : (418) 843-8191
 Courriel : selection.laminard@videotron.ca
www.selectionart.com

Les Orchidées indigènes du Québec/Labrador



L'auteur, le Joliettain Sylvain Beauséjour, est concepteur graphique depuis 27 ans. Auto-didacte en botanique, S. Beauséjour est membre de FloraQuebec.ca. Dans cet ouvrage, chacune des 51 orchidées du Québec est représentée par deux pages de photos couleur et accompagnée d'un texte explicatif. Une carte de répartition géographique (Québec/Labrador) s'ajoute pour chacune. Les données scientifiques ont été vérifiées par l'éminent botaniste orchidophile américain Paul Martin Brown.

Il s'agit d'un livre d'art d'une qualité artistique exceptionnelle, qui raconte l'histoire des plus belles fleurs de notre flore, nous dévoile leur préférence, leur particularité ainsi que leur difficulté de survie. Il a fallu plusieurs centaines d'heures à l'artiste pour retrouver à travers le Québec plusieurs espèces rares au moment de leur floraison. Cette production, qui nécessite tant de patience, ne peut être que celle d'un passionné de la nature. L'auteur est reconnaissant

à une vingtaine de personnes qui ont suivi de près ou de loin ses activités et ses déplacements. Il s'agit d'une œuvre colossale d'un grand intérêt botanique aussi bien qu'artistique. Un magnifique volume à se procurer ou à offrir en cadeau.

BEAUSÉJOUR, SYLVAIN, 2008, *Les Orchidées indigènes du Québec/Labrador*. Les Éditions Native, Joliette, 176 pages.

(Résumé rédigé par Marcel Blondeau et Claude Roy, botanistes)

AUTRES PUBLICATIONS

La flore vasculaire des environs de Wemindji, Baie James, Québec et Nunavut (53° 00' N. – 78° 50' O.)



Cet ouvrage est la synthèse des explorations botaniques réalisées du côté oriental de la baie James de 1950 à 2007 dans les environs de Wemindji. Ce village nordique cri est situé au Québec entre Chisasibi et Eastmain. On y présente brièvement le contexte biophysique de la région : géographie, histoire, climat, géologie et changement postglaciaire. Le cœur de cette étude est la liste documentée des espèces vasculaires collectionnées lors de campagnes d'herborisation=

dans les années 1950-1955 par Ernest Lepage et ses collaborateurs, et plus récemment, en 2006-2007, par l'auteur lui-même. À partir de plus de 1000 spécimens, on évalue le cortège floristique à 435 taxons (incluant 6 hybrides). L'analyse de cette florule met en relief deux dimensions spécifiques : le secteur continental qui correspond aux abords du village, et le secteur insulaire, regroupant les îlets de la baie de Paint Hills. Une carte permet de localiser facilement les récoltes citées. Six tableaux et six figures illustrent différents aspects de la flore : domaine phytogéographique, niveau de rareté, répartition géographique. Une comparaison est établie entre la baie de Paint Hills et l'île Akimiski (du côté occidental de la baie James). Une attention particulière est apportée à l'île Walrus, située au Nunavut, en face du village de Wemindji, dont la biodiversité est considérable. Une série de 36 photos couleur mettent en valeur les paysages et la végétation de la région. Une liste alphabétique des espèces et un index terminent cette contribution à l'avancement de la connaissance de la flore de la baie James.

BLONDEAU, MARCEL, 2009. *La flore vasculaire des environs de Wemindji, Baie James, Québec et Nunavut (53° 00' N. – 78° 50' O.)*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de la Recherche forestière, Herbarium du Québec, 89 pages. Téléchargeable sur Internet : Disponible en adressant une demande à : Norman.Dignard@mrnf.gouv.qc.ca>

Catalogue des types des innovations taxonomiques décrites par l'abbé Ernest Lepage



Ernest Lepage a écrit 126 articles à connotation botanique dont 37 se rapportent à des innovations taxonomiques. Pour chacune, Claude Roy retrace les types qui ont servi à ces nouvelles descriptions et précise les noms des herbiers où ils sont conservés. Cent soixante-treize (173) taxons nouveaux ont été décrits dont 75 formes, 49 hybrides interspécifiques, 17 variétés, 16 notomorphes, 13 espèces et 3 hybrides intergénériques. Ces nouveaux taxons sont répartis dans 28 familles et comprennent 51 genres.

Ces innovations portent principalement sur les genres *Carex*, *Hieracium*, *Betula* et *xAgroelymus*. La majorité des holotypes (89) ont été déposés à l'Herbier du Musée canadien de la nature à Ottawa (CAN). Les autres sont répartis comme suit : 34 à l'Herbier du Catholic University of America à Washington, DC (LCU), 11 à l'Herbier Louis-Marie à Québec (QFA) et 11 à l'Herbier du Centre de recherches de l'Est sur les céréales et oléagineux, Agriculture et Agroalimentaire Canada à Ottawa (DAO). Les autres holotypes furent déposés dans de nombreux autres herbiers dont plusieurs isotypes. Un ouvrage particulièrement utile aux taxonomistes et chercheurs.

ROY, CLAUDE, 2009. *Catalogue des types des innovations taxonomiques décrites par l'abbé Ernest Lepage*. Provancheria, 31 : 1-70. Université Laval, Herbarium Louis-Marie. Disponible en ligne à : herbier.ulaval.ca/herbier_fr/e107_plugins/links_page/links.php.

DES MENACES À LA DIVERSITÉ DE LA FAUNE, UN FONDS POUR Y FAIRE FACE



La Fondation de la faune du Québec publiait, en mars dernier, un bilan des cinq premières années d'existence du *Fonds pour la biodiversité et les habitats*.

On y souligne que le *Fonds* a permis la mise en œuvre de 110 projets qui, ainsi financés, ont touché 43 espèces fauniques. Ils ont été réalisés par une vaste gamme de promoteurs : organismes de conservation de milieux naturels, universités, organismes de bassins versants, groupes de citoyens, trappeurs, etc.

Qu'il s'agisse de protéger la biodiversité du mont Rougemont, de mieux connaître les habitats fréquentés par les bélugas du Saint-Laurent, de sensibiliser les utilisateurs de la rivière Richelieu à la présence du chevalier cuirvé ou d'atténuer des impacts de l'activité humaine sur la population de caribous de Charlevoix, les projets sont réalisés par des organismes qui oeuvrent avec une vaste gamme de partenaires sensibles à leur cause.

Le *Fonds pour la biodiversité et les habitats* n'aurait pu générer un tel niveau d'activités sans l'apport de plusieurs entreprises, d'organisations gouvernementales, d'organismes à but non lucratif et d'individus qui ont cru aux objectifs du *Fonds*. Ensemble, ils ont contribué pour près de 1,5 million de dollars au *Fonds*.

Pour les prochaines années, la Fondation a l'intention de renforcer ses actions envers les habitats fauniques et la préservation de la biodiversité.

On peut se procurer le bilan du Fonds en contactant la Fondation au numéro 1 877 639-0742 ou en visitant son site Internet (www.fondationdelafaune.qc.ca).

LES « COMPENSATIONS NATURE », UNE NOUVELLE FORME DE CONTRIBUTION BÉNÉFIQUE POUR LA FAUNE ET LA NATURE

Vous avez décidé de tenir un événement ou une activité « écoresponsable » ? Vous voulez aller un cran plus loin en versant une compensation symbolique pour l'empreinte environnementale créée par cet événement ou cette activité ? La Fondation de la faune du Québec propose une forme de compensation originale et efficace : un don pour la conservation des milieux naturels et la faune du Québec.

Comment ça fonctionne ?

Organisation de votre événement

Les écoconseillers de la firme spécialisée Tact-étik (www.takt-etik.com/fr/pourquoi.php) peuvent vous aider à organiser un événement responsable.

Le portail de l'équipe Événement écoresponsable (<http://evenementecoresponsable.com/>) vous fournira aussi des références et des fournisseurs pour l'organisation de votre événement.

Calcul de la compensation symbolique

Participants d'origine québécoise (provinciale) : 1,25 \$/participant(e);

Participants d'origine canadienne ou internationale : 6,00 \$/participant(e).

Utilisation du don

À la réception de votre don, la Fondation de la faune du Québec identifiera un projet faunique dans la région où a lieu l'événement et y associera votre contribution.

Qu'est-ce que ça donne ?

Émission d'un certificat attestant que l'organisation a versé une compensation à la Fondation de la faune.

- La Fondation remettra des reçus pour fins fiscales.
- Publication du nom de votre organisation dans la liste des organisateurs.
- Compensation nature utilisée par une organisation crédible sur des projets concrets.

Pour des informations additionnelles, contactez-nous : 1 877 639-0742 ou www.fondationdelafaune.qc.ca





Changements au conseil d'administration

L'Assemblée générale annuelle de la Société Provancher a eu lieu récemment et, à cette occasion, Richard Jones et Jean-Pierre Ricard se sont retirés du conseil d'administration et Odette Roy s'est jointe à l'équipe des administrateurs.

Lors de cette 91^e assemblée générale annuelle, tenue le 24 avril 2009 à Québec, les administrateurs suivants ont été élus au bureau de direction : Raphaël Demers, président, Éric Yves Harvey, premier vice-président, Michel Lepage, deuxième vice-président, Odette Roy, secrétaire et André St-Hilaire, trésorier. Après cinq années à la tête du conseil d'administration de la Société, Michel Lepage s'est montré ravi qu'un autre administrateur accepte le poste de président : « Il est sain que des changements réguliers aient lieu au sein des conseils d'administration, ce qui permet de garder un meilleur dynamisme et de susciter l'émergence de nouvelles idées ». Il a remercié les membres du conseil d'administration pour leur appui au cours des cinq dernières années, ainsi que tous les membres, donateurs et partenaires de la Société.

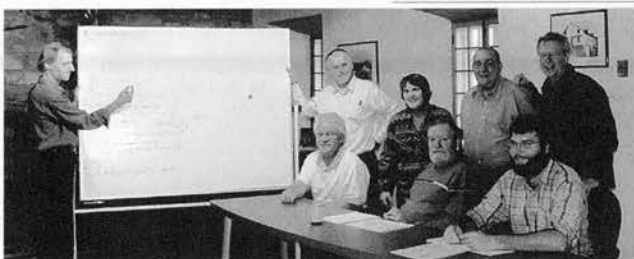
Raphaël Demers a accepté avec enthousiasme le défi de diriger le conseil d'administration : « Prendre la tête d'une société qui fête son 90^e anniversaire et l'amener encore plus loin est une tâche stimulante qui va me permettre de m'impliquer encore davantage dans la protection des milieux naturels et la diffusion des connaissances en sciences de la nature. »

Source : Société Provancher

Exercice de planification stratégique

Le 15 novembre 2008, les membres du conseil d'administration de la Société Provancher se sont réunis à la réserve nationale de faune de Cap-Tourmente pour un exercice de planification stratégique. Cette journée de réflexion a été l'occasion d'évaluer les forces et les faiblesses de la Société, de déterminer les grands enjeux ainsi que les orientations pour les quatre prochaines années. Un plan d'action a découlé de cette rencontre jugée très enrichissante par les participants. Parmi les actions prioritaires, notons l'amélioration du financement et l'implication des bénévoles.

Source : Société Provancher



Acquisition de terrains au lac Clair

La Société Provancher s'est portée acquéreur de 22 ha de terrains dans le bassin versant du lac Clair dans le comté de Portneuf. Cette acquisition a pour but de contribuer à la protection d'un écosystème exceptionnel, le lac Clair, réputé entre autres pour une transparence de l'eau exceptionnelle. Le Regroupement pour la protection du lac Clair, groupe local qui s'inquiétait de l'impact d'éventuelles constructions de résidences secondaires à même le flanc des collines entourant le lac, est à l'origine de ce projet. Pour réaliser cette acquisition, la Société Provancher a profité d'une aide appréciable apportée par Conservation de la Nature qui s'est impliquée activement dans le projet en négociant une option d'achat avec le propriétaire. Pour sa part, le Regroupement des propriétaires a procédé à la collecte de fonds qui a permis l'achat des terrains dont les titres sont maintenant détenus par la Société Provancher.



Jean Boudreau du Regroupement pour la protection du lac Clair en compagnie d'Éric Yves Harvey de la Société Provancher lors d'une visite de terrain.

Les terrains acquis présentent plusieurs aspects intéressants du point de vue de la biodiversité. Les boisés sont caractéristiques de la forêt mixte (érablière à bouleau jaune) et ont une structure inéquienne qui témoigne du peu de perturbations qu'ils ont subies dans le passé. La Société Provancher projette d'y compléter l'inventaire de la flore et de la faune et d'entreprendre les procédures pour que les terrains soient reconnus comme réserve naturelle en vertu de la Loi sur le patrimoine naturel.

Source : Société Provancher

Saviez-vous que...

Résultats 2008 du programme de suivi de la biodiversité du RMN

Le programme de suivi en 2008 portait sur l'inventaire des strigides. Il s'agissait pour les participants d'inventorier les rapaces nocturnes (hiboux, chouettes et nyctales) selon une méthode basée sur l'appel à l'aide d'enregistrement des cris. Au total, neuf organismes membres du Réseau des milieux naturels protégés (RMN) avaient manifesté leur intention de participer aux inventaires. De ceux-ci, cinq ont pu les compléter. Les territoires concernés sont : le mont Royal, le Marais du Nord, la réserve nationale de faune du cap Tourmente, le marais Léon-Provancher et le marais de la rivière aux Cerises.

Les inventaires ont permis de confirmer la présence de rapaces nocturnes dans seulement deux des cinq territoires, soit au marais de la rivière aux Cerises où la chouette rayée et le grand-duc d'Amérique ont été entendus et à la réserve nationale de faune du cap Tourmente où le cri de la chouette rayée a été noté. Ces résultats sont modestes, mais il faut considérer que les populations des rapaces nocturnes fluctuent selon les années et selon les espèces.

Cette première année d'expérience nous indique qu'il est possible de mettre à contribution des bénévoles pour réaliser les inventaires et que le programme peut être géré à peu de frais. La seconde année du programme, qui porte sur les inventaires des anoues et sur le dépérissement du noyer cendré, nous fournira plus d'indications sur la persistance des bénévoles à participer au programme de suivi.

Source : Michel Lepage, responsable du programme de suivi de la biodiversité pour le RMN



Chouette rayée

Remise de la bourse Provancher

Le 25 mars dernier avait lieu la cérémonie de la remise des bourses à la Faculté des sciences et de génie de l'Université Laval. À cette occasion, le président de la Société Provancher, Michel Lepage, a remis la bourse Provancher à Marie-Anouk Simard, étudiante du 3^e cycle en biologie. Cette bourse de 500 \$ est remise à un étudiant ou une étudiante qui se distingue dans son domaine de recherche. Elle est un complément à une des bourses Richard-Bernard, un ancien professeur de l'Université Laval.



De gauche à droite : Bernard Garnier, vice-recteur aux études et aux activités internationales de l'Université Laval, Marie-Anouk Simard, récipiendaire de la bourse Provancher, Michel Lepage, président de la Société Provancher et Guy Gendron, ing., doyen de la Faculté des sciences et de génie.

Marie-Anouk Simard poursuit des études graduées sur le cerf de Virginie à l'île d'Anticosti, sous la direction de Steeve D. Côté de la Chaire de recherche industrielle CRNSG-Produits forestiers Anticosti, Université Laval. Sa recherche porte sur l'influence de la densité de cerfs et des facteurs environnementaux sur la dynamique de population du cerf de Virginie en forêt boréale.

Selon M.A. Simard, la surabondance des grands herbivores est maintenant devenue un problème courant dans plusieurs régions du monde. Les populations d'ongulés, soustraites à l'influence de prédateurs, peuvent atteindre des densités élevées et subir annuellement de fortes et imprévisibles variations de leurs effectifs, ce qui rend leur gestion difficile et peut compromettre l'intégrité de leur habitat. C'est ce qui est observé pour le cerf de Virginie sur l'île d'Anticosti (Québec), où les prédateurs naturels sont absents et la pression de chasse est relativement faible. La situation de l'île d'Anticosti est un modèle idéal pour tester des hypothèses et des solutions relatives aux enjeux locaux et internationaux de surabondance des grands herbivores.

L'étude a démontré que les hautes densités de cerfs avaient un effet négatif important sur leur condition corporelle et sur la reproduction des jeunes femelles, probablement à cause d'une forte compétition pour les ressources, déjà limitées à Anticosti. Depuis les 25 dernières années, le broutement intensif a d'ailleurs entraîné une baisse dans la qualité de la diète, causant une diminution de la masse des cerfs à la fin de l'automne. Les facteurs environnementaux les plus déterminants pour l'augmentation des populations de cerfs semblent être les conditions printanières qui favorisent une bonne qualité de la végétation, la présence d'habitats où la végétation est abondante et les conditions automnales qui allongent la saison où la végétation est disponible, telle une accumulation de neige tardive. Durant cette étude, la chasse aux cerfs sans bois n'a pas permis de diminuer suffisamment les densités de cerfs pour permettre une augmentation de la végétation dans les territoires chassés.

Source : Société Provancher et Marie-Anouk Simard

www.iagto.ca

Gervais Comeau
Conseiller en placement



Industrielle Alliance
Valeurs mobilières inc.
est membre du FCPE.

IA **INDUSTRIELLE ALLIANCE**
VALEURS MOBILIÈRES INC.

1040, avenue Belvédère, bureau 101
Québec (Québec) G1S 3G3

Téléphone : 418 681-2442
Sans frais : 1 800 207-2445
Cellulaire : 418 882-8282
Télécopieur : 418 681-7710
gervais.comeau@iagto.ca

VOTRE PARTENAIRE DE CONFIANCE.

Remise du certificat Gens d'action

Jocelyne Bastien, honorée dans la chronique « Gens d'action » parue en décembre dernier dans le *Naturaliste canadien*, s'est vu remettre, par le président de la Société Provancher, Michel Lepage, le certificat Gens d'action pour souligner ses nombreuses années d'engagement à la sauvegarde des milieux naturels.



Michel Lepage, président de la Société Provancher, remettant à Jocelyne Bastien le certificat Gens d'action.



Jocelyne Bastien (à droite) recevant de Christine Bélanger la lithographie offerte par la Fondation de la faune.

La cérémonie a eu lieu le 13 mars 2009 lors des Ateliers sur la conservation des milieux naturels, à l'hôtel Val-des-Neiges à Beau-pré. Jocelyne Bastien a également reçu une magnifique lithographie de la part de Christine Bélanger de la Fondation de la faune du Québec.

Source : Société Provancher

La Société à la recherche de personnes bénévoles.

La Société Provancher reçoit régulièrement des appels téléphoniques de membres qui souhaitent s'impliquer dans les travaux de la Société, soit pour des activités ponctuelles comme les corvées de nettoyage, soit pour des dossiers à caractère administratif. Avec la sagesse acquise après 90 ans d'existence, la Société a décidé de développer un programme de bénévolat. Ce nouveau programme permettra à ses membres de s'engager davantage dans les diverses activités de la Société. Sylvie Matte, membre du conseil d'administration de la Société, s'est vu confier la bonne marche de ce nouveau programme.

Pour obtenir la liste des tâches bénévoles maintenant offertes par la Société, vous n'avez qu'à aller sur son site Internet à l'adresse www.provancher.qc.ca ou à contacter la Société au (418) 831-4188 ou à societe.provancher@gmail.com

Source : Société Provancher



Réginald Ouellet, Jean-Pierre Rioux et Clément Gauthier alors qu'ils participent à une corvée aux îles Razades.

Une microbrasserie qui se distingue



www.labarberie.com

Tél.: 418-522-4373 • 310, St-Roch, Québec, G1K 6S2



420, rue Jean-Rioux
Trois-Pistoles QC
G0L 4K0

Téléphone : 418.851.1265
Télécopie : 418.851.1277

Table des matières du numéro précédent

Volume 133, numéro 1
Hiver 2009

LE MOT DU PRÉSIDENT Sous nos pas		
Réflexion sur le monde vivant de l'infiniment petit, invisible, mais essentiel à la vie humaine sur terre.		
		<i>par Michel Lépage</i>
GENS D'ACTION Jocelyne Bastien, une passionnée de la conservation	4	
Hommage à Jocelyne Bastien qui a présidé le Comité de protection du marais de Kingsbury avant de faire la promotion de la protection d'un corridor naturel entre le parc national du Mont-Orford et la rivière Saint-François. Avec acharnement, elle a su impliquer les propriétaires et les usagers pour conserver les milieux naturels dans le bassin de la rivière aux Saumons; grâce à elle, on compte déjà 170 ha de ce territoire protégés à perpétuité.		<i>Hugues Tennier</i>
		<i>Laurier Busque, Gilles Léveillé, Francine Hone</i>
BOTANIQUE Quelques plantes rares ou d'intérêt de l'île d'Anticosti	5	
Malgré l'abondance de cerfs de Virginie, des botanistes découvrent deux nouvelles espèces végétales pour l'île d'Anticosti et observent plusieurs autres taxons rares.		
		<i>André Sabourin et Danièle Morin</i>
Le chêne rouge à Forillon: découverte de nouveaux sites	12	
Un inventaire aérien réalisé tard à l'automne, alors que seuls les chênes conservent leurs feuilles, révèle que la population de chênes rouges de Forillon est plus grande qu'on le croyait.		
		<i>Sylvain Fortin, Mathieu Côté et Serge Brodeur</i>
CONSERVATION Le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec: 20 ans au service de la documentation du vivant	18	
Le gouvernement du Québec maintient, depuis 20 ans, des données sur les éléments de sa faune et de sa flore qui sont le plus à risque. C'est le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec qui gère et analyse ces données incontournables pour la conservation, l'aménagement et la gestion du territoire. Les auteurs décrivent les assises et le fonctionnement de ce centre.		
		<i>Gildo Lavoie et Bernard Tardif</i>
ENTOMOLOGIE Charançons (Curculionidae) capturés par la guêpe <i>Cerceris halone</i> et dommages qu'ils causent aux glands du chêne rouge	26	
La guêpe <i>Cerceris halone</i> , qui a été récemment découverte en Montérégie, se nourrit de charançons, dont certaines espèces parasitent les glands de chêne. On décrit les principales proies de cette guêpe et les dommages aux fruits des chênes causés par ses proies.		
		<i>Luc J. Jobin et Jean-Marie Perron</i>
Première mention au Québec de la demoiselle <i>Ischnura hastata</i> (Say, 1839) (Odonata: Coenagrionidae)	29	
Une entomologiste de la Mauricie observe, pour la première fois au Québec, une petite et jolie demoiselle.		
		<i>Pierrette Charest</i>
GESTION DE LA FAUNE Premières mentions de vers de terre dans trois écosystèmes forestiers du Bouclier canadien	31	
Les vers de terre rencontrés au Québec résultent, pour la majorité, d'introductions faites au moment de l'arrivée des premiers Européens. L'activité humaine a accéléré leur propagation, parfois dans des endroits qu'on croyait inadéquats pour ceux-ci.		
		<i>Jean-David Moore, Rock Ouimet et John W. Reynolds</i>
Le problème des loups familiers au parc national du Mont-Tremblant	38	
Un phénomène nouveau vient d'apparaître en Amérique du Nord, celui de loups qui ne craignent plus l'Homme et qui lui chapardent de la nourriture. L'auteur relate les premières mentions de loups familiers au parc national du Mont-Tremblant et décrit comment on s'y prend pour que les loups gardent leur distance face aux humains.		
		<i>Hugues Tennier</i>
Une nouvelle Liste de la faune vertébrée du Québec	48	
Le gouvernement du Québec maintient, depuis 1983, une liste de la faune vertébrée qui occupe son territoire, liste comportant notamment les noms français, anglais et latin des espèces. La dernière mise à jour, maintenant disponible en ligne, tient compte des plus récents développements en matière taxinomique et permettra une mise à jour beaucoup plus fréquente et facile.		
		<i>Jean Denis Brisson, Isabelle Gauthier, Daniel Banville, Nathalie Desrosiers et Josée Tardif</i>
FORESTERIE Améliorer la fertilité du sol et la régénération en érable à sucre par le chaulage	53	
Certaines érablières, situées sur des sols pauvres, souffrent toujours des précipitations acides qui affectent le Québec. L'application de chaux améliore les chances de pérennité de ces érablières, notamment en améliorant la régénération des érables.		
		<i>Jean-Denis Moore, Louis Duchesne, Rock Ouimet</i>
Dépôts atmosphériques dans les forêts au Québec – Retombées actuelles et tendances au cours des 20 à 30 dernières années	56	
Bien que les programmes canado-américains de réduction des émissions de SO ₂ aient porté fruit au cours des dernières décennies, les précipitations atmosphériques continuent à demeurer acides et constituent toujours une préoccupation pour l'intégrité des forêts québécoises.		
		<i>Rock Ouimet et Louis Duchesne</i>
Le bois mort dans la sapinière à bouleau blanc: importance, caractéristiques et considérations pour l'aménagement écosystémique	65	
L'aménagement forestier écosystémique, qui vise le maintien de la biodiversité dans les forêts exploitées, constitue une pratique nouvelle que l'on expérimente dans la réserve faunique des Laurentides. Ici, on décrit comment le bois mort doit être pris en compte et conservé dans les forêts aménagées.		
		<i>Sylvie Côté, Yan Boucher et Nelson Thiffault</i>
MILIEUX AQUATIQUES Proposition de changements de noms français pour quelques espèces de poissons d'eau douce du Québec	73	
Le nom français des espèces composant la faune québécoise a fait l'objet de nombreuses révisions. Voici 10 propositions pour mieux nommer les poissons d'eau douce du Québec.		
		<i>Jean-François Desroches</i>
LES LIVRES	80	
VIE DE LA SOCIÉTÉ	81	
SAVIEZ-VOUS QUE...	85	



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, créée en 1919, est un organisme sans but lucratif qui a pour objet de regrouper des personnes intéressées aux sciences naturelles et à la sauvegarde de l'environnement.

Contribuez directement à la conservation et à la mise en valeur des propriétés de la Société Provancher :

- l'île aux Basques : située en face de la ville de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux migrateurs et lieu historique national du Canada désigné en 2001;
- l'île La Razade d'en Haut : située en front de la municipalité de Notre-Dame-des-Neiges de Trois-Pistoles. Refuge d'oiseaux et site historique;
- l'île La Razade d'en Bas : située dans la municipalité de Saint-Simon-de-Rimouski. Refuge d'oiseaux;

Note : Le refuge d'oiseaux migrateurs de l'île aux Basques et de l'archipel des Razades couvre une zone de protection de 933 ha, comprenant la partie terrestre et la partie maritime.
(Source : Service canadien de la faune)

- le site historique Napoléon-Alexandre-Comeau, à Godbout, sur la Côte-Nord;
- le territoire du marais Léon-Provancher : 125 ha, un site récréo-éducatif voué à la conservation et situé à Neuville, acquis le 3 avril 1996; et
- l'île Dumais et le rocher aux Phoques, 15,9 ha (région de Kamouraska) ainsi que les territoires de Kamouraska (32 ha) dont la Société Provancher est la gestionnaire depuis le 25 octobre 2000, agissant à titre de mandataire de la Fondation de la faune du Québec.

En devenant membre de la Société Provancher, vous recevrez *Le Naturaliste canadien*, deux fois par année.

La revue *Le Naturaliste canadien* a été fondée en 1868 par Léon Provancher. Elle est la plus ancienne revue scientifique de langue française au Canada.

Vous y trouverez des articles sur la faune et la flore; la conservation des espèces et les problèmes environnementaux; le fleuve Saint-Laurent et le bassin qu'il dessert; les parcs du Québec et du Canada; l'ornithologie, la botanique, l'entomologie; les sciences de la mer et les activités de la Société Provancher ainsi que sur les autres organismes de conservation au Québec.

FORMULAIRE D'ADHÉSION

Année : _____

Nom : _____ Prénom : _____

Adresse : _____ App. : _____

Ville : _____ Code postal : _____
prov.

Téléphone : rés. : () _____ bur. : () _____

Activité professionnelle : _____ Courriel : _____

Cotisation : Don : \$ [] Carte familiale : 30 \$ []
Membre individuel : 25 \$ [] Membre corporatif : 60 \$ []

Je désire recevoir les formulaires de réservation pour les camps de l'île aux Basques : oui non

Signature : _____

Veillez rédiger votre chèque ou mandat à l'ordre de la Société Provancher et le faire parvenir à l'adresse indiquée.

Note : Un reçu pour fins d'impôt est émis pour tous les dons de dix dollars et plus.

Société Provancher
1400, route de l'Aéroport
Québec (Québec) G2G 1G6

Pour vos prochaines vacances,

l'île aux Basques...

lieu de ressourcement,
d'histoire et de vie

Trois camps à votre disposition :

- ▲ le camp Léon-Provancher : capacité d'accueil de huit personnes
- ▲ le camp Rex-Meredith : capacité d'accueil de quatre personnes
- ▲ le camp Joseph-Matte : capacité d'accueil de 16 personnes



Chaque camp est équipé d'un réfrigérateur et d'un poêle au gaz propane, d'un appareil de chauffage et d'ustensiles de cuisine.

Le prix de location des camps Léon-Provancher et Rex-Meredith est global, peu importe le nombre de personnes qui y séjournent ; on doit néanmoins respecter la capacité d'accueil de chacun de ces camps.

Le camp Joseph-Matte a été conçu pour accueillir des groupes. La tarification est établie suivant certains critères.

Le cahier des réservations des camps est disponible à partir de la mi-février de chaque année et envoyé à tous les membres de la Société Provancher qui en ont fait la demande. Le cahier des réservations contient toutes les informations nécessaires sur les séjours à l'île, les formulaires pour les réservations de même que les règlements qui régissent les séjours. La politique de la Société est de traiter les demandes de réservation dans l'ordre où elles sont reçues.



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

Les membres de la Société Provancher et le public en général qui désirent visiter l'île aux Basques peuvent le faire en communiquant directement avec le gardien de l'île. Des visites guidées quotidiennes sont organisées durant toute la saison. On peut communiquer avec le gardien de l'île aux Basques, Jean-Pierre Rioux, au numéro de téléphone 418-851-1202, à Trois Pistoles



C. DROUOT / ADNE MAURICOURTIER



S. DURAS, WWF

Cueillette manuelle de la châtaigne d'eau

Rosette de châtaigne d'eau p. 8



MICHEL SAVARD

Bombus sandersoni butinant un rhododendron du Canada p. 31



SIMONE FUSCOEN

Belette à longue queue p. 53

Le lac Solitaire, un petit lac forestier aussi connu sous le nom de « lac aux Grenouilles », situé sur l'île du Havre Aubert, aux îles de la Madeleine p. 37



DANIEL POISSOT