

le naturaliste canadien

Volume 128, numéro 2
Été 2004

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA



Gros chicots et canards arboricoles
Cavité de type « cheminée » dans un bouleau jaune,
occupée par un garrot à œil d'or

Aussi au sommaire

- LE POTENTIEL DE NOS COLLECTIONS SCIENTIFIQUES
- LE MATSUTAKE DANS LES FORÊTS NORDIQUES QUÉBÉCOISES
- UN VIRUS, DES OISEAUX ET DES MOUSTIQUES
- POUR LA SAUVEGARDE DES AMPHIBIENS
- SUR LE CHEMIN DU RETOUR: LE BAR RAYÉ
- LE PAYSAGE HUMANISÉ, UN NOUVEAU TYPE D'AIRE PROTÉGÉE



LE MOT DU PRÉSIDENT

Le mot du président

par Michel Lepage

Le rapport annuel

L'Assemblée générale de la Société Provancher, le 22 février dernier, a été marquée par l'élection d'un nouveau président, Michel Lepage, dont on trouvera ici le mot d'introduction, tandis que J.C. Raymond Rioux qui présidait aux destinées de la Société depuis 16 ans, retraçait les remarquables développements qu'a connus la Société au cours de ces années et en profitait pour remercier tous ceux qui ont participé avec lui à cette progression.

par J.C. Raymond Rioux

GENS D'ACTION

David Rodrigue

Passionné dès sa jeunesse par les amphibiens, les reptiles et les insectes, David Rodrigue a su combiner travail, études et loisirs au service de sa passion : il est notamment responsable de la coordination de l'*Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* et assure le *Suivi des populations d'anoures* pour le compte de la Société de la faune et des parcs du Québec.

par Jacques Jutras

MUSÉOLOGIE SCIENTIFIQUE

Les collections de sciences naturelles : Principaux types selon leurs fonctions prédominantes

L'auteur distingue quatre grands types de collections scientifiques selon leur fonction principale, phylogénétique, taxonomique, biogéographique ou écologique, l'objectif étant de sensibiliser le nouvel Institut québécois de la biodiversité au potentiel et à la conservation des collections québécoises.

par Pierre Brunel

BOTANIQUE

Présence du matsutake dans les forêts nordiques du Québec

La présence confirmée du matsutake dans les forêts nordiques du Québec montre les possibilités offertes par la récolte commerciale des champignons nordiques et l'intérêt d'une étude scientifique plus poussée de ces espèces.

par J. André Fortin

ENTOMOLOGIE

Un virus, des oiseaux et des moustiques

L'arrivée du virus du Nil en Amérique a permis de prendre mieux conscience du fait que les insectes et les parasites qu'ils véhiculent n'ont pas de frontières, qu'ils affectent gravement les animaux ainsi que les hommes qui peuvent cependant se prémunir par certaines mesures de prévention et, finalement, que des recherches plus importantes devraient être consacrées à l'étude de ces insectes.

par J.P. Bourassa

Effets de la succession végétale après feu sur les communautés de fourmis des pessières à lichens 23

Menée sur une séquence de 79 ans, cette étude montre que si les successions végétales observées jouent un certain rôle sur le développement des communautés de fourmis, l'élément le plus déterminant reste la compétitivité interspécies qui assure le succès des espèces dominantes dans un environnement déterminé.

par Benoît Lafleur

FAUNE

Pour la sauvegarde des amphibiens : la conservation et non la relocalisation 29

Les auteurs après avoir décrit les nombreux facteurs qui condamnent à l'échec les relocalisations d'amphibiens, montrent qu'il est préférable de consacrer toutes les énergies et les ressources disponibles à la sauvegarde des habitats et à l'aménagement des sites endommagés.

par Jean-François Desroches et Isabelle Picard

Extension de l'aire de répartition du campagnol-lemming de Cooper (*Synaptomys cooperi*) : mentions les plus nordiques 35

Lors d'une campagne de terrain, les auteurs ont capturé trois spécimens de cette espèce dans une région de tourbières près de la rivière Eastmain et du lac Boyd, soit les mentions les plus nordiques pour l'ensemble de l'aire de répartition de cette espèce.

par Christian Fortin,

Jean-François Rousseau et Marie-Josée Grimard

Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'original 38

Cette étude menée pendant trois ans dans le parc de la Jacques-Cartier montre que, dans le choix de ses habitats, l'original fait des compromis entre la disponibilité de nourriture et d'autres facteurs tels que les dangers de prédation et l'abri offert par le couvert forestier, ce qui montre l'intérêt des mosaïques forestières favorisant l'«*entremêlement* nourriture-couvert ».

par Christian Dussault, Réhaume Courtois, Jean-Pierre Ouellet, Jean Huot et Laurier Breton

Sur le chemin du retour : le bar rayé du Saint-Laurent 46

Sur un ton très personnel, l'auteur relate sa recherche sur les causes de la disparition du bar dans les eaux du Saint-Laurent et se réjouit de la décision d'aller de l'avant dans la réintroduction de cette espèce disparue.

par Jacques Robitaille

Gros chicots et canards arboricoles : Importance pour la nidification 51

Des observations télémétriques sur les sites de nidification naturels utilisés par les garrots à œil d'or et les harles couronnés permettent à l'auteur de faire des recommandations sur les pratiques d'exploitation forestière qui permettront la conservation de ces espèces menacées.

par Charles Maisonneuve

L'inventaire des héronnières du Québec à l'été 2001 et 2002

L'inventaire 2001-2002 semble confirmer la tendance à la baisse déjà constatée lors des précédents inventaires quinquennaux. Cependant cette tendance reste difficile à établir de façon claire compte tenu de la difficulté de localiser les nouvelles héronnières.

par Alain Desrosiers

Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés du Saint-Laurent fluvial

Cette étude suggère que la durée, la hauteur et la chronologie de la crue printanière ont un impact sur la richesse spécifique, l'abondance des géniteurs et la date de la reproduction des frayeurs hâtifs dans les marais aménagés.

par Philippe Brodeur, Marc Mingelbier et Jean Morin

FORESTERIE

Congrès forestier mondial

Le XII^e Congrès forestier mondial tenu à Québec du 21 au 28 septembre 2003 a réuni quelque 4 000 participants et a connu un franc succès. Parmi les nombreuses communications présentées par des Québécois, nous en avons retenu deux qui donnent une idée des préoccupations caractéristiques du milieu forestier d'ici.

Protéger les sols forestiers par une approche de gestion adaptative

Pour répondre aux problèmes causés par la circulation de la machinerie lourde lors de la coupe, le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs a mis au point trois indicateurs qui permettent de s'assurer que les objectifs de protection des sols sont bien atteints, suivant une approche centrée sur l'atteinte des résultats plutôt que sur le choix des moyens d'intervention.

par Jean-Pierre Jetté

L'information écologique pour la gestion durable des forêts au Québec

L'auteur décrit ici l'évolution de l'information écologique au Québec qui vise à donner à tous les intervenants des outils communs leur permettant d'atteindre les objectifs de gestion durable des forêts et de conservation de la diversité biologique. Afin de rendre compte de la complexité des situations tout en la simplifiant, le concept de type écologique a été élaboré et la classification écologique a été repensée.

par Jean-Pierre Saucier

ENVIRONNEMENT

Les paysages agricoles du Québec méridional

Réalisée à partir d'images Landsat prises en 1993-1994, cette étude a permis de dresser la carte des sept paysages agricoles retenus. Faisant ressortir un nouveau découpage du Québec méridional, cette carte reflète les pressions agricoles et permet d'orienter les actions de conservation là où ces pressions sont les plus fortes.

par Benoît Jobin, Jason Beaulieu, Marcelle Grenier, Luc Bélanger, Charles Maisonneuve, Daniel Bordage et Bernard Filion

59

GÉOLOGIE

Les mégablocs de la batture argileuse du secteur sud-ouest de la baie à l'Original (parc du Bic)

99

Une curiosité méconnue du parc du Bic est la présence de dizaines de mégablocs pesant entre une et 152 tonnes, parsemés sur la batture et qui sont soumis à d'importants déplacements par les glaces d'estran. L'auteur en explique l'origine qui est souvent mal interprétée.

par Jean-Claude Dionne

66

SCIENCES DE LA MER

Le capelan (*Mallotus villosus*) : l'espèce fourrage par excellence

106

Les variations récentes de la température de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent semblent avoir affecté différents aspects du cycle de vie de cette espèce dont de nombreuses espèces de poissons dépendent pour leur survie.

par François Grégoire

Le suivi satellite des bélugas du nord du Québec

109

Entrepris depuis deux ans, ce programme devrait fournir une base scientifique aux mesures visant le rétablissement d'une population en péril.

par Mike Hammill

PARCS ET AIRES PROTÉGÉES

Un nouveau type d'aires protégées pour le Québec : le paysage humanisé

111

Le concept québécois de paysage humanisé tel que défini par la Loi sur la conservation du patrimoine naturel semble axé fondamentalement sur la protection de la biodiversité et n'a pas intégré la vocation de développement local et de développement durable qui fait le succès de l'expérience française ou belge des parcs naturels régionaux

par Véronique Audet, Louis Bélanger et Laval Doucet

78

LES ROUTES DE L'INTERNET

Les marais et les milieux humides

119

par Marianne Kugler

LES LIVRES

121

SAVIEZ-VOUS QUE...

122

Par leur soutien financier,
le ministère de l'Environnement du Québec,
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 ici remerciés.

La Société Provancher remercie ses généreux bienfaiteurs

Novembre 2003 à mai 2004



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

Archambault, Georgette
Archambault, Sylvain
Arsenault, Louis
Arthur, Sheila
Asselin, Benoît
Auger, Esther
Auger, Geneviève
Barbeau, Claude
Bastien, Jocelyne
Beaulieu, Ferland
Bédard, Michèle
Bédard, Yvan
Bélanger Nicole
Bélanger, Claire
Bélanger, Denise
Bélanger, Roger
Bellefeuille, Hélène
Bellefeuille, Marie
Bergeron, Michel
Bernier, Conrad
Bernier, Lise
Bertrand, Luce
Bérubé, Monique
Bigras, Yvon
Billington, Charles
Biron, Paule
Blancette, Pierre
Boisseau, Jean-Denis
Bonin, Serge
Bossert, Frédéric
Bouchard, Dominique
Bouchard, Jean-Sébastien
Bouchard, Yvon
Boudreau, Francis
Boulé, Robert
Bourassa, Jean-Pierre
Bourré, Liliane
Breton, Martin
Brouard, Louis
Brunel, Pierre
Brunelle, François
Caisse populaire de
Trois-Pistoles
Campagna, Pierre
Cantin, Michel
Caron, Jean-Claude
Caron, Roselle
Castonguay, Martin
Cavanagh, Robert
Cayouette, Jacques
Cayouette, Raymond
Charbonneau, François
Charbonneau, Marc
Charpentier, Yvan
Chaumel, Gilles
Chayer, Réjean
Chevrier, Louise
Claveau, Raynald
Clermont, André
Cliche, Aline
Cloutier, Stéphanie
Colinet, Bernard

Colucci, Maria-Thérèse
Corbeil, Christian
Cosssette, Julie
Côté, Christiane
Côté, Madeleine
Côté, Mathieu
Couillard-Dandonneau, Cath.
Coulombe, Josette
Coulombe, Louis
Couture, Richard
Couture, Richard
Dagenais, Michel
D'Amours, Gilles
D'Anjou, Gay
De Passillé, Luc
De Serres, Marthe
Delsanne, René
Déry, Yves
Déry, Anne
Déry, Jean
Déry, Marthe
Desautels, Louise
Desautels, Renée
Desbiens, Jacques
Deschamps, Jean
Deschamps, Marie
Desharnais, Nicole
Desmartis, André
Després, Denise
Dionne, Jean-Claude
Doré, Marc
Doucet, Madeleine
Doucet, Nicole
Drolet, Jocelyn
Drolet, Sylvie
Duchesneau, Roger
Dufresne, Camille
Dugas, Serge
Dulac, Marcel
Dumas, Gilles
Dumas, Maurice
Dumont, Mario
Dumouchel, Anne-Marie
Dupéré, André
Dutil, Jean-Denis
Emond, Dominique
Fafard, Micheline
Fages, Anny
Filteau, Gabriel
Fitzback, Mireille
Fontaine, Pierre
Forbes, Pierre
Fortier, Gill
Fortier, Robert
Fortin, Régis
Frenette, Carmen
Gadbois, Thérèse
Gagné, François
Gagnon, José
Gagnon, Raynald
Gagnon, Robin
Gagnon-Sirois, Ruth

Galois, Patrick
Gaudreau, Daniel
Gaudreau, Johanne
Gauthier, Benoît
Gauthier, Charles
Gauvin, Alain
Gervais, Madeleine
Giroux, Marie
Godefroy, Catherine
Gosselin, Grégoire
Gratton, Armand
Grenier, Claire
Grimard, Michèle
Guérin, Gaëtan
Haince, McKenzie
Hamel, François
Hamel, Gemma
Hamelin, Louis-Edmond
Harel, Louise
Harvey, Éric-Yves
Hébert, Daniel
Hébert, Huguette
Hébert, Yves
Henry, Lise
Henry, Nicole
Huot, Jean
Huot, Lucien
Jaibert, Mélanie
Jean, Chantale
Jobin, Luc
Jodoin, Yvon
Jolicoeur, Hélène
Jones, Richard
Juneau, Michel
K. Laflamme, Michel
Kugler, Marianne
Labelle, Michèle
Laberge, Diane
Laberge, Maud
Labonté, Patrick
Lafond, André
Lafond, Anne-Marie
Lafontaine, Joanne
Laforce, André
Lagacé, Langis
Lahaie, Pierre
Laliberté, Lyne
Lamarre, Jacques
Lamoureux, Gisèle
Langelier, Berchmans
Lapointe, Monique
Laporte, Pierre
Larivée, Jacques
Larose, Roger
Larouche, Alayn
Larsen, Pierre
Lauzé, Lucie
Laverdière, France
Le Sage, Laurent
Leahy, George
Lebel, Mariette
Lebel-Grenier, Séb.

Leclerc, Marcel
Leclerc, Michel
Ledoux, Robert
Leduc, Pierre
Lemieux, Bruno
Lemieux, Jacques
Lepage, Daniel
Lepage, Ghino
Lepage, Richard
Lepage, Ronald
Lesage, René
Lessard, André
Lessard, Camille
Letellier, Rita
Levasseur-St-Arnaud, Hug.
Léveillé, Sonia
Levesque, Jean-Marc
Lévesque, Madeleine
Lévesque, Solange
Loiselle, Robert
Lussier, Charles
MacDonald, Karen
Maisonnette, Claude
Marc, Jean
Marcil, Louise
Marcoux, Claudette
Marier, Louise
Marineau, Kim
Marotte, Pierre-M.
Marquis, Denise
Martel, Christiane
Martin, Mario
Massé, Gérard
Massé, Hubert
Massicotte, Guy
Masson, Hélène
Mercier, Marthe et Jean
Mochon, Alain
Molsan, Gaston
Molesworth, Michael
Monette, Maurice
Morin, Serge G.
Myette, Claude
Nadeau, Yves
Otis, Mario
Ouellet, Carmen
Ouellet, Denis
Ouellet, Jocelyne
Ouellet, Pierre
Painchaud, Jean
Paquette, Denis
Paradis, Joanne
Paradis, Rolande
Paré, Louis
Parrot, Louis
Patoine, Brigitte
Payant, Christian
Payeur, Pierre
Perreault, Roger
Pilotte, Lise
Piuze, Jean
Plante, Berthier

Potvin, Denis
Potvin, François
Potvin, Laurent
Pouliot, Yvan
Proulx, André
Proulx, Diane
Proulx, Eddy
Proulx, Régis
Racine, Jean-Claude
Rasmussen, Arne
Raymond, Maurice
Reed, Austin
Regalbutto, Grant
Rémillard, Chantal
Renaud, Jean
Renaud, Michel
Rheault, Claude
Richard, Lucie
Richard, Pierre J. H.
Rioux, Cybèle
Rioux, Emmanuel
Rioux, Nelson
Rioux-Langlais, Gisèle
Rivest, Gilles-André
Roberge, Charlotte
Roberge, Jacques
Roberge, Nicole
Robert, Céline
Robert, Michèle
Robillard, Jean R.
Rodrigue, Donald
Romey, Catherine
Roy, Clodin
Savard, Vincent
Savoie, Réginald
Sénécal, Nicole
Sénéchal, André
Shaw, Michel
Simard, Claude
Sirois, Martine
Sirois, Paul-Étienne
Soly, Geneviève
St-Laurent, Martin-H.
St-Martin, Marco
Télli, François
Têtu, Bernard
Tourette, Gaston
Tremblay, Éric
Tremblay, Michelle
Trépanier, Claudette
Trépanier, Laurent
Treyvaud, Geneviève
Trudel, Nicole
Turcotte, Hélène
Turcotte, Marie-France
Van Nieuwenhove, C.
Varin, Michel
Vastel, Geneviève
Veillette, Lucie
Violette, Michèle

Président

Michel Lepage

1^{er} Vice-président

Jean-Clément Gauthier

2^e Vice-président

Éric-Yves Harvey

Secrétaire

Christian Potvin

Trésorier

André St-Hilaire

Administrateurs

Jean-Claude Caron
Gabriel Filteau
Jean Fortin
Daniel Gaudreau
Diane Ostiguy
Réginald Ouellet
Normand Trudel

Coordonnatrice

Mylène Bergeron

le naturaliste canadien

Comité de rédaction

André Desmartis,
coordonnateur
Robert Gauthier
Jean Hamann
Hélène Jolicoeur
Marianne Kugler
Jean Painchaud
Jean-Marie Perron
J.C. Raymond Rioux
Vincent Roy

Révision linguistique

Camille Rousseau

Comité de financement

Mylène Bergeron
Jean-Pierre Rioux

Impression et reliure

AGM
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 2004
Bibliothèque nationale du Québec
© La Société Provancher d'histoire
naturelle du Canada 2004
Bibliothèque nationale du Canada
ISSN 0028-0798

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
4740, boul. Wilfrid-Hamel, bureau 130
Québec QC G1P 2J9.

Téléphone : 418-877-6541 Télécopie : 418-877-6579

Courriel : provancher@mediom.qc.ca

Site web : <http://www.provancher.qc.ca/>



LA SOCIÉTÉ
PROVANCHER
D'HISTOIRE
NATURELLE
DU CANADA

L'assemblée annuelle de la Société Provancher, tenue le 22 février 2004, a été marquée par l'élection d'un nouveau président avec le départ de monsieur J.C Raymond Rioux, qui a su diriger avec enthousiasme et efficacité la destinée de la Société au cours des 16 dernières années. À titre de nouveau président, j'hérite d'une Société en santé, dont les réalisations au cours des dernières années sont remarquables. Chacun des présidents précédents a laissé sa marque et l'héritage qu'ils nous ont légué doit non seulement être préservé, mais doit aussi fructifier.

La Société Provancher est actuellement dans une phase de consolidation de ses principaux dossiers : le *Naturaliste canadien*, la protection et la mise en valeur de ses territoires et les activités éducatives. Alors que nos efforts à court terme vont porter sur cette consolidation, certains axes de développement seront explorés à la lumière de l'analyse des créneaux occupés par les autres organismes de conservation qui œuvrent au Québec. Cette analyse nous conduira, en 2005, à produire une planification stratégique qui guidera la Société dans ses actions futures.

Je peux compter sur un conseil d'administration formé de personnes très compétentes et animées d'une grande passion pour la Société Provancher. L'équipe que nous formons saura répondre aux attentes de nos membres et poursuivre avec détermination l'œuvre des fondateurs de la Société.

Michel Lepage, président



Rapport annuel



C'est lors d'une importante journée de réflexion sur l'avenir de la Société Provancher, au cours du mois de décembre 2002, que les membres de notre conseil d'administration ont élaboré un plan d'action pour les années 2003, 2004 et 2005. Les divers projets menés au cours de la dernière année s'inscrivent dans le cadre de ce plan, notamment certaines actions visant la consolidation des acquis des récentes années.

L'essor important que connaît maintenant notre Société nous a obligés à mettre en place une permanence qui permettra d'assurer un support de première main à l'ensemble de nos bénévoles et de ceux qui gravitent autour de la Société Provancher. À cet effet, une personne a été engagée au cours du printemps et des locaux, situés à Québec, ont été aménagés pour accueillir notre direction générale. C'est là une première dans l'existence de notre Société. Il faut souligner que cette décision a été largement facilitée par une subvention statutaire que nous recevons chaque année, depuis maintenant trois ans, du ministère de l'Environnement du Québec qui reconnaît à la Société Provancher, le statut d'organisme national du Québec.

D'autres projets ont également été réalisés à la suite de la rencontre de décembre 2002. C'est ainsi que nous nous sommes penchés sur un projet d'uniformisation de la signalisation sur l'ensemble des milieux naturels que nous protégeons et qui sont ouverts au public. Le plan de signalisation devrait être complété au cours de la présente année et la nouvelle signalisation sera implantée graduellement au cours des deux ou trois prochaines années. Par ailleurs, comme prévu, nous avons procédé à l'achat de tous les terrains adjacents disponibles du côté ouest du territoire du marais Léon-Provancher afin de protéger l'habitat d'une espèce floristique menacée. Cet agrandissement permet aussi d'établir une zone tampon entre le territoire et le quartier résidentiel voisin et de garantir au public visiteur une expérience de meilleure qualité. Nous avons aussi développé des liens plus étroits avec les dirigeants de la Corporation de la Maison Léon-Provancher de Cap-Rouge, dans le but de faire connaître aux nombreux groupes scolaires qui sont la clientèle de cet organisme, les richesses fauniques et floristiques du territoire du marais Léon-Provancher.



Les activités habituelles se sont évidemment déroulées comme il se doit. C'est ainsi que nous avons publié deux numéros de notre revue, le *Naturaliste canadien*, avec un contenu enrichi de plusieurs pages à chacun des numéros, la récolte d'articles étant toujours très abondante. Les activités à l'île aux Basques se sont par ailleurs maintenues au même niveau que par les années antérieures et avec le même succès quant à la location des camps et à l'accueil des visiteurs. J'ouvre ici une parenthèse pour remercier chaleureusement Yvon Deschamps, intendant de l'île aux Basques depuis de nombreuses années, qui se retire du conseil d'administration. Son dévouement, son acharnement au travail et son souci d'assurer le bien-être des visiteurs auront permis d'améliorer considérablement les installations d'accueil de l'île. Qu'il trouve ici l'expression de notre grande reconnaissance et de notre amitié! Grand merci et bravo pour ses belles réalisations à l'île aux Basques!

Pour ce qui est des activités sur le territoire du marais Léon-Provancher, elles ont visé à la fois la consolidation et le développement. À titre d'exemple, la corvée de plantation de plusieurs espèces d'arbres, organisée au cours de l'automne en collaboration avec une vingtaine d'employés d'Alcoa, fut un franc succès et mérite d'être signalée. Avec l'agrandissement de ce territoire, divers travaux ont été effectués, notamment la pose de clôtures séparant notre propriété de celles de nos voisins du côté ouest. Vous me permettez de remercier de façon particulière le directeur et biologiste Normand Trudel pour son excellent travail, sa disponibilité et son dévouement, à titre de responsable de ce milieu naturel auprès du conseil d'administration.

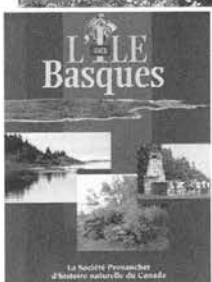
D'ailleurs, je veux également profiter du présent rapport pour remercier sincèrement et chaleureusement les membres de notre conseil d'administration, les membres des différents comités (île aux Basques, territoire du marais Léon-Provancher, *Naturaliste canadien*), tous les membres de la Société Provancher ainsi que nos employés pour leur excellent travail; nos bienfaiteurs, nos commanditaires, nos partenaires et les divers organismes publics et parapublics de conservation pour leur soutien et leur appui à la bonne marche de notre Société au cours de l'année 2003. Qu'ils en soient tous ici remerciés.

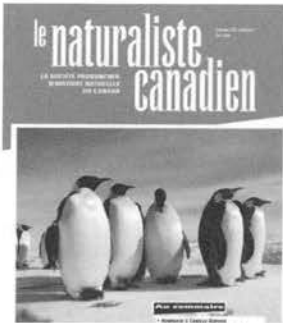
En terminant, j'annonce aujourd'hui à cette assemblée que je ne solliciterai pas un nouveau mandat au sein du conseil d'administration pour la présente année. Les administrateurs ont été informés de cette décision en octobre dernier.

Il y a maintenant plus de 20 ans que je siège au conseil d'administration de la Société Provancher, dont 16 ans à titre de président. Le temps est venu pour moi de passer la main. Cela est d'autant plus facile que les personnes qui siègent actuellement au conseil réunissent des compétences telles qu'elles sauront assurer sans problème l'avenir de notre organisme.

J'ai aimé servir notre Société, tout le long de ces années au cours desquelles j'ai eu l'occasion de rencontrer des individus qui se passionnent pour la sauvegarde de l'environnement, pour la protection de la faune et de la flore, l'histoire, le droit, etc. Des personnes passionnantes, aussi, et dont le contact m'a beaucoup enrichi.

Les objectifs que je m'étais fixés au point de départ me semblent avoir été atteints en bonne partie, et cela, grâce à la collaboration de nombreuses personnes et organismes. À cet égard, permettez-moi de vous dire que je suis particulièrement fier de certaines réalisations. J'aimerais signaler, notamment, les recherches historiques et archéologiques qui ont été menées à l'île aux Basques, dans les années 1990, et qui ont mené à une mise en valeur de son aspect historique tant *in situ* que sur le littoral; la création du Fonds de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada aux Archives nationales du Québec, en 1991; l'édition du livre *L'île aux Basques*, publié en 1997; l'acquisition, en 1996, du territoire du marais Léon-Provancher et ses agrandissements successifs en 1998 et en 2003; l'acquisition, en 1994, de la revue *Le Naturaliste canadien*, cédée par l'Université Laval qui en assurait la publication depuis 1929; la création d'un important fonds de réserve et de développement de près d'un quart de million de dollars; l'obtention du statut de *Lieu historique national du Canada* pour l'île aux Basques et l'obtention, en 1995, d'un décret du conseil des ministres du Québec, en vue d'assurer à ce milieu naturel protégé une meilleure assurance contre les intrus; l'établissement d'excellentes relations, vécues dans un grand esprit de collaboration, avec les divers organismes de conservation du Québec, ce qui a donné des résultats toujours très positifs et qui s'est traduit par la renommée enviée dont jouit maintenant la Société Provancher auprès des divers intervenants à travers la province. J'ajoute ici que notre Société a participé de façon fort active à la création du Regroupement des organismes propriétaires de milieux naturels protégés du Québec (RMN), en 1993. Son représentant en a été le président dès sa fondation et durant les neuf premières années. Par ailleurs, un membre de notre Société et coordonnateur de notre périodique, André Desmartis, en a été le secrétaire administratif dès les premières années de sa fondation.





Permettez-moi de remercier les membres actuels du conseil d'administration de la Société Provancher et tous ceux qui en ont fait partie au cours des 16 dernières années, pour la confiance et le soutien qu'ils m'ont accordés durant toutes ces années, et qui ne se sont jamais démentis. Sachez que je leur en suis très reconnaissant. Cet appui indéfectible a été pour moi une source d'enthousiasme et de dévouement à la cause de la conservation, de même qu'une belle occasion de développement et de croissance personnelle. Merci.

Nul doute que la Société Provancher a un bel avenir. Je quitte sa direction avec confiance sachant qu'elle est entre bonnes mains. Cependant, pour répondre aux vœux exprimés par plusieurs, je continuerai mon engagement à l'égard de la Société au comité du *Naturaliste canadien*, lequel, comme vous le savez, m'a toujours tenu particulièrement à cœur. Cette publication m'apparaît une œuvre essentielle pour notre Société et elle doit à tout prix être maintenue. On ne peut laisser aller un morceau de notre patrimoine scientifique et culturel de cette importance sans tout faire pour en assurer la survie. Je compte bien y consacrer encore mes efforts.

J. C. Raymond Rioux, président

Collège Saint-Charles-Garnier
 Québec, le 22 février 2004

David Rodrigue

Jacques Jutras

Se rendre près d'un étang au début de mai par une soirée douce et pluvieuse... entendre chanter les rainettes... observer les salamandres maculées qui se déplacent pour aller se reproduire... arriver au bon moment par une journée ensoleillée pour être témoin d'un spectaculaire rassemblement de couleuvres rayées... voilà autant d'activités qui intéressent au plus haut point David Rodrigue.

Originaire de Sherbrooke, David Rodrigue est passionné par tout ce qui touche les amphibiens, les reptiles et les insectes. Ce grand intérêt pour la nature, il l'a développé dès son enfance, en accompagnant son grand-père maternel à la pêche et lors de nombreuses excursions en forêt dont il conserve des souvenirs impérissables. Déjà, vers l'âge de 12 ans, il s'intéressait aux publications sur les couleuvres et, à 13 ans, il écrivait une dissertation de 45 pages sur l'identification des papillons. Au cours de son adolescence en Estrie, il fut membre actif de l'Association des entomologistes ainsi que de la Société herpétologique de cette région. En plus de nourrir sa curiosité pour la biodiversité, il consacrait également ses heures de loisir à pratiquer ses sports favoris, le badminton et le kinball.

Ayant grandi en contact avec la nature, il a vite pris goût aux activités offertes par le Camp Rolland-Germain situé en Estrie. David a fréquenté ce camp de 13 à 16 ans pour ensuite y agir à titre de moniteur pendant quelques années. Il est demeuré attaché à cet organisme puisqu'il siège, depuis 1998, au conseil qui administre la corporation de cette institution pour jeunes naturalistes.

En 1994, il complète un baccalauréat en zoologie à l'Université McGill (Campus McDonald) et travaille comme bénévole au Centre d'observation de la faune de l'Écomuséum situé à Sainte-Anne-de-Bellevue. Ses qualités sont vite reconnues par ses patrons puisqu'il obtient rapidement un poste rémunéré dans cette organisation. D'ailleurs, il travaille toujours à cet endroit en tant que directeur-adjoint.

Collaborateur recherché, il est en outre impliqué dans deux importants projets. En effet, depuis plusieurs années, la Société de la faune et des parcs du Québec confie à la Société d'Histoire naturelle de la vallée du Saint-Laurent, la coordination de l'*Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec* ainsi que le *Suivi des populations d'anoures*. David Rodrigue coordonne de façon dynamique ces deux dossiers provinciaux. Ses qualités professionnelles et ses connaissances sont également mises à profit au sein du comité avisé sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables où il siège depuis 2001.



Excellent didacticien et parfait bilingue, David Rodrigue donne des cours sur l'écologie des déserts à l'Université McGill, depuis 1995. Aux deux ans, pendant trois semaines, il se rend dans le sud des États-Unis avec une trentaine d'étudiants pour parcourir différents milieux à la recherche d'animaux adaptés à ces écosystèmes. Ces voyages constituent pour lui des moments privilégiés au cours desquels il transmet son savoir et sa passion pour la faune.

Toujours intéressé à se perfectionner, David s'est inscrit à l'École des hautes études commerciales, il y a 2 ans, pour y effectuer une maîtrise en administration (MBA). Il obtiendra son diplôme en 2004. Voilà donc un homme fort actif qui sait combiner travail, études et loisirs. Pas toujours facile!

Jacques Jutras est biologiste à la Société de la faune et des parcs du Québec.

Il importe de souligner qu'au cours de la présente année, nous verrons apparaître, sur les rayons des librairies, un guide d'identification des reptiles et des amphibiens du Québec et des Maritimes. Aboutissement de plusieurs années de travail, cet ouvrage majeur sera publié en 2004 aux Éditions Michel Quintin. David en est coauteur avec Jean-François Desroches, également un spécialiste de ces espèces. À surveiller!

Je dis souvent que David Rodrigue est un « puits sans fond », toujours disponible pour répondre aux questions qui lui sont adressées sur le monde des amphibiens et des reptiles. Ceux et celles qui ont eu le plaisir de travailler avec

lui ou qui l'ont accompagné sur le terrain seront d'accord : il est un scientifique et un vulgarisateur accompli, et qui plus est... fort sympathique!

En lisant la préface de *Inconnus et méconnus*, le livre sur les amphibiens et les reptiles écrit en 1961 par Claude Mélançon, j'ai retenu la phrase suivante : « Mettre l'enfant en contact avec la Nature, c'est faire œuvre de profonde éducation. » Je pense que David Rodrigue fait partie de ceux qui, au Québec, contribuent de façon importante à faire découvrir aux jeunes (et aux moins jeunes!) le monde du vivant. ◀

Merci!

aux chasseurs, pêcheurs et trappeurs du Québec !

En 17 ans, par l'achat de leurs permis, les pêcheurs, les chasseurs et les trappeurs du Québec ont versé 38,7 M\$ à la Fondation de la faune pour conserver la biodiversité du Québec.

Merci à ceux et celles qui nous soutiennent !

Au cours des trois dernières années, grâce à ses programmes de collecte de fonds et de partenariat d'affaires, la Fondation de la faune a retourné 1,05 \$ pour chaque dollar versé par les chasseurs, les pêcheurs et les trappeurs, dans la protection et la mise en valeur des habitats fauniques.

Ensemble, on fait beaucoup plus !



FONDATION DE LA FAUNE
DU QUÉBEC

PASSIONNÉS DE NATURE, DÉCOUVREZ VOTRE FONDATION

www.fondationdelafaune.qc.ca

Les collections de sciences naturelles : Principaux types selon leurs fonctions prédominantes

Pierre Brunel

Introduction

Les paragraphes qui suivent présentent une classification des collections de sciences naturelles établie selon les usages auxquels leurs propriétaires les destinent ou devraient les destiner afin qu'elles concordent avec leur désignation de « collections scientifiques. » De cette *classification fonctionnelle* découlent les caractéristiques de chacun de ces types de collections qui permettent de les distinguer les unes des autres. L'objectif est ici d'aider les futurs membres du nouvel Institut québécois de la biodiversité, incorporé comme organisme sans but lucratif le 16 février 2004, à mieux saisir le potentiel des collections de sciences naturelles qu'ils détiennent, et à faire des recommandations pour leur conservation, leur mise en valeur et leur développement futur.

Posons d'abord que de telles collections peuvent être constituées d'*appareils* servant ou ayant servi à des expériences scientifiques de mesure de propriétés physiques, chimiques ou biologiques en milieux contrôlés, ou de prélèvements et d'observations dans la nature. De telles collections sont exclues du survol présenté ci-dessous. Celles que nous considérons ici sont des collections de spécimens d'organismes vivants ou de minéraux prélevés dans la nature et conservés et rassemblés en milieux confinés, généralement dans les villes. Ces spécimens peuvent être vivants, comme dans les jardins zoologiques ou botaniques et dans les aquariums publics, ou morts, comme dans les musées, les institutions d'enseignement ou certains laboratoires de recherche, ou encore chez des particuliers. Les collections de *spécimens morts* sont parfois désignées « collections *ex-situ* » : ce sont celles qui étaient traditionnellement conservées dans les *musées d'histoire naturelle* et que nous tentons de classer ci-dessous.

Caractères distinctifs des collections de recherche

Il existe trois catégories différentes de collections *ex-situ*, selon leurs fonctions les plus générales : les collections d'exposition, les collections d'enseignement et les collections de recherche. Les deux premières se distinguent de la troisième par l'absence ou les lacunes de la *documentation* sur les spécimens : pour remplir leur fonction, les collections de recherche doivent fournir un minimum de renseignements sur l'origine des spécimens : lieu et date de prélèvement, etc.

Les collections d'enseignement et les collections d'exposition ont toutes deux un rôle éducatif, avec des degrés différents de vulgarisation scientifique, mais les premières sont « consommées » par les étudiants (dissections, manipulations d'animaux naturalisés, etc.), alors que des soins de conservation ou de modernisation sont prodigués aux secondes. Un autre caractère qui distingue les collections de recherche, c'est *l'augmentation inévitable du nombre de spécimens* qu'on doit conserver, tributaire de l'exploration de nouveaux territoires, de la recherche de nouveaux taxons ou de l'étude approfondie de nouvelles communautés d'êtres vivants. Les collections d'exposition et d'enseignement, qui doivent être remplacées ou modernisées, ne s'accroissent qu'en fonction des besoins éducatifs des institutions, besoins qui ont fluctué ou même parfois diminué, selon les modes du moment. La classification proposée ci-dessous ne s'applique qu'aux collections pourvues de *fonctions de recherche*.

Précisons d'abord un peu nos concepts et leur terminologie. Une collection de recherche est composée d'*échantillons* d'organismes vivants qu'on a prélevés dans la nature, et que l'on souhaite aussi représentatifs que possible de leur présence, de leur abondance et de leur répartition spatiale et temporelle dans ce milieu naturel. Un « échantillon » peut ne contenir qu'un seul individu, alors désigné *spécimen*, appartenant forcément à une seule espèce, ou des milliers de spécimens de différentes espèces ou d'une seule. Ce second type d'échantillon est nommé « lot » par les muséologues anglophones. Les diverses sortes d'échantillons dépendent beaucoup des *méthodes de prélèvement* utilisées et de la *taille des organismes* recherchés : une plante minuscule cueillie à la main dans la forêt et une baleine harponnée dans l'océan sont tous deux des « spécimens » de leur espèce, mais les méthodes de prélèvement et de conservation en collection diffèrent énormément. L'utilisation d'appareils de plus en plus perfectionnés permet soit de prélever des organismes dans des habitats extrêmement difficiles d'accès (e. g. les sous-marins d'exploration abyssale marine, avec bras télécommandés), soit de prélever une masse d'organismes différents très petits composant une communauté complète (e. g. une pêche planctonique dans l'océan ou le produit d'un

Pierre Brunel, professeur honoraire au Département des sciences biologiques de l'Université de Montréal, est biologiste et océanographe.

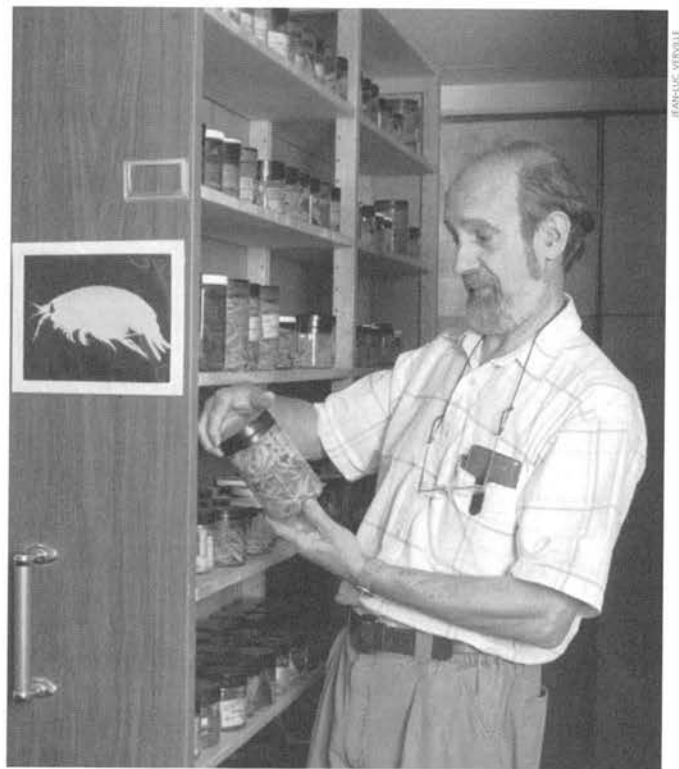
piège lumineux pour insectes). Un échantillon très diversifié requiert un tri extrêmement laborieux qui produit des « sous-échantillons » d'espèces différentes qu'on peut alors identifier, dénombrer et classer en collection dans l'*ordre taxonomique ou phylogénétique* habituellement utilisé dans les musées. D'autre part, presque tous les échantillons prélevés avant la Première Guerre mondiale et un grand nombre de ceux qu'on a prélevés depuis, avaient un *caractère qualitatif*, tandis qu'on a prélevé de plus en plus d'*échantillons quantitatifs* au cours du dernier demi-siècle. Sans réduire les fonctions traditionnelles surtout biogéographiques et taxonomiques toujours essentielles des collections de recherche, cette évolution a profondément changé les fonctions de ces dernières, qui ont accru leurs fonctions écologiques. Cette tendance est certainement appelée à se poursuivre, et les gestionnaires des collections de recherche devront en tenir compte dans l'avenir.

Les considérations précédentes débouchent sur la notion de *valeur* des collections. Le coût des prélèvements en nature entre d'abord en ligne de compte: un échantillon de faune benthique d'une source hydrothermale marine, obtenu à l'aide d'un sous-marin d'exploration abyssale, coûte énormément plus cher qu'un spécimen de plante cueilli à la main ou de papillon fauché au filet pendant une excursion. Le laborieux *tri* et l'*identification* en laboratoire des myriades d'espèces d'un échantillon de benthos marin, de sol terrestre ou de canopée tropicale ajoutent ensuite une importante « plus-value », sous forme de *main-d'œuvre*, aux nombreux sous-échantillons taxonomiques qui en résultent. Les descriptions d'espèces nouvelles et les validations d'identifications par des *experts étrangers* qui réexaminent les collections rajoutent encore à cette plus-value. La publication de monographies taxonomiques mondiales basées sur ces révisions laborieuses de différentes collections vient enfin, par une visibilité accrue, donner à ces collections la notoriété qui augmente donc encore davantage leur valeur, particulièrement lorsque des *spécimens-types* s'ajoutent aux collections. Plus les collections sont anciennes, étudiées et objets de descriptions, d'illustrations et de publications de toute nature, plus elles acquièrent une *valeur historique*, qui devient alors *patrimoniale*. Mais toute cette visibilité est spécialisée et atteint peu le grand public, qui ignore presque tout de ces millions d'heures accumulées et invisibles d'obscur labeur.

Précisons aussi que la notion de fonction est tributaire de celle de *mandat* confié au gestionnaire de la collection. Ce mandat est très souvent autodéterminé par son propriétaire, notamment si c'est ce même propriétaire qui a édifié la collection. Ou alors, le mandat est attribué par l'institution propriétaire ou le gouvernement d'une collectivité qui ressent des besoins en matière de recherche ou de services sur la biodiversité et l'environnement.

Dans la pratique générale, les *motivations* premières pour constituer une collection de recherche sont passablement indépendantes des fonctions futures possibles de cette

collection. L'une de ces motivations est souvent celle d'*un individu* doté du « goût » peut-être inné du *collectionneur*, que cet individu soit biologiste ou pas, et qu'il appartienne à une institution pourvue ou non d'un mandat à cet effet. L'autre motivation provient de façon plus pratique de l'*énorme besoin de temps ou de main-d'œuvre* nécessaires pour étudier minutieusement, le plus souvent au microscope en laboratoire et à l'aide de guides d'identification ou d'autres publications très spécialisées, nombreuses et souvent anciennes, les échantillons prélevés en nature. Une grande collection de recherche n'est rien d'autre que de gigantesques arranges de spécimens à étudier plus tard, lorsque les ressources seront disponibles. Et qu'il faut bien classer correctement pour pouvoir les retrouver assez facilement lorsque ce moment favorable sera venu.



L'auteur examine dans sa collection un échantillon écologique de crevettes nordiques, *Pandalus borealis*, à côté d'une photo d'*Anonyx sarsi*, conservé dans sa collection taxonomique.

La classification présentée ci-dessous est assez théorique, bien qu'émanant d'une assez longue expérience pratique de l'auteur, enrichie d'un enseignement de deuxième cycle en muséologie scientifique. Comme la plupart des classifications fondées sur les objets naturels, elle ne doit pas être perçue comme étant composée de catégories absolues et étanches. D'une part, seules les plus grandes collections du monde, comme celles du Musée d'histoire naturelle de la Smithsonian Institution à Washington, peuvent prétendre contenir à peu près tous les types de collections distingués ci-dessous. Et même ces géants ont subi d'importantes

réductions d'effectifs au cours des récentes années. D'autre part, presque toutes les collections, même petites, peuvent prétendre contenir des éléments de plus d'un des types distingués plus bas. On peut toutefois admettre que les trois derniers types de collections, à fonctions écologiques plus modernes que les trois premiers types, recèlent le potentiel fonctionnel des trois types plus anciens de collections. L'inverse n'est pas vrai : les anciennes collections recèlent moins de potentiel écologique que celles qu'on a édifiées avec des objectifs écologiques. Mais l'important consiste à reconnaître la fonction principale dévolue à une collection, sans exclure d'autres fonctions présentes mais moins importantes. En pratique, cette principale fonction devrait orienter son développement futur, à moins que des ressources additionnelles insoupçonnées et très importantes (e. g. venant du mécénat ou d'une véritable vision institutionnelle d'avenir), mais bien hypothétiques dans la conjoncture budgétaire actuelle, viennent permettre un développement multifonctionnel plus grand.

Collections à fonctions phylogénétiques

Ce type de collection a pour premier objectif d'élucider les liens de parenté évolutionnaire entre les différentes espèces, entre les différents genres, etc., d'un même taxon (ou « clade ») de niveau hiérarchique généralement élevé dans la classification. En d'autres termes, les chercheurs qui utilisent cette sorte de collection cherchent à reconstituer la phylogénie (i. e. *l'histoire évolutionnaire*) du groupe taxonomique visé, c'est-à-dire à reconstruire toutes les branches de l'arbre évolutionnaire qui a abouti aux espèces contemporaines de ce taxon. L'objectif du collectionneur est donc généralement *centré sur un taxon*, dont il cherche à obtenir le plus grand nombre possible d'espèces ou de taxons inférieurs au taxon visé. Ses *explorations* ou ses politiques d'acquisition visent donc généralement le *monde entier* plutôt qu'un seul territoire, à moins que le taxon étudié ne soit géographiquement confiné. De plus, la collection ne représente qu'un des moyens d'élucider la phylogénie du taxon : les techniques moléculaires, écologiques et éthologiques modernes appliquées aux spécimens vivants sont souvent devenues les moyens privilégiés de poursuivre ce type de recherche. De la même façon, les méthodes paléontologiques, appuyées par des collections de fossiles, apportent un complément souvent déterminant aux reconstructions phylogénétiques. La collection ne représente ici qu'un moyen de plus pour confirmer par la morphologie classique, épaulée par les techniques numériques cladistiques, les découvertes de la taxonomie et de la génétique moléculaires.

L'un des « produits » de ce type de recherche est une classification révisée du taxon étudié. D'autres « produits », dérivés de l'objectif premier, ce sont les espèces nouvelles pour la science que l'exploration de territoires exotiques ou d'habitats nouveaux rapportent généralement. La collection est donc susceptible de contenir de nombreux *spécimens-types*, dont la valeur légale en nomenclature confère une

valeur certaine à la collection. Il va généralement de soi que la *qualité de l'identification* des spécimens d'une telle collection est d'autant plus élevée que l'expertise du chercheur qui l'édifie est grande.

Une caractéristique de ce type de collection est qu'elle n'a pas à contenir des quantités considérables de spécimens du même taxon. Elle doit par contre contenir le plus *grand nombre possible d'espèces* du taxon supérieur recherché. Une autre qualité recherchée est l'intégrité et le *bon état* de conservation *des* quelques *spécimens* en collection, de même que leur représentativité des sexes, des stades de développement, etc. D'autre part, pour trouver un nombre maximum d'espèces, il faut normalement prospecter une grande *diversité d'habitats*, de sorte qu'il est rentable d'utiliser une grande variété de moyens de prélèvement. Une caractéristique de ce type de collection découle de cet objectif : les *méthodes de prélèvement* en nature n'ont *pas* à être *comparables*, ni nécessairement quantitatives. C'est pourquoi le conservateur d'une telle collection cherche à la rendre plus complète par une politique d'*échange de spécimens* avec des collections étrangères, de manière à réduire le coût des expéditions et sans égard aux méthodes de prélèvement de ces collectionneurs étrangers.

Notons enfin qu'une bonne représentativité de la distribution spatiale (géographique, altitudinale ou bathymétrique) des taxons recherchés est souvent considérée comme un moyen important d'atteindre les objectifs phylogénétiques de ce type de collection. En ce sens, et dans la pratique scientifique muséale moderne, les collections phylogénétiques ont souvent aussi une fonction biogéographique semblable à celle qui est distinguée plus bas. Si tel est le cas, le nombre de spécimens est appelé à augmenter considérablement.

Collections à fonctions taxonomiques

Nous définissons ici une collection taxonomique par deux fonctions qui sont généralement remplies simultanément, celle d'*acquisition de connaissances* taxonomiques fondamentales sur le *contenu en espèces* d'une flore ou d'une faune donnée, et celle de « *service à l'identification* ». Ces deux fonctions peuvent être fournies dans un cadre géographique ou territorial déterminé (e. g. la flore ou la faune d'une province, d'un état, d'une île, d'une mer, etc.), ou au niveau d'un taxon déterminé, généralement de moyen ou haut niveau hiérarchique (e. g. les fourmis (Formicidae), d'où qu'elles proviennent).

Pour qu'une telle collection remplisse bien son rôle, quatre qualités s'imposent et deux propriétés additionnelles suffisent : a) La *qualité des identifications* doit être élevée, que ces identifications dépendent de l'expertise de son conservateur ou de celle des experts extérieurs qui ont examiné les spécimens. b) Le *nombre d'espèces* du territoire ou du taxon étudié est *représentatif* de sa faune ou de sa flore, ce qui signifie généralement un nombre d'espèces *assez grand* pour justifier que des usagers se rendent consulter la collection ou adressent des demandes à son personnel. c) Le *bon état des*

spécimens, plutôt que leur grand nombre, permet aux usagers avertis de vérifier assez facilement leurs identifications en les comparant à celles des spécimens bien identifiés. d) Dans le cas des usagers peu avertis et sans expérience, l'aide d'un taxonomiste ou d'un parataxonomiste qui connaît la collection et sait comment la protéger – souvent le conservateur lui-même – est le plus souvent nécessaire, d'où l'importance de *personnel scientifique stable* rattaché en permanence à la collection. Les collections taxonomiques ont une propriété additionnelle qu'elles partagent avec les collections phylogénétiques ou biogéographiques : e) Des *méthodes de prélèvements non comparables* des spécimens sont suffisantes. Une sixième propriété est que f) pour une même espèce, un *nombre restreint de spécimens* des deux sexes et de différents stades de maturité est également suffisant, comme pour les collections phylogénétiques.

Tout comme ces dernières, et en raison également des efforts d'exploration des habitats nouveaux à l'intérieur du territoire désigné ou prometteurs d'espèces nouvelles dans le taxon d'élection, les collections taxonomiques sont susceptibles de contenir nombre de *spécimens-types* à valeur légale élevée en matière de nomenclature. On notera toutefois qu'une collection taxonomique axée sur un taxon donné, dans un territoire donné de dimensions trop régionales, ne peut pas à elle seule remplir efficacement de fonction phylogénétique : en prêtant ses spécimens intéressants aux chercheurs mieux pourvus, elle concourt alors au succès et à l'excellence des recherches accomplies ailleurs.

Dans le cas de très nombreuses *collections privées*, qu'elles soient édifiées par des amateurs ou par des biologistes en poste dans des institutions d'enseignement ou laboratoires gouvernementaux de recherche qui ne leur ont donné aucun mandat à cet effet, on peut supposer que les « services d'identification » de leur collection servent d'abord à eux-mêmes et à leurs étudiants, assistants de recherche, techniciens ou collègues amateurs. Ce n'est généralement que lorsque l'implication de ces individus disparaît (décès, maladie, retraite, changement de poste, etc.) et que pour cette même raison le service d'identification n'est plus accessible à personne, et que la qualité de la collection est jugée assez bonne par les pairs, qu'on peut décider de la verser dans le *domaine public*, de façon à offrir son « service » à une collectivité plus vaste. Une collection taxonomique de service est parfois alors désignée *collection de référence* (e. g. l'Atlantic Reference Centre, affilié au ministère canadien des Pêches et des Océans, à St. Andrews, N.-B.).

Collections à fonctions biogéographiques

C'est par une fonction explicitement biogéographique (ou plus généralement, *spatiale* à vaste échelle) qu'une collection de recherche en sciences naturelles voit nécessairement augmenter considérablement le nombre de spécimens qu'elle doit conserver. Cette croissance dépend essentiellement de l'étendue du *territoire* qu'elle a le mandat d'étudier, pour répondre aux types de questions suivantes :

Quelle est la *répartition géographique* de telle ou telle espèce présente sur ce territoire ? Quelle en est la fréquence, c'est-à-dire est-elle rare ou commune ? La trouve-t-on partout dans ce territoire, ou seulement dans une partie de celui-ci ? Quelle est sa répartition en altitude, ou en profondeur dans les lacs ou dans la mer ? On cherche donc à conserver des spécimens provenant d'un nombre suffisamment grand de localités représentant la plupart des secteurs de ce territoire pour pouvoir cartographier la distribution de chaque espèce avec assez de confiance statistique. Ces spécimens constituent la preuve de la présence de l'espèce à chaque endroit à une époque donnée. Tout changement survenu plus tard dans la répartition d'une espèce peut ensuite être comparé à celle du passé, telle que révélée par la collection biogéographique. Et tout progrès dans les connaissances taxonomiques d'une espèce, de même que toute erreur lors de l'identification première de cette espèce, peuvent être vérifiés sur les spécimens en collection, et la carte de distribution géographique de l'espèce – « produit » typique de cette sorte de collection – peut être corrigée en conséquence.

Ces données descriptives de base, souvent qualifiées de données floristiques ou faunistiques, servent à la *recherche des causes naturelles* des distributions spatiales observées, causes qui peuvent être *écologiques* (souvent climatiques, en raison de l'échelle des recherches), situées dans le présent ou le passé récent, ou *évolutionnaires*, situées dans le passé lointain, géologique et paléontologique (e. g. glaciations, dérive des continents). Ces données permettent aussi de documenter les *causes humaines* (pollution, changements climatiques, destruction des habitats, etc.) de certains changements dans la répartition des espèces, ainsi que de diagnostiquer et de repérer les espèces en danger d'extinction dans les *zones sensibles*. Ce sont les collections à fonctions biogéographiques qui produisent les renseignements les plus recherchés par les environnementalistes et activistes verts, par les mouvements de conservation de la nature, par les ministères gouvernementaux chargés de l'exploitation des ressources renouvelables ou de la protection des écosystèmes, ainsi que par de nombreux écologistes chercheurs. C'est donc ce type de collection qu'on trouve dans la majorité des musées de sciences naturelles.

Les caractéristiques suivantes des collections biogéographiques découlent des fonctions décrites ci-dessus : 1) Le territoire étudié occupe généralement une *grande aire géographique* : monde entier, continent, mer ou plus souvent pays, état ou province. 2) Elles contiennent des *quantités considérables d'échantillons*, en perpétuelle augmentation à mesure que se développent les expéditions d'exploration sur le territoire, les acquisitions de *collections « orphelines »* provenant de régions nouvelles dans ce territoire, et les échanges de spécimens avec d'autres collections toujours actives. 3) Les *méthodes de prélèvement* en nature sont *variables*, souvent *non comparables ni quantitatives* d'un échantillon à l'autre, puisqu'on ne cherche à estimer que la présence ou l'absence de chaque espèce en chaque point du territoire étudié.

Collections à fonctions écologiques

Lorsqu'on passe des disciplines évolutionnaires, taxonomiques et biogéographiques fondées sur les données floristiques et faunistiques aux disciplines écologiques, moins anciennes et plus modernes (mais pas nécessairement « meilleures »...), on passe de domaines plutôt qualitatifs à des domaines plus quantitatifs. En raison de leur âge vénérable et des anciennes collections à fonctions phylogénétiques, taxonomiques et biogéographiques qu'ils ont accumulées, les grands musées traditionnels du monde sont moins bien pourvus en échantillons à fonctions écologiques que les musées plus jeunes. En raison de leurs ressources insuffisantes, notamment en espaces, ces musées n'ont pu entreposer autant de collections à fonctions écologiques que les plus riches laboratoires gouvernementaux mandatés pour les recherches orientées ou appliquées aux espèces « utiles » ou « nuisibles » d'intérêt commercial, dont ils ont parfois constitué des collections à fonctions taxinomiques de services à l'identification.

Collections à fonctions synécologiques

La synécologie cherche à décrire en termes quantitatifs la structure des communautés (ou « biocénoses ») végétales ou animales, des « sous-communautés » (e. g. les taxocénoses) ou des autres *ensembles d'espèces* qui occupent des *aires géographiques* ou topographiques, ou des masses d'eau, *plus restreintes* que celles qui sont visées par la biogéographie écologique. Depuis plusieurs décennies déjà, un bon échantillonnage synécologique requiert des *échantillons quantitatifs* ou au moins *comparables* entre eux (« semi-quantitatifs »), dont la répartition spatiale répond à un certain plan échantillonnal dessiné de façon à souligner l'influence sur les communautés de certains *facteurs physico-chimiques* dont les mesures accompagnent la collection.

De tels échantillonnages se font souvent en prélevant des tranches de *communautés entières* (planctoniques, benthiques, parasitaires, cryptozoïques des sols, arthropodiennes de canopées tropicales, etc.), idéalement pour en faire une description complète. Ces échantillonnages produisent généralement de très nombreux ou très gros échantillons des espèces dominantes, à cause du caractère répétitif des nombreux prélèvements dans des habitats uniformes qui sont nécessaires pour la validité statistique de la description quantitative de la structure de la communauté. En revanche, l'intensité de l'échantillonnage augmente la probabilité de prélever des spécimens des espèces rares. En somme, les collections synécologiques forment des blocs cohérents d'échantillons issus de « projets » : thèses, études d'impacts environnementaux, recherches fondamentales, orientées ou appliquées dotées d'*objectifs écologiques intégrateurs* qui, tout en ayant un caractère spatial semblable, les distinguent des expéditions d'exploration faunistique et floristique typiques des décennies ou siècles précédents.

Lorsque le projet est terminé, on se retrouve encombré d'un trop grand nombre d'échantillons redondants que

les contraintes d'espace ne permettent pas de conserver en totalité. On recommande généralement de conserver des *échantillons-témoins* (*voucher specimens* en anglais) : il s'agit d'un nombre restreint d'échantillons représentatifs des espèces identifiées, qu'on conserve pour pouvoir vérifier plus tard la qualité des identifications ou les changements taxonomiques éventuels dans les caractères diagnostiques des espèces. Notons toutefois qu'il peut être opportun de tirer parti de cette abondance en conservant d'importantes quantités des espèces abondantes afin d'évaluer précisément le degré de *variation morphologique* interne à leurs populations, et de raffiner ainsi leurs caractères taxonomiques. On peut le faire d'autant plus facilement que les espèces en cause sont de petite taille et occupent peu d'espace.

Des séries d'échantillons à fonctions synécologiques potentielles servent toutefois très souvent pour cibler certaines espèces d'intérêt commercial qu'on extrait de leur communauté en ignorant toutes les autres espèces, qu'on laisse dans un *résidu échantillonnal non trié*. Lorsque l'objectif initial restreint du projet a été atteint et que son initiateur est parti, ou lorsque le projet est abandonné avant la fin, des échantillons synécologiques incomplètement analysés sont parfois conservés, mais plus souvent jetés, faute d'espace. Ceux qu'on conserve peuvent servir à poursuivre les objectifs différents ou plus complets d'une institution nouvelle ou d'un chercheur nouveau, pourvus d'un mandat et de ressources appropriées. Il peut être opportun de conserver de tels échantillons à fonctions synécologiques lorsqu'ils proviennent d'une zone géographique exposée et vulnérable aux agressions environnementales, ou de communautés qu'on n'a pas encore décrites adéquatement dans un territoire insuffisamment exploré ou dans une zone biogéographique présentant un intérêt scientifique particulier.

Collections à fonctions autécologiques

L'autécologie est une écologie centrée sur les *espèces individuelles*, étudiées séparément les unes des autres, ou même sur de petits nombres de *spécimens* d'une même espèce. On cherche à connaître notamment leur habitat, leurs habitudes alimentaires, leurs concurrents, leurs prédateurs et leurs parasites, leurs migrations, de même que leur cycle de développement. On peut réaliser ces études par des observations et des mesures effectuées directement sur des individus vivants, soit en laboratoire, soit dans la nature (plongée, photos, cinéma, télévision, etc.).

On peut aussi réaliser des études autécologiques en prélevant dans la nature des échantillons en *séries temporelles* qui peuvent être courtes mais intensives (e. g. journalières, pour l'étude des rythmes circadiens) ou longues et fondées sur de grands nombres d'échantillons et d'individus (e. g. séries saisonnières, pour l'étude des cycles de développement et de migrations, ou annuelles, pour l'étude des influences climatiques, naturelles ou non). Toutes ces études exigent que les échantillons prélevés en grand nombre soient conservés morts pour analyse ultérieure en laboratoire : on obtient

alors des collections à fonctions autécologiques, lorsque les sous-échantillons des espèces étudiées ont été isolés. Une qualité minimale désirable de ces échantillons est encore une fois leur *caractère comparable*. Le *caractère quantitatif des prélèvements*, qui assure cette qualité, en ajoute une autre : les variables prennent une valeur plus absolue que relative.

On peut naturellement tirer, de collections qualitatives anciennes bien documentées quant aux lieux et dates de prélèvements, des renseignements autécologiques analogues à ceux des collections quantitatives modernes. Ces renseignements demeureront généralement de moins bonne qualité. Pour assurer la qualité des renseignements autécologiques modernes, toutefois, et à cause de ressources toujours insuffisantes, on doit limiter les prélèvements quantitatifs à un *petit nombre de communautés et d'espèces* représentatives bien choisies, qui peuvent devenir des « communautés-pilotes » et des « espèces indicatrices ».

Collections à fonctions synécologiques temporelles

Les recherches écologiques des dernières années ont mis de plus en plus l'accent sur les « suivis environnementaux » de longue durée (le *monitoring* des anglophones), capables de décrire les phénomènes écologiques de *succession saisonnière* et de *variations interannuelles* dans la structure des communautés, notamment de leur biodiversité. Ces suivis ont donc le potentiel de détecter les *perturbations* lourdes infligées aux écosystèmes par les activités humaines et de les distinguer des variations naturelles. Ces études coûteuses ont déjà commencé à rapporter des *collections considérables* d'échantillons quantitatifs comparables de *communautés entières*, témoins d'un passé écologique récent. En milieux aquatiques, on a naturellement ciblé d'abord les communautés planctoniques, beaucoup moins riches en espèces que le benthos, et les taxocénoses de poissons commerciaux

de fonds chalutables, pour des raisons évidentes ou analogues. Des résultats, importants mais inquiétants, ont déjà été obtenus par quelques grands laboratoires gouvernementaux ou universitaires disposant de ressources importantes, mais encore insuffisantes pour permettre à ces collections de bien remplir leurs fonctions. Bien peu de musées disposent de ressources suffisantes pour stocker et étudier de telles collections. Beaucoup reste à faire dans ce domaine d'avenir, probablement essentiel mais malheureusement dispendieux et gourmand en espaces et en main-d'œuvre technique, et qui consiste en rien de moins que de *diagnostiquer la santé future des écosystèmes* en les comparant à leur état antérieur plus équilibré. Des collections de bonne qualité représentent un moyen privilégié, peut-être le seul, de *reconstituer un passé écologique* plus sain auquel on ne peut plus retourner.

Les *techniques microchimiques* modernes, qui continuent toujours à se raffiner et qu'on peut appliquer à des spécimens individuels même très petits, ont commencé à servir d'*indicateurs de propriétés environnementales du passé* (e. g. mercure ou suintements pétroliers naturels) qu'on peut comparer aux mêmes propriétés dans les milieux actuels (e. g. pollution par le pétrole ou le mercure). Ces techniques promettent d'ajouter une plus-value supplémentaire aux spécimens anciens conservés dans les collections, en particulier dans celles qui ont une grande valeur historique. De nombreux exemples de telles recherches, publiées au cours des années récentes dans les grandes revues scientifiques, sont cités dans un article récent par Suarez et Tsutsui (2004). Ces méthodes permettent de compléter, sans l'éliminer, la nécessité des grands nombres d'échantillons pour reconstituer la structure des peuplements végétaux ou animaux du passé. ◀

Références

SUAREZ, A.V. and N.D. TSUTSUI, 2004. The value of museum collections for research and Society. *BioScience*, 54 (1): 66-71.

Vous trouverez, en page 91, une description de l'Institut québécois de la biodiversité dont il est question dans cet article.

En voie de disparition

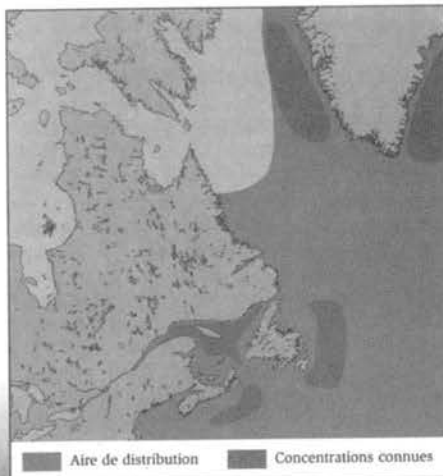
Le rorqual bleu un géant fragile

Chaque jour, partout dans le monde, des espèces animales et végétales disparaissent à tout jamais, appauvrissant la biodiversité de notre planète. Afin de souligner la fragilité du plus gros habitant de la Terre, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada a désigné en mai 2002 le rorqual bleu (*Balaenoptera musculus*) de l'Atlantique comme étant une « espèce en voie de disparition ».

La baisse dramatique du nombre de rorquals bleus est principalement due à la chasse commerciale qui, dans la première partie du vingtième siècle, a réduit cette population de plus de 70%. Un faible taux de mise bas est aussi en cause : dans les eaux atlantiques canadiennes, on évalue aujourd'hui le nombre d'individus capables de se reproduire à moins de 250.



Ce document vise à vous présenter le rorqual bleu, les menaces auxquelles il fait face et la nouvelle *Loi concernant la protection des espèces sauvages en péril au Canada*, qui permet désormais de mieux le protéger.



Chaque année, après avoir parcouru des milliers de kilomètres, des rorquals bleus viennent se nourrir dans le golfe et l'estuaire du Saint-Laurent. À la recherche de grandes concentrations de krill, ils arrivent dès le mois de mars, en empruntant le détroit de Cabot et en longeant la côte sud-ouest de Terre-Neuve. Leur nombre augmente en juin pour culminer en août et diminuer en octobre. Certains semblent rester dans le Saint-Laurent une bonne partie de l'hiver.

Comment détermine-t-on le statut des espèces en péril au Canada ?

Le statut des espèces sauvages du Canada est évalué par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC), un organisme consultatif indépendant constitué de sous-comités de spécialistes. Le COSEPAC peut accorder un statut à une espèce ou à une population (groupe d'individus apparentés) en se basant sur des critères quantitatifs tels que le déclin de la population totale ou le nombre faible et déclinant de géniteurs.

Voici, en ordre décroissant de gravité, les statuts accordés aux espèces examinées par le COSEPAC :

- ▶ Disparues dans le monde
- ▶ Disparues au Canada
- ▶ En voie de disparition
- ▶ Menacées
- ▶ Préoccupantes
- ▶ Non en péril

Toute personne peut présenter au COSEPAC une demande d'évaluation de la situation d'une espèce sauvage.

Pour plus d'information : www.cosepac.gc.ca

Le Canada et les espèces en péril

La préservation des espèces en péril est une préoccupation pour les Canadiens depuis déjà plusieurs années. En 1992, le Canada fut le premier pays industrialisé à ratifier la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique. En 1996, un Accord fédéral-provincial pour la protection des espèces en péril au Canada était signé, et depuis 2003, nous disposons d'une *Loi concernant la protection des espèces sauvages en péril au Canada* (*Loi sur les espèces en péril*).

Trois nouveaux feuillets sur des mammifères marins en péril au Québec

L'équipe Espèces en péril de Pêches et Océans Canada, région du Québec, vient de publier trois feuillets d'information sur les espèces en péril. Ils portent sur les espèces pour lesquelles un programme de rétablissement est en développement : le rorqual bleu, le béluga du Saint-Laurent, et les populations de béluga de la baie d'Ungava et de l'est de la baie d'Hudson.

Les feuillets décrivent les menaces qui pèsent sur ces espèces et les activités de rétablissement en cours. On voit ici la première page du feuillet *Le rorqual bleu : un géant fragile*.

On peut obtenir des exemplaires de ces documents en contactant l'équipe Espèce en péril, au courriel suivant :

EspècesPerilQC@dfo-mpo.gc.ca



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Canada

Présence du matsutake dans les forêts nordiques du Québec

J. André Fortin

Bien que l'on consommait des champignons chez les Grecs, ce sont vraiment les Romains qui les ont apportés sur la table, souvent pour s'en nourrir, mais aussi, à l'occasion, pour se débarrasser de leurs ennemis.

Les peuples eurasiatiques consomment des champignons sauvages depuis fort longtemps; selon la saison, on trouve dans tous les marchés publics d'Europe et d'Asie, de nombreuses espèces dont les meilleures viennent le plus souvent de la forêt.

En Chine, plus de 200 espèces de champignons sont offertes aux consommateurs qui en font cependant un usage à la fois culinaire et « pharmacologique ». Plus près de nous, au Mexique, on en consomme plus d'une centaine d'espèce.

Sur la côte du Pacifique nord-américain, l'arrivée de nombreux asiatiques, au cours des années 1970, a créé une véritable ruée vers l'or, avec la découverte d'un champignon consommé et vénéré par les Japonais : le matsutake ou champignon des pins (Hosford *et al.*, 1997). L'exportation annuelle du matsutake, à partir du seul aéroport de Vancouver, représente plus de 40 millions de dollars annuellement. Il faut savoir que les Japonais consomment ce champignon de façon traditionnelle depuis des temps immémoriaux. Son parfum unique et sa réputation aphrodisiaque, liée à sa morphologie phalliforme avant maturité, en font un champignon très recherché. Cependant, tout comme la truffe en France, la production de matsutake dans les forêts du Japon est en chute libre parce que, semble-t-il, la forêt n'est plus jardinée pour la récolte du bois de feu. Les quantités récoltées sont le dixième de ce qu'elles étaient au début du siècle.

Cette rareté explique sans aucun doute l'intérêt soulevé par le matsutake de la côte du Pacifique. Mais ce champignon est-il un véritable *Tricholoma matsutake* (S. Ito & Imai) Sing. Sa couleur, beaucoup plus pâle, et la dimension du voile partiel ont soulevé des doutes, de sorte que Scott Redhead, scientifique d'Agriculture Canada, l'a décrit comme espèce distincte, soit le *Tricholoma magnivelare* (Peck) Redhead (Redhead, 1984). Cette question a été récemment revue à l'aide de la biologie moléculaire (Lim *et al.*, 2003), pour en arriver aux mêmes conclusions.

Pour les Japonais, le *T. matsutake* demeure le vrai champignon, bien qu'ils ne dédaignent pas du tout, et loin de là, le *T. magnivelare*. De plus, en Scandinavie, on trouve un champignon parfumé qui ressemble à s'y méprendre au



***Tricholoma magnivelare* : un champignon gastronomique fort recherché, jusqu'à récemment méconnu au Québec**

fameux *T. matsutake*. Au siècle dernier, ce champignon a reçu le nom peu invitant de *Tricholoma nauseosum* (Blytt) Kytov. Plus récemment, Bergius et Danell (2000) ont voulu en vérifier le degré de parenté avec l'entité japonaise, à l'aide de la biologie moléculaire; celle-ci démontre clairement que ce champignon nord-européen est très étroitement apparenté, sinon identique au *T. matsutake*, ce qui en fait une espèce eurasiatique. Selon les règles de la taxonomie, l'appellation *T. nauseosum* a précédé l'appellation *T. matsutake* qui devrait donc tomber. Est-ce vraiment une bonne idée?

Quelle est la situation au Québec? D'abord, il faut

J. André Fortin, biologiste et professeur retraité, poursuit depuis 45 ans des recherches sur les mycorhizes, associations symbiotiques entre les champignons et les plantes.

dire que dans l'Ouest, l'intérêt créé par le matsutake s'est propagé à plusieurs espèces de champignons sauvages (chante-relles, cèpes, bolets divers, etc.) prisées par les Européens, de sorte qu'aujourd'hui, on les trouve partout sur les marchés publics de l'Ouest américain et canadien; de plus, un important marché d'exportation s'est développé vers l'Europe, atteignant des dizaines de milliers de tonnes. Pour ce qui est du Québec, la récolte commerciale des champignons n'en est qu'à ses débuts, avec un marché local en développement et une exportation encore inexistante.

De 1975 à 1995, j'ai eu l'occasion de voyager sur le territoire de la Baie James, dans toutes ses parties, un territoire aussi grand que la France et pratiquement inhabité. J'ai toujours été fasciné par la très grande abondance de champignons comestibles qu'on peut y trouver. Bien sûr, au cours des années sèches, leur présence est moins abondante, ce qui est tout de même moins vrai à mesure qu'on monte vers la tête du bassin hydrographique, où les précipitations annuelles plus élevées connaissent moins de fluctuation. Au cours de mes visites, dont l'objet n'était pas du tout la mycologie, j'ai eu l'occasion d'observer, surtout en septembre, un champignon relativement abondant, ressemblant au matsutake.

N'étant pas spécialiste de la taxonomie et cherchant à partager mon enthousiasme pour la mycologie nordique avec des collègues plus avertis que moi en taxonomie des macromycètes, j'ai communiqué avec le Dr Yves Bégin, directeur du Centre d'études nordiques de l'Université Laval, qui s'est laissé convaincre d'organiser une excursion mycologique dans le territoire de la Baie James. Un des objectifs était de vérifier si les champignons parfumés que j'avais observés dans les années 1990, surtout dans la région de la Laforge, sont bien des matsutake (*T. magnivelare*). Bien que la saison ait été particulièrement sèche dans cette région, à l'automne 2003, les participants ont réussi à dénicher suffisamment de spécimens en bon état pour confirmer, hors de tout doute, la présence du matsutake dans cette région. Il semble bien qu'on le trouvera sur l'ensemble de l'aire de distribution du *Pinus banksiana*, du nord de la Saskatchewan jusqu'au Labrador.

Mais l'histoire ne se termine pas là. En effet, il reste toujours à vérifier si l'entité qui se trouve au Québec correspond exactement au *T. magnivelare* ou si elle serait apparentée au *T. nauseosum* du nord de l'Europe. Seule l'approche par biologie moléculaire pourra apporter réponse à cette question lourde de conséquences pour une éventuelle commercialisation du matsutake de l'Est canadien.

Les comptes-rendus d'une conférence (Fortin et Piché, 2000), et l'excursion à la Baie James organisée en 2003 par le Centre d'études nordiques, sont deux événements qui ont contribué à déclencher un intérêt non seulement pour la récolte commerciale des champignons nordiques, mais aussi pour l'étude de leur biodiversité, de leur distribution écologique, de leur écophysologie et, possiblement, de la fragilité des habitats où on les trouve. ◀

Références

- Bergius N. and E. Danell, 2000. The Swedish matsutake (*Tricholoma nauseosum* syn. *T. matsutake*): Distribution, Abundance and Ecology. *Scand. J. For. Res.*, 15: 318-325.
- Boudreau, F., B. Boulet, R. Gauthier et J.-F. Paradis, 2003. Document floristique n° 6, Observations sur les macromycètes de la région de Radisson, municipalité de la Baie-James, Québec, du 9 au 14 septembre 2003. Herbar Louis-Marie, Université Laval, 32 p
- Fortin, J. A. et Y. Piché (éditeurs), 2000. Les champignons forestiers: récolte, commercialisation et conservation de la ressource. Centre de recherche en biologie forestière, Université Laval, Québec, 22 et 23 février 1999, 19 p.
- Lim, S.R., A. Fischer, M. Berbee and S. Berch, 2003. Is the booted tricholoma in British Columbia really Japanese matsutake? *BC Jour. of Ecosyst. and Manag.*, 3: 1-7.
- Redhead, S., 1984. Mycological observations 13-14: *Hypsizygus* and *Tricholoma*. *Trans. of the Mycol. Soc. of Japan*, 25: 1-9.



J. Denis Roy, ll. b.

NOTAIRE ET CONSEILLER JURIDIQUE

TÉLÉPHONE : 661-8014
TÉLÉCOPIEUR : 661-9691
COURRIEL : jdroy@notarius.net

2059, CHEMIN DE LA CANARDIÈRE
BUREAU 4
QUÉBEC G1J 2E7

Dr MICHEL COUVRETTE
Chirurgien-dentiste

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

sur rendez-vous
seulement
274-2373

Un virus, des oiseaux et des moustiques

Jean-Pierre Bourassa

Depuis 1999, l'Amérique est l'hôte *bien involontaire* d'un virus qui s'est vite intégré à divers cycles naturels impliquant des oiseaux et des moustiques. Ce virus est originaire de l'est de l'Afrique, où il fut découvert en 1937 sur les rives occidentales du Nil, en Ouganda. Cet agent microbien, désormais connu par la population nord-américaine sous le nom de virus du Nil occidental (VNO), s'est propagé dans la majorité des États américains, dans au moins sept provinces canadiennes ainsi que dans des pays de l'Amérique centrale, des Antilles et des Caraïbes¹.

À part quelques régions du sud, du centre et de l'ouest des États-Unis, les maladies impliquant des vecteurs ont plutôt été rares. Occasionnellement, on enregistre des cas d'encéphalites chez des animaux, dont les chevaux; mentionnons, à titre d'exemples, le virus de l'encéphalite équine de l'ouest et celui de l'encéphalite de Saint-Louis. D'ailleurs, lorsque des personnes ont manifesté des symptômes de méningo-encéphalite dans la ville de New York, à la fin de l'été 1999, on croyait avoir affaire au virus de Saint-Louis. Il a fallu quelques semaines avant qu'on réalise être en présence d'un tout nouveau virus ayant déjà fait des ravages en Asie, en Russie, au Moyen Orient, dans plusieurs pays africains ainsi qu'en Europe. Depuis, on a même constaté que la souche virale introduite en Amérique était plus virulente que celle qui s'est manifestée en Israël, en 1998.

Pas de frontières pour les insectes et les parasites qu'ils véhiculent

L'arrivée d'un nouveau virus en terre d'Amérique ne constitue pas, en soi, un événement particulier. Les parasites, tout comme leurs hôtes, profitent de conditions climatiques favorables ainsi que de modes de transport passifs ou actifs pour se disséminer sur de plus larges territoires. La distribution des êtres vivants n'est-elle pas dynamique, s'inscrivant dans des mouvements et des ajustements constants bien que peu ou pas perceptibles à l'échelle humaine. Les insectes renferment probablement les espèces les plus sujettes à conquérir de nouveaux milieux, conséquence heureuse de leur plasticité génétique favorable à des adaptations souvent poussées. Les insectes hématophages, comme cela a été bien documenté, semblent ceux qui ont le plus profité des déplacements et des activités des humains et de leurs animaux domestiques.

Au moment où nos ancêtres lointains quittaient les milieux forestiers pour s'aventurer en milieux plus ouverts, des espèces de moustiques les accompagnaient dans leurs



Corneille d'Amérique

Chez les oiseaux, les corvidés, représentés entre autres par les corneilles, sont les plus sensibles à une contamination par le virus du Nil. Ils en meurent habituellement très vite.

migrations ou, tout au moins, accompagnaient les animaux gardés en élevage ou pour l'alimentation. Ces espèces convoitaient aussi les abris humides de ces humains, s'assurant de ressources sanguines immédiates requises pour la maturation de leurs œufs. Il en fut de même pour les parasites plus intimes, tels les puces et les poux qui y trouvaient tant leur nourriture qu'une protection adéquate des intempéries. Plus tard, des espèces de moustiques d'origine tropicale devaient suivre les explorateurs, les colonisateurs et les esclaves venus en Amérique, notamment entre les XVI^e et XIX^e siècles. Elles profitèrent des réserves d'eau à bord des bateaux et des personnes disponibles pour se développer, pour piquer, et pour pondre des œufs dans les barils ou dans l'eau des cales. Leur cycle était assuré et, souvent, ces insectes transmissent aux voyageurs et futurs citoyens d'Amérique des germes pathogènes qu'ils pouvaient porter. Le pou de l'homme, *Pediculus humanus*, et le moustique de maison, *Culex pipiens*, sont devenus cosmopolites en exploitant un tel moyen de dissémination. Le mode d'entrée du virus du Nil en Amérique n'est pas clair. D'origine tropicale, il aurait possiblement profité de l'importation d'oiseaux exotiques destinés à des zoos, des déplacements aériens d'oiseaux sur de grandes distances ou, peut-être, de moustiques présents à bord d'avions ou de bateaux en direction du nouveau continent.

Jean-Pierre Bourassa, biologiste, est professeur émérite à l'Université du Québec à Trois-Rivières. Depuis 1999, il agit comme conseiller auprès du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec sur le virus du Nil occidental.

Des animaux récepteurs et disséminateurs

L'extension géographique du virus lui a permis de s'implanter sur la côte est des États-Unis, puis de se disséminer rapidement, non seulement dans les régions tropicales et subtropicales de ce pays, mais aussi dans ses régions tempérées et celles d'une bonne partie du Canada. Une chose apparaît certaine : des conditions particulièrement avantageuses ont permis au virus du Nil occidental de s'établir et de se disséminer à travers tout le continent nord-américain. Ainsi, sa multiplication fut assurée dans le corps et les tissus de certains oiseaux, ceux-ci constituant alors les *réservoirs* du virus. Quelque 200 espèces d'oiseaux pourraient alors être infectées, mais nombreuses sont celles qui sont en mesure de développer une immunité contre le virus. Ce sont les Corvidés (corbeaux, corneilles, geais, etc.) qui semblent les plus touchés; à cet effet, ils sont devenus des indicateurs précis de la présence du VNO dans diverses régions du Québec comme de l'Amérique.

Une autre condition soutenant le succès de l'installation du VNO en Amérique est l'existence d'un mode de transfert lui permettant de passer d'un oiseau à un autre; ce passage allait être assuré par des piqûres de moustiques ou maringouins, surtout les espèces inféodées aux oiseaux. Ainsi, les moustiques femelles, en quête d'un repas sanguin soutenant le développement de leurs œufs, peuvent prélever des particules virales présentes par centaines de millions dans le sang d'un oiseau déjà contaminé; puis, au moment d'un second repas sanguin, ils les inoculent à un autre oiseau. L'éventualité d'un second repas sanguin chez les moustiques demeure plutôt rare sous nos latitudes; toutefois, il peut arriver qu'une femelle, dérangée lors d'un premier repas pris sur un oiseau infecté, soit amenée à piquer une autre fois, transférant alors le virus à son nouvel hôte. Le moustique est alors considéré comme un *vecteur* du virus du Nil. En Amérique du Nord, plus d'une quarantaine d'espèces sont susceptibles de porter le virus; au Québec, jusqu'à présent, six espèces ont été trouvées infectées. Il s'agit de *Aedes vexans*, *Anopheles punctipennis*, *Coquillettidia perturbans*, *Culex pipiens*, *Culex restuans* et *Ochlerotatus canadensis*. Toutefois, elles pourraient être une vingtaine à pouvoir réaliser une telle transmission. Parmi les espèces mentionnées, celles qui appartiennent au genre *Culex*, surtout ornithophiles, sont considérées comme des *vecteurs primaires*. Les autres constitueraient des *vecteurs passerelles*, c'est-à-dire qu'elles le transmettraient de façon occasionnelle. Le moustique ne paraît pas affecté par la présence du virus, bien que peu de données existent sur le sujet. Il faut signaler que même si un moustique recherche surtout des oiseaux pour son repas de sang, il peut profiter de mammifères et parfois des humains pour satisfaire ses besoins en composantes sanguines. Rappelons qu'avec le très grand nombre d'individus que peut comporter une population de moustiques, rares sont ceux qui auront puisé sur des oiseaux infectés au VNO et encore plus rares ceux qui devront piquer une seconde fois. Mais, le constat est là, le virus peut atteindre des humains et divers animaux, d'où la nécessité de mieux

connaître le cycle de transmission et les risques encourus. La période de transmission du VNO se situe surtout du début juillet à la mi-septembre; il s'agit du moment où les espèces de moustiques estivales sont les plus abondantes et actives.

Il apparaît opportun de mentionner que d'autres organismes se sont révélés, en laboratoire ou dans la nature, comme des vecteurs potentiels du virus du Nil. C'est le cas des tiques ou acariens, très nombreux dans les nids d'oiseaux ou les terriers de mammifères, qui pourraient maintenir ou amplifier sa dissémination. On ne sait pas si d'autres arthropodes hématophages – puces, poux, simulies (mouches noires), tabanidés (taons) et cératopogonidés (brûlots) – pourraient jouer un rôle dans le cycle de transmission du virus.

Des conditions environnementales particulières

Tel que mentionné plus tôt, certains moustiques se sont davantage associés aux humains et à leurs animaux domestiques afin d'assurer leur approvisionnement en sang. Il n'est donc pas étonnant de constater que *Culex pipiens*, espèce ornithophile dans la nature, soit principalement porteuse du virus du Nil occidental dans l'est de l'Amérique. Il est bon de souligner que les femelles de cette espèce, sous la forme adulte, peuvent passer l'hiver dans les habitations ou les abris les protégeant du froid. Une autre espèce de ce genre, *restuans*, peut aussi être considérée comme importante dans la dissémination du VNO. Ainsi, dans nos régions, le problème du virus du Nil est surtout urbain : les *Culex* signalés arrivent à coloniser l'eau croupissante de gîtes artificiels tels les pneus abandonnés, les réservoirs, les pataugeuses et les bains d'oiseaux non entretenus; en somme, des objets rebuts qu'on trouve souvent dans les cours arrières des maisons, des commerces et des entreprises industrielles. Dans les régions de l'ouest du Canada et des États-Unis, le problème du VNO est plutôt rural; son principal vecteur avec *Culex restuans* est *Culex tarsalis*, espèce colonisant les mares naturelles en



Des objets réceptifs, tels des pneus abandonnés dans l'environnement, accumulent l'eau des précipitations dans laquelle des moustiques porteurs potentiels du virus du Nil viennent déposer leurs œufs.

milieu ouvert, mais aussi les trous (empreintes) formés par le passage de mammifères, les systèmes d'irrigation des terres et les récipients où l'eau s'accumule. Dans sa recherche d'hôtes à piquer, il s'agit surtout d'une espèce ornithophile, mais qui affectionnera aussi le bétail, les chevaux et les humains. Évidemment, ces espèces de *Culex* peuvent être impliquées dans la transmission d'autres virus, dont ceux des encéphalites équine, de l'encéphalite de Saint-Louis et de celle de Californie.

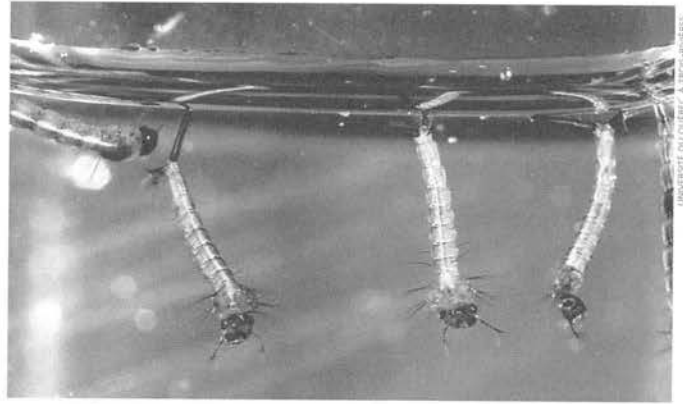
L'eau accumulée dans les récipients, souvent destinés aux rebuts et déposés inconsciemment près de chez-soi, peut devenir le lieu de ponte de moustiques; en se réchauffant, cette eau permet la prolifération d'algues et de microorganismes ainsi que l'éclosion des œufs de moustique qui libéreront des larves en mesure de croître puisqu'elles peuvent s'alimenter dans le micro-milieu en question. Environ une semaine après leur croissance, les larves se transforment en nymphes et celles-ci donneront rapidement des adultes; quelques 36 à 48 heures après leur émergence, les adultes s'accouplent et les femelles partent à la recherche d'un repas sanguin.

Dans le cadre de la dissémination du virus du Nil par *Culex pipiens*, un intérêt particulier est apporté aux puisards pluviaux des municipalités. Ces micromilieus sont convoités par cette espèce qui arrive à profiter de l'eau et de la température ambiante plus élevée qu'à l'extérieur pour réaliser rapidement son cycle vital. Ainsi, la forte quantité de puisards que peut comporter une ville peut s'avérer un défi à l'application de méthodes de lutte efficaces contre des individus porteurs du virus du Nil.

Voilà tout simplement une conséquence d'une association multimillénaire d'espèces de moustiques associées aux humains et à leurs animaux de compagnie ou d'élevage. Lorsqu'un tel virus fait son apparition dans une région de la planète, nous demeurons susceptibles d'en être affectés, notamment par des insectes qui nous ont toujours assistés dans nos pérégrinations ou nos activités!

Humains et animaux exposés au virus du Nil

Les femelles moustiques vivant à proximité des habitations, compte tenu de la proximité d'hôtes disponibles, piqueront peut être des oiseaux, mais aussi des animaux domestiques et... des humains. Toutefois, il est reconnu que des oiseaux constituent les réservoirs du virus du Nil; une telle fonction réfère aux possibilités, pour ce dernier, de se reproduire rapidement en très grande quantité au point où il compromet la vie de l'oiseau contaminé. Les corvidés sont les plus affectés et peuvent en mourir dans les quatre à sept jours suivant leur infection par le virus. Par ailleurs, d'autres oiseaux, tout comme des mammifères et les humains, peuvent développer une protection immunitaire contre le VNO. Lorsqu'un moustique pique un oiseau contaminé, il obtient des particules virales qu'il peut conserver dans son organisme (il ne semblerait pas que le moustique soit affecté par le virus); dans l'éventualité où le moustique contaminé



Des larves de moustiques des genres *Culex* (siphon respiratoire allongé) et *Aedes* (siphon court) dont certaines espèces peuvent transmettre le virus du Nil lors de piqûres.

n'aurait pas complété son repas sanguin pour développer ses œufs, il arrive qu'il cherche à piquer un nouvel hôte qui pourrait être à nouveau un oiseau, mais aussi un mammifère dont l'humain. C'est alors que le virus passe à cet hôte et risque de l'infecter, à moins que ce dernier possède une défense immunitaire qui neutralise et élimine le virus.

Chez les humains, de rares cas d'infection virale ont été rapportés à la suite de transfusions sanguines ou de dons d'organes. D'ailleurs, des mesures ont vite été prises par les responsables des services de santé publique dans les différentes provinces ou États de l'Amérique.

Chez les animaux, le virus du Nil peut déclencher des problèmes de santé allant de fièvres et de raideurs musculaires jusqu'à des affections neurologiques mortelles (cas d'encéphalites). Tel que mentionné, certains groupes d'animaux sont plus touchés que d'autres; c'est le cas des corvidés ainsi que des chevaux, ces derniers pouvant profiter d'un vaccin qui s'est avéré efficace contre le VNO. Des mortalités, inquiétantes au point de vue écologique, frappent de nombreuses espèces d'oiseaux rapaces; se contaminent-elles en mangeant des corneilles mortes infectées ou en étant piqués par des moustiques? Aussi, des mortalités ont été enregistrées chez des animaux domestiques, dont des chiens, des chats, des lapins et des oiseaux de basse-cour. Même des animaux à sang froid, comme des alligators, peuvent être lourdement affectés.

Chez les humains, les risques d'infection demeurent très faibles. En réalité, la possibilité d'être piqué par un maringouin contaminé est minime. Une personne piquée par un tel insecte peut ne voir apparaître aucun symptôme; une sur cinq peut montrer des signes d'infection, comme une fièvre ou certaines courbatures, rappelant des symptômes d'une grippe. Moins de 1 % des gens piqués par un moustique infecté peuvent développer une encéphalite (ou encéphalomyélite), cas plus grave pouvant conduire à la mort; cependant, elles seront en mesure de récupérer en recevant promptement des soins appropriés.

Mesures de protection personnelle ...

La piqûre par un maringouin infecté du virus du Nil étant la principale voie de contamination, l'emploi raisonnée de répulsifs ou chasse-moustiques est de mise. Il faut privilégier les produits à faible teneur en DEET (5 à 15 %) ou ceux qui contiennent des essences naturelles, par exemple, ceux qui sont fabriqués à base de soya, de citronnelle ou de lavande. Il est préférable de répéter les applications plutôt que d'utiliser un produit trop concentré. De plus, le port de vêtements longs, amples et de couleurs claires est requis. Enfin, une meilleure planification de nos sorties peut aider à diminuer les rencontres avec des moustiques, ces derniers *appréciant* particulièrement les escapades de fin d'après-midi jusqu'au coucher du soleil ainsi que le tout début d'une journée.



Une mare formée à proximité d'habitations devient rapidement le lieu de ponte et de développement d'espèces de moustiques dont certaines peuvent être associées à la dissémination du virus du Nil.

... et de quartier

Depuis l'entrée du VNO à New York en 1999, il s'est avéré que la présence de récipients de plastique ou métalliques, de pataugeuses ou de bains d'oiseaux non entretenus, de gouttières colmatées ou de carcasses d'appareils ménagers, peut contribuer à retenir l'eau des précipitations; ces objets deviennent autant de lieux favorables au développement des maringouins. Ainsi, faut-il éviter l'accumulation d'objets destinés aux rebuts ou de préférence au recyclage. Il s'agit là d'une mesure adéquate prédisposant à la quiétude de chacun et aussi... des voisins.

Conclusion: cet urgent besoin de crédits de recherche

Au Québec, nous connaissons relativement bien les espèces de moustiques, tant dans leur biologie de développement que dans leur écologie. De plus, des approches de lutte contre certaines de leurs populations (formes immatures) sont bien au point; elles impliquent, notamment, un repérage précis de leurs gîtes (types de mares et indicateurs

végétaux) et la mise au point de techniques privilégiant l'utilisation de produits biologiques (*Bti*). D'ailleurs, au cours des années 1970 à 1990, de telles études furent le privilège du Groupe de recherches sur les insectes piqueurs (GRIP) de l'Université du Québec à Trois-Rivières. Les connaissances acquises jusqu'alors ont permis d'atténuer des nuisances physiques (piqûres, indispositions) dans diverses municipalités du Québec de même que de lutter contre des problèmes de santé dans des régions tropicales de la planète. Avant l'arrivée du VNO en Amérique, jamais le Québec n'avait été confronté à une quelconque dissémination d'un agent pathogène véhiculé par des moustiques.

Bien qu'il existe toujours des chercheurs intéressés et impliqués dans la poursuite d'études sur les insectes hématophages, leur nombre demeure modeste. La raison en est fort simple: le financement de tels travaux s'est affaibli malgré les mises en garde des entomologistes contre l'apparition éventuelles de maladies vectorielles sous nos latitudes. Actuellement, des espèces de moustiques sont en mesure de transmettre et de maintenir le virus du Nil occidental; de nouveaux agents pathogènes demeurent susceptibles de prendre de l'importance en Amérique du Nord, d'utiliser les mêmes vecteurs et d'affecter la santé humaine (ex.: paludisme, dengue) et animale (ex.: encéphalites). Il devient donc *urgent* que des budgets soient votés et rendus disponibles pour les chercheurs et que l'intérêt des étudiants, entre autres des domaines de l'écologie et de la biologie médicale, de la biochimie, de la médecine vétérinaire et de la santé publique, se manifeste. Nous avons aussi, comme société, la *responsabilité d'assurer la relève scientifique* dans ces importants créneaux des maladies vectorielles et de la santé publique. Nous possédons déjà une expertise dans ces domaines; il ne manque plus que la sensibilisation du grand public, des autorités et des bailleurs de fonds à l'éventualité de problèmes de santé, notamment ceux qui sont associés à l'entrée de nouveaux acteurs dans les cycles biologiques de nos écosystèmes (naturels ou urbain) et aussi à une gestion inappropriée de notre environnement immédiat.

Après seulement quatre années de présence du VNO en terre d'Amérique, on ne peut prétendre bien le connaître. Divers intervenants biologiques sont impliqués dans sa dissémination; de plus, les citoyens sont interpellés quant à leurs modes de disposition des récipients et des rebuts ainsi que dans leur approvisionnement des méthodes de protection personnelle contre les agressions de moustiques. Les risques d'infection par le virus du Nil demeurent faibles, encore plus ceux d'une affection majeure à la santé. Cependant, beaucoup de connaissances issues de la recherche peuvent ajouter à notre compréhension du cycle du VNO. De plus, il en va de la qualité de vie de tous; il est possible de les rassurer tout en les encourageant à pratiquer le plus possible des activités de plein air. Ces dernières sont garanties d'une santé aussi bien physique que psychique.

Il faut donc découvrir les composantes de la nature et bien s'ajuster à chacune d'elles. Il faut surtout éradiquer toute insalubrité de nos quartiers urbains et des lieux de villégiature. Le plus souvent, de tels paradis entraînent et favorisent l'émergence de situations problématiques telles que vécues avec le virus du Nil occidental. Faisons nôtres les propos de Jean Dorst :

Où est la nature sur les plages encombrées et dans des stations de sports d'hiver bardées de la quincaillerie des téléphériques et remonte-pentes? Elle paraît même nuisible, car elle héberge encore des êtres malfaisants: des moustiques au voisinage des stations touristiques, et de germes infectant les plantes cultivées dans les champs les mieux tenus. (*La force du vivant*, 1979) ◀

Pour en savoir plus

Bourassa, J.P. 2000. Le moustique, par solidarité écologique. Les Éditions du Boréal, Montréal, 240 p.
 Bourassa, J.P. et J. Boisvert. 2004. Le virus du Nil. Le connaître, réagir, se protéger. Éditions MultiMondes, Québec, 140 p.

1. Dans ce texte, nous avons volontairement évité de présenter les chiffres rappelant les victimes humaines ou animales du virus du Nil. Des rapports et des ouvrages rapportent de telles données.



FORAMEC

CONSEILLERS EN ENVIRONNEMENT



Castor
Photo: Martin Ouellet



Ours noir



Lynx du Canada
Photo: Christian Fortin

Micromammifères, animaux à fourrure et grande faune

- Inventaire et suivi
- Étude d'impact et évaluation environnementale
- Écologie et conservation

- Santé de la faune
- Médecine vétérinaire de l'environnement
- Capture, anesthésie et suivi télémétrique

Siège social Québec
 70, rue Saint-Paul
 Québec QC G1K 3V9 Canada
 Téléphone: (418) 692-4828
 Télécopieur: (418) 692-5826
 Courriel: quebec@foramec.qc.ca

Christian Fortin M.Sc. **Biologiste**
 Patrick Galois Ph.D. **Écologiste**
 Martin Ouellet D.M.V. **Vétérinaire**

Succursale Montréal
 4841, boulevard LaSalle
 Verdun QC H4G 2B7 Canada
 Téléphone: (514) 769-0529
 Télécopieur: (514) 769-3664
 Courriel: montreal@foramec.qc.ca

www.foramec.qc.ca 

Effets de la succession végétale après feu sur les communautés de fourmis des pessières à lichens

Benoit Lafleur

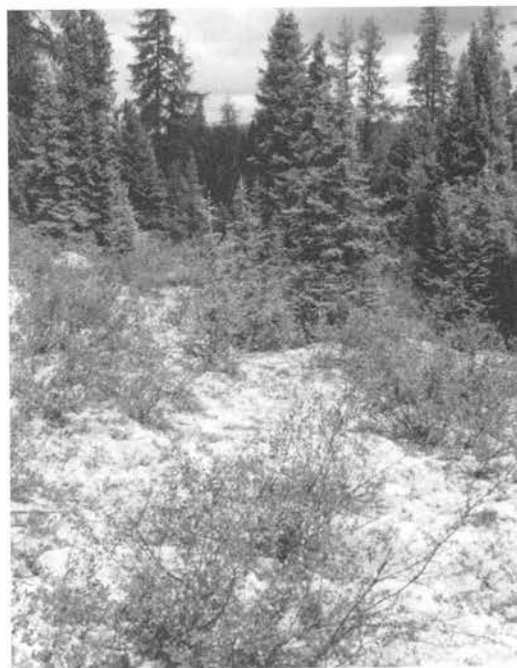
Introduction

Le Parc national des Grands-Jardins (PNGJ), localisé à environ 120 km au nord-est de Québec, constitue la limite sud du domaine de la pessière à lichens au Québec. Les pessières à lichens sont caractérisées par des conditions climatiques difficiles, une faible diversité d'espèces végétales et une fréquence élevée des feux de forêt (Maikawa et Kershaw, 1976). Ces feux entraînent généralement la destruction complète de la végétation. Après le feu, la strate arbustive, principalement constituée d'éricacées comme les bleuets (*Vaccinium* sp.) et le thé du Labrador (*Ledum groenlandicum*), se rétablit en quelques années (moins de dix ans), alors que le tapis de lichen se rétablit en un trentaine d'années (Morneau et Payette, 1989). Le rétablissement de la strate arborescente se fait plus lentement, soit en 80 ans environ (Morneau et Payette, 1989; Lafleur *et al.*, 2002). On peut donc assez aisément prédire l'issue de la succession végétale des pessières à lichens. Par ailleurs, les communautés d'invertébrés du sol des pessières à lichens sont généralement pauvres (Lucarotti, 1976), exception faite des communautés de fourmis qui, dans le PNGJ, sont constituées d'une quinzaine d'espèces (Béique et Francoeur, 1966, 1968).

Les communautés de fourmis sont particulièrement sensibles aux perturbations. Par exemple, Punttila (1996) a démontré que la structure des communautés de fourmis pouvait être modifiée par les coupes forestières, la fragmentation de leur habitat et la succession forestière. Ainsi, il est permis d'émettre l'hypothèse que les feux de forêts survenant dans le PNGJ pourraient résulter en des changements dans l'abondance et la distribution des espèces de fourmis au fur et à mesure de la succession végétale. À court terme, les feux pourraient provoquer la destruction complète des nids et réduire l'abondance et la qualité des ressources alimentaires, mais aussi accroître l'abondance de sites de nidification pour les espèces qui nichent dans le sol (Punttila *et al.*, 1991).

Parce que les pessières à lichens du PNGJ sont des écosystèmes relativement simples et qu'elles comportent une abondance de fourmis, elles offrent la chance d'étudier les liens qui unissent les communautés de fourmis aux caractéristiques de leurs habitats. Ainsi, au cours de l'été 2000, un étude a été entreprise afin d'élucider les liens qui unissent les communautés de fourmis aux caractéristiques végétales des pessières à lichens du PNGJ, le long d'une chronoséquence de 79 ans. Durant le XX^e siècle, une douzaine de feux de forêts ont eu lieu dans les limites du PNGJ, le dernier s'étant pro-

duit en juin 1999. Pour cette étude, cinq pessières à lichens d'âges différents (i. e., 1, 9, 23, 47 et 79 ans) ont été étudiées. Spécifiquement, cette étude visait à : 1) quantifier les caractéristiques d'habitats et l'abondance des fourmis le long de la chronoséquence, 2) déterminer les habitudes de nidification des différentes espèces de fourmis et 3) mesurer les corrélations spatiale et temporelle entre les caractéristiques d'habitats et les espèces de fourmis.



Structure de la forêt, 79 ans après un feu. On remarque des épinettes noires matures, un tapis de lichen presque continu, du bouleau glanduleux, ainsi que du bleuet poussant au travers du lichen.

Résultats et discussion

Inventaires de végétation

Le tableau 1 montre les résultats des inventaires de végétation. On note une augmentation progressive du pourcentage de recouvrement du lichen (*Cladina* sp.) en fonction de l'âge de la forêt. Le pourcentage de recouvrement de la mousse (*Sphagnum* sp., *Polytrichum* sp. et *Pleurozium* sp.)

Benoit Lafleur est biologiste et technicien du milieu naturel.

Tableau 1. Pourcentage de recouvrement de la végétation au sol et surface terrière des arbres (m² ha⁻¹) par classe d'âge. Les deux dernières colonnes montrent les résultats d'une analyse de variances à un facteur de classification décrivant l'effet des classes d'âge sur les caractéristiques végétales des pessières à lichen du PNGJ (n = 3). N.D. = non déterminé.

Caractéristiques d'habitats	Classe d'âge					Effet des classe d'âge	
	1	9	23	47	79	F-value	Prob. > F
<i>% de recouvrement</i>							
lichen	15	1	60	87	84	63.0	< 0.001
mousse	3	1	15	4	4	1.6	0.240
débris ligneux	1	4	5	1	1	4.7	0.022
sol minéral exposé	53	68	2	0	0	618.7	< 0.001
éricacées et autres arbustes ¹	27	26	17	8	11	40.3	< 0.001
autres substrats ²	1	0	1	0	0	N.D.	N.D.
<i>Surface terrière (m² ha⁻¹)</i>							
épinettes noires vivantes	< 0.01	0.28	1.08	5.03	31.87	22.5	< 0.001
épinettes noires mortes	19.16	8.98	2.88	< 0.01	< 0.01	65.2	< 0.001

1. Bleuets (*Vaccinium* sp.), kalmia (*Kalmia angustifolia*), thé du Labrador (*Ledum groenlandicum*), bouleau glanduleux (*Betula glandulosa*), saules (*Salix* sp.).
2. Affleurement rocheux, racines et mares d'eau.

était inférieur à 5 % dans tous les sites, sauf dans celui âgé de 23 ans d'âge (15 %). Le rétablissement du tapis de lichen dans le PNGJ était semblable à celui qu'avaient observé Payette et Morneau (1989) dans les pessières à lichens, localisées plus au nord. Dans leur étude, le tapis de lichen couvrait entre 40 % et 60 % de la surface du sol environ 20 ans après le passage du feu, et couvrait plus de 90 % de la surface dans les peuplements matures.

Le recouvrement de débris ligneux était négligeable dans tous les sites, exception faite des sites âgés de neuf et 23 ans, où le recouvrement était d'environ 4 %. Le sol minéral couvrait plus de la moitié de la surface des parcelles en début de chronoséquence et diminuait au fur et à mesure de la succession végétale. L'accumulation de débris ligneux au sol dans les sites âgés de neuf et 23 ans résulte principalement de la chute des arbres restés debout durant plusieurs années après le passage du feu.

Pris globalement, les arbustes, incluant les bleuets, le thé du Labrador, le kalmia (*Kalmia angustifolia*), le bouleau glanduleux (*Betula glandulosa*) et les saules (*Salix* sp.), ont vu leur pourcentage de recouvrement diminuer au cours de la chronoséquence. La surface terrière des épinettes noires (*Picea mariana*) vivantes augmentait chronologiquement, tandis que celle des épinettes noires mortes diminuait chronologiquement durant la même période.

La figure 1 montre l'analyse en composante principale (ACP) des parcelles d'échantillonnage en fonction de leurs caractéristiques d'habitats. Cette analyse révèle une nette différence entre les caractéristiques d'habitats des sites âgés d'un et de neuf ans et

ceux des sites âgés de 23, 47 et 79 ans. De fait, le feu déclenche une suite d'événements qui restructureront l'écosystème forestier au cours de la succession végétale. Premièrement, à la suite de la destruction de la végétation qui recouvre le sol, le sol minéral sera exposé pendant un certain temps. Ensuite, on assiste à la recolonisation par le lichen des lieux incendiés, suivie par l'accumulation au sol de débris ligneux causée par la chute des arbres tués par le feu et qui étaient restés debout. Finalement, les arbres recolonisent tranquillement les sites incendiés et le couvert forestier se referme lentement.

Ainsi, les variations des caractéristiques d'habitats mesurées le long de la chronoséquence auraient pu avoir

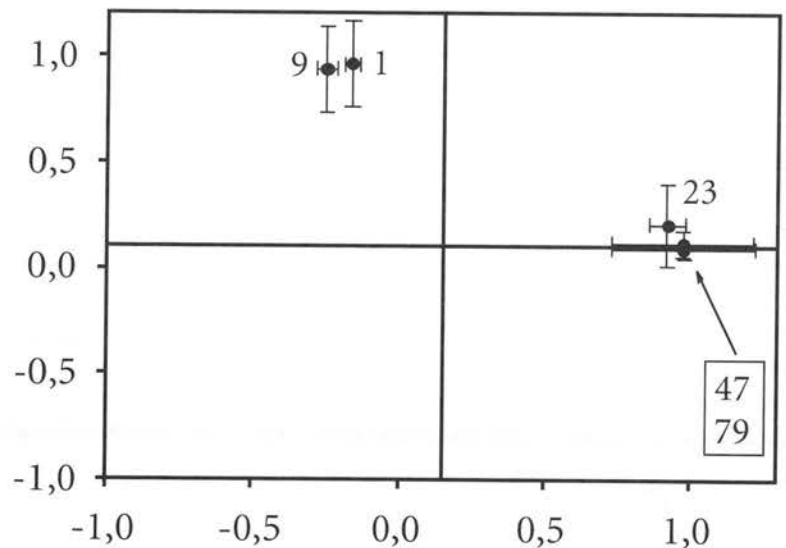


Figure 1. Analyse des composantes principales (ACP) des cinq classes d'âge en fonction de leurs caractéristiques d'habitats.

un effet sur la diversité, la quantité et la qualité des sites de nidification et des ressources alimentaires des fourmis, ce qui pourrait avoir eu un effet sur la structure de leurs communautés.

Inventaire des nids de fourmis

Le tableau 2 montre la densité moyenne par classe d'âge des nids des huit espèces de fourmis les plus communément récoltées lors de cette étude. Toutes espèces confondues, la densité moyenne de nids allait de 129 ha⁻¹ (site de 23 ans) à 197 ha⁻¹ (site de 47 ans), cette différence n'étant pas significative (analyse de variances à un critère de classification, $F_{4,10} = 0.850, p = 0.525$). Les nids de *Myrmica detritinodis*, *Formica podzolica*, *F. aserva* et *F. hewetti* représentaient 77 % des nids répertoriés. Ces espèces étaient aussi les seules à être présentes dans chacune des classes d'âge. La classe d'âge avait un effet significatif sur la densité de nids de trois de ces espèces – *F. aserva*, *F. hewetti* et *M. detritinodis* –, mais pas sur celle de *F. podzolica* (tableau 2). La densité de nids de *F. aserva* augmentait en fonction de l'âge du site alors que celle de *M. detritinodis* connaissait un creux au milieu de la chronoséquence. Parmi les espèces les moins abondantes, notons une forte densité de nids de *M. alaskensis* (49 ha⁻¹) dans le site âgé d'un an et de *Leptothorax canadensis* (38 ha⁻¹) dans le site de 23 ans.

Par ailleurs, environ 32 % de tous les nids étaient construits dans des monticules de sable, 27 % dans des débris ligneux, 19 % dans le sol minéral, 10 % dans le lichen, et 9 % dans la mousse. Notons que 100 % des nids de *F. podzolica* étaient constitués d'un monticule de sable, alors que 56 % des nids de *F. aserva* se trouvaient dans des débris ligneux. Près 40 % des nids de *Myrmica* étaient construits dans le sol minéral, tandis que 100 % des nids de *L. canadensis* et *Campotonotus herculeanus* se trouvaient dans des débris ligneux.

Ces observations confirment celles de Béique et Francoeur (1968) selon qui *F. podzolica* construit exclusivement des monticules de sable, alors que *L. canadensis* et *C. herculeanus* construisent leurs nids exclusivement dans les débris ligneux.

Caractéristiques d'habitats et distribution des fourmis

La figure 2 montre la distribution des nids de fourmis en fonction des caractéristiques d'habitats telle que déterminée par une méthode d'ordination appelée « Analyse des correspondances canoniques ». Dans cette figure, la distribution des fourmis est représentée par des points et les caractéristiques d'habitats par des flèches, dont la longueur correspond à leur importance relative. Les points et les flèches représentent donc conjointement les modèles de distribution des espèces de fourmis en fonction des caractéristiques d'habitats. Les résultats de l'analyse montrent que les caractéristiques d'habitats expliquent peu la distribution des espèces de fourmis. En effet, dans l'ensemble, les caractéristiques d'habitats expliquent seulement 12 % de la distribution des espèces de fourmis le long de la chronoséquence.

La figure 2 montre que toutes les espèces de fourmis sont situées près du centre du graphique, ce qui indique que les caractéristiques d'habitats semblent avoir eu peu d'influence sur leur abondance et leur distribution. La rareté des colonies de *Formica* dans la classe d'âge d'un an (tableau 2) suggère que leurs colonies ont été détruites par le feu et que la recolonisation du territoire s'est faite lentement. Cela est corroboré par la relation positive entre *Formica* et l'âge des sites et le recouvrement de lichen. De fait, Deslippe et Savolainen (1995) ont démontré que la dispersion et la capacité de reproduction des *Formica* sont principalement limitées par l'abondance de nourriture. Ainsi, le passage du feu aurait pu

Tableau 2. Densité des nids de fourmis (nombre ha⁻¹) par classe d'âge. Les deux dernières colonnes montrent les résultats d'une analyse de variances à un critère de classification décrivant l'effet des classes d'âge sur la densité de nids de chaque espèce (n = 3). Seules les espèces avec au moins dix nids ont été incluses dans les analyses. N.D. = non déterminé.

Espèce de fourmis	Classe d'âge					Moyenne	Effet des classes d'âge	
	1	9	23	47	79		F – value	Prob. > F
<i>Formica podzolica</i>	7	61	28	56	40	38	2.229	0.139
<i>F. aserva</i>	13	12	43	70	43	36	6.486	0.008
<i>Myrmica detritinodis</i>	55	4	2	20	54	27	4.882	0.019
<i>F. hewetti</i>	15	49	3	16	30	23	4.863	0.019
<i>M. alaskensis</i>	49	0	4	14	0	13	2.597	0.101
<i>Leptothorax canadensis</i>	0	0	38	8	0	9	57.682	< 0.001
<i>F. whympersi</i>	0	19	5	10	9	9	4.695	0.022
<i>M. fracticornis</i>	8	0	0	0	8	3	3.000	0.072
<i>C. herculeanus</i>	0	1	5	3	0	2	N.D.	N.D.
Autres espèces	2	8	1	0	3	3	N.D.	N.D.
Total	149	154	129	197	187			



Nid de fourmis (*Formica podzolica*) mesurant 6 m sur 5 m. La photo fut prise sur le site du feu de 1953 (classe d'âge 47 ans).

avoir comme effet de détruire temporairement les ressources alimentaires utilisées par les *Formica* et retarder le rétablissement de leur population.

L'abondance de *M. detritinodis* et *M. alaskensis* dans la classe d'âge d'un an (tableau 2) et leur association avec les épinettes noires mortes (figure 2) étaient inattendues puisque les fourmis du genre *Myrmica* sont généralement trouvées dans les forêts fermées (Punttila *et al.*, 1994). Le fait que de nombreux nids de *Myrmica* se trouvaient dans le sol minéral exposé pourrait être expliqué par le manque de choix de sites de nidification plutôt que par une réelle préférence pour ce type substrat. Dans les classes d'âge suivantes, les nids de *Myrmica* se trouvaient principalement à la base des épinettes noires, sous la mousse ou le lichen. Puisque la mousse et le lichen retiennent l'humidité à l'interface du sol minéral (Sirois, 1993), les colonies de *Myrmica* situées dans les forêts plus âgées auraient donc pu résister aux feux. Cela

est corroboré par la corrélation positive entre la densité d'arbustes et d'épinettes noires mortes, et l'abondance de nids de *Myrmica* (figure 2). Toutefois, leur abondance dans la classe d'âge d'un an pourrait aussi être le résultat de l'élimination par le feu des espèces dominantes. En effet, Punttila *et al.* (1994) ont démontré que les *Myrmica* peuvent bénéficier de l'élimination des espèces compétitives.

Par ailleurs, le déclin des *Myrmica* dans la classe d'âge de neuf ans pourrait être le résultat de contraintes d'habitats. Par exemple, Punttila *et al.* (1991) ont montré que les communautés de fourmis des forêts matures sont désintégrées en deux ans après une perturbation. De fait, Elmes et Wardlaw (1983) ont démontré que les colonies de *Myrmica* peuvent être affectées par de petites fluctuations de température. Puisque le couvert forestier est demeuré ouvert et que la couverture de sol minéral est demeurée élevée dans

la classe d'âge de neuf ans, des températures plus élevées au niveau du sol pourraient être responsables de la quasi disparition des *Myrmica* dans cette classe d'âge. Toutefois, l'arrivée d'une espèce de fourmis dominante, *F. aserva*, pourrait aussi expliquer le déclin des *Myrmica*.

La figure 2 montre que l'abondance de *C. herculeanus* et *L. canadensis* était corrélée à l'abondance des débris ligneux. De fait, dans les classes d'âge de neuf et 23 ans, plus de la moitié des épinettes noires mortes et restées debout après le feu étaient maintenant couchées au sol, augmentant ainsi la couverture en débris ligneux (tableau 1). Cette augmentation aurait eu pour effet de favoriser la présence de *C. herculeanus* et *L. canadensis* qui nidifient exclusivement dans les débris ligneux (tableau 2).

Caractéristiques d'habitats et compétition interspécifique

La stochasticité (i. e. la colonisation aléatoire) semble être un argument peu convainquant pour expliquer la faible corrélation entre les caractéristiques d'habitats et la distribution des espèces de fourmis le long de la chronoséquence. En effet, la variation de certaines caractéristiques d'habitats coïncide avec l'abondance relative des certaines espèces de fourmis, tel qu'attendu. Par exemple, *L. canadensis* et *C. herculeanus*, qui nidifient exclusivement dans les débris ligneux (Béique et Francœur, 1968), étaient plus abondants dans la classe d'âge de 23 ans où les débris ligneux étaient aussi plus abondants. Pareillement, les *Myrmica*, qui favorisent les nids situés dans le lichen ou la mousse, étaient abondantes dans les classes d'âges les plus vieilles, ainsi qu'un an après le passage du feu (i. e., les colonies survivantes). Il appert donc que les caractéristiques d'habitats imposent un premier niveau de contraintes sur chaque espèce de fourmis et que d'autres facteurs contribuent à réduire l'abondance des espèces. Bien qu'aucune donnée ne supporte cette hypothèse, la compétition interspécifique semble être le facteur qui explique le mieux les variations observées au sein des communautés de

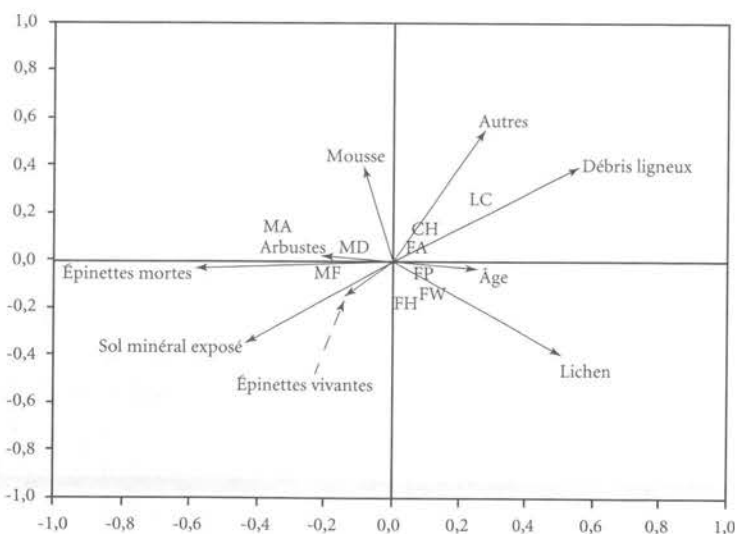


Figure 2. Analyse des correspondances canoniques (ACC) des relations entre les espèces de fourmis et les caractéristiques d'habitats. CH = *C. herculeanus*, FA = *F. aserva*, FH = *F. hewitti*, FP = *F. podzolica*, FW = *F. whymeri*, LC = *L. canadensis*, MA = *M. alaskensis*, MD = *M. detritinodis*, MF = *M. fracticornis*.

fourmis le long de la chronoséquence. Cette hypothèse est basée sur de nombreuses études qui ont montré que l'élément structurant le plus important des communautés de fourmis est l'expansion territoriale des espèces fortement compétitives qui se fait au détriment des espèces soumises (Savolainen et Vepsäläinen, 1988; Punttila, 1996).



Nid de fourmis (*Formica aserva*) installé dans un débris ligneux. Les feuilles à la base du morceau de bois ont été transportées et disposées par les fourmis. Cette photo a aussi été prise sur le site du feu de 1953 (classe d'âge 47 ans).

s'installe de préférence dans les débris ligneux. Pareillement, *L. canadensis*, qui nidifie également dans les débris ligneux, exploite des ressources alimentaires de plus petite taille que les *Formica* (Savolainen et Vepsäläinen, 1988). Enfin, alors que les *Formica* se nourrissent principalement dans les arbres et les arbustes (Delispe et Savolainen, 1994), les *Myrmica* se nourrissent dans le sol (Mabelis, 1984).

Conclusion

Cette étude avait pour but de déterminer les liens qui unissent les fourmis aux caractéristiques de leur habitat. Nos résultats montrent que la corrélation d'ensemble entre la distribution des fourmis et les caractéristiques d'habitats est faible (12 %). Tel que suggéré par plusieurs auteurs, la compétition interspécifique pourrait donc jouer un rôle important dans la structuration des communautés de fourmis des pessières à lichen du PNGJ.

Ainsi, les caractéristiques d'habitats combinées avec les différences d'habileté de colonisation entre les espèces de fourmis semblent être importantes dans la détermination de la structure des communautés de fourmis en début de succession. Au fur et à mesure de la succession, la présence d'espèces dominantes pourrait accroître l'importance de la compétition interspécifique dans la structuration des communautés de fourmis.

Dans cette étude, *F. aserva* constitue l'espèce dominante. Ainsi, l'augmentation de l'abondance de *F. aserva* dans les trois classes d'âge les plus vieilles a pu exercer une pression compétitive sur les espèces moins compétitives. Par exemple, Vepsäläinen et Pisarski (1982) ont trouvé que lorsque *F. fusca* (proche parent taxonomique de *F. podzolica*) pénétrait le territoire de *F. sanguinea* (proche parent taxonomique de *F. aserva*), elle était inefficace à ramasser de la nourriture et qu'elle disparaissait rapidement après quelques confrontations territoriales. Il fut aussi démontré que *F. sanguinea* était capable d'occuper les nids de *F. fusca*, de se nourrir de leurs larves et de les réduire à l'esclavage (Mori *et al.*, 2000; Savolainen et Deslippe, 2001). Ainsi, les espèces soumises doivent être capable d'exploiter des ressources territoriales et alimentaires différentes des espèces dominantes afin de survivre dans un même endroit. Par exemple, *F. podzolica* installe ses nids dans des monticules de sable, alors que *F. aserva*



Forfaits Réunions

L'endroit idéal pour organiser des réunions d'affaires, des colloques ou des séminaires uniques et originaux.



POUR FAVORISER L'ESPRIT D'ÉQUIPE, RENSEIGNEZ-VOUS SUR NOTRE PROGRAMME D'ANIMATION ET D'ACTIVITÉS DE PLEIN AIR SUR MESURE.

143, route Duchesnay,
Sainte-Catherine-de-la-Jacques-Cartier (Québec)
Téléphone: (418) 875-2122 Sans frais: 1 877 511-5885

www.sepaq.com/duchesnay



**MAURICE PLEAU LIMITÉE
GANTEC
S'ASSOCIE À
LA SOCIÉTÉ PROVANCHER**

29, rue Giroux
Loretteville Qc Canada
G2B 2X8

Tél. : 418.842.3750
Fax : 418.842.6284

Remerciements

Je tiens à remercier MM. R.L. Bradley, A. Francœur et S. Payette pour leurs conseils et leurs commentaires. Je remercie aussi D. Gasser, F. Grenon, J. Lamontagne et M. Lavoie pour leur assistance technique sur le terrain et en laboratoire. Ce projet a été rendu possible grâce à la collaboration de la Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ). ◀

Références

- BANSCHBACH, V.S., N. LEVIT and J.M. HERBERS, 1997. Nest temperature and thermal preference of a forest ant species: is seasonal polydomy a thermoregulatory mechanism? *Insectes Sociaux*, 44: 109-122.
- BÉRIQUE, R. et A. FRANCOEUR, 1966. Les fourmis d'une pessière à *Cladonia* (Hymenoptera: Formicidae). *Le Naturaliste canadien*, 93: 99-106.
- BÉRIQUE, R. et A. FRANCOEUR, 1968. Les fourmis de la pessière à *Cladonia*. II – Étude quantitative d'une pessière naturelle. *Revue d'écologie et de biologie du sol*, 3: 523-531.
- DESLIPPE, R.J. and R. SAVOLAINEN, 1994. Role of food supply in structuring a population of *Formica* ants. *Journal of Animal Ecology*, 63: 756-764.
- DESLIPPE, R.J. and R. SAVOLAINEN, 1995. Colony foundation and polygyny in the ant *Formica podzolica*. *Behavioral and Ecological Sociobiology*, 37: 1-6.
- ELMES, G.W. and J.C. WARDLAW, 1983. A comparison of the effect of temperature on the development of large hibernated larvae of four species of *Myrmica* (Hym. Formicidae). *Insectes Sociaux*, 30: 106-118.
- LAFLEUR, B., R.L. BRADLEY and A. FRANCOEUR, 2002. Soil modifications created by ants along a post-fire chronosequence in lichen-spruce woodland. *Écoscience*, 9: 63-73.
- LUCAROTTI, C.J., 1976. Post-fire change in mycoflora and mesofauna populations in lichen woodland soils, Schefferville, Quebec. Mémoire de maîtrise, Université McGill, Montréal.
- MABELIS, A.A., 1984. Interference between wood ants and other ant species (Hymenoptera: Formicidae). *Netherland Journal of Zoology*, 34: 1-20.
- MAIKAWA, E. and K.E. KERSHAW, 1976. Studies on lichen-dominated systems. XIX. The postfire recovery sequence of black spruce-lichen woodland in the Abitau Lake region, N.W.T. *Canadian Journal of Botany*, 54: 2679-2687.
- MORI, A., D.A. GRASSO and F. LE MOLI, 2000. Raiding and foraging behavior of the blood-red ant, *Formica sanguinea* Latr. (Hymenoptera, Formicidae). *Journal of Insect Behavior*, 13: 421-438.
- MORNEAU, C. and S. PAYETTE, 1989. Postfire lichen spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Canadian Journal of Botany*, 67: 2770-2782.
- PUNTTILA, P., Y. HAILA, T. PAJUNEN and H. TUKIA, 1991. Colonisation of clear-cut forests by ants in the southern Finnish taiga: A quantitative survey. *Oikos*, 61: 250-262.
- PUNTTILA, P., Y. HAILA, J. NIEMELÄ and T. PAJUNEN, 1994. Ant communities in fragments of old-growth taiga and managed surroundings. *Annales Zoologici Fennici*, 31: 131-144.
- PUNTTILA, P., 1996. Succession, forest fragmentation, and the distribution of wood ants. *Oikos*, 75: 291-298.
- SAVOLAINEN, R. and K. VEPSÄLÄINEN, 1988. A competition hierarchy among boreal ants: impact on resource partitioning and community structure. *Oikos*, 51: 135-155.
- SAVOLAINEN, R. and R.J. DESLIPPE, 2001. Facultative and obligate slave making in *Formica* ants. *Naturwissenschaften*, 88: 347-350.
- SIROIS, L., 1993. Impact of fire on *Picea mariana* and *Pinus banksiana* seedlings in subarctic lichen woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 4: 795-802.
- VEPSÄLÄINEN, K. and B. PISARSKI, 1982. Assembly of island ant communities. *Annales Zoologici Fennici*, 19: 327-335.

Marc-André Touzin, II.B

Notaire et conseiller juridique



2059, de la Canardière
Suite 2, Québec, Qc
G1J 2E7

Fax: (418) 661-2819

Tél.: (418) 661-7919



caisse populaire
de trois-pistoles

PRÊT-AUTO
TAUX SPÉCIAL

POUR TOUS
VOS
BESOINS FINANCIERS

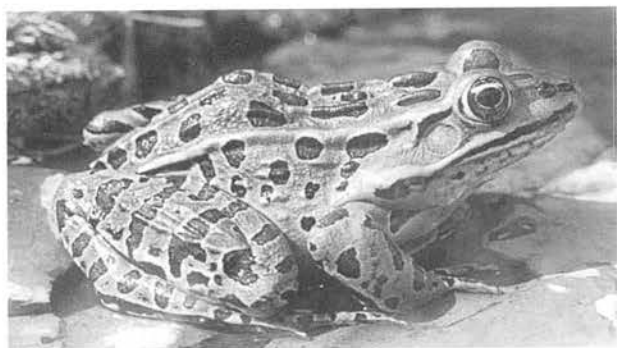
siège social
80, Notre-Dame Ouest
Trois-Pistoles (Québec)
G0L 4K0
Tél.: (418) 851-2173

Pour la sauvegarde des amphibiens : la conservation et non la relocalisation

Jean-François Desroches et Isabelle Picard

En 1989 avait lieu en Angleterre, le Premier congrès mondial de l'herpétologie, lequel portait sur la constatation du déclin des populations d'amphibiens à divers endroits sur la planète (Griffiths et Beebe, 1992; Wyman, 1990). Parmi les nombreuses hypothèses émises pour tenter d'expliquer ce déclin, la dégradation et la destruction des habitats est l'une des plus communes (Semlitsch, 2002; Duellman, 1999; Blaustein et al., 1994; Griffiths et Beebe, 1992). Le Québec n'échappe pas à cette tendance : le tiers des espèces d'amphibiens (7/21) sont en situation précaire dans la province. La Rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) y a été désignée vulnérable (Gazette officielle du Québec, 1999).

Dans plusieurs pays, des équipes de spécialistes ont créé des plans de rétablissement dans le but de sauver les espèces menacées. Ces plans proposent diverses solutions parmi lesquelles la relocalisation est le plus souvent réservée aux cas extrêmes.



La Grenouille léopard est en déclin dans l'Ouest canadien.



Plusieurs populations d'amphibiens sont disparues à la suite de la fragmentation et de la diminution de la superficie de leurs habitats.

une population viable à long terme. C'est une méthode généralement facile à appliquer, du moins en apparence; théoriquement il suffit de capturer des amphibiens et de les introduire dans un nouveau milieu. Mais est-ce que cela est la meilleure solution ?

Un historique d'échecs

Bien que cette méthode soit souvent proposée comme mesure corrective lors de la destruction d'habitats naturels, il n'existe pas de plan général et approuvé pour procéder à une relocalisation. De nombreuses tentatives de relocalisation effectuées pour diverses espèces d'amphibiens se sont soldées par des échecs (Kendell, 2001; Reinert, 1991; Dodd et Seigel, 1991; Maunder, 1983). Certaines de ces relocalisations infructueuses ont été effectuées par des spécialistes impliqués dans des plans de rétablissement. C'est le cas de la Grenouille léopard (*Rana pipiens*) en Alberta. Malgré l'introduction de 2 500 jeunes grenouilles en 1998 et 1999, une seule a été revue en 2000 (Kendell, 2001). Des cas de lâchers d'un demi-million de crapauds (*Bufo houstonensis*), incluant des adultes, des jeunes et des larves, qui n'ont pas permis l'établissement de nouvelles populations, ont été documentés (Dodd et Seigel, 1991). À la suite de l'analyse de 25 cas de relocalisation concernant des amphibiens et des reptiles, Dodd et Seigel (1991) considèrent que seulement 19 % ont été un succès, mais aucun ne concerne des amphibiens.

Jean-François Desroches et Isabelle Picard sont biologistes, spécialisés en herpétologie

Qu'est-ce que la relocalisation ?

La relocalisation consiste à déplacer des individus dans un nouveau milieu. Lorsque les animaux sont libérés dans un lieu d'où ils sont disparus, on parle de réintroduction. La relocalisation, quant à elle, consiste à déplacer des individus vers un lieu nouveau, le plus souvent là où l'espèce est absente naturellement ou bien où l'on trouve déjà des populations à l'état naturel. La relocalisation sous-entend que les animaux transférés connaîtront un haut taux de survie, qu'ils pourront se reproduire et qu'il en résultera

Il faut être prudent lorsque l'on juge du succès d'une relocalisation ou d'une introduction : la survie des amphibiens déplacés est parfois temporaire. C'est ainsi que la Rainette faux-grillon de l'Ouest a disparu de l'île de Terre-Neuve après qu'elle y ait été implantée et qu'elle y ait subsisté pendant 16 ans (Maunder, 1983). Plusieurs des relocalisations dites « à succès » n'ont pas été suivies à long terme et présentent des résultats peu convaincants (Dodd et Seigel, 1991).

Les problèmes liés à la relocalisation

Bien que simple par définition, la relocalisation est en réalité un processus complexe et risqué. Nous présentons ici les principaux problèmes qui y sont liés.

Le nombre minimal d'individus pour une population viable

Il existe un nombre minimal d'individus nécessaire pour que toute population d'animaux, y compris les amphibiens, puisse survivre. Ce nombre minimal est connu pour certains gros mammifères, grâce à des calculs théoriques basés sur des facteurs tels le recrutement, la longévité, la fécondité, le taux de mortalité, etc. (Ricklefs, 1997). Toutefois, pour un bon nombre d'espèces animales, incluant des amphibiens, les paramètres de dynamique des populations ne sont pas connus et le calcul du nombre minimal d'individus pour une population viable est donc impossible à établir. De plus, ce nombre est probablement fort variable, selon les régions et les habitats. Différentes expériences suggèrent que le nombre d'amphibiens nécessaire pour obtenir une population viable est de l'ordre de plusieurs milliers. On a proposé que pour obtenir une population viable minimale de 100 individus reproducteurs, il fallait introduire de 10 000 à 50 000 œufs ou larves pendant plusieurs années (Semlitsch, 2002; Shaffer, 1981). Chez les amphibiens, le taux de survie des individus est souvent faible, et la persistance des populations repose alors sur le nombre élevé d'individus qui les composent et sur le taux élevé de recrutement. Plusieurs animaux nouvellement introduits dans une population ne participent pas à la reproduction; le nombre d'individus à introduire doit donc être supérieur au nombre théorique minimal (Dodd et Seigel, 1991).

Le manque de connaissance des besoins spécifiques des amphibiens

Les besoins précis en termes d'habitats sont peu connus pour la majorité des espèces d'amphibiens. On a une idée globale des milieux fréquentés par certaines espèces, mais on ignore quelles sont les conditions précises requises pour leur survie à long terme. Si une espèce est absente d'un milieu donné, c'est généralement parce que les caractéristiques de l'endroit ne lui conviennent pas, à moins que des éléments du paysage ou des perturbations n'aient agi comme obstacle à sa dispersion, ou bien que le taux de dispersion de l'espèce est faible. Les conditions nécessaires à la survie des amphibiens peuvent concerner le type d'habitat proprement dit, mais également les paramètres physico-chimiques

de l'eau ou du sol, la composition en espèces végétales, les conditions d'humidité ou d'ensoleillement, les conditions climatiques, la durée de la saison de croissance annuelle ou alors, la présence de parasites, de prédateurs ou de compétiteurs importants. De plus, nous ne connaissons que très sommairement l'histoire naturelle de plusieurs amphibiens, spécialement les facteurs influençant la survie à long terme des espèces. Les amphibiens ont des modes de vie très différents, selon les espèces. Des caractéristiques telles que la période de reproduction, la durée du stade larvaire, l'âge à maturité, les stratégies de survie individuelle, la longévité et le taux de recrutement varient tellement selon les espèces qu'il est impossible d'en dégager des généralités applicables à toutes. Plusieurs projets de relocalisation ont échoué parce qu'ils ne respectaient pas les besoins des espèces concernées (Dodd et Seigel, 1991). Seules des études précises et réalisées sur de longues périodes permettraient de connaître les besoins spécifiques des amphibiens.

Le risque d'introduction et de propagation d'agents pathogènes

L'une des causes qui a souvent été soupçonnée dans le déclin des populations d'amphibiens est l'introduction et la propagation d'agents pathogènes tels les virus, les mycètes, les bactéries, les nématodes et autres parasites. Lors d'un transfert dans un nouveau milieu, les animaux sont parfois stressés et ont besoin d'un temps d'acclimatation. Le stress, qui diminue l'efficacité du système immunitaire, augmente leur vulnérabilité aux maladies (Carey, 1993). De plus, les individus introduits peuvent être porteurs de pathogènes. En 1998, un code de déontologie a été proposé par le Groupe de travail sur le déclin des populations d'amphibiens (DAPTF) (Ouellet, 1998). Ce code décrit de manière précise les précautions à prendre lorsqu'on travaille sur différents sites où vivent des amphibiens. Elles consistent à nettoyer et à utiliser de l'équipement propre à chacun des lieux, à examiner les amphibiens pour détecter la présence de maladies ou de parasites avant de les relâcher, et à éviter de mettre en contact entre eux des amphibiens provenant de sites différents ou des équipements ayant servis dans d'autres endroits. La presque totalité des actions de réintroduction ou de relocalisation



Pour être viable à long terme, une population de Rainettes faux-grillon doit contenir plusieurs centaines d'individus.



Grenouille léopard atteinte de la maladie de la patte rouge, causée par la bactérie *Aeromonas hydrophila*.

d'amphibiens se font sans égard aux maladies, et risquent ainsi d'introduire ou de répandre des agents pathogènes, portant un grand préjudice aux populations d'amphibiens et autres organismes vivants. Lors de relocalisation d'amphibiens, il est recommandé que des évaluations cliniques de la santé, incluant des diagnostics hématologiques, soient effectuées sur les animaux par un vétérinaire familier avec les pathologies de ces animaux (Dodd et Seigel, 1991).

La capacité de support des habitats

Le fait d'introduire des amphibiens dans un site où il y en a déjà implique que la quantité d'individus augmente. Or, dans la majorité des cas, la population naturelle est déjà à son maximum et elle est en équilibre avec les ressources disponibles et les facteurs limitatifs. C'est d'ailleurs pour cela que les populations animales ne croissent pas indéfiniment (Ricklefs, 1997). Le fait d'introduire des grenouilles dans un étang où il y en a déjà ne signifie pas que la taille de la population augmentera; il est fort probable que les animaux en surplus périront. Les facteurs limitatifs peuvent être la nourriture (surtout pour les larves d'amphibiens), la taille du territoire, la disponibilité des abris convenables, des sites de reproduction ou des sites d'hivernation. Diverses études indiquent que lorsque la densité des larves d'amphibiens augmente dans un site, leur croissance est ralentie, le stade larvaire dure plus longtemps et que moins d'individus se métamorphoseront (Semlitsch, 2002). L'équation simpliste $1 + 1 = 2$ ne peut s'appliquer lorsqu'il s'agit d'êtres vivants ayant des besoins vitaux variés et complexes, vivant dans un milieu naturel sujet aux fluctuations et régi par des forces intrinsèques et extrinsèques.

Le « homing » ou l'habileté des amphibiens à retracer leur territoire original

Les amphibiens, qui ont besoin de différents habitats pour réaliser leur cycle vital, doivent se déplacer entre ces milieux. Les adultes ont une préférence marquée à retourner à leur site de naissance au moment de la reproduction (Zug,

1993; Holomuzki, 1982; Oldham, 1966). Lors d'une étude portant sur la Grenouille à pattes rouges de Californie (*Rana aurora draytonii*), huit des 11 grenouilles relocalisées sont retournées à leur étang de capture, situé de 270 à 540 m de distance (Rathbun et Schneider, 2001). On sait que plusieurs espèces peuvent effectuer des déplacements importants, de l'ordre de quelques dizaines ou centaines de mètres et même de plusieurs kilomètres (Pilliod *et al.*, 2002; Kleeberger et Werner, 1983; Kramer, 1973; Oldham, 1966; Dole, 1965, 1971). Ainsi, à la suite d'une relocalisation, un amphibien pourrait effectuer une longue migration en direction de son étang natal au lieu d'utiliser des étangs situés à proximité. Si ce site natal est situé à une trop forte distance ou qu'il est séparé par des obstacles infranchissables, il est fort probable que l'amphibien en question mourra en route ou alors ne se reproduira pas.

La structure génétique des populations

Ces dernières années, l'introduction d'animaux dans un nouveau milieu où l'espèce est déjà présente a été sévèrement critiquée en raison, notamment, du risque de « pollution » génétique. Les différentes populations d'une même espèce possèdent souvent une constitution génétique propre, acquise au cours d'un long processus évolutif. Au cours de l'évolution, les différentes populations, plus ou moins isolées les unes des autres, ont acquis des caractéristiques et des habiletés propres leur permettant d'optimiser leurs chances de survie en réaction aux pressions sélectives uniques de leur environnement. C'est la sélection naturelle : les individus les mieux adaptés survivent et laissent un plus grand nombre de descendants (Ricklefs, 1997). L'introduction d'individus dans une population naturelle, sans égard à leur génétique, peut avoir pour conséquence d'« affaiblir » les populations indigènes en introduisant de nouveaux gènes qui ne sont pas « adaptés ». Si les individus introduits se reproduisent avec les individus locaux, leurs descendants auront une structure génétique résultant du mélange des deux types et une homogénéisation de la composition génétique aura lieu. Si des caractéristiques génétiques acquises par l'évolution et favorables à une meilleure chance de survie dans ce site précis sont diluées, les descendants risquent d'être moins bien adaptés à leur milieu de vie (Zug, 1993; Reinert, 1991). Une mortalité accrue, et une extinction à moyen terme, peuvent alors survenir. De plus, le mélange génétique résultant d'actions de relocalisation ne fait pas que menacer la survie des populations adaptées localement, il rend impossible, ou du moins risque d'entacher sérieusement, toute analyse évolutive future (Burke, 1991).



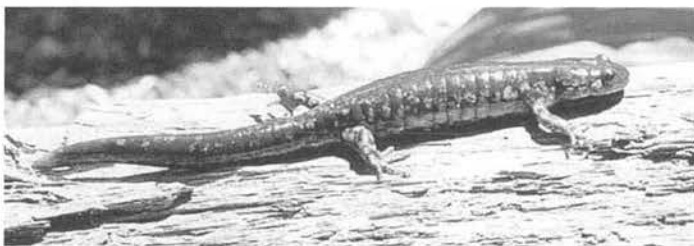
Rainette versicolore



La destruction des habitats est une cause importante du déclin des populations d'amphibiens.

La philosophie sous-jacente à la relocalisation

La relocalisation concerne le déplacement d'individus d'un milieu à un autre. Le milieu original est généralement appelé à être détruit. Dans cette optique, la relocalisation ne règle en rien la problématique du déclin des amphibiens et n'améliore pas la situation des espèces rares ou menacées. La population originale était en santé et vouée à une survie à long terme, n'eut été de l'action humaine, tandis que la « nouvelle » population introduite ailleurs a de fortes chances de ne pas survivre à long terme. Si l'on adopte la relocalisation comme mesure de compensation à suivre, nous détruirons constamment les meilleurs habitats des amphibiens pour déplacer les animaux ailleurs. Il n'y a pas de limite à toujours déplacer les animaux se trouvant sur le territoire de projets de développement. Selon cette logique, un jour viendra où le dernier refuge devra être déplacé ! Il y a aussi un grand danger à pratiquer ce genre d'intervention, car il donne l'illusion que la conservation des espèces vivantes est aussi simple que de changer de maison, et il masque au public le véritable péril auquel les espèces concernées sont exposées.



Salamandre à points bleus

La conservation des habitats : la seule façon sûre d'assurer la survie des amphibiens

La destruction des habitats étant la principale cause des déclin locaux d'amphibiens, la solution est évidente : il faut protéger les habitats de ces animaux. Protéger l'habitat signifie qu'il faut donner un statut légal et permanent aux territoires concernés, empêchant ainsi toute action future

qui pourrait porter préjudice à son intégrité. Les habitats protégés doivent être de superficie convenable pour assurer la survie à long terme des espèces. Ils doivent aussi présenter toutes les caractéristiques nécessaires au cycle vital des espèces en question. Il est donc important de considérer la *quantité* et la *qualité* des habitats lorsqu'on veut efficacement protéger une espèce.

Des déclin ont été notés dans des parcs de faible superficie (Rivard *et al.*, 2000). Les sites protégés doivent donc être de taille adéquate. Les amphibiens, et plus particulièrement les espèces qui se reproduisent dans des étangs, sont représentés par des métapopulations ou « populations de populations » (Beebee, 1996). Cela implique que diverses populations se côtoient et, qu'à intervalles variables, il survient des échanges d'individus entre elles. Parce que les amphibiens sont des animaux vulnérables aux fluctuations de leur environnement, il arrive fréquemment qu'une population ou une partie de population disparaisse à la suite d'événements stochastiques, comme l'assèchement prématuré d'une mare temporaire. Ces déclin naturels très localisés sont vite compensés par l'arrivée d'individus des territoires adjacents. Une population qui connaît un taux de croissance positif est appelée « population source ». C'est de ce type de population qu'émergent les animaux qui recolonisent les habitats disponibles adjacents. Une population source est habituellement entourée de « populations puits » qui connaissent un taux de croissance négatif, c'est-à-dire où surviennent des déclin ou des extinctions. On trouve parfois plus d'individus dans les populations puits, mais elles subsistent grâce à l'apport constant des populations sources (Pulliam, 1988). Le maintien des métapopulations est primordial pour la sauvegarde des amphibiens.

De nombreuses espèces d'amphibiens ont besoin d'un complément d'habitats pour réaliser leur cycle vital. Les œufs et les larves se développent habituellement dans l'eau, tandis que les adultes sont souvent terrestres. Les habitats fréquentés peuvent aussi varier selon la saison. C'est ainsi que la Grenouille léopard utilise trois types d'habitats distincts au cours d'une même année : l'hibernation se fait dans un cours d'eau ou un lac, la reproduction a lieu dans un étang ou un autre milieu aquatique stagnant riche en végétation, et les jeunes et les adultes fréquentent les habitats terrestres ouverts durant l'été (Pope *et al.*, 2000).

Certaines espèces ont des besoins spécifiques liés à l'habitat et leur survie dépend de la disponibilité et de la qualité de ceux-ci. Parmi espèces les espèces présentes au Québec, l'exemple le plus frappant est celui de la Salamandre à quatre orteils (*Hemidactylium scutatum*), qui pond ses œufs dans la sphaigne et dans certains types de mousses. La présence de cette salamandre est donc intimement liée à celle de ces végétaux. Les étangs de faible dimension et temporaires, qui s'assèchent à la fin de l'été, sont utilisés par la majorité des espèces d'anoures (crapauds, rainettes et grenouilles) du Québec (8/11 espèces) et par quatre de nos urodèles (salamandres et tritons). Ces ponts d'eau temporaires ont l'avan-

tage d'empêcher l'établissement d'importants prédateurs (notamment les poissons) et procurent des conditions de température et d'alimentation favorables. Le nombre de ces milieux est important pour assurer la survie des métapopulations d'amphibiens. On devrait donc protéger de grands territoires comprenant divers étangs et sites de reproduction pour s'assurer de la survie à long terme de nos populations d'amphibiens.



Grenouille verte

chances de survie si on la relocalise à ce stade. Ce n'est pas non plus parce qu'une salamandre est plus facilement repérable durant la période de reproduction que cette période est la meilleure pour capturer et déplacer les individus.

Hormis quelques cas de réintroduction d'amphibiens supervisés par des équipes de scientifiques, les projets de relocalisation sont le plus souvent réalisés par des personnes inexpérimentées dans le domaine de la conservation



Grenouille des marais

Conclusion

La relocalisation des amphibiens, bien que souvent et facilement proposée par les promoteurs et les intervenants dans les mesures de compensation, est une méthode qui comporte de nombreux risques et qui n'a pas fait ses preuves. Elle s'est avérée un échec dans de nombreux cas, certains concernant des espèces rares ou menacées. Alors, pourquoi la propose-t-on ? Parce que pour les promoteurs, c'est la façon la plus simple de se départir du problème causé par la présence d'amphibiens sur le territoire qu'ils veulent exploiter. La relocalisation, de la manière qu'elle est généralement exécutée, est peu coûteuse, en argent et en temps, et permet de réaliser les projets de destruction d'habitats sans aucun autre compromis. De plus, elle donne l'impression de contribuer à la conservation et, pour les promoteurs, l'occasion de redorer leur blason. Payer quelques milliers de dollars pour déplacer des grenouilles est un minime compromis pour des promoteurs qui gèrent des projets impliquant des dizaines de milliers, voire des millions de dollars. Les promoteurs peuvent en toute légalité et en toute bonne conscience réaliser les travaux qu'ils comptent faire, sans ternir leur image publique qui, souvent, peut même en bénéficier. On rapporte également des cas où des consultants chargés de trouver des solutions ont proposé la relocalisation non pas pour la sauvegarde des animaux, mais parce qu'ils en retireraient un important bénéfice monétaire (Dodd et Seigel, 1991).

Souvent, le stade (œuf, larve, jeune ou adulte) des individus transplantés et la période de capture relèvent davantage de la facilité à capturer les individus que des caractéristiques écologiques de l'espèce, vitales à sa survie. Ainsi, ce n'est pas parce qu'une grenouille est plus facile à capturer sous forme de têtard qu'elle a nécessairement de meilleures

et dont les connaissances en herpétologie sont déficientes. Aucun suivi n'est réalisé par la suite, ce qui empêche d'évaluer l'efficacité des actions entreprises, surtout à moyen et à long termes. Le manque d'objectifs clairement définis, une méthodologie défailante, l'absence de mesure de succès et de suivi à long terme sont tous des éléments qui indiquent qu'un projet de relocalisation risque de se solder par un échec (Dodd et Seigel, 1991). On sait que les populations d'amphibiens connaissent de fortes variations annuelles en ce qui a trait à la reproduction et à la mortalité (Richter *et al.*, 2003). Le succès d'une relocalisation ne peut donc être confirmé qu'après plusieurs années de reproduction (Semlitsch, 2002), lorsqu'elle résulte en une population qui se maintient par elle-même (Dodd et Seigel, 1991; Griffith *et al.*, 1989).

La relocalisation suit la logique de « tassons le problème au lieu de le résoudre ». Jusqu'où repousserons-nous les espèces sauvages ? À mesure que les villes, les banlieues, les parcs industriels et l'agriculture se développent, allons-nous toujours « tasser » les amphibiens d'un site à un autre ? Il est grand temps d'accorder toute l'énergie et les ressources disponibles à la sauvegarde des habitats abritant ces animaux, ainsi qu'à l'aménagement des sites ayant subi des dommages, au lieu de les dilapider dans des actions de relocalisation qui sont inefficaces et même néfastes aux populations d'amphibiens. L'expérience nous enseigne que la seule méthode efficace de sauver les espèces animales et végétales est de préserver leur habitat.

Remerciements

Nous tenons à remercier Daniel Pouliot, David Rodrigue et Richard Laparé pour leurs commentaires sur la version préliminaire du texte.

Références

- BEEBEE, T.J.C., 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman et Hall, Royaume-Uni. 214 p.
- BLAUSTEIN, A.R., WAKE, D.B. and W.P. SOUSA, 1994. Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60-71.
- BURKE, R.L., 1991. Relocations, repatriations, and translocations of amphibians and reptiles: taking a broader view. *Herpetologica*, 47 (3): 350-357.
- CAREY, C., 1993. Hypothesis concerning the causes of the disappearance of Boreal Toads from the mountains of Colorado. *Conservation Biology*, 7, (2): 355-362.
- DODD, C.K. Jr et R.A. SEIGEL, 1991. Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? *Herpetologica*, 47, (3): 336-350.
- DOLE, J.W., 1965. Summer movements of adult Leopard Frogs, *Rana pipiens* Schreber, in Northern Michigan. *Ecology*, 46: 236-255.
- DOLE, J.W., 1971. Dispersal of recently metamorphosed Leopard Frogs, *Rana pipiens*. *Copeia*, 1971: 221-228.
- DUCELLMAN, W.E. (éditeur), 1999. Patterns of distribution of amphibians, a global perspective. The Johns Hopkins University Press. Baltimore et London, USA, 633 p.
- GAZETTE OFFICIELLE DU QUÉBEC, 1999. Règlement sur les espèces fauniques menacées ou vulnérables. L.R.Q., c. E-12.01, a.10. 44: 5126.
- GRIFFITH, B., M.J. SCOTT, J.W. CARPENTER and C. REED, 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477-480.
- GRIFFITHS, R. and T. BEEBEE, 1992. Decline and fall of the amphibians. *New Scientist*, 134: 25-29.
- HOLOMUZKI, J.R., 1982. Homing behavior of *Desmognathus ochrophaeus* along a stream. *Journal of Herpetology*, 16: 307-309.
- KENDELL, K., 2001. Northern Leopard Frog reintroduction. Raven River year 2 (2000). Alberta species at risk report no. 13, 43 p.
- KLEEBERGER, S.R. and J.K. WERNER, 1983. Post-breeding migration and summer movement of *Ambystoma maculatum*. *Journal of Herpetology*, 31: 542-551.
- KRAMER, D.C., 1973. Movements of Western Chorus Frogs *Pseudacris triseriata* Tagged with Co60. *Journal of Herpetology*, 7, : 231-235.
- MAUNDER, J. E., 1983. Amphibians of the province of Newfoundland. *The Canadian Field-Naturalist*, 97: 33-46.
- OLDHAM, R.S., 1966. Spring movement in the American Toad, *Bufo americanus*. *Canadian Journal of Zoology*, 44: 63-100.
- OUELLET, M., 1998. Le Code de déontologie du DAPTF pour la recherche sur le terrain. *L'Époussette Boréale*, 3, (1-2): 5-6.
- PILLIOD, D.S., C.R. PETERSON and P.I. RITSON, 2002. Seasonal migration of Columbia spotted frogs (*Rana luteiventris*) among complementary resources in high mountain basin. *Canadian Journal of Zoology*, 80: 1849-1862.
- POPE, S.E., FAHRIG, L. and H.G. MERRIAM, 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on Leopard Frog populations. *Ecology*, 81, (9): 2498-2508.
- PULLIAM, H.R., 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, 132, (5): 652-661.
- RATHBUN, G.B. and J. SCHNEIDER, 2001. Translocation of California red-legged frogs (*Rana aurora draytonii*). *Wildlife Society Bulletin*, 29, (4): 1300-1303.
- REINERT, H.K., 1991. Translocation as a conservation strategy for amphibians and reptiles: some comments, concerns, and observations. *Herpetologica*, 47, (3): 357-363.
- RICHTER, S.C., YOUNG, J.E., JOHNSON, G.N. and R.A. SEIGEL, 2003. Stochastic variation in reproductive success of a rare frog, *Rana sevosia*: implications for conservation and for monitoring amphibian populations. *Biological Conservation*, 111: 171-177.
- RICKLEFS, R.E., 1997. *The economy of nature*, 4th edition. W.H. Freeman and Company, USA. 678 p.
- RIVARD, D.H., POITEVIN, J., PLASSE, D., CARLETON, M. and D.J. CURRIE, 2000. Changing species richness and composition in Canadian National Parks. *Conservation Biology*, 14: 1099-1109.
- SEMLITSCH, R.D., 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, 16, (3): 619-629.
- SHAFFER, M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *Bioscience*, 31: 131-134.
- WYMAN, R.L., 1990. What's happening to the amphibians? *Conservation Biology*, 4: 350-352.
- ZUG, G.R., 1993. *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles*. Academic Press inc. USA, 527 p.



Association des
SAUVAGINIÉRS
de la grande région de Québec

Porte-parole des chasseurs

Former la relève

Promouvoir une éthique de la chasse

Améliorer les techniques de chasse

CP 8972, Sainte-Foy, Québec, G1V 4N8
LIGNE SAUVAGINE (418) 842-2170

Extension de l'aire de répartition du campagnol-lemming de Cooper (*Synaptomys cooperi*) : mentions les plus nordiques

Christian Fortin, Jean-François Rousseau et Marie-Josée Grimard

Une espèce méconnue

On connaît bien le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*), le fameux mulot, qui abonde dans les milieux ouverts. On connaît aussi le campagnol à dos roux de Gapper (*Clethrionomys gapperi*), espèce très commune dans nos forêts. Mais le campagnol-lemming de Cooper (*Synaptomys cooperi*) ?

Pourtant, une partie significative de son aire de répartition se trouve au Canada, du Manitoba jusqu'à la Nouvelle-Écosse (figure 1). Au Québec, sa répartition couvre la partie méridionale de la province (Desrosiers *et al.*, 2002). Ce petit rongeur, qui pèse de 14 à 50 g, appartient à la famille des cricétidés. Il se distingue, entre autres, par une queue de petite taille, un court museau et par des incisives marquées d'une rayure longitudinale (Linzey, 1983). On le différencie du campagnol-lemming boréal (*Synaptomys borealis*) à l'aide de caractéristiques dentaires (Lupien, 2002). Il est généralement présent en faible densité, bien que des pics d'abondance soient parfois observés (Blair, 1948; Linzey, 1983; Fortin et



Campagnol-lemming de Cooper
(Faune et Parcs Québec, illustration par Réjean Roy)

Doucet, 2003). Son domaine vital atteint à peine de 0,04 à 0,32 ha (Linzey, 1983). Ce micromammifère se nourrit principalement de plantes; son régime alimentaire se compose de laïche (genre *Carex*) et de graminées, mais inclut aussi des champignons, des fruits, l'écorce de certains arbustes et des racines (Knopf, 1978).

Au cas où...

En 2002, au cours de l'étude d'avant-projet de la centrale de l'Eastmain-1-A et de la dérivation Rupert (voir Fortin *et al.*, 2003), la firme de conseillers en environnement FORAMEC avait entre autres comme mandat de vérifier la présence dans la zone d'étude de micromammifères susceptibles d'être désignés menacés ou vulnérables au Québec. En théorie, on ne devait pas trouver le campagnol-lemming de Cooper à ces latitudes : la limite nord de la répartition connue de l'espèce ne se rendait même pas au sud de la zone à inventorier (figures 1 et 2). Pourquoi sa répartition serait-elle limitée à cette zone arbitraire alors que, juste au nord, les tourbières, un de ses habitats de prédilection, se trouvent en abondance? Après tout, son nom usuel anglais n'est-t-il pas

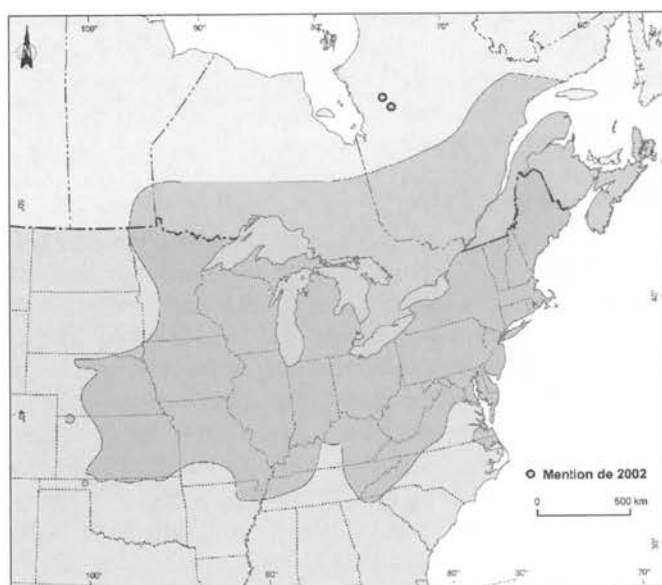


Figure 1. Distribution géographique du campagnol-lemming de Cooper

Adapté de Linzey (1983) et Desrosiers *et coll.* (2002)

Christian Fortin est biologiste, spécialisé en écologie animale, chez la firme de consultants en environnement FORAMEC. Jean-François Rousseau est technicien de la faune, spécialisé en ornithologie. Marie-Josée Grimard, biologiste, est conseillère en environnement chez Hydro-Québec.

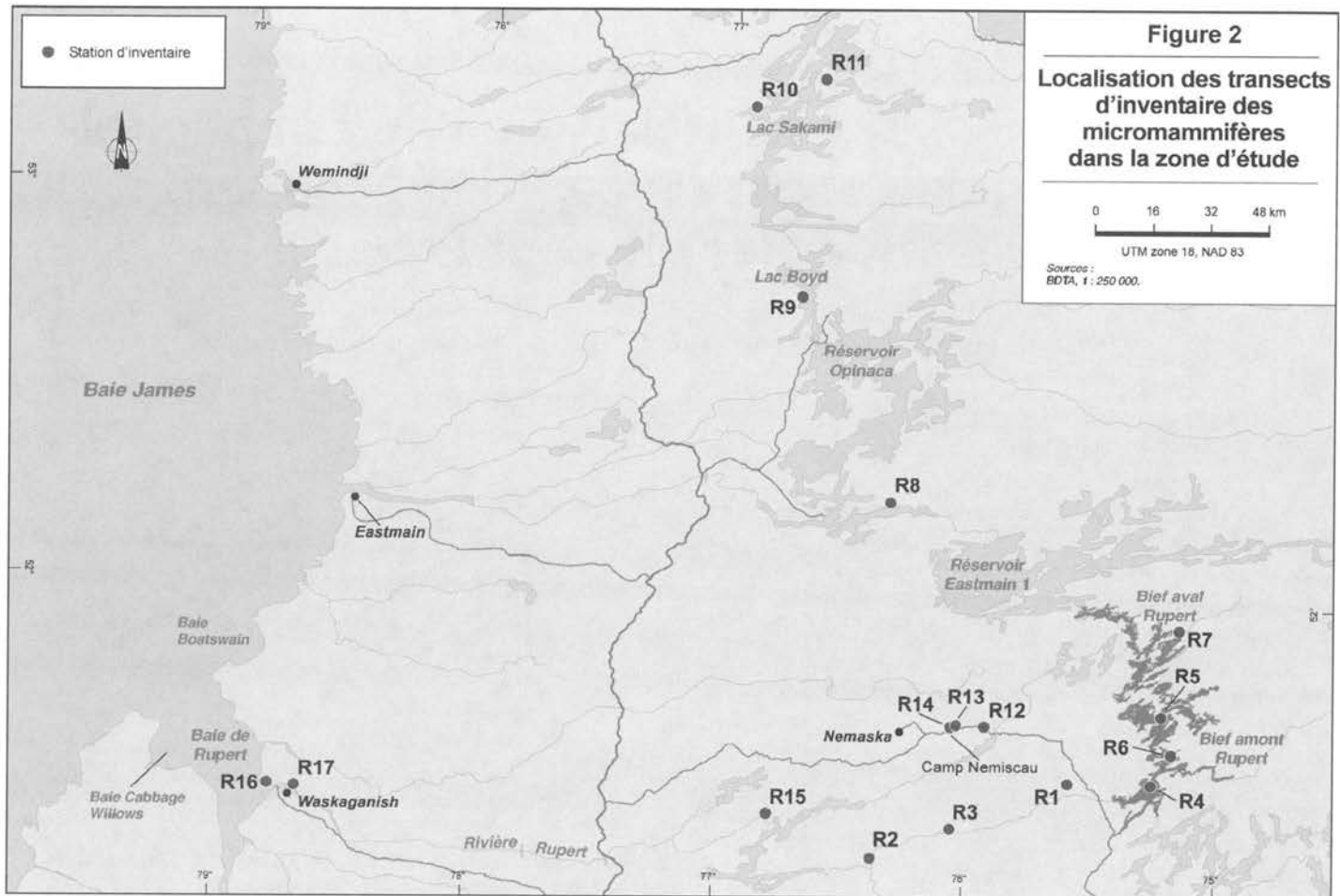


Figure 2. Localisation des transects

le lemming des tourbières (*bog lemming*)? De plus, très peu d'études avaient été réalisées dans cette région du Québec. Il fallait donc vérifier.

Fidèle à sa renommée ?

Le campagnol-lemming de Cooper montre une préférence pour les habitats herbacés, dont les milieux humides comme les tourbières et les marais (Getz, 1961; Linzey, 1983). Il serait cependant contraint d'utiliser certains habitats suboptimaux, notamment les habitats forestiers et arbustifs (Parker, 1989; Fortin et Doucet, 2003), exclus de ses milieux préférés par le campagnol des champs, lequel est plus gros et dominant (Linzey, 1984). Ainsi, malgré son association fréquente aux tourbières, cette espèce est reconnue pour utiliser une variété d'habitats. Nous avons donc suivi la piste des tourbières, sans exclure les autres types de milieux.

La méthode

Une campagne de terrain a donc eu lieu du 4 au 12 septembre 2002. L'échantillonnage a été effectué à l'aide de pièges-fosses et de pièges-trappes disposés le long de 17 transects (figure 2). Chaque transect était généralement établi sur une longueur de 210 à 300 m et comprenait de 28 à

40 pièges-trappes et de sept à 10 pièges-fosses (Jutras, 2002). Les stations étaient installées à tous les cinq ou 10 m en alternance (un piège-fosse suivi de deux stations comportant chacune deux pièges-trappes), selon les conditions présentes au site d'inventaire (FORAMEC, 2003). L'identification des spécimens à l'espèce fut effectuée à l'aide des critères de Lupien (2000 et 2002).

L'extension d'aire

Il a fallu attendre cinq jours afin de confirmer nos appréhensions. Mais quelle surprise! Trois campagnols-lemming de Cooper ont été capturés, soit un à proximité de la rivière Eastmain et deux au lac Boyd (tableau 1). Ces observations constituent les mentions les plus nordiques pour l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce (figure 1). Jusqu'à ce jour, une mention datant de 1917 dans la région de la rivière Sainte-Marguerite représentait le point le plus septentrional soit 51° 52' 10" selon l'Atlas des micromammifères du Québec (Jacques Jutras, Société de la faune et des parcs du Québec, comm. pers.). Les trois individus ont été notés dans des milieux humides : tourbière et milieu riverain (tableau 1). Fait intéressant, le campagnol des champs a aussi été observé aux deux sites, mais en très faible nombre.

Tableau 1. Caractéristiques des trois mentions de campagnol-lemming de Cooper à la baie James, 10 septembre 2002

Transect	Latitude (NAD 83)	Longitude (NAD 83)	Habitat	Végétation dominante
8	52°15'50.0''	76°19'15.8''	Tourbière	Sphaignes, <i>Carex</i>
9	52°46'43.2''	76°42'16.4''	Arbustaie riveraine	Saules, aulnes, épinettes noires
9	52°46'43.2''	76°42'16.4''	Herbaçaie riveraine	Graminées, saules

Coup de chance ou extension d'aire récente? Bien difficile de répondre à cette question; la zone d'étude du présent projet n'avait jamais été inventoriée auparavant. Les études précédentes avaient eu lieu plus au nord dans les régions de La Grande-3 (Crête et al., 1997) et du golfe de Richmond (Edwards, 1963), de même que le long de la côte est de la baie James. Aucune n'avait rapporté la présence de l'espèce. Quoiqu'il en soit, cette étude, comme bien d'autres, démontre l'importance d'être vigilant lorsque l'on examine des cartes de répartition d'espèces peu étudiées, tout particulièrement dans les zones peu inventoriées que sont les régions nordiques. ◀



Habitat du campagnol-lemming de Cooper

Remerciements

Ce projet a pu se concrétiser grâce à l'appui et au financement d'Hydro-Québec. Nous tenons à remercier Jean Deshayé, G. Jean Doucet, Patrick Galois, Jacques Jutras, Martin Ouellet et Jacques Ouzilleau pour leurs commentaires sur la version préliminaire du texte. Nous tenons aussi à remercier les communautés Cries de Waskaganish, Nemaska, Mistissini, Eastmain et Wemindji pour leur soutien et leur enthousiasme tout au long des travaux de terrain. Un permis scientifique a été obtenu auprès de la Société de la faune et des parcs du Québec. ◀

Références

- BLAIR, W.F., 1948. Population density, life span, and mortality rates of small mammals in the blue-grass meadow and blue-grass field associations of southern Michigan. *American Midland Naturalist*, 40 : 395-419.
- CRETE, M., J. HUOT, M.-J. FORTIN and G.J. DOUCET, 1997. Comparison of plant and animal diversity on new reservoir islands and established lake islands in the northern boreal forest of Québec. *Canadian Field-Naturalist*, 111 : 407-416.
- DESROSIERS, N., R. MORIN et J. JUTRAS, 2002. Atlas des micromammifères du Québec. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction du développement de la faune.
- EDWARDS, R.L., 1963. Observations on the small mammals of the southeastern shore of Hudson Bay. *Canadian Field-Naturalist*, 77 : 1-12.
- FORAMEC, 2003. Centrale de l'Eastmain-1-A et dérivation Rupert. Étude de la végétation et des espèces floristiques et fauniques à statut particulier. Rapport préparé pour la direction Approvisionnement et contrats de la Société d'énergie de la Baie James.
- FORTIN, C. et G.J. DOUCET, 2003. Communautés de micromammifères le long d'une emprise de lignes de transport d'énergie électrique située en forêt boréale. *Le Naturaliste canadien*, 127, (2) : 47-53.
- FORTIN, C., M. OUELLET et M.-J. GRIMARD, 2003. La rainette faux-grillon boréale (*Pseudacris maculata*) : présence officiellement validée au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 127, (2) : 71-75.
- GETZ, L.L., 1961. Factors influencing the local distribution of *Microtus* and *Synaptomys* in southern Michigan. *Ecology*, 42 : 110-119.
- KNOPF, D.C., 1978. A food habits analysis of the southern bog lemming, *Synaptomys cooperi*. M.S. thesis, University of Louisville, Louisville.
- JUTRAS, J., 2002. Protocole pour les inventaires de micromammifères. Société de la faune et des parcs du Québec, Québec.
- LINZEY, A.V., 1983. *Synaptomys cooperi*. *Mammalian Species*, 210 : 1-5.
- LINZEY, A.V., 1984. Patterns of coexistence in *Synaptomys cooperi* and *Microtus pennsylvanicus*. *Ecology*, 65 : 382-393.
- LUPIEN, G., 2000. Recueil photographique des caractéristiques morphologiques servant à l'identification des micromammifères du Québec. Volume I – Insectivores. Société de la faune et des parcs du Québec, Jonquière.
- LUPIEN, G., 2002. Recueil photographique des caractéristiques morphologiques servant à l'identification des micromammifères du Québec. Volume II – Rongeurs. Société de la faune et des parcs du Québec, Jonquière.
- PARKER, G.R., 1989. Effects of reforestation upon small mammal communities in New Brunswick. *Canadian Field-Naturalist*, 103 : 509-519.

Effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal

UNE ÉTUDE DE TROIS ANS DANS LE PARC DE LA JACQUES-CARTIER

Christian Dussault, Réhaume Courtois,
Jean-Pierre Ouellet, Jean Huot, Laurier Breton

Comprendre l'effet des facteurs limitatifs sur la sélection de l'habitat par l'orignal

De nombreuses études ont permis de décrire l'utilisation de l'habitat par l'orignal sur l'ensemble de son aire de répartition, notamment en Alaska, en Suède, en Ontario, et au Québec. La disponibilité de la nourriture a souvent été identifiée comme la variable la plus recherchée par l'orignal (Crête, 1977; Pierce et Peek, 1984; Puttock *et al.*, 1996). Cela n'est pas étonnant puisque que l'orignal, le plus grand représentant de la famille des cervidés, doit quotidiennement consommer de trois à huit kilogrammes (poids sec) de ramilles ou de feuilles, selon la saison, pour subvenir à ses besoins (Belovsky et Jordan, 1978; Hjeljord *et al.*, 1982; Crête et Courtois, 1997). Le régime alimentaire de l'orignal comprend une grande diversité d'espèces décidues (arbres et arbustes; Renecker et Schwartz, 1998) et Crête (1989) a démontré que les densités hivernales de l'orignal sont fortement liées à la disponibilité des ramilles décidues. Par contre, la quantité de nourriture disponible dépasse généralement les besoins de l'orignal au Québec (Messier et Crête, 1984), sauf peut-être dans les régions nordiques. À cause de la chasse et de la prédation qui limitent les populations, les densités sont généralement faibles (≤ 3 orignaux/10 km²), si bien que les ressources alimentaires sont peu utilisées. Puisque la nourriture est peu contraignante, en forêt mélangée et boréale à tout le moins, il serait par conséquent logique de s'attendre à ce que la sélection de l'habitat par l'orignal soit influencée par d'autres variables.

Une alimentation adéquate n'est pas le seul facteur déterminant le succès reproducteur et la survie des individus. L'exposition aux prédateurs ou aux conditions climatiques défavorables, par exemple, est également susceptible d'influencer la dynamique des populations et les comportements des animaux. Toutefois, les meilleurs comportements pour un individu dans une région, ses choix d'habitat par exemple, ne seront peut-être pas les mêmes que pour un autre individu de la même région, ou encore pour le même individu dans une autre région. En effet, l'importance des facteurs limitatifs pourrait varier en fonction de facteurs intraspécifiques comme le sexe, l'âge, la taille corporelle, le statut reproducteur, la densité et les types de prédateurs, ou

encore de facteurs environnementaux comme les conditions thermiques. Ces contraintes biotiques et abiotiques pourraient être à l'origine d'une grande partie de la variation des comportements observés à l'intérieur même d'une espèce. Il est important de considérer ces effets pour faire progresser les connaissances sur la sélection d'habitat d'une espèce (Morrison, 2001) et pour obtenir des résultats exportables à d'autres régions que celle où l'étude se déroule.

Parmi les facteurs limitatifs pour les populations d'orignaux au Québec, la chasse est le plus important dans les régions très accessibles aux humains (Courtois *et al.*, 2003). À part la nourriture, les principaux facteurs limitatifs d'origine naturelle sont la prédation (Messier, 1994), la neige (Peterson, 1977) et les conditions thermiques (Karns, 1998; Van Ballenberghe et Ballard, 1998). Les coûts énergétiques associés aux déplacements augmentent de façon exponentielle lorsque la couche nivale a plus de 60 cm d'épaisseur (Renecker et Schwartz, 1998). À cause de sa grande taille et de son pelage foncé, l'orignal serait sujet à un stress thermique à des températures supérieures à 14 °C en été et à - 5 °C en hiver (Renecker et Hudson, 1986). L'orignal qui ne peut trouver refuge sous un couvert adéquat dissipe l'excès de chaleur corporelle en haletant (Renecker et Hudson, 1992), ce qui occasionne des dépenses énergétiques en plus d'interférer avec l'alimentation (Renecker et Hudson, 1986, 1992; Allen, 1987).

La sélection de l'habitat peut permettre aux animaux de réduire l'exposition aux facteurs limitatifs. Le terme « couvert » est communément utilisé en écologie pour désigner un élément de l'environnement qui permet aux individus de se réfugier et qui procure une protection contre certains facteurs défavorables de l'environnement (Mysterud et Ostbye, 1999). On distingue plus spécifiquement le couvert vertical et le couvert horizontal. Le couvert vertical se trouve au-dessus de l'animal et offre essentiellement une protection contre les

C. Dussault est attaché de recherche et travaille sur un projet conjoint du ministère des Transports du Québec, de la Société de la faune et des parcs du Québec (FAPAQ) et de l'Université du Québec à Rimouski (UQAR). R. Courtois et L. Breton sont biologistes et techniciens à la FAPAQ, alors J.-P. Ouellet et J. Huot sont professeurs à l'UQAR et à l'Université Laval, respectivement.



Les colliers de télémétrie posés sur les orignaux utilisent la technologie GPS pour localiser les animaux plusieurs fois par jour, avec une précision supérieure à 35 m, la plupart du temps.

conditions thermiques et climatiques (rayonnement solaire, précipitations, interception de la neige) ou encore, pour certaines espèces de petite taille, contre les prédateurs aviens. Le couvert horizontal rend l'animal plus difficile à détecter au sol, réduisant les risques de prédation par les prédateurs terrestres (Mysterud et Ostbye, 1999). Cependant, l'utilisation des habitats qui offrent un bon couvert de protection ne comporte pas seulement des avantages. En forêt boréale, il existe une relation inverse entre la qualité d'un couvert d'abri et la quantité des ressources alimentaires disponibles aux grands herbivores (Peek *et al.*, 1982; Dussault, 2002).

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer l'effet de la nourriture, du risque de prédation, de la neige et des conditions thermiques sur la sélection de l'habitat par l'orignal.

Site d'étude et méthodes

L'étude s'est déroulée dans le parc de la Jacques-Cartier (690 km²), un milieu naturel situé à environ 45 km au nord-ouest de la ville de Québec. L'influence directe et indirecte des humains était minimale dans le parc puisqu'il n'y avait pas de chasse et que les dernières coupes forestières y ont été effectuées à la fin des années 1970. Cependant, certains secteurs du parc étaient en régénération et offraient beaucoup de nourriture au moment de l'étude. Cette régénération s'explique essentiellement par les épidémies d'insectes qui ont sévi au début des années 1980. La densité d'orignaux a crû durant l'étude, passant de 2,1 à 4,5 individus/10 km² (Dussault, 2002).

Pour étudier la sélection d'habitat d'un animal, nous devons connaître sa position à différentes périodes de la journée et de l'année. En reportant ces localisations sur une carte de la végétation, on peut ainsi connaître les habitats fréquentés et les comparer à ceux qui sont disponibles pour déterminer si certains sont sélectionnés, c'est-à-dire utilisés préférentiellement. Pour rencontrer notre objectif, il

était essentiel d'obtenir des positions d'orignaux fréquentes, précises et sous toutes les conditions possibles. Le premier choix qui s'offrait à nous était d'utiliser la télémétrie conventionnelle. Selon cette méthode, on capture un certain nombre d'orignaux et on les dote d'un collier émetteur VHF, dont le signal peut être détecté avec un récepteur. Pour étudier des animaux qui se déplacent sur de grandes distances et qui fréquentent des secteurs difficiles d'accès, les repérages doivent être effectués en aéronef. La télémétrie conventionnelle par avion ou par hélicoptère est sujette à plusieurs limites et ne répondait pas aux critères recherchés. Nous avons donc opté pour des colliers de télémétrie utilisant la technologie « Global Positioning System » (GPS, Lotek Engineering Inc., Newmarket, Ontario, Canada). Ces appareils permettent d'obtenir plusieurs repérages par jour, indépendamment des conditions météorologiques, avec une précision supérieure à 35 m (Dussault *et al.*, 2001a). Nous avons étudié au total 30 orignaux en trois ans (27 femelles et trois mâles adultes). Les dix premiers orignaux furent capturés en mars 1996. Leurs colliers ont été récupérés un an plus tard, puis réinstallés sur dix nouveaux individus en 1997 et en 1998. Ces colliers étaient programmés pour tenter un repérage aux quatre heures.

Nous avons défini huit périodes annuelles ayant une signification biologique pour l'orignal en nous basant sur les études antérieures du comportement de l'orignal (Laurian *et al.*, 2000; Chekchak *et al.*, 1998). Dans cet article, nous présentons les résultats de quatre périodes : 1) la mise bas, du 15 mai au 10 juin; 2) l'été, du 11 juin au 14 septembre; 3) le rut, du 15 septembre au 15 octobre; et 4) l'hiver, du 10 janvier au 14 mars. En plus des repérages GPS, les orignaux ont été repérés visuellement en hélicoptère durant la mise bas, puis à environ tous les mois durant le reste de l'année pour déterminer si les femelles étaient suivées, c'est-à-dire accompagnées d'un jeune (Chekchak *et al.*, 1998; Laurian *et al.*, 2000). Dans les analyses, nous avons regroupé les mâles avec les femelles non suivées parce qu'ils exhibent des comportements similaires et différents de ceux des femelles suivées.

Les habitats dans le secteur d'étude ont été identifiés à l'aide des cartes écoforestières 1/20 000 du ministère des



Les orignaux ont été capturés par hélicoptère durant l'hiver, en leur injectant un produit immobilisant.

Ressources naturelles. De plus, des inventaires ont été réalisés dans 186 peuplements forestiers, à l'été 1997, pour déterminer si la description des habitats sur la carte correspondait aux observations sur le terrain (Dussault *et al.*, 2001b). Dans chaque peuplement, nous avons également mesuré la disponibilité de la nourriture et le couvert latéral et vertical. Nous avons retenu la composition forestière et la classe d'âge, les deux variables les plus fiables sur la carte, pour définir six catégories d'habitats ayant différentes valeurs pour l'original en termes de disponibilité de nourriture, de couvert contre la prédation (couvert latéral) ou de couvert contre la neige et les conditions thermiques (couvert vertical) (Tableau 1).

Résultats et discussion

Effet de la disponibilité de nourriture

La préférence d'habitat de l'original était moins marquée à l'été qu'aux autres périodes de l'année (figure 1). Les peuplements mixtes et feuillus intolérants de dix ans (MFi10), un type d'habitat offrant à la fois une quantité importante

de nourriture et un excellent couvert contre la prédation, fut l'habitat le plus recherché durant la mise bas, l'été et le rut, aussi bien par les orignaux seuls que par les femelles suitées. Les peuplements mixtes et feuillus intolérants ≥ 50 ans (MFi50) pour les orignaux seuls et les peuplements résineux ≥ 30 ans (R30) pour les femelles suitées étaient autant recherchés que les peuplements mixtes et feuillus tolérants ≥ 50 ans (MFi50), l'habitat le plus riche en nourriture mais offrant un couvert de faible ou de moyenne qualité contre tous les facteurs limitatifs. Une différence notable entre les périodes annuelles concernait la plus grande fréquentation des habitats classés « autres », des lacs et autres milieux humides pour la plupart, durant l'été et le rut (figure 1). Évidemment, en hiver alors que les plans d'eau sont gelés, ces milieux n'offraient rien de particulier à l'original. À l'été, cependant, l'original a pu être attiré vers ces habitats pour s'y nourrir de plantes aquatiques riches en minéraux (Belovsky et Jordan, 1981; MacCracken et Van Ballenberghe, 1993).

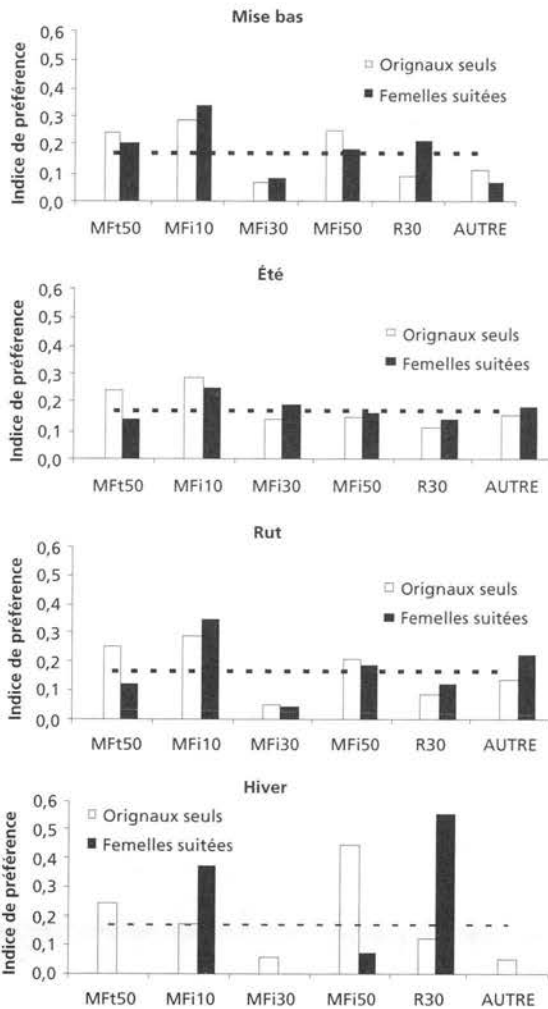


Figure 1. Indice de préférence des habitats pour les femelles suitées et les orignaux seuls par période annuelle. Lorsque l'indice dépasse la ligne pointillée, l'habitat est sélectionné.



Les faons sont plus vulnérables à la prédation que les adultes, surtout durant les semaines suivant leur naissance.

Effet du risque de prédation

Bien que nous n'ayons pas directement mesuré le risque de prédation, nous pouvons étudier indirectement l'effet de cette variable en comparant le comportement des orignaux seuls et des femelles suitées. Ces dernières doivent davantage tenir compte du risque de prédation parce que les faons sont plus vulnérables que les adultes (Patterson *et al.*, 1998; Bleich, 1999; Hayes *et al.*, 2000). L'influence la plus évidente de la présence d'un faon sur la sélection de l'habitat était une plus grande préférence pour les peuplements résineux ≥ 30 ans (R30), surtout durant la mise bas et à l'hiver (figure 1). Ces peuplements offrent une obstruction visuelle latérale élevée, ce qui peut réduire les risques de prédation (Chekchak *et al.*, 1998; Kie, 1999), mais peu de nourriture (Ozoga, 1968; Edwards, 1983).

Globalement, les femelles suitées ont préféré davantage les habitats récemment perturbés et en régénération (MFi10) comparativement aux orignaux seuls, et cet habitat

Tableau 1. Description des catégories d'habitats en termes de disponibilité de nourriture et de couvert (vertical et horizontal), et interprétation de leur valeur pour l'orignal. Les données forestières proviennent d'inventaires terrestres établis à partir de la carte écoforestière.

Type de peuplement et classe d'âge ^a	Brout (tiges/ha) ^d	Surface terrière en résineux (m ² /ha) ^e	Couvert latéral (%)	Catégorie d'habitat ^f	Valeur pour l'orignal	
					Saison avec feuilles	Saison sans feuilles
Feuillus intolérants ^b ≥ 30 ans	4 528	4,85	71,8	MFi30	Disponibilité nourriture : moyenne Couvert prédation : moyen	Disponibilité nourriture : moyenne Couvert prédation : faible
Mixtes, feuillus intolérants 30 ans	5 250	10,32	72,6	MFi30	Couvert température : moyen	Couvert température : faible Couvert neige : moyen
Mixtes, feuillus intolérants ≥ 50 ans	3 803	13,23	68,7	MFi50	Disponibilité nourriture : moyenne Couvert prédation : moyen Couvert température : moyen	Disponibilité nourriture : moyenne Couvert prédation : faible Couvert température : moyen Couvert neige : moyen
Feuillus tolérants ≥ 50 ans ^c	13 923	3,72	57,7	MFi50	Disponibilité nourriture : élevée Couvert prédation : faible	Disponibilité nourriture : élevée Couvert prédation : faible
Mixtes, feuillus tolérants ≥ 50 ans	10 432	7,36	45,5	MFi50	Couvert température : moyen	Couvert température : faible Couvert neige : faible
Mixtes et feuillus intolérants 10 ans	10 097	2,37	84,8	MFi10	Disponibilité nourriture : élevée Couvert prédation : élevé Couvert température : faible	Disponibilité nourriture : élevée Couvert prédation : faible Couvert température : faible Couvert neige : faible
Résineux, sapin baumier ou épinette blanche ≥ 30 ans	1 589	16,53	80,1	R30	Disponibilité nourriture : faible Couvert prédation : élevé Couvert température : élevé	Disponibilité nourriture : faible Couvert prédation : élevé Couvert température : élevé
Résineux, épinette noire ou mélèze ≥ 30 ans	433	19,44	77,5	R30		Couvert neige : élevé

- a : Classe d'âge selon la carte écoforestière du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.
- b : Surtout le bouleau blanc et les cerisiers.
- c : Surtout le bouleau jaune, l'érable à sucre, et l'érable rouge.
- d : Comprend seulement les tiges feuillues mentionnées dans le régime alimentaire de l'orignal (i.e., bouleaux, peuplier faux-tremble, cerisiers, érables, sorbier, noisetier, viorne).
- e : Surface occupée par les troncs d'arbres.
- f : Abréviation utilisée dans les figures.

était même préféré à tout autre habitat pendant la mise bas, l'été et le rut (figure 1). Tel que mentionné précédemment, ces peuplements procurent à la fois une strate d'alimentation dense et un couvert latéral élevé. Une femelle qui s'alimente dans un tel environnement pourrait combler ses besoins alimentaires plus rapidement, ce qui a pour conséquence de réduire moins longtemps sa vigilance pour le faon.

Effet de la profondeur de la neige au sol

Pendant les périodes d'accumulation importante de neige, les orignaux se réfugiaient sous des arbres résineux (R30 et MFi50, figures 1 et 2), lesquels sont réputés pour intercepter jusqu'à 45 % des précipitations (Ozoga, 1968). Cependant, le comportement des femelles suitées était différent de celui des orignaux seuls. Globalement, les femelles suitées ont fréquenté surtout les peuplements résineux ≥ 30 ans (R30) et les orignaux seuls ont fréquenté surtout les peuplements mixtes et feuillus intolérants ≥ 50 ans (MFi50) en hiver. Les femelles suitées ont beaucoup fréquenté les peuplements de résineux ≥ 30 ans (R30) dès que la neige a atteint 50 cm au sol, et la fréquentation des peuplements mixtes et feuillus intolérants de 10 et ≥ 50 ans (MFi10 et MFi50) a graduellement diminué lorsque la profondeur de la neige a augmenté (figure 2). Les orignaux seuls, quant à eux, ont fréquenté les peuplements mixtes et feuillus intolérants ≥ 50 ans (MFi50)



Une couche de neige profonde entrave les déplacements de l'orignal, ce qui occasionne une dépense énergétique supplémentaire non négligeable.

avec la même intensité, peu importe la profondeur de neige au sol (figure 2). Lors des conditions d'enneigement les plus rigoureuses, les femelles suitées étaient exclusivement dans les peuplements mixtes et feuillus intolérants de dix ans (MFi10), alors que les orignaux seuls étaient exclusivement dans le même genre d'habitat, mais ≥ 50 ans (MFi50).

Effet des conditions thermiques

Nos résultats indiquent que l'orignal fréquente davantage les peuplements résineux ≥ 30 ans (R30) et délaisse quelque peu les milieux ouverts (MFi10) lorsque la température ambiante est chaude, surtout durant l'été et le rut (figure 3). L'augmentation observée est de l'ordre de 5 à 20 % entre les températures les plus chaudes et les plus froides. Mais les orignaux continuent tout de même à fréquenter les peuplements ouverts, riches en nourriture, lorsqu'il fait chaud. Dans notre site d'étude, les peuplements qui offraient le meilleur couvert contre le stress thermique avaient aussi le moins de nourriture (Dussault *et al.*, 2001b). Il est possible que les coûts énergétiques associés à un stress thermique soient surpassés par une prise alimentaire plus rapide (Parker et Robbins, 1984).

Effet de l'entremêlement nourriture – couvert

L'entremêlement nourriture – abri était, de toute évidence, un critère de sélection important pour l'orignal. Les orignaux seuls ont fréquenté surtout les peuplements mixtes à l'hiver, et cet habitat était parmi les plus fortement recherchés durant toute l'année (figure 1). Ces peuplements n'offrent pas le meilleur abri ni la nourriture la plus abondante (tableau 1), mais les deux ressources y sont fortement entremêlées à très fine échelle. Ce type d'environnement permet à l'orignal de s'alimenter à des coûts énergétiques minimaux et avec un minimum de risques. Quant aux femelles suitées, leur sélection d'habitat a aussi été influencée par l'entremêlement, mais à une échelle spatiale plus grande. Elles ont préféré les sites avec un fort degré d'entremêlement

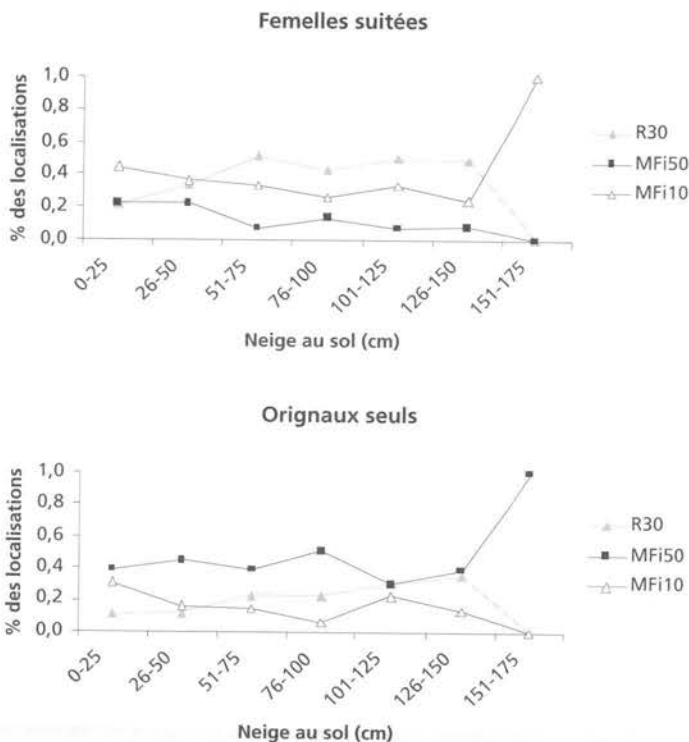


Figure 2. Fréquentation des peuplements résineux ≥ 30 ans (R30), des peuplements mixtes et feuillus intolérants ≥ 50 ans (MFi50) et de 10 ans (MFi10) en fonction de l'épaisseur de la couche de neige pour la période hivernale. R30 est l'habitat qui offre la meilleure protection contre la neige, suivi de MFi50, alors que MFi10 offre la moins bonne protection.

Femelles suitées

Orignaux seuls

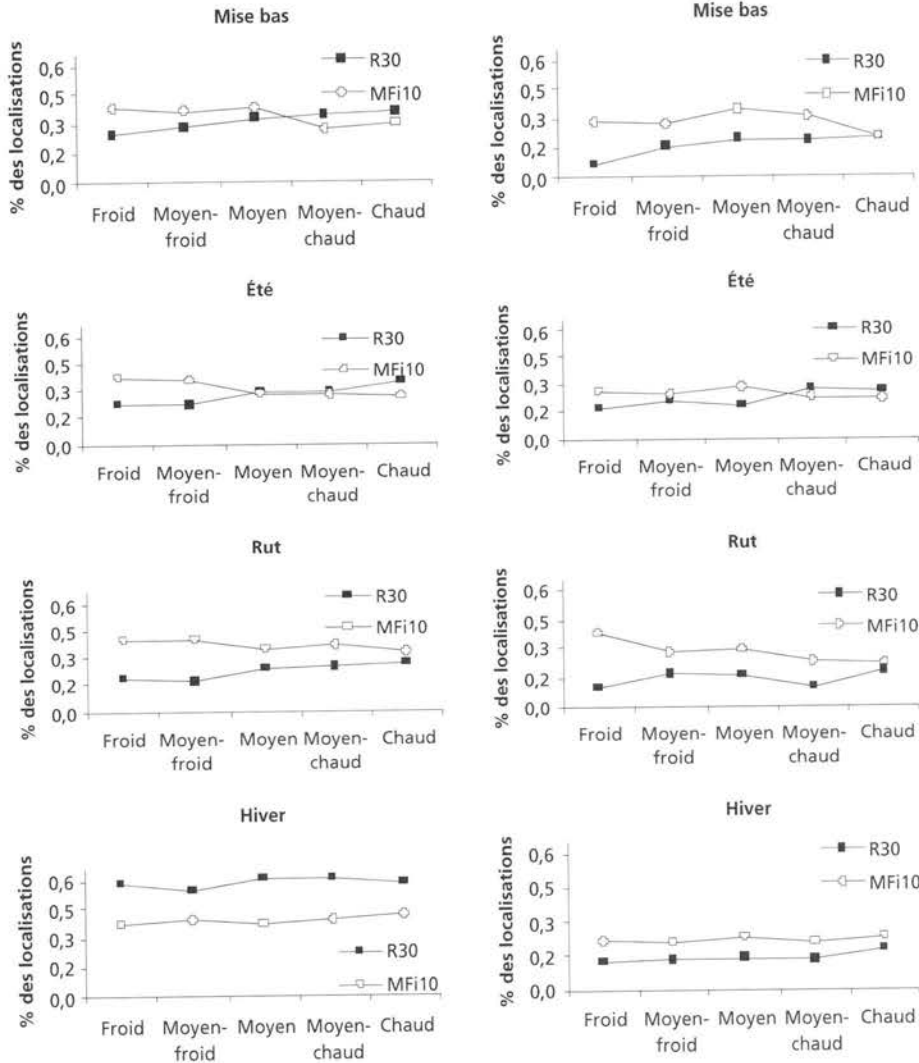


Figure 3. Fréquentation des peuplements résineux ≥ 30 ans (R30) et des peuplements mixtes et feuillus intolérants de 10 ans (MFi10) en fonction d'un indice de température relative. R30 est l'habitat qui offre la meilleure protection contre le stress thermique, alors que MFi10 est celui qui offre la moins bonne protection.

ment des peuplements forestiers qui offrent de la nourriture (MFi10 et MFt50) et ceux qui offrent un couvert (R30 et MFi50). L'entremêlement même était une variable plus importante que la disponibilité de la nourriture seule pour expliquer la répartition de l'orignal dans le site d'étude. En effet, la population d'orignaux du parc de la Jacques-Cartier a été dénombrée en hélicoptère à quatre reprises, entre 1995 et 1998, et la densité, mesurée dans des parcelles de 20 km², était liée à l'entremêlement des peuplements de couvert et de nourriture (figure 4).

Conclusion

Nos résultats suggèrent que l'orignal fait un compromis entre la disponibilité de nourriture et l'exposition aux facteurs limitatifs susceptibles de réduire son succès

reproducteur. Les orignaux, surtout les femelles suitées, ont préféré les peuplements avec beaucoup de nourriture et où leur probabilité d'être détectés par un prédateur était réduite. Les orignaux s'abritaient plus souvent sous les arbres résineux lorsqu'il faisait chaud, en été et à l'automne, pour favoriser la thermorégulation. Ces peuplements sont relativement plus frais que les autres à cause de la densité des feuilles des conifères qui interceptent davantage les rayons solaires que les arbres feuillus (Belovsky, 1981). Enfin, les orignaux ont également délaissé quelque peu les milieux en régénération, offrant une quantité de nourriture élevée, lors des périodes chaudes et d'accumulation importante de neige.

L'entremêlement des habitats offrant beaucoup de nourriture et des habitats qui offrent un abri était plus important que l'abondance relative de ces deux ressources. L'orignal a généralement préféré les peuplements mixtes et feuillus intolérants de dix ans (MFi10) aux peuplements mixtes et feuillus tolérants ≥ 50 ans (MFt50), même si ces derniers avaient plus de nourriture. Nous croyons que cela s'explique par le moins grand entremêlement abri-nourriture dans les secteurs dominés par ce type d'habitat. En effet, ces peuplements étaient distribués en blocs homogènes dans les vallées. Au contraire, les peuplements en régénération sont le résultat, pour la plupart, d'épidémies d'insectes, une perturbation naturelle qui crée une mosaïque irrégulière avec de petites ouvertures entrecoupées de blocs de forêt mature.

Pour prédire la sélection d'habitat des animaux en milieu naturel, il est nécessaire de considérer non seulement les bénéfices associés à une prise alimentaire plus grande, mais aussi les coûts d'une exposition prolongée aux contraintes environnementales (Brown, 1988). Il est probable qu'une bonne partie des différences de sélection d'habitat chez les individus s'explique à la lumière des facteurs limitatifs auxquels ceux-ci sont exposés. Par exemple, en absence de prédateurs, il est possible que la recherche de peuplements d'abri soit moins prioritaire.

Retombées pratiques

Dans une optique de gestion intégrée des ressources, il est essentiel de développer des outils permettant aux

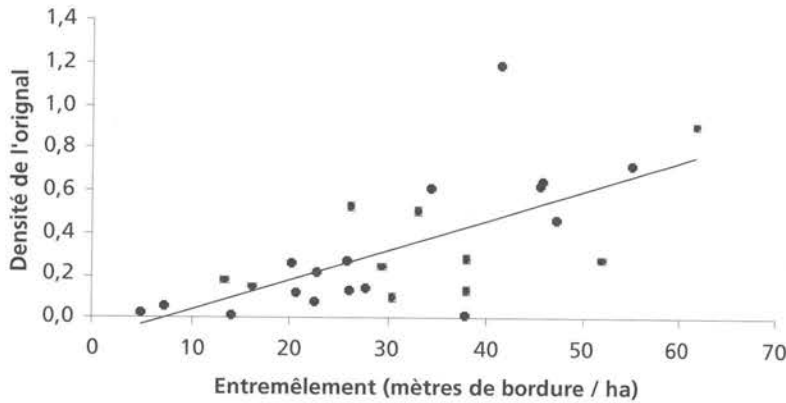


Figure 4. Relation entre la densité de l'orignal en hiver dans des parcelles de 20 km² et l'entremêlement des peuplements offrant beaucoup de nourriture et du couvert pour la période hivernale, parc de la Jacques-Cartier. La densité de l'orignal a été évaluée par inventaires aériens durant les hivers de 1995 à 1998.

gestionnaires du milieu forestier de prendre des décisions éclairées afin d'harmoniser les besoins de la faune et ceux des usagers du territoire. À la suite de ce projet de recherche dans le parc de la Jacques-Cartier, un guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal a été produit (Samson *et al.*, 2002; disponible à http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/habitats/orignal/guide_amenag_orignal.pdf). Ce guide a aussi été reproduit à plus de 5 000 exemplaires. Il présente une revue des besoins de l'orignal en matière d'habitat et suggère des méthodes pour aménager une mosaïque forestière propice à cette espèce, tout en permettant une récolte intéressante de matière ligneuse. Le guide indique également comment les besoins des chasseurs peuvent être intégrés dans l'élaboration d'un plan d'aménagement de l'habitat de l'orignal. En résumé, le guide suggère de planifier les interventions

forestières dans des unités d'environ 25 km², et de s'assurer qu'au plus la moitié de cette surface soit couverte de jeunes forêts < 3 m. Afin de tenir compte des besoins des chasseurs à fine échelle, deux solutions sont envisagées. Si la régénération naturelle préétablie est > 2,5 m, on doit la protéger et l'orignal continuera de fréquenter cet habitat. Sinon, il serait préférable de disperser des coupes d'un maximum de 100 à 150 ha dans le paysage pour créer une mosaïque forestière où les peuplements de nourriture et de couvert sont entremêlés. Dussault *et al.* (non publié) ont aussi développé un indice de qualité d'habitat (IQH) pour l'orignal en forêt boréale, à partir des connaissances acquises dans le cadre de cette recherche. Cet IQH pourrait servir à évaluer les effets d'une perturbation, naturelle ou anthropique, sur l'habitat de l'orignal. Cet IQH souligne également l'importance de maintenir un fort degré d'entremêlement nourriture-couvert. Ainsi, l'orignal pourrait avoir accès à la nourriture dont il a besoin, tout en réduisant l'exposition aux contraintes environnementales majeures.

Remerciements

Nous tenons à remercier les organismes qui ont financé ce projet, soit Hydro-Québec, la Société de la faune et des parcs du Québec et la Fondation de la faune du Québec. Christian Dussault a obtenu des bourses du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et du Fonds de recherche sur la nature et les technologies du Québec. Nous remercions également toutes les personnes ayant participé aux travaux sur le terrain : Hughes Delvaux, Jean-Guy Frenette, David Michaud, Robert Patenaude, Raymond St-Aubin et Sylvain St-Onge. ◀

*Un partenaire de choix
dans la recherche de solutions durables !*

4740, BOULEVARD WILFRID-HAMEL, BUREAU 120 QUÉBEC (QUÉBEC) G1P 2J9
TÉL. : 418 650-1801 TÉLÉC. : 418 650-0493 COURRIEL : info@exxep.net

l'Atelier
TERGOS
le développement durable
appliqué à l'architecture

a.montero, b. arch

spécialiste de l'architecture verte
consultation
plans & devis

235 saint-vallier ouest québec (qc) g1k1k3
(418)522-1496 tergos@medion.com

Références

- ALLEN, A.W., 1987. Habitat suitability index models: moose, Lake Superior region. USDI Fish and Wildlife Service, Washington, DC. Biological Report, 82 (10.155). 45 p.
- BELOVSKY, G.E., 1981. Optimal activity times and habitat choice of moose. *Oecologia*, 48: 22-30.
- BELOVSKY, G.E. and P.A. JORDAN, 1978. The time-energy budget of a moose. *Theoretical Population Biology*, 14: 76-104.
- BELOVSKY, G.E. and P.A. Jordan. 1981. Sodium dynamics and adaptations of a moose population. *Journal of Mammalogy*, 62: 613-621.
- BLEICH, V., 1999. Mountain sheep and coyotes: patterns of predator evasion in a mountain ungulate. *Journal of Mammalogy*, 80: 283-289.
- BROWN, J.S., 1988. Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 22: 37-47.
- CHEKCHAK, T., R. COURTOIS, J.-P. OUELLET, L. BRETON et S. ST-ONGE, 1998. Caractéristiques des sites de mise bas de l'orignal (*Alces alces*). *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1663-1670.
- COURTOIS, R., J.-P. OUELLET, C. LAURIAN, D. SIGOUIN, L. BRETON, S. ST-ONGE et J. LABONTÉ, 2003. Un exemple de recherche au service de la gestion des populations: le suivi du plan de gestion de l'orignal, 1994-1998. *Le Naturaliste canadien*, 127: 54-66.
- CRÊTE, M., 1977. Importance de la coupe forestière sur l'habitat hivernal de l'orignal dans le sud-ouest du Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 7: 241-257.
- CRÊTE, M., 1989. Approximation of K carrying capacity for moose in Eastern Quebec. *Canadian Journal of Zoology*, 67: 373-380.
- CRÊTE, M., and R. COURTOIS. 1997. Limiting factors might obscure population regulation of moose (Cervidae: *Alces alces*) in unproductive boreal forests. *Journal of Zoology*, 242: 765-781.
- DUSSAULT, C., 2002. Influence des contraintes environnementales sur la sélection de l'habitat de l'orignal (*Alces alces*). Thèse de doctorat, Université Laval, Québec. 141 p.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J. HUOT and J.-P. OUELLET, 2001b. The use of forest maps for the description of wildlife habitats: limits and recommendations. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1227-1234.
- DUSSAULT, C., R. COURTOIS, J.-P. OUELLET and J. HUOT. 2001a. Influence of satellite geometry and differential correction on GPS location accuracy. *Wildlife Society Bulletin*, 29: 171-179.
- EDWARDS, J., 1983. Diet shifts in moose due to predator avoidance. *Oecologia*, 60: 185-189.
- HAYES, R.D., A.M. BAER, U. WOTSCHIKOWSKY, and A.S. Harestad, 2000. *Canadian Journal of Zoology*, 78: 49-59.
- HJELJORD, O., F. SUNDSTOL, and H. HAAGENRUD, 1982. The nutritional value of browse to moose. *Journal of Wildlife Management*, 46: 333-343.
- KARNS, P.D., 1998. Population distribution, density and trends. Pages 125-139 in A.W. Franzmann and C.C. Schwartz, editors. *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- KIE, J.G., 1999. Optimal foraging and risk of predation: effects on behavior and social structure in ungulates. *Journal of Mammalogy*, 80: 1114-1129.
- LAURIAN, C., J.-P. OUELLET, R. COURTOIS, L. BRETON et A. BEAUMONT, 2000. Impact du déséquilibre du rapport des sexes chez l'orignal (*Alces alces*). *Journal of Applied Ecology*, 37: 515-531.
- MACCRACKEN, J.G. and V. VAN BALLEMBERGHE, 1993. Mass-diameter regressions for moose browse on the Copper River Delta, Alaska. *Journal of Range Management*, 46: 302-308.
- MESSIER, F., 1994. Ungulate population models with predation: A case study with the North American moose. *Ecology*, 75: 478-488.
- MESSIER, F. and M. CRÊTE, 1984. Body conditions and population regulation by food resources in moose. *Oecologia*, 65: 44-50.
- MORRISON, M.L., 2001. A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. *Journal of Wildlife Management*, 65: 613-623.
- MYSTERUD, A. and E. OSTBYE, 1999. Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin*, 27: 385-394.
- OZOGA, J.J., 1968. Variations in microclimate in a conifer swamp deeryard in northern Michigan. *Journal of Wildlife Management*, 32: 574-585.
- PARKER, K.L. and C.T. ROBBINS, 1984. Thermoregulation in mule deer and elk. *Canadian Journal of Zoology*, 62: 1409-1422.
- PATTERSON, B.R., L.K. BENJAMIN, and F. MESSIER, 1998. Preyswitching and feeding habits of eastern coyotes in relation to snowshoe hare and white-tailed deer densities. *Canadian Journal of Zoology*, 76: 1885-1897.
- PEEK, J.M., M.D. SCOTT, L.J. NELSON, D.J. PIERCE, and L.L. IRWIN, 1982. Role of cover in habitat management for big game in North-Western United States. *Transactions of the North American Nature Resource Conference*, 47: 363-373.
- PETERSON, R.O., 1977. Wolf ecology and prey relationships on Isle Royale. U. S. National Park Service Scientific Monograph Series 11. 210 p.
- PIERCE, D.J. and J.M. PEEK, 1984. Moose habitat use and selection patterns in north-central Idaho. *Journal of Wildlife Management*, 48: 1335-1343.
- PUTTOCK, G.D., P. SHAKHOTKO and J.G. RASAPUTRA, 1996. An empirical habitat model for moose, *Alces alces*, in Algonquin park, Ontario. *Forest Ecology and Management*, 81: 169-178.
- RENECKER, L.A. and R.J. HUDSON, 1986. Seasonal energy expenditures and thermoregulatory responses of moose. *Canadian Journal of Zoology*, 64: 322-327.
- RENECKER, L.A. and R.J. HUDSON, 1992. Thermoregulatory and behavioral response of moose: is large body size an adaptation or a constraint? *Alces*, Supplement 1: 52-64.
- RENECKER, L.A. and C.C. SCHWARTZ, 1998. Population dynamics. Pages 403-439 in A.W. Franzmann and C.C. Schwartz, editors. *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institution, Washington, D.C., USA.
- SAMSON, C., C. DUSSAULT, R. COURTOIS et J.-P. OUELLET, 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la faune et des parcs du Québec, Fondation de la faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec, Sainte-Foy. 48 p.
- VAN BALLEMBERGHE, V. and W.B. BALLARD, 1998. Population dynamics. Pages 223-245 in A.W. Franzmann and C.C. Schwartz, editors. *Ecology and Management of the North American Moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

Sur le chemin du retour: le bar rayé du Saint-Laurent

Jean Robitaille

Un souvenir d'enfance. Au vieux quai de bois de Saint-Romuald, à quelques rues de chez moi, je m'installe pour pêcher l'éperlan. Sur une des poutres, au bord de l'eau, j'assemble avec soin ma canne à pêche toute neuve, achetée avec mon argent de poche. Mon attirail ne semble pas impressionner mon voisin, un vieux monsieur qui utilise, lui, une longue canne en bambou, rafistolée à plusieurs endroits. Il jette un coup d'œil narquois de mon côté, avant de retourner à ses affaires. En ce début d'octobre 1961, le ciel est gris et une brise froide m'engourdit déjà les mains. Un temps idéal pour un débutant comme moi : il y a plus de place sur le quai et je risque moins d'emmêler ma ligne à celles de mes voisins. Et surtout, peu de témoins pour sourire de mes maladroites de novice.

Au large, une goélette en bois, chargée de *pitouines*, croise un navire qui descend le fleuve à bonne allure. Mon oncle Émile, télégraphiste à la gare de Lévis et féru de tout ce qui concerne les transports, appelle ces bateaux des *lakers* : ils entrent tout juste dans les écluses de la nouvelle voie maritime, qui leur donnent accès aux Grands Lacs. Le progrès. Aux coups de sirène intempestifs du capitaine de goélette, on devine qu'il est mécontent de devoir jouer aux montagnes russes dans le sillage du navire, au péril du précaire équilibre de ses monceaux de billots.

À une centaine de mètres du quai, ancrées près d'un rocher qui effleure la surface de l'eau, quelques chaloupes de pêcheurs dansent à leur tour sur les vagues. Des éclats de voix se font entendre. Un des pêcheurs se lève dans son embarcation ; il tient fermement une canne dont l'extrémité plie, s'agite et pointe vers l'eau. L'homme se déplace pour éviter que sa prise passe sous la chaloupe. Après quelques minutes, il se penche enfin pour saisir d'une main un gros poisson et l'entrer dans sa barque. Mon voisin taciturne marmonne : « Beau bar... »

Voilà les bribes de souvenirs qui me restent de ce poisson que je n'ai jamais vu de près avant qu'il disparaisse du Saint-Laurent, mais dont j'ai bien souvent entendu parler par des pêcheurs nostalgiques. Dans mon coin de pays, un village de la rive sud à mi-chemin entre Lévis et le pont de Québec, la pêche du bar rayé était une activité automnale. Ceux qui possédaient une chaloupe et connaissaient les bons endroits pouvaient intercepter ces gros poissons qui remontaient le fleuve en direction de Trois-Rivières et du lac Saint-Pierre, où ils allaient passer l'hiver. Mais un peu plus en

aval, les *gens d'en bas* avaient, eux, tout l'été pour taquiner le bar. Autour de l'île d'Orléans, dans l'archipel de Montmagny et dans plusieurs anses plus à l'est, cette pêche était pratiquée de juillet à septembre, après l'arrivée de la *sardine* - l'aloise savoureuse juvénile - qu'on utilisait comme appât. La baisse d'abondance du bar, vers le milieu de la décennie de 1950, puis sa disparition complète, quelques années plus tard, sont venues mettre fin à une tradition qui était une occasion de contact étroit des riverains et des villégiateurs avec le fleuve nourricier. Finis les beaux dimanches ensoleillés d'août à se laisser bercer par la houle en attendant que ça morde à l'hameçon. Finis les pique-niques sur les îles et les grillades de poisson frais au bord de l'eau. Terminée la belle époque des yachts en bois, qu'on hisse sur la grève pour les entretenir soigneusement, en prévision des sorties.

Pour moi, ce souvenir lointain de la prise d'un bar près de chez moi, c'était une page définitivement tournée. Jamais je n'aurais pu imaginer que je m'intéresserais, une quarantaine d'années plus tard, aux causes de cette disparition, demeurées jusque-là obscures. À quelques reprises, la suggestion de réintroduire le bar dans le Saint-Laurent a été avancée, sans qu'on y donne vraiment suite. Le plus souvent, la demande provenait des régions où la pêche de cette espèce avait été la plus intense. C'est, semble-t-il, à la suite d'une de ces requêtes qu'un collègue biologiste m'a proposé, vers la fin des années 1980, de consulter la documentation scientifique pour évaluer les possibilités de mener à bien une réintroduction.

La revue des études publiées sur le sujet faisait clairement ressortir que deux facteurs avaient le plus souvent contribué à mettre en difficulté et parfois même à faire disparaître des populations de bar. Le premier était la modification d'habitats essentiels pour une phase critique du cycle vital de ce poisson, la reproduction. Parfaitement adapté à la vie en estuaire, le bar tolère très bien, dès la fin de sa première année, des changements brusques de température, de salinité ou de turbidité. Mais ce poisson se reproduit en eau douce et les tout premiers stades de développement, l'œuf et la larve, sont fragiles. Une baisse un peu soudaine de température, une dévalaison trop rapide jusqu'à l'eau

Jean Robitaille a oeuvré comme biologiste au sein de diverses organisations. Il a fondé avec des collègues une coopérative de conseillers en environnement, le Bureau d'écologie appliquée, et y travaille toujours.



1. Capture du bar rayé à la seine de rivage au Cap Tourmente, en 1935.

Photos: collection Fernande Dion-Lemelin.

salée ou une faible abondance de proies au moment où les alevins doivent commencer à s'alimenter, peuvent avoir des effets dévastateurs sur la survie. Ce serait, semble-t-il, des changements permanents dans les habitats de reproduction qui auraient fait disparaître certaines populations de bar comme celles des rivières Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick, Annapolis, en Nouvelle-Écosse, ou Savannah, entre la Georgie et la Caroline. Cette explication me semblait *a priori* bien convenir au bar du Saint-Laurent, car son extinction est survenue quelques années après l'élargissement du chenal navigable, ou de la *canalisation du Saint-Laurent*, comme aurait dit mon oncle Émile. On croit que le bar du Saint-Laurent frayait au lac Saint-Pierre, mais on ignore à quel endroit précis. Les grands travaux de dragage dans ce plan d'eau, le déplacement et le déversement de milliers de mètres cubes de sédiments auraient-ils pu faire disparaître définitivement ces habitats essentiels? Ceux qui ont été témoins de ces travaux herculéens, réalisés à une époque où les préoccupations environnementales n'existaient pas encore, croyaient tout à fait possible que cela se soit produit.

Le second facteur qui a souvent mis en péril des populations de bar est la surexploitation. Les caractéristiques de ce poisson l'exposent à la pêche excessive. Pendant l'été, il s'alimente en se déplaçant continuellement le long des côtes en groupes compacts d'individus de même taille. Cela peut occasionner sa cap-

ture en grand nombre dans des engins de pêches fixes. Les pêcheurs commerciaux trouvent aisément à écouler leurs prises de bar, car sa chair blanche et délicate est fort appréciée. Un naturaliste québécois mentionne qu'on peut trouver en abondance dans les marchés de Québec, vers la fin du XIX^e siècle, des bars, parfois très petits, capturés à la seine aux abords des îles du Saint-Laurent. Les pêcheurs sportifs, quant à eux, aiment se mesurer à ce poisson combatif. Sur les lieux de pêche les plus fréquentés, ordinairement des hauts-fonds, on peut voir des dizaines d'embarcations dans lesquelles les amateurs de bar doivent patienter pendant des heures, sans faire une seule prise. Mais lorsque passe un banc de ce poisson, c'est la frénésie. Les captures se font à profusion. Il semble y en avoir pour tout le monde. Trompeuse impression d'abondance, qui en pousse plusieurs à récolter bien au-delà de leurs besoins.

On croit que la surexploitation a décimé pendant plusieurs années certaines populations de bar, comme celles de la baie de Chesapeake, au Maryland, ou de la rivière Miramichi, au Nouveau-Brunswick. Lorsqu'on a suspendu la pêche, ces populations se sont rapidement rétablies.



2. Pêche sportive du bar rayé.

Une excursion de pêche débute ordinairement par le seinage de la sardine, c'est-à-dire les juvéniles de gaspareau et d'aloze savoureuse, qu'on utilise comme appâts (a). La pêche est pratiquée en eau peu profonde, à partir d'une embarcation ou des rochers de la rive. La taille moyenne des captures diffère selon les lieux. Les petits bars immatures abondent en eau douce (b), tandis que les gros spécimens en âge de se reproduire se retrouvent plus en aval, en eau saumâtre ou salée (c).

Photos: collections Jean-Yves Lachance, Arthur Peluso et Maurice Fortin.

Peu à peu, dans mon esprit, une idée a germé. Peut-être serait-il possible de retrouver, dans les données recueillies sur l'ancienne population de bar du Saint-Laurent, des indices de ce qui s'était passé, de retracer le fil des événements qui avait mené à cette extinction. À mon point de vue, il ne s'agissait pas d'un exercice de style, mais d'une enquête dont les conclusions pourraient trouver rapidement une application. Je n'envisageais pas de faire l'examen *post mortem* de cette population pour trouver un responsable et l'accabler de reproches. Je voyais plutôt là une occasion d'éclaircir le mieux possible une décision qu'on aurait à prendre. Si on devait se lancer dans un projet de réintroduction du bar, aurait-on des chances de réussir ? Il me semblait que la décision d'aller ou non de l'avant pourrait être différente selon que l'on identifie, comme facteur clef, la destruction des aires de reproduction ou la pêche excessive. Dans le premier cas, un arrêt de la reproduction, s'il avait coïncidé avec l'aménagement de la voie maritime, porterait à croire en la perte définitive d'un habitat critique. Il serait alors peu probable qu'on réussisse à implanter une nouvelle population qui puisse se reproduire naturellement et se maintenir d'elle-même. Mais si le problème avait été simplement une pêche abusive, comme l'avaient cru certains biologistes à l'époque, la réintroduction semblerait réalisable.

bar rayé, recueillies surtout lors des opérations d'étiquetage, entre 1944 et 1962.

Je me suis aussitôt empressé de vérifier si des bars de moins de 10 cm, c'est-à-dire des juvéniles nés l'année même, avaient été observés dans le Saint-Laurent, tant que des bars reproducteurs y avaient été présents. Oui, il y en avait eu. À première vue donc, la destruction des lieux de reproduction n'était pas en cause.

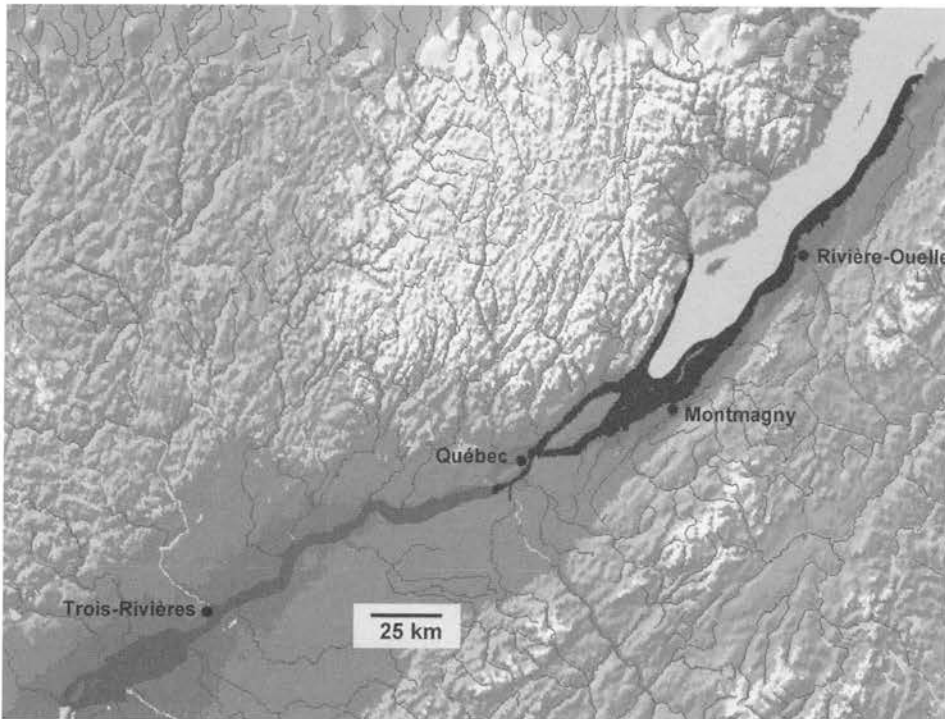
Mais cette première réponse posait immédiatement d'autres questions. Qu'est-ce qui s'était donc passé ? Et si la pêche excessive avait joué un rôle, pourquoi cette population qui avait supporté une forte récolte depuis plus d'un siècle, avait-elle disparu quelques années à peine après la construction de la voie maritime ? La coïncidence me semblait suspecte.

Trouver la clef de cette énigme a constitué un des défis majeurs auxquels j'ai été confronté. Cela a été aussi l'une des périodes les plus éprouvantes en raison de l'incertitude qui me talonnait comme une ombre. À mesure que je saisisais dans les plus menus détails ces données soigneusement recueillies par des biologistes plusieurs décennies avant que je ne débute dans le métier, le doute me poursuivait : rien ne pouvait m'assurer que je trouve dans ces petits cahiers noirs des indices que mes prédécesseurs n'avaient pas vus. À

mesure que je progressais dans mes analyses et mes réflexions, je prenais conscience que d'autres avant moi étaient passés par là. Tout en témoignait : leurs annotations dans les cahiers de terrain, leurs observations, les rapports qu'ils avaient écrits. Est-ce que je pourrais pousser l'analyse plus loin ou devrais-je seulement acquiescer à leurs déductions, sans rien trouver à y ajouter ?

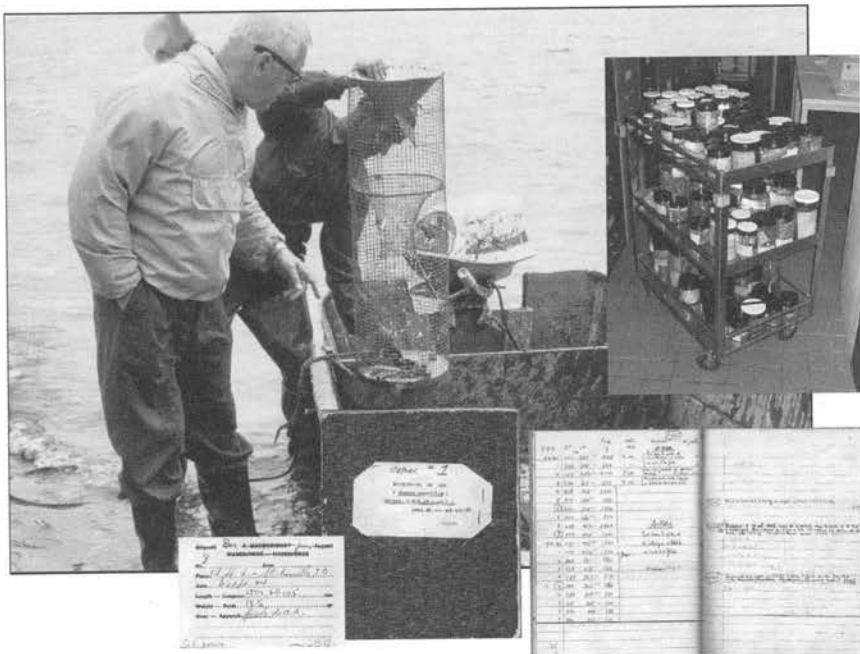
Petit à petit, les éléments se sont mis en place. Tout comme le biologiste Gérard Beaulieu l'avait fait 40 ans avant moi, j'ai déduit de la répartition des recaptures que les bars fréquentaient des régions différentes de l'estuaire à mesure qu'ils grandissaient. C'est autour de l'île d'Orléans qu'on trouvait en plus grande abondance les juvéniles de l'année et les poissons d'un an ou deux. Les plus gros bars, en âge de se reproduire, semblaient préférer les eaux plus salées. Ils fréquentaient pendant l'été les environs de Rivière-Ouelle et de Kamouraska. De là, ils remontaient le fleuve à l'automne en direction du lac Saint-Pierre, où ils passaient l'hiver, en préparation du frai, le printemps suivant. Jusque-là, rien de

nouveau, tout au plus quelques confirmations par des tests statistiques des déductions de mes prédécesseurs.



3. Distribution du bar rayé dans le Saint-Laurent. De juillet à octobre, les bars s'alimentent et croissent dans l'estuaire, en aval de Québec (aire en gris foncé). De novembre à juin, les individus en âge de se reproduire se trouvent surtout dans l'estuaire supérieur et le lac Saint-Pierre (aire en gris pâle).

Après une enquête de quelques mois, j'ai réussi à retrouver plusieurs des cahiers de terrain dans lesquels le personnel du *Laboratoire de biologie marine*, sous la direction du D^r Vadim D. Vladykov, avait inscrit les données sur le



4. Les données sur le bar rayé du Saint-Laurent ont été recueillies par le personnel du Laboratoire de biologie marine sous la direction du D^r Vadim D. Vladykov.

Photo: collection Musée canadien de la nature.

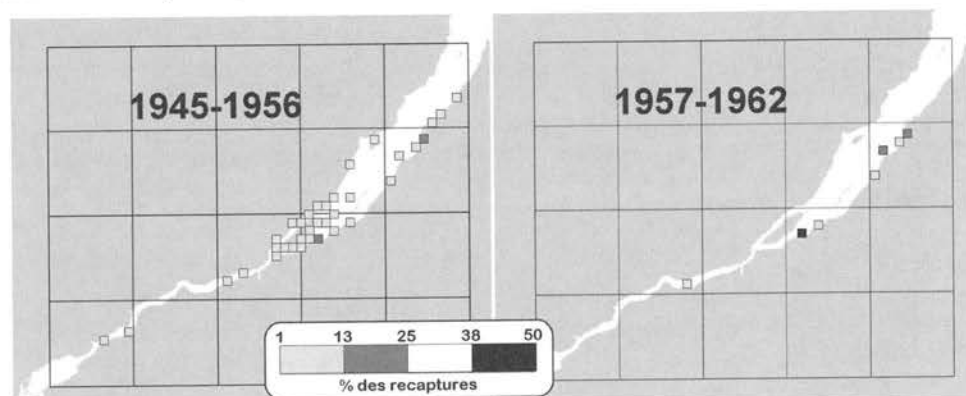
Alors que je relis pour la énième fois l'article publié en 1962 par Beaulieu dans le *Naturaliste canadien*, mon attention est attirée par un des tableaux, en annexe. Comme c'était l'habitude à l'époque, l'auteur fournit à la fin de son texte des compilations de ses données et des explications de leur analyse. Un de ces tableaux montre qu'est survenu, au milieu des années 1950, un accroissement soudain des recaptures, qui n'est pas expliqué. Cela m'intrigue. Puisque j'ai déjà saisi sur mon ordinateur les données de Beaulieu, je suis en mesure de retracer les détails. Cette augmentation des recaptures a touché surtout les bars de deux ans, abondants autour de l'île d'Orléans. Mais comment l'expliquer? Puisque ces poissons étaient bien vivants et en santé lorsque les pêcheurs les ont repris, on peut déduire qu'une hausse de la mortalité par la pêche est survenue. Mais pourquoi un groupe d'âge particulier a-t-il été davantage touché? Est-ce que cela pourrait avoir un rapport avec la région de l'estuaire qu'il fréquente?

À partir de ce moment, mon esprit s'emballé, je deviens fébrile. Je sens que je suis près du but, mais il me manque encore des pièces au casse-tête. La question me poursuit sans relâche, m'empêche de dormir. Qu'est-ce qui a pu se passer? En pleine nuit d'insomnie, tandis que je tourne et retourne le problème dans ma tête, la réponse me frappe de plein fouet. Un lointain souvenir, que je n'aurais jamais

cru avoir conservé dans mon subconscient: des bribes de conversation avec des collaborateurs du D^r Vladykov qui ont participé aux travaux de marquage. L'un d'eux tente de rafraîchir la mémoire d'un collègue. Il lui rappelle qu'à l'automne de 1957, tandis que la drague travaillait près de l'île Madame, eux s'affairaient à étiqueter des bars à Saint-Vallier, presque en face, sur la rive sud. Et curieusement, la plupart de ces poissons ont été repris au même endroit ou tout près, dans les jours qui ont suivi. Voilà bien un changement qui aurait pu toucher surtout les bars qui fréquentaient les environs de l'île d'Orléans et expliquer pourquoi une perturbation dans leur milieu s'est traduite par une augmentation de leur mortalité par la pêche.

Sur la pointe des pieds, pour ne pas réveiller la maisonnée endormie, je descends à mon ordinateur. Je connais les lieux où ont été recapturés des bars étiquetés; il m'est facile de les reporter sur une carte, d'abord globalement, puis année après année. Un changement de distribution apparaît alors clairement. Avant le milieu des années 1950, les bars étaient repris de part et d'autre du fleuve, mais à partir de 1957, on n'a rapporté des recaptures que dans

une courte section de la rive sud. Et on reprenait aussi une proportion plus grande des poissons marqués. Par la fenêtre de mon bureau entrent le chant du premier merle et une coulée d'air froid. Je frissonne, mais ce n'est pas la fraîcheur de l'aube. C'est l'excitation. J'ai trouvé.



5. Distribution des recaptures de bars étiquetés, selon deux périodes. Les observations recueillies auprès de pêcheurs commerciaux et sportifs de bar, témoins de sa disparition, confirment qu'une réduction radicale de l'aire fréquentée par ce poisson a eu lieu.

Une enquête réalisée quelques mois plus tard auprès de pêcheurs de bar qui avaient été témoins de sa disparition allait apporter des éclaircissements supplémentaires. Les travaux de dragage, puis l'entretien de la *traverse du nord*, une section de la voie navigable qui longe l'île d'Orléans, ont perturbé les habitats aquatiques de ce secteur, très fréquenté pas les bars immatures. En me faisant part de ses

RÉINTRODUCTION DU BAR RAYÉ DANS LE SAINT-LAURENT

La réintroduction du bar rayé dans le Saint-Laurent est une entreprise de longue haleine. Elle s'est amorcée avec la mise sur pied, en 1998, d'un comité de travail chargé d'évaluer les possibilités de réintroduire le bar et les contraintes que cela imposait. En 2001, la Société de la faune et des parcs du Québec, de concert avec ses principaux partenaires en matière de gestion faunique, a décidé d'aller de l'avant. Au printemps 2002, la Fédération québécoise de la faune a effectué une tournée d'information sur la réintroduction du bar. On a alors constaté que cette initiative bénéficiait d'un large appui au sein de la population.

Les poissonsensemencés dans le Saint-Laurent ont comme lignée d'origine la population de la rivière Miramichi, un cours d'eau qui se déverse dans le sud du golfe du Saint-Laurent. Des bars juvéniles de l'année (âge 0+) capturés dans cette rivière sont gardés en pisciculture à Baldwin Mills, en Estrie, pour y croître jusqu'à la maturité. On les fait ensuite se reproduire artificiellement et onensemence le fleuve Saint-Laurent de leur progéniture au stade de fretin d'automne, à une taille de huit à dix centimètres. La capacité maximale de production

artificielle, estimée à 50 000 fretins par an, devrait être atteinte en 2008. C'est à cette cadence que les ensemencements se poursuivront pendant une dizaine d'années environ. On anticipe que les individus libérés survivront en nombre suffisant pour se reproduire naturellement, ce qui amorcera le processus de reconstruction de la population.

Plusieurs organisations agissent de concert pour réaliser ce projet d'envergure :

- le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs,
- la Fédération québécoise de la faune,
- le Bureau d'écologie appliquée,
- la Fondation de la faune du Québec,
- la Fondation Hydro-Québec pour l'environnement,
- la Fondation Héritage Faune,
- Saint-Laurent Vision 2000,
- le ministère des Pêches et Océans du Canada,
- le Programme d'intendance de l'habitat des espèces en péril.

D'autres partenaires devraient se joindre dans un proche avenir.

observations, un des seineurs qui visitait régulièrement l'endroit me dit simplement, sans l'ombre d'un reproche dans la voix : « C'était tout en vase. Il n'y avait plus de bars à l'île Madame. Il nous a bien fallu aller ailleurs... » Rabattu vers les habitats encore intacts, le long de la rive sud, ces petits bars y sont devenus soudainement plus abondants; leurs captures dans les engins fixes ont grimpé en flèche. En outre, les pêcheurs sportifs ont vite fait de s'ajuster au changement dans la distribution des bars. Les endroits où ces poissons se sont concentrés sont devenus des lieux de pêche fort populaires.

Ce sont donc les bars immatures qui ont été touchés les premiers. Après quelques années, l'abondance des reproducteurs a fléchi à son tour, à défaut de relève. Le personnel scientifique a eu beau multiplier les démarches pour limiter l'exploitation, les autorités n'ont pas donné leur appui. La suite était prévisible. À mesure que l'aire occupée par le bar se réduisait, la mortalité par la pêche augmentait. Les tout derniers spécimens ont été pris en 1968.

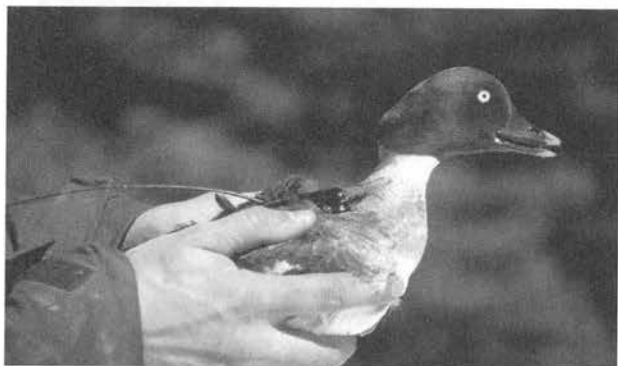
En fin de compte, la disparition de cette population s'explique assez simplement. Mais le fait de savoir dans quelles circonstances elle est survenue ouvre la porte à la réintroduction de ce poisson. Les facteurs qui ont amené la perte de l'ancienne population peuvent être aujourd'hui mieux contrôlés.

Finalement, la décision a été prise d'aller de l'avant. La réintroduction du bar rayé a été officiellement lancée au cours de l'été 2002 (voir l'encadré). J'ignore dans quelle mesure ma petite enquête a pu contribuer à faire pencher la balance dans cette direction. Mais je sais que ma propre opinion sur le sujet a basculé un matin de mai, au premier chant du merle. Le temps était venu de passer à l'action.

Est-ce que je pêcherai un jour le bar ? Il est possible que le projet de réintroduction s'étale sur plusieurs années et qu'on rencontre en cours de route des difficultés imprévues. La reprise des excursions de pêche au bar n'est pas pour demain. Peut-être serai-je alors *fantôme sans os*, pour reprendre les mots de Ronsard. Qu'importe. Cela ne me préoccupe pas trop, puisque je serais probablement aussi maladroit à la pêche du bar que je l'ai été dans ma jeunesse pour celle de l'éperlan.

Mais je serai bien aise de pouvoir contempler le spectacle de la rive... ou de mon nuage. Et content de voir remise en place une partie de notre patrimoine, une parcelle de l'estuaire d'autrefois. De réaliser que ce poisson est de nouveau présent là, dans le fleuve, devant chez moi. Et je serai heureux de l'avoir croisé sur le chemin de son retour. ◀

de localiser les niochirs en prévision de l'année suivante où les travaux de capture étaient prévus. Ces niochirs étaient fixés sur des arbres localisés en bordure de plans d'eau, à une hauteur variant de 4 à 12 m. Au cours de l'automne 1999, 25 autres niochirs ont été ajoutés au réseau pour augmenter les possibilités de capture.



Garrot à œil d'or muni d'un émetteur

Chacun des niochirs était équipé d'un mécanisme de déclenchement activé dès qu'un animal pénètre à l'intérieur et qui entraîne la fermeture d'une porte bloquant l'issue du niochir (Zicus, 1989). L'enclenchement des mécanismes a été prévu en fonction de la date d'arrivée des premiers garrots dans la région étudiée. La période de capture s'est échelonnée annuellement sur quelques semaines, de la mi-avril au début mai. Une fois qu'ils étaient amorcés, les niochirs étaient visités quotidiennement pour limiter le temps de captivité des femelles pouvant y être prises. Compte tenu de la grandeur du territoire à couvrir, de son accessibilité restreinte et de la faible portance de la neige à cette période de l'année, les visites devaient s'effectuer en hélicoptère. Les portes des niochirs ont été fermées à la fin de chacune des périodes de capture, de façon à empêcher les femelles marquées de sélectionner ces niochirs pour nicher. Cela devait normalement inciter les femelles à utiliser les cavités naturelles existantes comme autres sites de nidification.

Capture et marquage

Les femelles capturées étaient manipulées et relâchées sur place. Les ailes de chacune étaient examinées (Carney, 1983) afin de s'assurer que seules les femelles adultes seraient munies d'émetteurs. Tous les oiseaux étaient munis d'une bague standard du U.S. Fish and Wildlife Service, et d'un émetteur fixé sur leur dos, au moyen d'un harnais (Dwyer, 1972).

L'effort et le succès de capture ont été exprimés en termes de jours-pièges, cette unité faisant référence à un potentiel de capture s'échelonnant sur une période de 24 heures, pour chacun des niochirs. Le nombre de niochirs déclenchés par des espèces autres que les canards ciblés, de même que ceux qui ont été déclenchés accidentellement, a été noté afin d'en tenir compte dans le calcul du succès de capture (Nelson et Clark, 1973).

Suivi télémétrique

Les observations télémétriques étaient effectuées au sol, au moyen de récepteurs à balayage et d'antennes à trois éléments. Afin de pouvoir déterminer le statut des femelles (seules, en couple, avec une couvée) et de bien caractériser l'habitat fréquenté, des localisations précises étaient effec-



Visite d'un niochir dans lequel un canard a été capturé

tuées en se rendant le plus près possible des oiseaux. Cependant, comme le but principal du repérage était de localiser les sites de nidification, compte tenu des contraintes d'accessibilité et du temps requis pour se rendre à chacune des femelles marquées, seule une localisation grossière du secteur fréquenté était faite lorsque le signal obtenu indiquait que les femelles étaient en alimentation. Cela était clairement perceptible par la baisse régulière de l'intensité du signal qui survient chaque fois qu'une femelle plonge. Quelques survols ont aussi été effectués afin de tenter de localiser les femelles dont le signal radio n'était plus audible au sol.

Résultats

Effort et succès de capture

L'effort de capture s'est graduellement accru, d'une année à l'autre, passant de 693 jours-pièges en 1999 à 1 207 jours-pièges en 2001 (tableau 1). Au total, un nombre maximum de 132 femelles a été capturé. Cependant, comme certains harles couronnés n'ont pas été bagués en 2001, il est possible qu'une partie des ces oiseaux aient été capturés de nouveau au cours de cette saison; un nombre minimum de 115 captures aurait donc été effectué. Près de la moitié de ces femelles étaient des garrots à œil d'or, le harle couronné comptant pour le reste des captures. Tous les individus capturés présentaient le plumage caractéristique de femelles adultes. Le succès de capture a été relativement semblable, au cours des deux premières années, avec près de cinq femelles/100 nuits-pièges, pour diminuer à près de la moitié en 2001 (tableau 1).

En 1999, 20 garrots et huit harles couronnés ont été munis d'émetteurs. Au cours de la saison 2000, 23 garrots ont été marqués, mais aucun harle couronné ne l'a été. Finalement, au cours de la saison 2001, 14 garrots et huit harles ont été munis d'émetteurs.

Tableau 1. Effort déployé et succès de capture obtenu avec les nichoirs de capture dans la région de Portneuf, 1999-2001

	1999	2000	2001
Nombre total de jours-pièges	693	944	1207
Nombre de garrots à œil d'or	18	23	14
Nombre de garrots à œil d'or capturés à plus d'une reprise	1	7	4
Nombre de harles couronnés	17	18	n.d. ^a
Nombre de harles couronnés capturés à plus d'une reprise	7	12	16
Nombre de nichoirs déclenchés accidentellement	17	42	62
Nombre de rongeurs capturés	15	60	75
Nombre d'individus d'autres espèces capturées	2	1	4
Succès de capture de garrots à œil d'or (femelles/100 jours-pièges)	2,8	2,9	1,4
Succès de capture de harles couronnés (femelles/100 jours-pièges)	2,7	2,3	n.d.

a: Parmi les 51 harles capturés, 17 n'ont pas été bagués, empêchant de savoir s'il s'agissait de nouvelles captures ou de cas de recaptures.

Tableau 2. Caractéristiques des sites de nidification utilisés dans la région de Portneuf par les femelles marquées

Espèce	Espèce d'arbre	Diamètre à hauteur de poitrine (cm)	Hauteur de l'arbre (m)	Hauteur de la cavité (m)	Type de cavité	Distance du plan d'eau le plus proche (m)
Garrot à œil d'or	Bouleau jaune <i>Betula alleghaniensis</i>	51	8	7	latérale	630
Garrot à œil d'or	Bouleau jaune	69	8	8	cheminée	82
Garrot à œil d'or	Bouleau jaune	58	12	11	latérale	83
Garrot à œil d'or	Hêtre à grandes feuilles <i>Fagus grandifolia</i>	49	9	8	cheminée	150
Garrot à œil d'or	Érable rouge <i>Acer rubrum</i>	36	15	7	cheminée	600
Garrot à œil d'or	Érable à sucre <i>Acer saccharum</i>	37	7	6,5	latérale	1 750
Harle couronné	Sapin baumier <i>Abies balsamea</i>	30	8	6	cheminée	15
Harle couronné	Bouleau jaune	50	10	8	latérale	200
Harle couronné	Bouleau jaune	44	8	7	latérale	418
Harle couronné	Bouleau jaune	84	25	20	branche creuse cassée	70

Sites de nidification

Le suivi télémétrique des femelles marquées a mené à la découverte d'une dizaine de nids localisés dans des cavités naturelles, soit six nids de garrot à œil d'or et quatre nids de harle couronné (tableau 2). Plus de la moitié des cavités utilisées par les femelles marquées étaient localisées dans des bouleaux jaunes (*Betula alleghaniensis*), quatre autres espèces d'arbres abritant le reste des cavités. Un seul des nids a été trouvé dans un chicot de conifère, soit un nid de harle dans un sapin baumier (*Abies balsamea*). La moitié des cavités utilisées étaient des cavités latérales creusées par des grands pics (*Dryocopus pileatus*). Le diamètre à hauteur de poitrine (D.H.P.) médian obtenu pour les arbres utilisés par le garrot

à œil d'or, était de 49 cm, cette valeur étant de 47 cm pour les arbres utilisés par le harle couronné. La distance médiane entre la cavité de nidification et le plan d'eau le plus proche était de 300 m pour le garrot à œil d'or et de 135 m pour le harle couronné.

Discussion

Caractéristiques des arbres et des cavités recherchées

Dans une monographie récente faisant la synthèse des connaissances sur le garrot à œil d'or, il a été souligné que la très grande majorité des études récentes sur l'espèce ont été réalisées sur des populations qui se reproduisaient dans des



Inspection d'une cavité occupée par un garrot à œil d'or au moyen d'une caméra infrarouge

nichoirs artificiels (Eadie *et al.*, 1995). Le même phénomène semble aussi s'appliquer au harle couronné (Dugger *et al.*, 1994). Cela fait en sorte que les connaissances sur les sites de nidification habituellement utilisés par ces espèces, dans des conditions naturelles, sont relativement limitées. En Amérique du Nord, les seules études publiées qui donnent des détails concernant les arbres utilisés par des garrots à œil d'or ont été réalisées dans les plaines inondables de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick (Carter, 1958; Prince, 1968), où les habitats diffèrent considérablement de ceux qu'on rencontre dans les forêts plus nordiques. Néanmoins, certaines caractéristiques méritent de faire l'objet de comparaisons avec nos résultats.

Espèces et dimensions des arbres recherchés

Au Nouveau-Brunswick, Prince (1968) précise que 56 % des nids étaient localisés dans des érables argentés (*Acer saccharinum*), 38 % dans des ormes (*Ulmus* sp.) et 6 % dans des noyers (*Juglans cinerea*). Le diamètre moyen des arbres utilisés par le garrot était de 66 cm. L'étude de Carter (1958) indiquait que 89 % des nids trouvés dans des arbres étaient situés dans des érables argentés et des érables rouges (*Acer rubrum*). Étonnamment, cet auteur rapporte un diamètre moyen de huit pouces (20 cm) pour ces arbres, ce qui laisse croire à une erreur, car cette valeur correspond sensiblement au diamètre de l'intérieur des cavités mentionnées par Prince (1965) pour la même région, soit 6 à 10 pouces (15 à 25 cm). Il semble que les garrots n'exercent pas nécessairement une

sélection pour les espèces d'arbres mentionnées ci-dessus, mais que les cavités disponibles se trouvent essentiellement dans celles-là. Dans la région de Portneuf, les cavités utilisées par les canards arboricoles étaient localisées dans une bonne diversité d'espèces d'arbres, et les diamètres obtenus étaient similaires à ceux qui ont été mentionnés au Nouveau-Brunswick. Les chicots de cette taille fournissent vraisemblablement des cavités dont les parois plus épaisses assurent une meilleure isolation du nid et réduisent les risques de bris de l'arbre, au niveau de la cavité (Miller et Miller, 1980; Raphael et White, 1984).

Les essences sélectionnées pour la nidification sont donc susceptibles de varier, d'une région à l'autre. Dans le cadre de travaux exploratoires, réalisés à l'est de la réserve faunique Ashuapmushuan dans le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc, un nid de garrot à œil d'or a été trouvé dans un peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) de 38 cm de diamètre (Maisonneuve *et al.*, 1998). Cette espèce d'arbre semble être particulièrement utilisée en forêt boréale. En effet, dans le cadre d'une étude réalisée en Alberta sur l'habitat utilisé par le grand pic (*Dryocopus pileatus*) (Bonar, 2000), 93 % des cavités utilisées par le garrot à œil d'or et le garrot d'Islande étaient dans des peupliers faux-trembles, la seule autre essence utilisée par les garrots étant le peuplier baumier (*Populus balsamoides*) (R.L. Bonar, comm. pers.). De nombreuses études réalisées en Amérique du Nord ont d'ailleurs souligné l'importance relative du tremble pour la nidification de plusieurs espèces d'oiseaux de cavité (Scott *et al.*, 1980; Winternitz et Cahn, 1983; Peterson et Gauthier, 1985; Runde et Capen, 1987; Li et Martin, 1991; Dobkin *et al.*, 1995; Martin et Eadie, 1999; Lawler *et al.*, 2002) et même pour les chauves-souris (Crampton et Barclay, 1998; Willis *et al.*, 2003).

En Alberta, le diamètre moyen des arbres dans lesquels ont été localisés des garrots des deux espèces était de 45,8 cm (Bonar, comm. pers.). Le plus petit diamètre d'un arbre utilisé par le garrot à œil d'or était de 36,8 cm, une valeur relativement rapprochée de ce que nous avons trouvé près de la réserve faunique Ashuapmushuan. L'Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario (Peck et James, 1983) fait aussi mention de neuf cas de nidification; huit nids ont été localisés dans des peupliers et un autre dans un bouleau. Le seul diamètre indiqué par les auteurs était de 35,5 cm. Les seules données disponibles concernant les arbres utilisés par le harle couronné, proviennent aussi de cet atlas. On y précise que cette espèce niche tant dans les feuillus que dans les conifères, et on mentionne des diamètres de 20,5 cm et de 45,5 cm pour les arbres utilisés. Ces observations confirment nos résultats, en ce sens que cette espèce plus petite semble pouvoir utiliser des cavités de plus petite taille, ce qui lui permettrait de nicher à l'occasion dans des conifères.

Importance du grand pic

Le grand pic, qui creuse au moins une nouvelle cavité de nidification par année (Gauthier et Aubry, 1995), est pour cette raison souvent considéré comme une espèce-clé

des communautés d'oiseaux puisque plusieurs autres espèces dépendent directement de ces cavités (Daily *et al.*, 1993; Newton, 1994). Nos résultats démontrent que les canards arboricoles profitent aussi de la présence du grand pic, la moitié des nids de garrot à œil d'or et de harle couronné ayant été localisés dans des cavités creusées par cette espèce. Les travaux de Bonar (2000) en Alberta soulignent aussi l'importance des cavités creusées par le grand pic pour les autres espèces, dont les garrots. Deux des sept nids de garrot à œil d'or et quatre des 11 nids de harle couronné localisés dans le cadre de l'Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario, étaient dans des cavités creusées par des grands pics (Peck et James, 1983). Le pic noir (*Dryocopus martius*), qui constitue probablement un équivalent écologique du grand pic en Europe, est aussi considéré comme une espèce-clé sur ce continent et le garrot à œil d'or utilise aussi les cavités creusées par cette espèce (Johnsson, 1993).

La proximité de l'eau est-elle essentielle ?

Il est souvent mentionné que le garrot à œil d'or et le harle couronné nichent normalement à proximité de l'eau. Cependant, cette croyance découle probablement du fait que la majorité des observations proviennent d'études effectuées sur des populations qui utilisent des réseaux de nichoirs établis en bordure de plans d'eau. Des études réalisées tant sur le garrot à œil d'or (Pöysä *et al.*, 1999) que sur le harle couronné (Morse *et al.*, 1969), ont en effet démontré que, lorsqu'elles ont le choix entre des nichoirs établis en bordure de plans

d'eau et d'autres situés un peu plus loin dans la forêt, les femelles ont une nette préférence pour les nichoirs les plus rapprochés de l'eau. La réduction des distances que les couvées ont à franchir sur la terre ferme diminue les risques de prédation, ce qui expliquerait ce comportement. Néanmoins, les conditions qui sont offertes par les réseaux de nichoirs ne sont pas nécessairement représentatives des conditions qui prévalent en milieu naturel. En sapinière boréale, les gros arbres susceptibles de fournir éventuellement des cavités de nidification propices au garrot à œil d'or, sont pratiquement absents en milieu riverain (Courteau *et al.*, 1997). Dans la région de Portneuf, les cavités naturelles qui étaient utilisées par les femelles marquées étaient ainsi situées, en moyenne, à près de 400 m des plans d'eau les plus rapprochés. Malgré les distances constatées, les quelques couvées qui ont été suivies ont survécu aux déplacements entre les nichoirs et les plans d'eau où elles ont été élevées.

Les pratiques forestières

Effets sur la disponibilité des cavités

Une étude récente, réalisée dans les marécages de la rivière Saint-Jean, au Nouveau-Brunswick, indique que, à la suite des effets de la maladie hollandaise de l'orme et de coupes de bois, l'abondance de gros arbres a diminué et la densité moyenne de cavités adéquates pour la nidification de la sauvagine est passée de 5,5 cavités/ha en 1963-1964 à 1,0 cavité/ha en 1991 (Johnsen *et al.*, 1994). Cette diminution a coïncidé avec une réduction de 33 % dans le nombre de couvées de garrot à œil d'or, sur ce même territoire (Johnsen, 1992). Compte tenu des résultats préliminaires récoltés jusqu'à maintenant dans le cadre de nos travaux, il est possible de croire que les pratiques forestières courantes soient susceptibles d'influencer les populations de garrot à œil d'or en forêt mixte et boréale, en réduisant la disponibilité de gros arbres. Parmi les essences jusqu'à maintenant utilisées par les garrots marqués pour nicher, le bouleau jaune et le hêtre sont exploités comme bois d'œuvre et comme bois de chauffage, et le peuplier faux-tremble, bien que non récolté au cours des années 1980, fait maintenant l'objet d'une récolte intensive (Courteau *et al.*, 1997), ces arbres étant réduits en copeaux pour fournir les fabricants de panneaux de particules.

Deux raisons pourraient expliquer la présence des chicots utilisés par les garrots, dans la région de Portneuf : 1) les sites étaient trop escarpés pour en permettre l'accès à l'exploitation forestière et 2) ces arbres étaient déjà morts ou trop malades pour être récoltés, au moment où les coupes forestières ont eu lieu dans le secteur. Ces chicots ont cependant une espérance de vie limitée et il faudrait prévoir des prescriptions de récolte qui permettraient d'assurer le maintien d'un nombre suffisant de gros arbres susceptibles de fournir éventuellement des cavités propices à la nidification.

Une pratique sylvicole remarquée dans les parterres de coupes effectuées dans la région de Portneuf est aussi susceptible de nuire à la disponibilité de chicots. Les plus gros



Dans un bouleau jaune, cavité latérale initialement creusée par un grand pic et occupée par un garrot à œil d'or.



Harle couronné relâché après sa capture dans un nichoir

arbres, majoritairement des bouleaux jaunes, d'un diamètre souvent près de 60 cm, considérés comme « moribonds » et peu intéressants pour la récolte, sont laissés sur place au moment de la coupe et servent temporairement de semenciers. Mais afin d'accélérer le dépérissement et la chute de ces gros arbres, les exploitants pratiquent la méthode de l'annelage qui consiste à faire un trait de scie mécanique sur le pourtour du tronc, à la base de l'arbre. Cette pratique fait en sorte que ces arbres sont attaqués par des champignons de surface au lieu d'être attaqués par la carie et ils pourrissent de l'extérieur au lieu de pourrir par l'intérieur, ce qui aurait pour effet de fournir éventuellement des cavités (M. Darveau, comm. pers.). L'arrêt d'une telle pratique pourrait être profitable au garrot à œil d'or et aux autres espèces qui utilisent des cavités pour nicher et s'abriter.

Des travaux réalisés en Suède ont démontré que de tels gros arbres isolés sur des parterres de coupe peuvent effectivement être utilisés pour la nidification par différentes espèces, dont le garrot à œil d'or qui a obtenu un succès de nidification de plus de 30 % dans un tel environnement (Johnsson, 1993). Cette valeur est cependant beaucoup plus faible que celles qui sont généralement mentionnées pour des territoires vraisemblablement moins perturbés. Ainsi, on mentionne des valeurs de succès de nidification de 64 % (Eadie *et al.*, 1995) et de 81 % (Allen *et al.*, 1990; Ludwischowski, 1998) pour des populations de garrot utilisant surtout des nichoirs. Toutefois, les valeurs obtenues chez de telles populations peuvent ne pas être représentatives de celles qui prévalent lorsque les oiseaux nichent dans des cavités naturelles. La valeur de 50 % obtenue dans les plaines inondables du Nouveau-Brunswick (Prince, 1965) est ainsi plus faible que les précédentes, mais elle demeure néanmoins supérieure à celle qui est mentionnée pour les paysages de coupe forestière de la Suède. Il est donc probable que, même si les canards arboricoles sont susceptibles de nicher dans des chicots isolés laissés sur des parterres de coupe, ces sites ne présentent pas nécessairement les conditions idéales pour assurer un succès. Il est cependant probable que la présence de tels gros arbres pourrait devenir particulièrement importante dans des secteurs de coupes sélectives ou de jardinage laissant un meilleur couvert.

À considérer dans la révision des pratiques et des normes forestières

Le plus petit diamètre répertorié parmi les arbres utilisés pour la nidification par le garrot à œil d'or (36 cm) pourrait être considéré pour établir le diamètre minimal d'arbre qu'il faudrait maintenir pour assurer la nidification de l'espèce (Thomas *et al.*, 1979). Cette approche impliquerait cependant que plusieurs chicots seraient à peine plus gros que la cavité elle-même, celle-ci devenant ainsi compressée, fragile et mal isolée (Conner, 1979), ce qui pourrait entraîner des effets négatifs sur le succès reproducteur et, à plus long terme, sur les populations. L'utilisation du diamètre moyen des chicots utilisés par une espèce peut aussi être considérée pour établir le diamètre minimal des chicots à conserver (Conner, 1979; Hunter, 1990). Cette approche peut aussi être critiquée, comme le souligne l'exemple du grand pic qui niche dans des arbres de 50 cm de diamètre, dans l'ouest de l'Amérique du Nord, mais qui peut s'accommoder d'arbres de 30 cm dans l'est (Lafleur et Blanchette, 1993). L'utilisation du diamètre moyen des chicots utilisés par l'une des plus grandes espèces nichant en cavité dans une région donnée, pourrait permettre d'assurer la conservation de chicots de taille suffisante pour l'ensemble des espèces. Les chicots de grands diamètres demeurent sur pied significativement plus longtemps que les plus petits, et ils peuvent ainsi fournir des sites de nidification sur une plus longue période (Cline *et al.*, 1980; Raphael et White, 1984; Schreiber et deCalesta, 1992).

Au cours de notre étude, une valeur de 50 cm a été obtenue comme diamètre moyen pour les cavités utilisées par le garrot dans la sapinière à bouleau jaune. Bien que basée sur un faible nombre de nids (6), cette valeur se situe entre celle de 66 cm obtenue dans les plaines inondables du Nouveau-Brunswick (Prince, 1968) et les valeurs fournies par Richard Bonar pour l'Alberta (45 cm). Il serait donc raisonnable de considérer un diamètre de 50 cm comme diamètre minimal d'arbres à conserver, d'autant plus que d'autres espèces (chouettes rayée et lapone, grand harle), plus grandes que le garrot à œil d'or, auront aussi besoin de chicots de fort diamètre pour assurer leur nidification. Il faudrait cependant tenir compte du fait que des chicots de plus faible diamètre peuvent être requis pour répondre aux besoins d'espèces de plus petite taille (Haggard et Gaines, 2001). Un nombre minimal de chicot ou de gros arbres à conserver sur un territoire donné devrait être maintenu pour assurer la protection des espèces ciblées et ce nombre est susceptible de varier, selon les domaines bioclimatiques. Les recommandations émises en ce sens par Darveau et Desrochers (2001) pourraient servir de base à l'élaboration de normes adéquates. Même s'il semble que l'espèce d'arbre ne semble pas influencer l'utilisation d'une cavité par les canards arboricoles, il faudrait éviter de considérer des espèces qui se détériorent rapidement, tel le bouleau à papier (*Betula papyrifera*), dans les arbres qui seraient maintenus sur un territoire donné.

L'annelage des bouleaux jaunes moribonds, qui semble pratiqué couramment dans la région de Portneuf,

est une pratique qui nuit à la conservation des plus gros arbres susceptibles de fournir des cavités de nidification adéquates. Le but de cet annelage est d'accélérer la chute de ces arbres qui, de toute façon, ne sont pas récoltés. Une campagne de sensibilisation à l'importance de ces gros arbres et aux effets négatifs de la pratique de l'annelage devrait être menée auprès des entreprises et des travailleurs forestiers de la région. Cette approche mènerait vraisemblablement à la conservation d'un plus grand nombre de gros arbres à cavité dans la sapinière à bouleau jaune. Cependant, même s'il a été démontré que de tels arbres isolés sur des parterres de coupe peuvent effectivement être utilisés par les espèces cavicoles (Johnsson, 1993), il serait important, éventuellement, de pouvoir comparer le succès reproducteur obtenu sur de tels sites, au succès obtenu dans des chicots entourés de forêt et où les conditions pourraient être plus favorables.



Garrot à œil d'or femelle quittant un nichoir.

Finalement, les cavités creusées chaque année par le grand pic semblent particulièrement importantes pour les canards arboricoles et, sans doute, pour plusieurs autres espèces qui nichent en cavité. Le grand pic doit donc être considéré comme une espèce-clé de nos forêts, et il sera particulièrement important d'intégrer les besoins de cette espèce dans l'aménagement forestier.

Fort heureusement, des efforts commencent à être faits pour tenter d'intégrer la conservation des chicots et des débris ligneux dans la gestion des forêts de l'est du Canada. Entre autres, différents essais de coupe avec rétention variable ont été expérimentés récemment, en intégrant des pratiques pour favoriser le maintien de chicots dans le paysage forestier (Pentassuglia et Meek, 2004). Il serait particulièrement intéressant de planifier un suivi de ces travaux, pour vérifier si les prescriptions préconisées permettent effectivement le maintien des populations d'espèces fauniques cavicoles. Par exemple, la création de chicots en coupant des arbres au moyen d'une abatteuse-façonneuse peut paraître intéressante, à prime abord, mais les chicots ainsi obtenus ont une hauteur relativement réduite. Il serait donc utile de vérifier l'attrait de tels chicots pour des espèces qui utilisent essentiellement les cavités pour placer leurs nids à l'abri des prédateurs.

Fort de l'expérience scandinave sur les effets dévastateurs de l'exploitation forestière sur les populations d'es-

pèces qui dépendent des cavités, et compte tenu des grandes similarités entre les forêts scandinaves et les forêts québécoises (Imbeau *et al.*, 2001), le Québec devrait être prévoyant et poursuivre ses efforts pour assurer une saine gestion de la forêt en y préconisant la conservation du bois mort.

Remerciements

Je tiens à remercier Philippe Beaupré, Dominique Côté, Raphaël Demers, Alain Desrosiers, Rolland Lemieux, Gilles Lupien, Raymond Mc Nicoll, Geneviève Munger, Sylvain St-Onge et Nicolas Wampach pour leur collaboration bien appréciée aux travaux de terrain. Je remercie également Richard L. Bonar pour l'information inédite concernant les cavités utilisées par le garrot à œil d'or en Alberta, et Hélène Jolicœur pour les commentaires ayant aidé à améliorer ce texte. Les travaux ont été financés par la Société de la faune et des parcs du Québec, dans le cadre de la mise en œuvre du Plan conjoint des habitats de l'Est. ◀

Références

- ALLEN, B., P.O. CORR and J.A. DORSO, 1990. Nesting success and efficiency of waterfowl using nest boxes in central Maine: a management perspective. Pages 291-296 In L.H. Fredrickson, G.V. Burger, S.P. Havera, D.A. Graber, R.E. Kirby and T.S. Taylor (Eds.). Proc. 1988 North American Wood Duck Symposium, St. Louis, Missouri.
- BALDA, R.P., 1975. The relationship of secondary cavity nesters to snag densities in western coniferous forests. US Forest Service, Southwestern Region, Wildlife Habitat Technical. Bulletin no. 1.
- BONAR, R.L., 2000. Availability of pileated woodpecker cavities and use by other species. *Journal of Wildlife Management*, 64: 52-59.
- BORDAGE, D., 1995. Garrot à œil d'or, p. 328-331. In Gauthier J. et Y. Aubry (sous la direction de). Les Oiseaux nicheurs du Québec: Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Montréal. 1295 p.
- BORDAGE, D. et N. Plante, 1997. Tendances des effectifs nicheurs de canard noir et de canard colvert au Québec méridional 1985-1995. Service canadien de la faune, Région du Québec, Série de rapports techniques no 300. 46 p.
- CARNEY, S.M., 1983. Species, age, and sex identification of Nearctic goldeneyes from wings. *Journal of Wildlife Management*, 47: 754-761.
- CARTER, B.C., 1958. The American goldeneye in central New Brunswick. Canadian Wildlife Service, Wildlife Management. Bulletin Series 2, no. 9.
- CLINE, S.P., A.B. BERG and H.M. WIGHT, 1980. Snag characteristics and dynamics in Douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, 44: 773-786.
- CONNER, R.N., 1979. Minimum standards in forest wildlife management. *Wildlife Society Bulletin*, 7: 293-296.
- COURTEAU, M., M. DARVEAU et J.-P. SAVARD, 1997. Effets des coupes forestières sur la disponibilité de sites de nidification pour le garrot à œil d'or (*Bucephala clangula*) en sapinière boréale. Série de rapports techniques No 270. Service canadien de la faune, Région du Québec, Environnement Canada, Sainte-Foy. 22 p.
- CRAMPTON, L.H. and R.M.R. BARCLAY, 1998. Selection of roosting and foraging habitat by bats in different-aged aspen mixedwood stands. *Conservation Biology*, 12: 1347-1358.
- DAILY, G.C., P.R. ERLICH and N.M. HADDAD, 1993. Double keystone bird in a keystone species complex. *Proceedings of the National Academy of Science, USA*, 90: 592-594.

- DARVEAU, M. et A. DESROCHERS, 2001. Le bois mort et la faune : état des connaissances au Québec.
- DOBKIN, D.S., A.C. RICH, J.A. PRETARE and W.H. PYLE, 1995. Nest-site relationships among cavity-nesting birds of riparian and snow-pocket aspen woodlands in the northwestern Great Basin. *Condor*, 97: 694-707.
- DUGGER, B.D., K.M. DUGGER and L.H. FREDRICKSON, 1994. Hooded merganser (*Lophodytes cucullatus*). *The Birds of North America*, No. 98 (A. Poole and F. Gill, Eds). The Academy of Natural Sciences, Philadelphia, and American Ornithologists' Union, Washington DC.
- DWYER, T. J., 1972. An adjustable radio-package for ducks. *Bird-Banding*, 43: 282-284.
- EADIE, J.M. and G. GAUTHIER, 1985. Prospecting for nest sites in cavity-nesting ducks of the genus *Bucephala*. *Condor*, 87: 528-534.
- EADIE, J.M., M.L. MALLORY and H.G. LUMSDEN, 1995. Common goldeneye, *Bucephala clangula*. *The Birds of North America*, 170: 1-31.
- GAUTHIER J. et Y. AUBRY (sous la direction de), 1995. Les Oiseaux nicheurs du Québec : Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Montréal. 1295 p.
- HAAPANEN, A., 1965. Bird fauna of the Finnish forests in relation to forest succession. *Annales Zoologici Fennici*, 2: 153-196.
- HAGGARD, M. and W.L. GAINES, 2001. Effects of stand-replacement fire and salvage logging on a cavity-nesting bird community in Eastern Cascades, Washington. *Northwest Science*, 75: 387-396.
- HUNTER, M.L., 1990. *Wildlife, forest, and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- IMBEAU, L.M. MÖNKÖNEN and A. DESROCHERS, 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern Canadian boreal forests: a comparison with Fennoscandia. *Conservation Biology*, 15: 1151-1162.
- JOHNSON, E.P., 1992. The effects of Dutch elm disease and timber harvesting on cavity-nesting waterfowl in New Brunswick. M. Sc. Thesis, University of New Brunswick, Fredericton.
- JOHNSON, E.P., T.G. DILWORTH and P. KEHCE, 1994. Change in waterfowl nest cavity density in a New Brunswick floodplain forest. *Écoscience*, 1: 271-274.
- JOHNSON, L.L., 1967. The common goldeneye duck and the role of nesting boxes in its management in north-central Minnesota. *Journal of the Minnesota Academy of Science*, 34: 110-113.
- JOHNSON, K., 1993. The Black Woodpecker *Dryocopus martius* as a keystone species in forest. Swedish University of Agricultural Sciences, Dep. Wildlife Ecol. Institutionen för Viltteknologi, Rapport 24.
- LAFLEUR, P.-E. et P. BLANCHETTE, 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le grand pic (*Dryocopus pileatus* L.) au Québec. Projet de développement de la gestion intégrée des ressources, Document technique 93/3. MLCP, 36 p.
- LAWLER, J.J. and T.C. EDWARDS Jr. 2002. Composition of cavity-nesting bird communities in montane aspen woodland fragments: the roles of landscape context and forest structure. *Condor*, 104: 890-896.
- LI, P. and T.E. MARTIN, 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. *Auk*, 108: 405-418.
- LUDWICHOWSKI, I., 1998. The influence of female age on breeding parameters in common goldeneyes *Bucephala clangula* in northern Germany. *Der Ornithologische Beobachter*, 95: 1-10.
- MAISONNEUVE, C., R. MC NICOLL, A. DESROSIERS et G. LUPIEN, 1998. Évaluation de l'efficacité de méthodes expérimentées pour la capture de canards noirs et de garrots à œil d'or. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats et Direction régionale du Saguenay - Lac Saint-Jean. 38 p.
- MANNAN, R.W., E.C. MESLOW and H.M. WIGHT, 1980. Use of snags by birds in Douglas-fir forests, western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, 44: 787-797.
- MARTIN, K. and J.M. EADIE, 1999. Nest webs: A community-wide approach to the management and conservation of cavity-nesting forest birds. *Forest Ecology and Management*, 115: 243-257.
- MILLER, E. and D.R. MILLER, 1980. Snag use by birds. Pages 337-356 in *Management of western forests and grasslands for nongame birds*, workshop proceedings. USDA Forest Service General Technical Report INT-86.
- MORRISON, M.L. and E.C. MESLOW, 1983. Bird community structure on early-growth clearcuts in western Oregon. *American Midland Naturalist*, 110: 129-137.
- MORSE, T.E., J.L. JAKABOSKY and V.P. MCCROW, 1969. Some aspects of the biology of the hooded merganser. *Journal of Wildlife Management*, 33: 596-604.
- NELSON, L. and F.W. CLARK, 1973. Correction for sprung traps in catch/effort calculations of trapping results. *Journal of Mammalogy*, 54: 295-298.
- NEWTON, I., 1994. The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biological Conservation*, 70: 265-276.
- PECK, G.K. and R.D. JAMES, 1983. *Breeding Birds of Ontario: Nidology and Distribution*. Royal Ontario Museum. Volume 1. Non-Passerines. 320 p.
- PENTASSUGLIA, N. et P. MEEK, 2004. Essais de coupe avec rétention variable dans l'est du Canada. *Avantage*, 5: 1-6.
- PETERSON, B. and G. GAUTHIER, 1985. Nest site use by cavity-nesting birds of the Cariboo Parkland, British Columbia. *Wilson Bulletin*, 97: 319-331.
- PÖYSÄ, H., M. MILONOFF, V. RUUSILA and J. VIRTANEN, 1999. Nest-site selection in relation to habitat edge: experiments in the common goldeneye. *Journal of Avian Biology*, 30: 79-84.
- PRINCE, H.H., 1965. The breeding ecology of wood duck (*Aix sponsa* L.) and common goldeneye (*Bucephala clangula* L.) in central New Brunswick. Ms Thesis, University of New Brunswick, Fredericton. 109 p.
- Prince, H. H., 1968. Nest sites used by wood ducks and common goldeneyes in New Brunswick. *Journal of Wildlife Management*, 32: 489-500.
- Raphael, M. G. and M. White, 1984. Use of snags by cavity-nesting birds in the Sierra Nevada. *Wildlife Monographs*, 86: 1-66.
- Runde, D. E. and D. E. Capen, 1987. Characteristics of northern hardwood trees used by cavity-nesting birds. *Journal of Wildlife Management*, 51: 217-223.
- Schreiber, B. and D. S. DeCalesta, 1992. The relationship between cavity-nesting birds and snags on clearcuts in western Oregon. *Forest Ecology and Management*, 50: 299-316.
- Scott, V. E., J. A. Whelan and P. L. Svoboda, 1980. Cavity-nesting birds and forest management. Pages 311-324 in *Management of Western Forests and Grasslands for Nongame Birds*, workshop proceedings. USDA Forest Service General Technical Report INT-86.
- THOMAS, J.W., R.G. ANDERSON, C. MASER and E.L. BULL, 1979. Snags Pages 60-77 in Thomas, J.W. (Tech. Ed.), *Wildlife Habitats in Managed Forests - the Blue Mountains of Oregon and Washington*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook No. 553.
- VON HAARTMAN, L., 1957. Adaptation in hole-nesting birds. *Evolution*, 11: 339-347.
- WILLIS, C. K. R., K.A. KOLAR, A.L. KARST, M.C. KALCOUNIS-RUEPPELL and R.M. BRIGHAM, 2003. Medium- and long-term reuse of trembling aspen cavities as roosts by big brown bats (*Eptesicus fuscus*). *Acta Chiropterologica*, 5: 85-90.
- WINTERNITZ, B.L. and H. CAHN, 1983. Nestholes in live and dead aspen. Pages 102-106 in *Snag Habitat Management: Proceedings of the Symposium*. J.W. Davis, G.A. Goodwin and R.A. Ockenfels (tech. cords.). USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest Range Experimental Station General Technical Report RM-99.
- ZICUS, M.C., 1989. Automatic trap for waterfowl using nest boxes. *Journal of Field Ornithology*, 60: 109-111.
- ZICUS, M.C. and S.K. HENNES, 1989. Nest prospecting by common goldeneyes. *Condor*, 91: 807-812.

L'inventaire des héronnières du Québec à l'été 2001 et 2002

Alain Desrosiers

Introduction

Le grand héron (*Ardea herodias*) est un nicheur migrateur normalement présent au Québec, de mars au début de décembre. À la période de nidification, il n'est pas rare d'observer ce grand échassier cherchant sa nourriture dans l'eau peu profonde, salée ou douce, en bordure du fleuve Saint-Laurent et des rivières traversant les régions habitées ou à proximité des lacs sauvages, jusqu'en pleine forêt boréale (DesGranges et Desrosiers, 1998). Au printemps, la majorité des grands hérons se regroupent en colonies qui peuvent se maintenir pendant plusieurs années au même endroit. Ces sites de nidification traditionnels, appelés héronnières, revêtent une grande importance pour la conservation de l'espèce. En vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune et de ses habitats, le gouvernement du Québec a le pouvoir de protéger certains habitats fauniques, dont les héronnières. Pour être ainsi protégées, les héronnières doivent apparaître au plan des habitats fauniques et répondre à la définition réglementaire suivante: « Un site où se trouvent au moins cinq nids tous utilisés par le grand héron, le bihoreau gris (bihoreau à couronne noire) ou la grande aigrette au cours d'au moins une des cinq dernières saisons de reproduction et la bande de 500 m de largeur qui l'entoure, ou un territoire moindre là où la configuration des lieux empêche la totale extension de cette bande. »

En 1989, un premier plan des habitats fauniques était dressé à l'échelle 1/50 000 et comprenait 183 héronnières cartographiées. Celles-ci étaient localisées par un point entouré de deux bandes de protection, l'une de 200 m et l'autre de 500 m (Desrosiers, 1993). Plusieurs sites de nidification avaient été localisés à la suite des tournées d'inspection des héronnières du Québec, effectuées par le Service canadien de la faune au début des années 1980 (DesGranges et Laporte 1983). D'autres colonies ont été répertoriées lors des inventaires aériens du gros gibier, effectués en hiver par le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP). Pour ces dernières, il était impossible de différencier le nombre de nids occupés et non occupés. De plus, certaines n'avaient pas été visitées au cours d'une des cinq dernières saisons de reproduction.

L'inventaire de 1992 constituait donc la première mise à jour complète de la cartographie des héronnières apparaissant à l'édition 1989 du plan des habitats fauniques. Lors de cet inventaire, 285 sites ont été visités et 147 héronnières ayant plus de cinq nids actifs ont été localisées. Cette



première tournée permettait également de tracer un périmètre pour chacune des héronnières sur des cartes à l'échelle 1 : 20 000. La technique d'inventaire, qui avait été proposée et testée une première fois à l'été 1990, a été mise à l'essai à l'été 1992 pour toutes les héronnières du Québec. L'inventaire de 1997 représentait la seconde tournée des héronnières du Québec. La même méthodologie avait été utilisée et un total de 323 sites ont été survolés, alors que 157 héronnières répondaient à la définition réglementaire.

Comme l'inventaire des héronnières est prévu aux cinq ans pour répondre à la définition réglementaire, l'ensemble des sites aurait dû être survolé en 2002. Toutefois, le budget total d'inventaire requis n'étant pas disponible pour cette année-là, il a été convenu d'effectuer l'inventaire sur deux ans, en divisant le Québec en deux blocs d'inventaire. En 2001 et en 2002, nous avons survolé 313 sites au total et de ce nombre, 139 répondent à la définition réglementaire. Dans l'ensemble, toutes les colonies présentes sur la cartographie des habitats fauniques ont été couvertes, ainsi que les sites nouvellement trouvés à partir de différentes sources d'information. Nous avons également visité les héronnières de moins de cinq nids, lorsque nous considérons qu'il y avait une possibilité qu'elles aient accru le nombre de nids au-delà de cinq.

Méthodologie

En 1990, une méthodologie d'inventaire en hélicoptère a été utilisée, à titre expérimental, dans les régions du Bas-Saint-Laurent-Gaspésie et de l'Outaouais (Chabot et St-Hilaire, 1991). Les résultats ont été présentés et, en 1992,

Alain Desrosiers est technicien à la Société de la Faune et des Parcs du Québec.

une norme d'inventaire a été développée et utilisée pour inventorier toutes les héronnières à grand héron au Québec. Les résultats ont démontré que cette technique permet de bien inventorier nos héronnières, à l'exception des bihoriaies qui doivent être dénombrées au sol (Desrosiers, 1993). En effet, comme il est difficile d'observer les bihoreaux gris (*Nycticorax nycticorax*) et leurs nids lors d'un survol aérien, les inventaires doivent s'effectuer au sol. Lors de l'inventaire, nous pouvons également compter les nids de grande aigrette (*Ardea alba*), une espèce récemment installée au Québec.

Procédure d'inventaire

Toutes les héronnières à survoler avaient été cartographiées sur une carte à l'échelle 1/250 000 et 1/200 000 afin de faciliter la préparation du plan de vol. Les coordonnées longitude et latitude ont pu être inscrites au système de navigation GPS de l'aéronef, permettant ainsi de se diriger directement sur une colonie. Lorsque d'autres héronnières étaient trouvées au moment des déplacements, leurs localisations étaient immédiatement saisies sur le GPS et inscrites sur une nouvelle fiche d'inventaire.

Le nombre de survol au-dessus des héronnières était variable et dépendait du nombre de nids et de la qualité des données recueillies par les observateurs. Le premier survol servait à compter le nombre de nids occupés dans la colonie. Les critères utilisés étaient la présence d'œufs, de jeunes ou de parents sur le nid. Lors du décompte, l'altitude de vol était de 50 à 100 m du sol, et une distance latérale de 100 à 200 m était maintenue. Lors de l'inventaire d'une grosse colonie, il fallait parfois survoler directement la héronnière, et une altitude plus élevée (75 à 100 m) était alors choisie. Un premier dénombrement était effectué simultanément par le navigateur et l'observateur. Le décompte des nids non occupés s'effectuait lors d'un survol supplémentaire, lorsque nécessaire. Pour la majorité des colonies de grand héron de moins de 20 nids, le nombre de jeunes ou d'œufs présents dans chacun des nids a été noté. Pour une colonie de plus grande taille, un certain nombre de nids (entre 15 et 40) servait d'échantillon pour le décompte du nombre de jeunes ou des œufs. À quelques reprises, le dénombrement des jeunes ou des œufs n'a pas été effectué, puisque, après le premier passage (et parfois le second, lorsque nécessaire), nous constatons qu'un survol supplémentaire risquerait d'augmenter le dérangement ou la prédation des œufs par les goélands présents.

Période d'inventaire

À la suite du projet expérimental de 1990 (Chabot et St-Hilaire, 1991), la période d'élevage des jeunes a été proposée pour réaliser ces inventaires. La présence de jeunes au nid semble être l'indice le plus facile pour identifier un nid occupé. Les dénombrements ont donc eu lieu durant la période d'élevage des jeunes, soit de la mi-juin au début juillet. À ces dates, selon les régions, les jeunes sont au début ou au milieu de leur développement et seraient alors moins enclins à se jeter en bas du nid (Gray *et al.*, 1980).

La première tournée de 2001 a débuté le 18 juin et couvrait les régions du sud du Québec, de la Montérégie à la Capitale nationale, en passant par l'Estrie et le Saguenay-Lac-Saint-Jean. La seconde tournée, toujours en 2001, a commencé le 26 juin et comprenait les régions plus à l'est, soit le Bas-Saint-Laurent, la Gaspésie et la Côte-Nord. En 2002, les régions de l'Outaouais et des Laurentides ont réalisé conjointement leurs inventaires les 18, 19 et 28 juin. La région de l'Abitibi et du Témiscamingue, pour sa part, a réalisé l'inventaire du 27 au 29 juin 2002. Aux Îles-de-la-Madeleine, le Service canadien de la faune a effectué un décompte en avion, le 20 mai 2002, dans le cadre d'un travail sur d'autres espèces d'oiseaux et les données nous ont été transmises.

Analyses par type d'habitat et par classe d'abondance

À des fins d'analyses de tendances et de répartition, les héronnières ont été catégorisées selon le type d'habitat où elles étaient localisées, de même que selon leur classe d'abondance. Trois grands types d'habitats ont été déterminés: 1) les étangs à castor, 2) les îles, et 3) le milieu forestier (regroupant les héronnières situées en milieu riverain autre que les étangs à castor, et les autres situées à plus de 500 m d'une rive). Quatre classes d'abondance ont été utilisées pour distribuer les héronnières selon le nombre de nids (Bélanger et Tremblay, 1989). Les classes sont A) de 5 à 10 nids; B) de 11 à 25 nids; C) de 26 à 50 nids et D) 51 nids et plus. Cependant, lorsque les analyses couvrent l'ensemble des héronnières (un nid et plus), la classe A comprend de 1 à 10 nids.

Résultats et discussion

Au cours des inventaires aériens et terrestres de 2001 et 2002, 313 sites ont été couverts selon la procédure décrite. De ce nombre, 139 répondent à la définition réglementaire. Entre 1989 et 1992, il y a eu une diminution de 20 % des héronnières répondant à la définition réglementaire, tandis qu'une augmentation de 7 % a été obtenue entre 1992 et 1997. Entre 1997 et 2001-2002, on observe une diminution de 11 % (tableau 1). Neuf régions sur 16 ont connu une diminution et trois régions sont demeurées stables. En plus de la baisse du nombre de héronnières depuis 1997, le nombre total de nids dans les héronnières de plus de cinq nids, qui avait déjà diminué de 8 % entre 1989 et 1992, et de 17 % entre 1992 et 1997, a de nouveau diminué de 2 % en 2001-2002 (tableau 2). Cette diminution aurait été plus importante n'eût été d'une augmentation du nombre de nids dans la plus grosse colonie au Québec, soit celle de Grande Île. En 1997, le nombre de nids était estimé à 800 alors qu'en 2002, le décompte était de 1 310 nids. Cette fois, les nids ont été comptés et non estimés. Malgré tout, le nombre de nids total est à la baisse dans l'ensemble du Québec, ainsi que pour huit régions. Cette diminution est très importante depuis 1989. On note, pour sept régions administratives du Québec, des baisses variant de 54 % à 82 % du nombre total de nids.

Tableau 1. Nombre de héronnières apparaissant au plan des habitats en 1989, en comparaison avec le nombre de sites inventoriés et le nombre de héronnières répondant à la définition réglementaire en 1992, en 1997 et en 2001-2002 (plus de cinq nids actifs).

Région	Nombre de héronnières						
	1989	Inventoriées			Réglementaires		
		1992	1997	2001-2002	1992	1997	2001-2002
01	11	11	14	15	9	9	8
02	10	12	16	11	7	7	5
03	2	2	7	8	1	2	2
04	7	10	12	13	6	8	7
05	4	19	19	20	4	7	3
06	1	1	1	2	1	1	1
07	73	95	85	80	41	39	31
08	20	38	39	36	27	28	26
09	3	11	20	27	9	10	8
11	11	15	14	6 ^a	8	4	4 ^a
12	5	5	13	10	4	3	6
14	2	3	8	8	2	4	3
15	29	52	55	55	21	26	27
16	5	11	20	22	7	9	8
Total	183	285	323	313	147	157	139

a: Deux héronnières aux Îles-de-la-Madeleine ont été couvertes par le SCE.

Tableau 2. Nombre total de nids et nombre moyen de nids occupés par héronnière, par région administrative, en 1989, 1992, 1997 et 2001-2002

Région	Nombre de héronnières				Nombre de nids				Nombre de nids/héronnière			
	1989	1992	1997	2001-2002	1989	1992	1997	2001-2002	1989	1992	1997	2001-2002
01	11	9	9	8	656	292	176	218	59,6	32,4	19,6	27,3
02	10	7	7	5	797	545	369	177	79,7	77,9	52,7	35,4
03	2	1	2	2	160	103	19	40	80,0	103,0	9,5	20,0
04	7	6	8	7	287	364	376	333	41,0	60,7	47,0	47,6
05	4	4	7	3	99	83	105	59	24,7	20,7	15,0	19,7
06	1	1	1	1	463	200	251	170	463,0	200,0	251,0	170,0
07	73	41	39	31	852	722	566	389	11,7	17,6	14,5	12,5
08	20	27	28	26	352	671	847	639	17,6	24,8	30,3	24,6
09	3	9	10	8	120	238	176	192	40,0	26,4	17,6	24,0
11	11	8	4	4	432	134	92	76	39,3	16,7	23,0	19,0
12	5	4	3	6	81	179	89	161	16,2	44,7	29,7	26,8
14	2	2	4	3	871	1 310	828*	1 362	435,5	655,0	207,0	454
15	29	21	26	27	438	286	393	529	15,1	13,6	15,1	19,6
16	5	7	9	8	431	450	353	198	86,2	64,3	39,2	24,8
Total	183	147	157	139	6 039*	5 577	4 640*	4 543	33,0	37,9	29,6	32,7

* Décompte partiel et estimation du nombre total de nids pour la héronnière de Grande Île.

Tableau 2a. Comparaison des données sur toutes les héronnières (un nid et plus) entre 1992, 1997 et 2001-2002. Moyenne du nombre de nids occupés par héronnière.

Région	Nombre de héronnières			Nombre de nids			Nombre de nids/héronnière		
	1992	1997	2001 2002	1992	1997	2001 2002	1992	1997	2001 2002
01	10	11	10	296	181	223	29,6	16,5	22,3
02	7	8	5	545	371	177	77,9	46,4	35,4
03	1	3	2	103	21	40	103,0	7,0	20,0
04	7	11	8	368	380	335	52,6	34,5	41,9
05	7	11	11	88	113	75	12,6	10,3	6,8
06	1	1	1	200	251	170	200,0	251,0	170,0
07	59	61	55	766	611	461**	13,0	10,0	8,38
08	30	32	28	678	857	642	22,6	26,8	22,9
09	9	10	9	238	176	195	26,4	17,6	21,7
11	8	5	5	134	96	80	16,7	19,2	16,0
12	4	5	6	179	94	161	44,7	18,8	26,8
14	3	6	5	1 311	833*	1 367	437,0	138,8	273,4
15	31	36	35	306	423	545	9,9	11,7	15,6
16	8	10	11	451	354	203	56,4	35,4	18,4
Total	185	210	191	5 663	4 761	4 674	30,6	22,7	24,5

* Décompte partiel et estimation du nombre total de nids pour la héronnière de Grande Île.

** Évaluation du nombre de nids dans les colonies de moins de cinq nids pour la région 07.

Pour l'ensemble des régions administratives, il y a une augmentation du nombre moyen de nids par héronnière entre 1989 et 1992 (15 %), une diminution de 22 % entre 1992 et 1997 et une augmentation de 10 % entre 1997 et 2001-2002 (tableau 2). Malgré tout, en 2001-2002, sept régions ont connu une diminution du nombre moyen de nids par héronnière, alors qu'en 1997, dix régions avaient connu le même sort. On observe une tendance similaire si on considère toutes les héronnières au Québec, soit celles de plus d'un nid actif (tableau 2a).



Héronnières par type d'habitat et par classe d'abondance

De 1989 à 1992, une diminution importante du nombre de héronnières est notée pour les colonies sur étang à castor, dans la classe d'abondance A. Les autres diminutions se situent en milieu riverain/forestier pour les classes d'abondance A, C et D. En 1997, il y a eu une augmentation des héronnières de classe A et B sur des îles, et de classe A, B et C en milieu riverain/forestier. Une diminution des héronnières de classe D est notée dans tous les types d'habitat. En 2001-2002, il y a une diminution des héronnières de classe A et surtout de classe B, dans tous les types d'habitat. On note également, pour la première fois, une augmentation dans la classe D, mais de deux colonies seulement. En 2001-2002, pour l'ensemble du Québec, les trois types d'habitat sont en diminution, particulièrement pour le milieu riverain/forestier où la baisse est de 30 % (tableau 3).

Les variations les plus importantes au niveau de la classe d'abondance se situent dans les classes A et B, soit les héronnières ayant de cinq à 25 nids. Ce sont les colonies de l'Outaouais et des Laurentides qui ont le plus diminué en 1992. En 1997, la principale baisse du nombre des héronnières de cette classe a été notée dans la région Gaspésie-Îles-

Tableau 3. Distribution des héronnières de plus de cinq nids en 1989, 1992, 1997 et 2001-2002, par type d'habitat et par classe d'abondance.

Type Habitat	Classe d'abondance																			
	A				B				C				D				TOTAL			
	1989	1992	1997	2001 2002	1989	1992	1997	2001 2002	1989	1992	1997	2001 2002	1989	1992	1997	2001 2002	1989	1992	1997	2001 2002
Étang à castor	54	29	31	33	24	25	23	16	6	4	6	5	1	2	-	2	85 (47%)	60 (41%)	59 (38%)	56 (40%)
Île	12	11	14	10	21	20	28	22	15	17	16	19	13	16	13	13	61 (33%)	64 (44%)	71 (45%)	64 (46%)
Riverain/ Forestier	11	7	10	7	9	7	9	6	7	4	6	4	10	5	2	2	37 (20%)	23 (15%)	27 (17%)	19 (14%)
Total	77 (42%)	47 (32%)	54 (34%)	50 (36%)	54 (30%)	52 (35%)	60 (38%)	44 (32%)	28 (15%)	24 (16%)	28 (18%)	28 (20%)	24 (13%)	23 (16%)	15 (10%)	17 (12%)	183	147	157	139

Classe d'abondance: A = 5 à 10 nids; B = 11 à 25 nids; C = 26 à 50 nids; D = 51 nids et plus.

de-la-Madeleine. En 2001-2002, la diminution se situe en Estrie pour la classe A, en Outaouais pour les classes B et C, en Abitibi pour les classes C et D, alors qu'il y a augmentation de la classe B pour cette région. Au Saguenay-Lac Saint-Jean, toutes les classes ont diminué, sauf la classe C qui, elle, a augmenté. La région des Laurentides a vu la classe d'abondance D passer d'une à cinq colonies. Toute l'augmentation de cette classe se situe dans cette région.

Les héronnières sur étang à castor ont diminué en 1992, principalement dans la région de l'Outaouais. En 1997, les données sont légèrement à la baisse pour cette région et pour ce même habitat, tout comme en 2001-2002. Sur les îles, il y a une diminution du nombre de héronnières depuis 1997 pour presque toutes les régions, à l'exception des régions de la Chaudière-Appalaches et des Laurentides, ce qui contraste avec l'augmentation constatée au cours des précédentes tournées. Le nombre de héronnières situées en milieu riverain/forestier a de nouveau diminué en 2001-2002 dans la plupart des régions, tandis que l'on notait une légère augmentation en 1997.

Conclusion

Dans le précédent rapport, les auteurs indiquaient une stabilité relative des héronnières pendant la période 1989-1992 et une baisse entre les inventaires réalisés en 1992 et 1997 (Desrosiers *et al.*, 1998). Avec les résultats observés en 2001 et 2002, on peut affirmer que la tendance à la baisse se poursuit pour l'ensemble des régions. Seulement deux régions ont une hausse, et il s'agit d'une hausse de quatre colonies pour l'ensemble de ces deux régions. Trois régions sont stables alors que neuf régions sont en diminution. Cependant, ces résultats ne reflètent pas nécessairement les données réelles des héronnières dans leur ensemble, puisque aucune recherche systématique de nouvelles héronnières n'a été effectuée lors de cet inventaire, tout comme les autres années. C'est ainsi que les héronnières abandonnées depuis

1989, 1992 et 1997, et possiblement relocalisées, ont pu échapper au présent inventaire.

Le nombre de nids de hérons pour l'ensemble du Québec est également à la baisse (2 %), pour une troisième période de suite. Cette baisse serait d'autant plus marquée, n'eût été de la colonie de Grande Île qui, à elle seule, est passée d'une estimation de 800 nids, en 1997, à un décompte de 1 310 nids, en 2002. Sans cette augmentation, la baisse pour l'ensemble du Québec aurait été de 13 %. La diminution est d'autant plus marquée lorsque l'on compare les données entre 1989 et 2001-2002. Les diminutions sont de 54 % à 82 % pour sept régions administratives. Pourtant le nombre de héronnières, durant cette période et pour ces mêmes régions, a soit augmenté, soit diminué de l'ordre de 27 % à 63 %.



Tous les types d'habitats ont perdu des sites de nidification du grand héron entre la période de 1997 et 2001-2002. Les diminutions sont de l'ordre de 5 % sur les étangs à castor, de 10 % sur les îles et de 30 % sur les milieux riverain et forestier. Les colonies sur des îles nous paraissaient plus stables en 1997, voire en augmentation, et cette observation était attribuée à l'isolement d'une colonie située sur une île face au dérangement. La diminution qui affecte aussi les colonies



sur ce type d'habitat nous laisse penser que la tendance à la baisse est valable pour l'ensemble de la population de grand héron au Québec.

La diminution généralisée des colonies de grand héron au Québec serait encore plus marquée si on n'avait pas des renseignements nous permettant de localiser de nouvelles colonies de nidification. En effet, en Outaouais, sur 41 héronnières réglementaires en 1992, seulement 18 sont encore réglementaires en 2002. Toutefois, la région a pu ajouter 12 nouveaux sites de reproduction jusqu'alors inconnus. La présence de ces héronnières avait été mentionnée lors des inventaires de la grande faune ou par les partenaires de la FAPAQ (D. St-Hilaire, comm. pers.)

En 1997, on notait que les colonies localisées dans les Appalaches indiquaient une tendance constante à la baisse. On mentionnait qu'une attention particulière devrait probablement être accordée aux héronnières de cette région pour mieux comprendre les facteurs qui contribuent à leur dynamique et de bien orienter les interventions de protection. En 2001-2002, la tendance à la baisse est valable pour toutes les régions à l'exception de la région de la Chaudière-Appalaches (12) et des Laurentides (15).

Il est possible de croire que la diminution du nombre de nids actifs dans les héronnières, observée entre 1992 et 1997 et entre 1997 et 2001-2002, puisse être attribuable en grande partie aux héronnières localisées sur des étangs à castor. Ces héronnières sont caractérisées par une dynamique particulière, les nids étant rapidement abandonnés à mesure que les conditions d'habitat à ces étangs se détériorent. Toutefois, la tendance à la baisse pendant ces périodes a aussi été notée dans les héronnières localisées sur des îles et elle est plus marquée en milieu forestier.

La tendance à la baisse constatée lors des derniers inventaires semble également se confirmer avec les données de ÉPOQ (Étude des populations d'oiseaux du Québec). En effet, les données d'ÉPOQ, de 1980 à 2002, montre une tendance à la baisse pour le grand héron (figure 1) depuis 1995, et pour le bihoreau gris (figure 2) depuis 1984 (Jacques Larivée, coordonnateur ÉPOQ, comm. pers.). L'information présente la constance annuelle qui est la fréquence d'observation d'une espèce exprimée en pourcentage, soit le nombre

de mentions de l'espèce divisée par le nombre de feuillets d'observations quotidienne des oiseaux du Québec pour les périodes du 1^{er} avril au 31 octobre de chaque année.

Une analyse des tendances des populations d'oiseaux, à partir des relevés des oiseaux nicheurs (BBS, *breeding birds survey*) de 1974 à 1998, montre également une tendance à la baisse du grand héron pour l'écozone du bouclier boréal. La diminution serait de 4,4 % entre 1989 et 1998, et de 14,1 % de 1994 à 1998 (Dunn *et al.* 2000). Une étude similaire, mais de 1967 à 2000, montre une diminution de 2,3 % entre 1971 et 1980, de 1,5 % de 1981 à 1990 et de 4,6 % de 1991 à 2000 (Downes et Collins, 2003).

Malgré des résultats relativement satisfaisants pour ce qui est des héronnières connues, la procédure retenue ne permet pas d'obtenir des connaissances pour l'ensemble des héronnières du Québec puisque nous ne couvrons sans doute pas l'ensemble des colonies existantes. En effet, aucune recherche n'est effectuée pour tenter de déterminer si les oiseaux d'une colonie disparue se relocalisent ailleurs. Nous survolons uniquement les colonies qui sont sur le plan des habitats fauniques ainsi que celles qui ont été découvertes à l'occasion par d'autres équipes d'inventaire de la faune. Les tendances récentes que nous avons détectées pour les héronnières ne sont donc pas nécessairement représentatives des tendances qui prévalent dans l'ensemble de la province. Elles ne s'appliquent effectivement qu'aux héronnières connues. Compte tenu de la durée de vie limitée des arbres supportant des nids, il est facile de croire qu'une certaine dynamique puisse exister, les oiseaux pouvant délaisser graduellement les colonies vieillissantes pour en établir de nouvelles ailleurs (voir DesGranges et Desrosiers, 1998). Ce phénomène semble prévaloir particulièrement dans les héronnières situées sur les étangs à castor, ces dernières ayant connu une baisse particulièrement marquée entre 1989 et 1992. Compte tenu de la difficulté de localiser les nouvelles héronnières sur l'ensemble du vaste territoire québécois, la tendance réelle de la population de grand héron est pratiquement impossible à établir de façon claire. Cependant, la possibilité qu'un déclin réel des populations de hérons soit en cours ne doit pas être écartée. Les indices relevés par le fichier ÉPOQ et par l'analyse des BBS tendent à confirmer les résultats des inventaires. Cette tendance souligne le besoin de continuer à procéder à un suivi périodique des héronnières existantes et d'identifier des moyens pour détecter la présence de nouvelles héronnières.

Remerciements

Cet inventaire a été réalisé en collaboration avec le personnel des Directions régionales d'aménagement de la faune : Guy Verreault de la région 01; Gilles Lupien, région 02; Jean-Luc Brisebois, région 03; Daniel Dolan, région 04; Alain Lussier, région 05; Pierre Bilodeau, région 06; Bruno Beaudoin et Daniel St-Hilaire, région 07; Pierre Fournier et

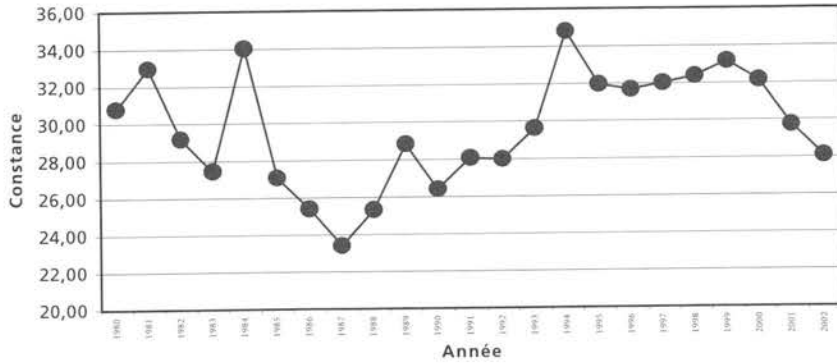


Figure 1. Constance annuelle du grand héron selon ÉPOQ (1980-2002)
Données du 1^{er} avril au 31 octobre

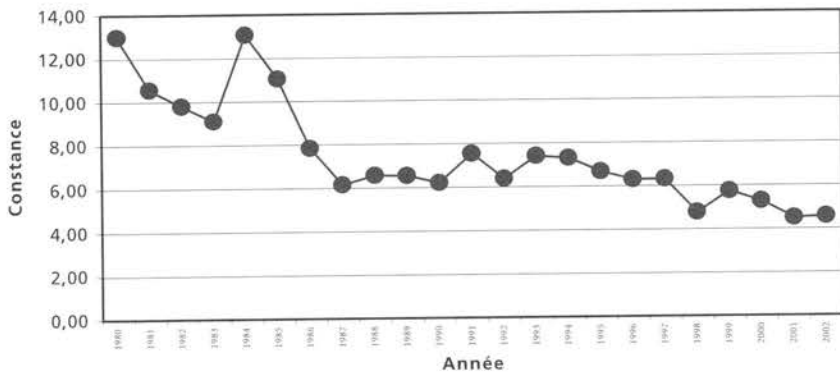


Figure 2. Constance annuelle du bihoreau gris selon ÉPOQ (1980-2002)
Données du 1^{er} avril au 31 octobre

Jocelyn Mercier, région 08; Daniel Dorais, région 09; François Landry, région 11; Mario Leclerc, région 12; Réjean Dumas, région 14; Michel Bédard et François Renaud, région 15 et Martin Léveillé, région 16. À toutes ces personnes, nous adressons nos remerciements. Daniel St-Hilaire et Héloïse Bastien ont également commenté et enrichi le présent rapport, je les en remercie grandement. Nous voudrions également souligner la participation de Jean-François Rail et François Shaffer du Service canadien de la faune pour les données fournies lors de l'inventaire des héronnières des Îles-de-la-Madeleine ainsi que Louise Champoux pour le financement d'une partie des coûts d'inventaire de colonies le long du fleuve. ◀

Bibliographie

- BÉLANGER, L. et S. TREMBLAY, 1989. Distribution et caractéristiques forestières des héronnières du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 57 p.
- CHABOT, J. et D. ST-HILAIRE, 1991. Inventaire aérien des héronnières de la région de l'Outaouais en juin 1990. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. SAEF. 23 p.
- DESGRANGES J.-L. et P. LAPORTE, 1983. Quatrième et cinquième tournées d'inspection des héronnières du Québec 1980-1981. Environnement Canada. Service canadien de la faune. 11 p.
- DESGRANGES J.L. and A. DESROSIERS, 1998. Breeding distribution and population trends of the Great Blue Heron in Quebec, with special reference to the St. Lawrence River heronries. Environment Canada, CWS. Ministère de l'Environnement et de la Faune SFT. 23 p.
- DESGROSIERS, A. C. MAISONNEUVE et R. MCNICOLL, 1998. Inventaire des héronnières du Québec, été 1997. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, SFT. 39 p.
- DESGROSIERS, A., 1993. Inventaire des héronnières du Québec, été 1992. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction de la faune et des habitats. SFT. 40 p.
- DOWNES, C.M. and B. T. COLLINS, 2003. The Canadian Breeding Bird Survey, 1967-2000. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa. Progress Notes No. 219
- DUNN, E.H., C.M. DOWNES and B.T. COLLINS, 2000. The Canadian Breeding Bird Survey, 1967-1998. Canadian Wildlife Service, Environment Canada, Ottawa. Progress Note No. 216.
- GRAY, P.A., J.W. GRIER, G.D. HAMILTON, and D.P. EDWARDS, 1980. Great Blue Heron colonies in northwestern Ontario, Canadian Field-Naturalist, 94, (2): 182-184.
- LARIVÉE, J., 2003. Étude des populations d'oiseaux du Québec (Époq). Base de données ornithologiques. Rimouski: Association québécoise des groupes d'ornithologues.

SANTÉ, ÉQUILIBRE, LIBERTÉ

Nicole Faullem & Jacques Roberge
Consultants en mieux-être

141, rue Larocque
Beauport (Québec) G1B 1S2

Tél.: (418) 660-9827 / Téléc.: (418) 660-3531
nfaullem@videotron.ca / jaroberge@hotmail.com

Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés du Saint-Laurent fluvial

Philippe Brodeur, Marc Mingelbier et Jean Morin

Résumé

Au lac Saint-Pierre, près de 1 326 ha de marais, aménagés dans la plaine inondable pour compenser des pertes d'habitat, sont utilisés par les poissons lors de la crue printanière. Le but de la présente étude était de déterminer l'impact des variations hydrologiques du Saint-Laurent sur les poissons des marais aménagés. Les résultats serviront à formuler des recommandations à la Commission mixte internationale, qui révisé les critères de régularisation du système Grands-Lacs – Saint-Laurent. Une analyse historique de l'accès aux marais aménagés a été menée (1960-2002) et la chronologie de la migration et de la reproduction du grand brochet (*Esox lucius*) et de la perchaude (*Perca flavescens*) a été caractérisée en 2002 dans deux marais aménagés. Depuis 1975, la durée d'accès aux marais aménagés a diminué graduellement (1,1 jour/année; $R^2 = 0,20$; $p = 0,01$) et pourrait se traduire par une baisse de la diversité et de l'abondance des poissons. La diversité de la communauté en migration dans les marais aménagés a montré une distribution bimodale, témoignant d'une séquence temporelle selon l'espèce. Chez le brochet et la perchaude, les variations journalières du niveau d'eau avaient une influence positive sur les prises par unité d'effort ($R^2 = 0,64 - 0,89$; $p < 0,03$), alors que la température de l'eau ne montrait aucun effet significatif. La reproduction du grand brochet est survenue lorsque la température journalière moyenne de l'eau a atteint 6,6 °C et que les géniteurs ont eu accès à la frange de végétation comportant des graminées denses. Le maximum d'activité de reproduction de la perchaude est survenu après accumulation de 7-20 degrés-jours (> 10 °C) de la température de l'eau. Cette étude suggère que la durée, la hauteur et la chronologie de la crue printanière ont un impact sur la richesse spécifique, l'abondance des géniteurs et la date de la reproduction des frayeurs hâtifs dans les marais aménagés.

Introduction

L'étude des facteurs qui influencent la chronologie de la migration et de la reproduction des poissons est nécessaire à la compréhension des stratégies du cycle vital des poissons (Brenkman *et al.*, 2001) et à une saine gestion de l'hydrologie des réservoirs hydroélectriques (Paragamian et Kruse, 2001), des pêcheries et des ensemencements (Springborn *et al.*, 1998). Cela s'applique plus particulièrement à des systèmes hydriques fortement régularisés et dans lesquels

les phénomènes biologiques peuvent être sévèrement altérés par des interventions anthropiques (Farrell, 2001; Paragamian et Kruse, 2001). Il existe une littérature imposante concernant les facteurs environnementaux qui contrôlent la migration et la reproduction de plusieurs espèces de poissons (Jonsson, 1991; Trépanier *et al.*, 1996). Il a été rapporté que la température de l'eau, le débit, la phase lunaire et la photopériode sont des variables susceptibles de contrôler la chronologie et l'intensité du mouvement des poissons (Jonsson, 1991; Garrett et Bennett, 1995; Brenkman *et al.*, 2001; Paragamian et Kruse, 2001). Pour sa part, la reproduction est influencée par une panoplie d'interactions entre des facteurs environnementaux, endocriniens et sociaux (Dabrowski *et al.*, 1996). En zone tempérée, la température de l'eau et la photopériode sont considérées comme étant les principaux stimuli déclenchant la reproduction des poissons (Dabrowski *et al.*, 1996).

Au Québec, plusieurs études ont démontré que les marais aménagés constituent des sites de reproduction et d'alevinage productifs, particulièrement pour les espèces à frai hâtif, dont le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*) (Lepage et Lalumière, 2003; Mingelbier et Douguet, 1999). Des résultats récents tendent à démontrer que la croissance des jeunes perchaudes de l'année dans les milieux aménagés est plus élevée qu'en milieu naturel, ce qui pourrait améliorer leur taux de survie et le succès de la reproduction (Tardif *et al.*, 2003). Durant la période 1987-2001, 14 marais (1 326 ha) ont été aménagés au lac Saint-Pierre pour les poissons et la sauvagine, dans le but de compenser des pertes d'habitat. La hausse printanière du niveau d'eau du fleuve Saint-Laurent permet généralement aux poissons de se rendre dans les marais aménagés et les caractéristiques propres à la crue printanière se répercutent sur leur écologie. La durée et la chronologie de la crue influencent la longueur de la période d'accès pour les poissons alors que sa hauteur détermine la superficie d'habitat disponible. Des niveaux d'eau trop bas, lors de la migration et de la reproduction, empêcheraient les marais aménagés de jouer leur rôle compensatoire en bloquant l'accès des poissons à des habitats de qualité.

Philippe Brodeur et Marc Mingelbier sont biologistes à la Direction de la faune de la Société de la faune et des parcs du Québec, et Jean Morin est chercheur en modélisation fluviale au Service météorologique du Canada d'Environnement Canada.

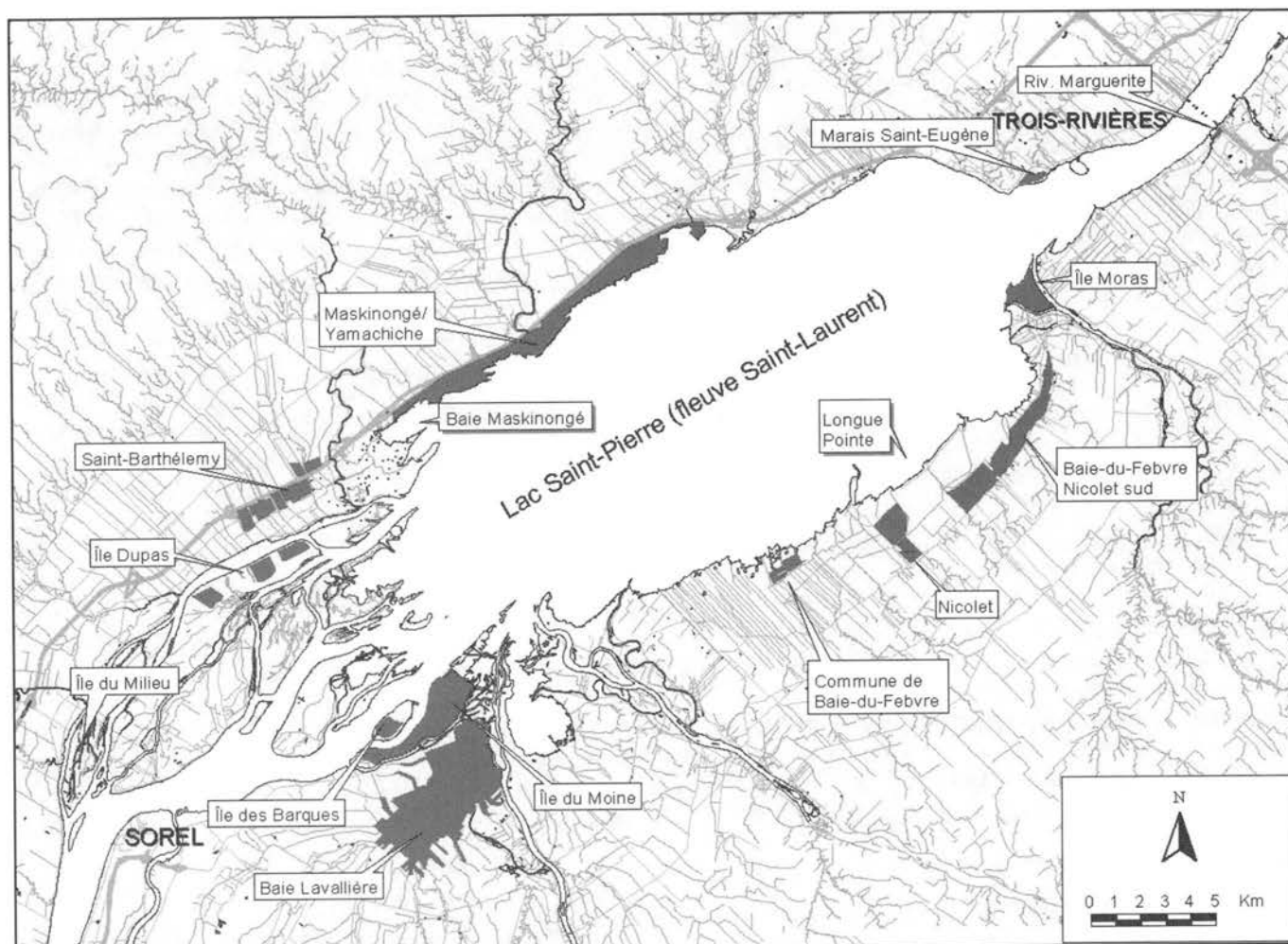


Figure 1. Localisation des marais aménagés au lac Saint-Pierre. Deux marais naturels (Baie Maskinongé et Longue Pointe) sont également représentés.

L'actuelle révision des critères de régularisation du système Grands-Lacs – Saint-Laurent par la Commission mixte internationale était une occasion unique de quantifier l'impact des variations hydrologiques sur les marais aménagés et de formuler des recommandations pour protéger ces milieux. Le grand brochet et la perchaude ont été retenus comme principales espèces indicatrices en raison de la coïncidence de leur période de reproduction avec la crue printanière et de l'utilisation de la plaine d'inondation comme habitat de fraie (Fortin *et al.*, 1982; Craig, 2000).

Le premier objectif était de quantifier l'accès aux marais aménagés pour les populations de poissons en fonction du niveau de l'eau du Saint-Laurent. Le deuxième objectif était de déterminer l'influence du niveau de l'eau et de la température sur la chronologie et la durée de la migration et de la reproduction des poissons (marais aménagés : chronologie de la migration chez toutes les espèces, chronologie de la reproduction chez le brochet et la perchaude; marais naturels : chronologie de la migration et de la reproduction chez la perchaude). À cette fin, une analyse historique de

l'accès aux marais aménagés a été réalisée et la chronologie de la migration et de la reproduction des poissons a été mesurée au printemps 2002.

Méthodologie

Sites à l'étude

La présente étude a été réalisée dans la région du lac Saint-Pierre située sur le cours du fleuve Saint-Laurent, entre Sorel et Trois-Rivières. Le Saint-Laurent prend sa source à l'exutoire des Grands Lacs, sortant du lac Ontario. Le débit à la sortie des Grands Lacs varie annuellement entre 6 000 et 9 000 m³/s, ce qui représente approximativement 60 % du débit dans le lac Saint-Pierre au printemps (Morin *et al.*, 2003). Le lac Saint-Pierre est un lac fluvial typique qui a été qualifié de réserve écologique de la biosphère par l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO). Il a une superficie d'environ 31 500 ha, une profondeur moyenne de 3,17 m au débit moyen et une imposante plaine d'inondation atteignant 14 000 ha durant cinq à neuf semaines, lors des crues à récurrence de deux ans

(Frenette *et al.*, 2003, Lessard, 1991). Le lac Saint-Pierre supporte plus de 40 espèces de poissons et sa communauté est dominée par la perchaude (La Violette *et al.*, 2003).

Le niveau d'eau des marais aménagés peut être partiellement contrôlé ou alors en phase avec le Saint-Laurent. Les sites où le niveau d'eau est contrôlé sont entourés par des digues qui retiennent les eaux de la crue printanière, du ruissellement et de la fonte des neiges. Les ouvrages de contrôle permettent de maintenir un niveau d'eau stable dans le marais et de l'abaisser au moment opportun afin d'évacuer les poissons avant la formation du couvert de glace et, ainsi, d'éviter la mortalité hivernale (Lepage et Lalumière, 2003). Dans d'autres cas, les marais aménagés constituent des fossés piscicoles ou des étangs qui ne présentent aucun ouvrage de contrôle et sont en phase avec le Saint-Laurent.

Pour l'analyse historique de l'accès aux marais aménagés du lac Saint-Pierre, seuls les marais aménagés situés dans la zone des crues à récurrence comprise entre un et cinq ans ont été considérés (figure 1). Les sites localisés plus hauts dans la plaine d'inondation sont dédiés uniquement à la sauvagine et leur gestion n'est pas adaptée à la faune ichthyologique. Les processus biologiques ont été mesurés dans deux marais aménagés (marais Saint-Eugène [46°17'N, 72°39'O] et segment 4 du complexe d'aménagement de Saint-Barthélemy [46°10'N, 73°00'O]) et dans deux marais naturels situés au lac Saint-Pierre (baie de Maskinongé [46°12'N, 72°58'O] et secteur de Longue Pointe [46°11'N, 72°45'O]) (figure 1).

Accès aux marais aménagés

Cote de gestion et superficie d'habitat

Dans le but d'évaluer la sensibilité des marais aménagés aux variations des niveaux d'eau du Saint-Laurent, une caractérisation physique des sites a été réalisée. Pour ce faire, les informations du répertoire synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre ont été mises à jour (Mingelbier et Douguet, 1999). Les cotes de gestion assurant le fonctionnement optimal de chaque aménagement ont été colligées et associées à une superficie inondée.

Chaque site a été caractérisé par deux cotes : une cote de gestion minimum (ge_{\min}) et une cote de gestion maximum (ge_{\max}). Les niveaux d'eau situés entre les cotes ge_{\min} et ge_{\max} permettent le fonctionnement optimal de l'aménagement. La cote ge_{\min} correspond au niveau d'eau au-dessus duquel un contact est établi entre le fleuve et le marais, rendant disponible un minimum de superficie favorable pour les poissons. Lorsque l'inondation atteint la cote ge_{\max} , la surface disponible dans le marais est à son maximum. Pour les marais qui ne présentent pas d'ouvrage de contrôle, les cotes ge_{\min} et ge_{\max} correspondent respectivement au niveau d'eau donnant accès à 80 % et à 100 % de leur superficie totale.

Analyse des niveaux d'eau historiques

Une analyse des crues printanières historiques (1960-2002) a été réalisée dans le but d'estimer la durée de l'accès et la superficie disponible annuellement si tous les marais aménagés avaient été mis en opération en 1960. Cette analyse, qui a permis d'évaluer la sensibilité des marais aménagés aux différentes conditions hydrologiques observées à la suite de la régularisation du système lac Ontario – fleuve Saint-Laurent, a été réalisée. Les niveaux d'eau historiques du Saint-Laurent mesurés à Sorel entre le 1^{er} mars et le 30 juin (Hydat, 2003) ont été mis en relation avec les cotes de gestion pour quantifier annuellement l'accès aux marais aménagés. Pour chaque année, la durée du contact entre le fleuve et chaque aménagement ainsi que les superficies inondées ont été calculées. Puisque les marais aménagés sont situés à des altitudes différentes, il a été nécessaire de calculer un facteur de correction par rapport à une station de référence (Sorel) pour établir quand il y a contact entre le niveau d'eau du Saint-Laurent et le marais. Ce facteur a été établi à partir de la pente journalière du niveau d'eau du fleuve, entre Sorel et Trois-Rivières, et à partir de la distance du marais par rapport à Sorel. La correction faite, il devenait possible de savoir, chaque jour et pour chaque aménagement, si le niveau du Saint-Laurent atteignait ou non les cotes de gestion. Des régressions linéaires simples ont été utilisées pour déterminer l'évolution de la durée d'accès annuelle depuis 1975 et pour quantifier l'influence de la hauteur de la crue printanière sur la durée d'accès.

Processus biologiques

Échantillonnage des poissons et mesures abiotiques

Des pêches expérimentales ont été réalisées au printemps 2002 dans les marais de Saint-Barthélemy et de Saint-Eugène. L'échantillonnage des poissons s'est déroulé durant un mois, de la débâcle à la fin de la période d'accès aux marais aménagés (Saint-Barthélemy : 3 avril-6 mai; Saint-Eugène : 8 avril-9 mai). Une trappe Alaska (mailles étirées : 1,5 cm) a été installée au niveau du point de contact entre le marais aménagé et le fleuve, de façon à déterminer la chronologie de la migration des poissons dans le marais. Selon le site, entre sept et 11 verveux (mailles étirées : 4,5 et 4,8 cm) ont été disposés aléatoirement dans le marais aménagé dans le but de suivre l'évolution de la maturité sexuelle du grand brochet et de la perchaude, de façon à évaluer la chronologie de la reproduction. Au marais Saint-Eugène, deux verveux ont été installés à l'extérieur de l'aménagement, avant et après la période de contact entre le fleuve et le marais afin de documenter le mouvement des poissons durant cette période (avant : 8-15 avril; après : 2-9 mai). Les engins de pêche ont été visités une fois par jour entre 9 h et 10 h jusqu'à la fin de la période de reproduction du grand

brochet et de la perchaude, et ensuite tous les deux ou trois jours. Tous les grands brochets et les perchaudes ont été pesés ($\pm 0,1$ g), mesurés ($\pm 0,1$ mm LT) et leur stade de maturité sexuelle a été évalué par pression abdominale et extrusion partielle des gamètes selon l'échelle de Nikolsky (1963). Les perchaudes (LT supérieure à 125 mm) et les brochets étaient marqués à l'aide d'une étiquette à ancrage en T, disposée sous la nageoire dorsale. Les grands brochets ont été anesthésiés avant les manipulations à l'aide d'une solution d'huile de clou de girofle à 0,005 %. Chez les espèces autres que le grand brochet et la perchaude, tous les individus ont été identifiés et 30 spécimens provenant d'un sous-échantillon aléatoire ont été mesurés et pesés chaque jour. Après les manipulations, les poissons ont été relâchés dans l'aménagement, à au moins 200 m du lieu de capture.

Pour chaque marais naturel, les perchaudes capturées dans trois verveux de pêche commerciale (mailles étirées: 4,5 et 4,8 cm), choisis aléatoirement dans les sites de reproduction de la perchaude, ont été analysées, à raison d'un site par jour. L'échantillonnage a débuté le 11 avril à Maskinongé et le 13 avril à Longue Pointe. Les perchaudes ont été dénombrées, mesurées ($\pm 0,1$ mm LT) et leur stade de maturité sexuelle a été évalué selon la méthode décrite précédemment.

La température de l'eau a été mesurée en milieu aménagé et naturel, à l'aide de deux thermographes (Mini-log-T de Vemco; $\pm 0,1$ °C) par site, à raison d'une mesure par heure. Les thermographes ont été protégés des radiations solaires directes et placés à 0,2 m du fond, dans une colonne d'eau d'environ 1 m. Afin de respecter la gamme de profondeur choisie pour les mesures, les thermographes placés dans les marais naturels ont été déplacés régulièrement pour s'ajuster aux variations du niveau d'eau.

Structure des communautés et des populations

Pour déterminer l'évolution de la diversité au sein de la communauté de poissons en migration dans le marais de Saint-Barthélemy, la richesse spécifique et l'indice de diversité de Shannon-Weiner ont été calculés pour chaque jour de suivi (Legendre et Legendre, 1984). Il a été impossible de considérer l'évolution de la diversité au marais Saint-Eugène puisque de nombreux poissons ont échappé à la trappe Alaska, qui constituait l'engin le moins sélectif.

Chronologie et durée de la migration

Afin d'évaluer la chronologie de la migration des grands brochets et des perchaudes, les prises par unité d'effort (PUE) des mâles et des femelles ont été estimées. À Saint-Barthélemy, les PUE ont été calculées à partir des échantillons recueillis avec la trappe Alaska située à l'entrée de l'aménagement. Pour l'aménagement de Saint-Eugène et le milieu naturel avoisinant, les PUE quotidiennes correspondent à la moyenne des prises de tous les engins de pêche utilisés. Les données de Saint-Eugène et du milieu naturel

ont été présentées à titre indicatif puisque aucune analyse statistique n'a pu être effectuée en raison du faible effectif.

Selon Trépanier *et al.* (1996), les poissons répondraient davantage à des variations relatives élevées des variables environnementales plutôt qu'à de fortes valeurs absolues. Pour quantifier l'influence des variations de la température et du niveau d'eau sur la migration du brochet et de la perchaude au marais de Saint-Barthélemy, des régressions multiples ont été utilisées. La période de migration considérée pour les analyses se situe entre le début de la pêche et le maximum de la fraie, défini comme la date à laquelle 50 % des femelles capturées dans le marais avaient frayé (stade de maturité n° 6 selon l'échelle de Nikolsky (1963)). Pour chaque sexe, un modèle a été estimé sous la forme suivante :

$$Y_t = C_0 + C_1 \Delta T + C_2 \Delta N$$

où Y_t représente les prises par unité d'effort (PUE) enregistrées à l'entrée du marais, C les coefficients de la régression, ΔT les différences journalières de température ($T_t - T_{t-1}$) et ΔN les différences journalières de niveau d'eau ($N_t - N_{t-1}$). Préalablement à l'application des analyses multivariées, des régressions simples entre les PUE et les variables environnementales ont été utilisées dans le but de choisir les meilleurs descripteurs des variations de température et de niveau d'eau pour chaque espèce. Chez la perchaude, la température journalière moyenne de l'eau et le niveau journalier moyen mesuré à Sorel (IGLD85; m) ont été utilisés pour les analyses. Chez le brochet, la température maximum journalière et le niveau journalier moyen mesuré à Sorel ont été utilisés. Une transformation de type log ($X + 1$) a été appliquée aux PUE afin de respecter les conditions de normalité. Le même type d'analyse a été appliqué aux données de biomasse par unité d'effort (BUE) sans amélioration du niveau de signification. Pour cette raison, seuls les résultats obtenus à l'aide des PUE ont été présentés.

Chronologie et durée de la reproduction

Dans le but d'évaluer la chronologie de la reproduction chez le grand brochet et la perchaude, la date de la fraie a été estimée à partir des mesures quotidiennes de maturité sexuelle. Chez le brochet, la date de la reproduction a été définie comme celle où les premières femelles ont frayé. Puisque la fréquence d'échantillonnage était insuffisante pour déterminer le début de la reproduction de la perchaude en milieu naturel, la date de la reproduction a été définie comme la date correspondant au maximum de la fraie (date où 50 % des femelles capturées avaient frayé). La date de la fraie a été mise en relation (de façon visuelle) avec la température moyenne, minimum et maximum de l'eau, les degrés-jours supérieurs à 10 °C (calculés à partir de la température maximum journalière) ainsi qu'avec le niveau d'eau afin de déterminer les facteurs qui influencent la chronologie de la reproduction. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de la version 8.0 du logiciel SYSTAT pour Windows.

Résultats et discussion

Accès aux marais aménagés

Cote d'élévation et superficie d'habitat

Les cotes de gestion des marais aménagés et les superficies accessibles aux poissons varient d'un site à l'autre (figure 2). Une augmentation du niveau de l'eau du fleuve, à partir de 4,9 m à Sorel, provoque une hausse de la superficie totale accessible aux poissons (figure 2). Pour assurer une mise en eau minimale, le niveau de l'eau du fleuve doit atteindre la cote 5,6 m à Sorel, ce qui permet aux poissons d'avoir accès à 60 % (805,9 ha) de la superficie d'habitat potentielle. À l'opposé, un niveau d'eau de 6,7 m assurerait une superficie d'habitat maximale. Il est cependant possible qu'un niveau > 6,7 m altère le régime thermique et le succès de la reproduction; ce point doit être documenté. Il a été rapporté, chez le grand brochet, qu'un refroidissement prolongé

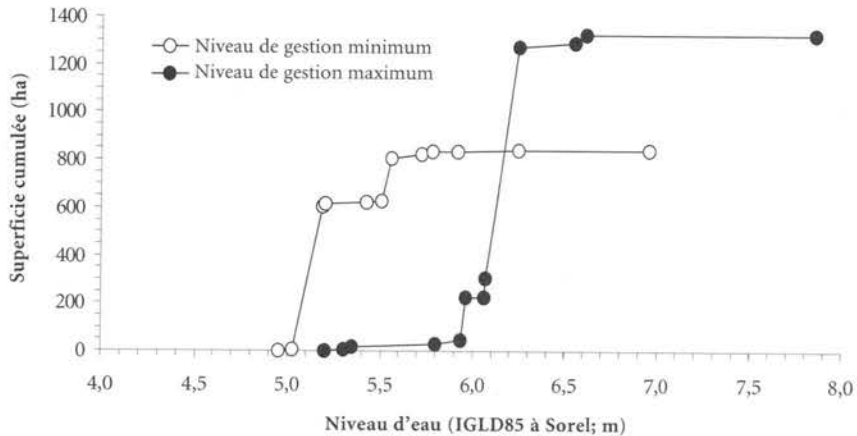


Figure 2. Superficie cumulée de marais aménagé au lac Saint-Pierre en fonction du niveau d'eau du Saint-Laurent. Chaque point représente la cote d'opération d'un marais aménagé.

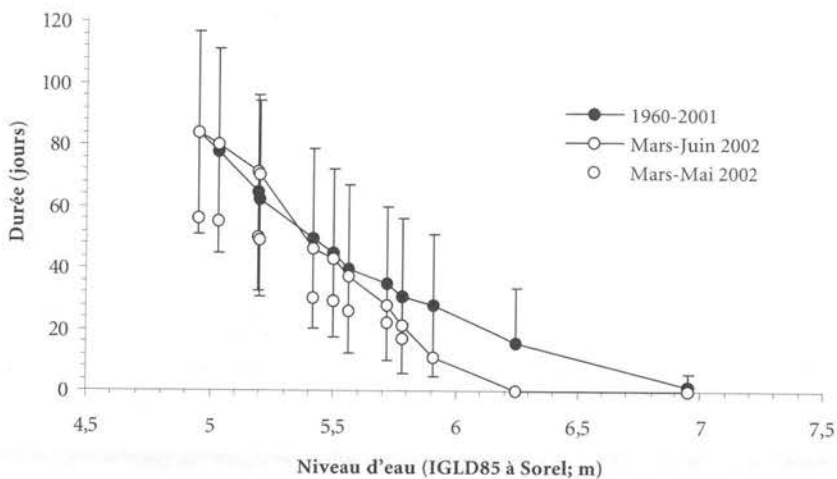


Figure 3. Durée annuelle moyenne de l'inondation printanière (mars - juin) de chaque marais aménagé au lac Saint-Pierre, calculée pour la période 1960-2001, en fonction du niveau de l'eau du Saint-Laurent. Les données de 2002 (mars - juin et mars - mai) sont également présentées.

retarde et/ou prolonge la fraie, ralentit l'incubation des œufs et diminue le succès d'éclosion (Fortin *et al.*, 1982).

Analyse des niveaux d'eau historiques

Depuis 1960, la durée moyenne de l'accès printanier pour tous les marais aménagés a été de 44 ± 35 jours et elle a variée entre 0 et 120 jours selon le site (figure 3). Il existe une relation négative entre la durée d'accès pour la période 1960-2001 et l'élévation dans la plaine d'inondation (durée = $-41 \cdot \text{niveau Sorel} + 274$; $R^2 = 0,39$; $p < 0,001$; figure 3). Lors de l'échantillonnage en 2002, la durée du contact printanier pour toute la période d'étude (mars-juin) a été inférieure à la moyenne de la période 1960-2001 pour les marais les plus hauts dans la plaine d'inondation. Lorsqu'on exclut de l'analyse les niveaux d'eau mesurés en juin 2002, qui étaient anormalement élevés pour cette période de l'année (niveau moyen en juin : 4,89 m pour la période 1960-

2001; 5,41 m en 2002), l'écart par rapport à la moyenne augmente considérablement pour les sites à basse élévation. La hauteur et la durée de la crue de 2002 ont donc été faibles pour les poissons qui frayent tôt au printemps, mais les hauts niveaux du mois de juin ont favorisé l'accès aux espèces frayant en eau chaude. Ces résultats soulignent l'importance de considérer l'élévation des sites dans la plaine d'inondation ainsi que la chronologie des processus biologiques pour estimer l'impact des niveaux d'eau du Saint-Laurent.

Pour dresser un portrait de l'influence du niveau d'eau sur l'ensemble des sites aménagés au lac Saint-Pierre, les variations interannuelles de la durée de contact et de la superficie disponible ont été examinées pour la période 1960-2002. Trois périodes distinctes se dégagent de l'analyse historique (figure 4). Premièrement, le milieu des années 1960 a été caractérisé par de courtes durées de contact et des surfaces disponibles toujours inférieures à la superficie potentielle. La faible hydraulité mesurée en 1965 aurait empêché les poissons d'accéder aux marais aménagés du lac Saint-Pierre, entraînant une perte d'habitat potentiel estimée à 1 326,1 ha. Deuxièmement, à partir du début des années 1970, l'augmentation de la durée et de la hauteur des crues printanières a provoqué un accroissement des durées de contact et des superficies disponibles pour les poissons. Les conditions hydrologiques seraient demeurées favorables jusqu'au milieu des années 1980. Troisièmement, une tendance à la baisse de la durée moyenne de l'accès aux marais aménagés (1,1 jour/année) a été observée depuis 1975 (durée = $-1,1 \cdot \text{an} + 60,9$; $R^2 = 0,20$; $p = 0,01$). Même si le régime hydrologique du bassin

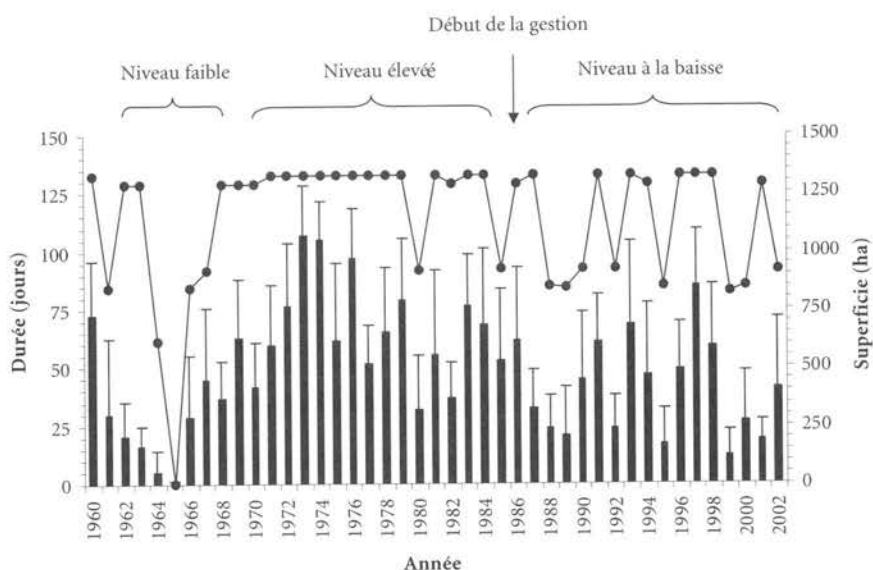


Figure 4. Durée moyenne de l'inondation printanière (mars - juin) des marais aménagés (histogramme) et superficie totale (courbe) qui aurait été disponible annuellement si tous les marais aménagés au lac Saint-Pierre avaient été mis en opération en 1960.

Grands Lacs – Saint-Laurent montre une cyclicité d'environ 30 ans (Chanut *et al.*, 1988), il faut s'attendre, dans un proche avenir, à observer une baisse des apports en eau liée aux changements climatiques (Mortsch et Quinn, 1996) et à des modifications marquées de l'écosystème du Saint-Laurent (Vincent et Dodson, 1999; Mingelbier *et al.*, 2001), qui pourrait se traduire par une diminution de la diversité spécifique et de l'abondance totale des géniteurs à l'intérieur des marais aménagés (voir les prochaines sections).

Processus biologiques

Structure des communautés

Du début d'avril au début de mai, 28 et 27 espèces de poissons ont respectivement été répertoriées dans les marais de Saint-Barthélemy et de Saint-Eugène (tableau 1). Environ 70 % des espèces étaient communes aux deux sites; les plus abondantes étaient la barbotte brune, la perchaude et le grand brochet (tableau 1). Les espèces les plus représentées dans les pêches sont reconnues pour compléter une portion de leur cycle vital (reproduction, alevinage et/ou alimentation) à l'intérieur des milieux humides (Scott et Crossman, 1974). La Violette *et al.* (2003) rapportent une diversité variant entre 16 et 38 espèces de poissons pour les différents secteurs du lac Saint-Pierre et de son archipel, ce qui est similaire aux résultats de la présente étude.

La richesse spécifique au marais de Saint-Barthélemy a augmenté au cours de la période d'étude pour atteindre une valeur maximale après environ 20 jours (figure 5b). Cette augmentation s'expliquerait par le maintien de l'accès au cours de la séquence de migration des 28 espèces de poissons. L'évolution quotidienne de la richesse spécifique au sein de la communauté migratrice montre effectivement une distribution bimodale; celle-ci témoigne du caractère séquentiel du mouvement des différentes espèces vers la plaine d'inondation (figure 5a). Malgré une tendance à la baisse de l'équilibre au sein de la communauté en migration, comme en témoigne l'indice de Shannon-Weiner, on remarque une certaine stabilité de la communauté à l'intérieur du marais tout au long du suivi (figures 5a et 5b). Ces résultats suggèrent que la durée de la période d'accès revêt une importance particulière pour assurer une richesse spécifique optimale, mais que, pour la période considérée dans la présente étude, les espèces qui migrent tôt au printemps (principalement perchaude, grand brochet et cyprinidés; données non présentées) sont celles qui dominent et qui fixent un niveau d'équilibre au sein de la communauté de poissons.

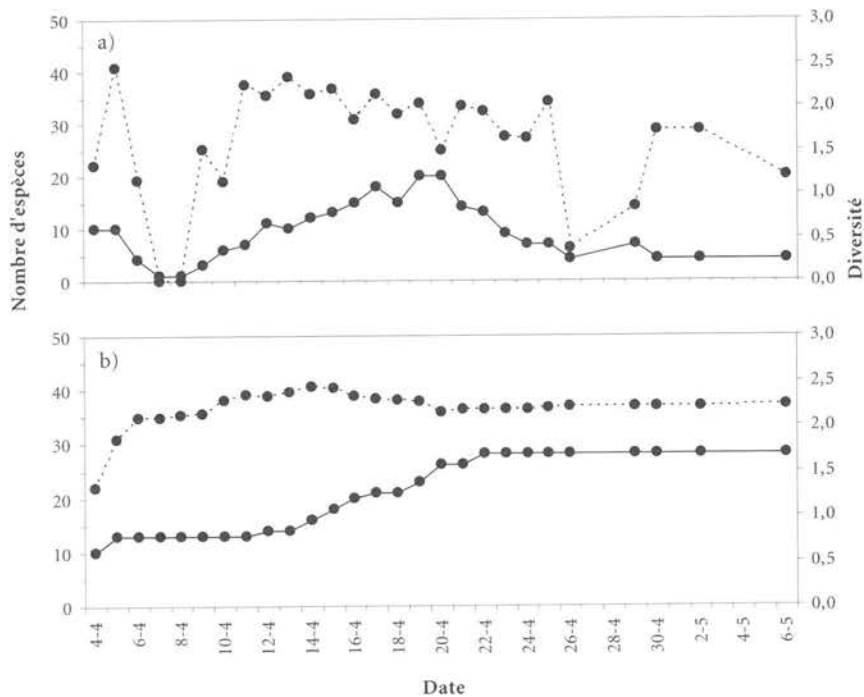


Figure 5. Nombre d'espèces (trait plein) et indice de diversité de Shannon-Weiner (trait pointillé) au sein de la communauté de poissons en migration (a) et déjà présente (b) dans le marais de Saint-Barthélemy au printemps 2002.

Tableau 1. Nombre d'individus capturés dans deux marais aménagés du lac Saint-Pierre au printemps 2002.

Espèces	Saint-Barthélemy	Saint-Eugène
Méné d'argent	3 919	7
Barbotte brune	1 909	606
Perchaude	1 408	673
Queue à tache noire	207	4
Grand brochet	127	82
Méné jaune	104	39
Méné d'herbe	104	
Meunier noir	81	7
Méné émeraude	59	6
Épinoche à cinq épines	58	11
Carpe allemande	55	2
Umbre de vase	30	4
Crapet-soleil	30	2
Doré jaune	23	
Omisco	18	
Fondule barré	12	
Marigane noire	9	5
Couette	9	1
Lotte	7	1
Poisson-castor	5	10
Lamproie argentée	5	
Chat-fou brun	4	8
Suceur blanc	3	2
Crayon d'argent	3	1
Barbue de rivière	3	
Meunier rouge	1	1
Naseux des rapides	1	
Malachigan	1	
Ouitouche		65
Crapet de roche		6
Méné laiton		2
Achigan à grande bouche		1
Brochet d'Amérique		1
Doré noir		1
Méné pâle		1
Total	8 195	1 549

Chronologie et durée de la migration

Grand brochet

Les premiers pics de la migration des mâles et des femelles sont survenus lorsque la température journalière moyenne de l'eau était inférieure à 6,0 °C (Saint-Barthélemy: 2,4 °C; Saint-Eugène: 5,8 °C; figure 6). Les plus fortes abondances ont été observées lors d'une augmentation rapide du niveau d'eau, au moment où la température journalière moyenne avait atteint au moins 7,0 °C (Saint-

Barthélemy: 7,1 °C; Saint-Eugène: 7,9 °C). La température à laquelle s'est produite la migration est similaire à ce qui est rapporté dans la littérature (température 2-8 °C; voir rétrospective de littérature dans Brodeur *et al.*, 2004).

L'évolution temporelle des PUE du grand brochet montre que la majorité des individus ont accédé aux marais aménagés en moins de dix jours, entre la débâcle et le déclenchement de la reproduction (figure 6). Massé *et al.* (1991) rapportent que durant deux années consécutives, plus de 70 % des géniteurs ont accédé à la frayère de la rivière aux Pins, tributaire du Saint-Laurent, en huit et 12 jours après le début de la crue printanière. Franklin et Smith (1963) mentionnent, pour leur part, que la majorité de la migration s'effectue en moins d'une semaine si aucune baisse soudaine de la température n'est observée.

Une relation positive a été obtenue au marais de Saint-Barthélemy entre les PUE des brochets mâles et les variations journalières du niveau de l'eau, alors qu'aucune relation significative n'a été observée avec les variations de la température (tableau 2). Ce résultat suggère que l'intensité du mouvement de la migration des grands brochets serait en partie fonction de la crue printanière qui influence l'accès aux habitats de reproduction en plaine inondable. Une analyse de l'effet de plusieurs variables hydrologiques et climatiques sur la migration du grand brochet à la rivière aux Pins a été réalisée lors d'une période de niveaux d'eau élevés (1975 et 1976; Massé *et al.*, 1991). L'analyse révèle que les variations du niveau d'eau constituaient un déterminant majeur de la montaison vers la frayère, même si cette étude n'a documenté que partiellement le processus de migration.

Perchaude

Le début de la migration des perchaudes dans les marais aménagés a succédé à celle des brochets et s'est déroulée sur une période de dix jours (figure 7). On observe également une diminution importante des PUE immédiatement après le maximum de la reproduction. Le premier pic de la migration des perchaudes mâles et femelles est survenu lorsque la température moyenne de l'eau a atteint environ 7,0 °C (Saint-Barthélemy: 7,1 °C; Saint-Eugène: 6,6 °C), alors que la majeure partie de la migration des grands brochets avait déjà eu lieu. Le processus de la migration n'a pu être documenté en entier en milieu naturel (Maskinongé et Longue Pointe) en raison du début tardif de l'échantillonnage et de sa faible fréquence. Cependant, les données disponibles permettent de confirmer que le début de la migration s'effectue à des températures inférieures à 13,0 °C (Maskinongé: 12,6 °C; Longue Pointe: 12,4 °C). Selon Craig (2000) et Thorpe (1977), les migrations de la fraie de la perchaude, entre les habitats d'hivernation en eau profonde et des sites de fraie en eau peu profonde, surviennent seulement quelques jours avant la reproduction. La température à laquelle ces mouvements sont amorcés et leur durée sont cependant très peu documentées dans la littérature.

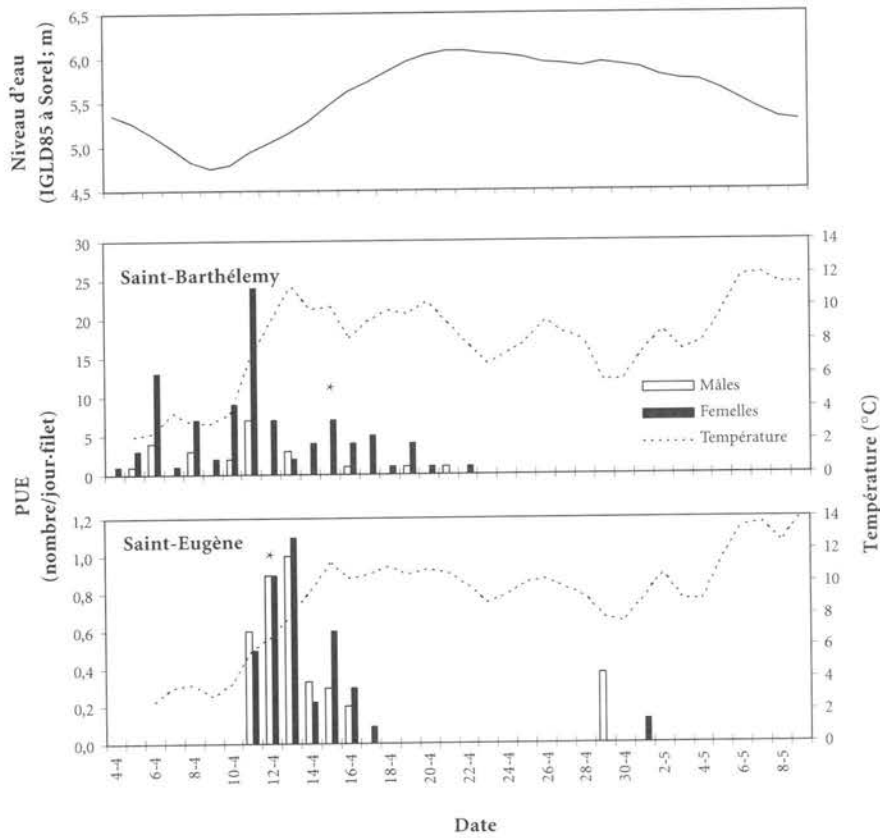


Figure 6. Prises par unité (PUE) d’effort du grand brochet dans deux marais aménagés du lac Saint-Pierre durant le printemps 2002. La température moyenne de l’eau, le niveau d’eau du Saint-Laurent et les dates du déclenchement de la reproduction (*) sont représentés.

Une relation positive entre le nombre de perchaudes en migration dans le marais de Saint-Barthélemy et les variations journalières du niveau de l’eau a été obtenue (tableau 3). Au contraire, les variations de température de l’eau ne semblaient pas stimuler la montaison au marais de Saint-Barthélemy. Comme chez le grand brochet, la crue printanière influencerait l’intensité du mouvement des perchaudes vers la plaine d’inondation.

Chronologie et durée de la reproduction

Grand brochet

À Saint-Eugène, la reproduction a débuté une journée avant Saint-Barthélemy, et ce, même si la température de l’eau y était plus froide (figure 8). La fraie du grand brochet à Saint-Barthélemy est survenue lorsque le niveau du fleuve a atteint le niveau ge_{min} du marais, donnant accès à une frange de végétation dense de type graminoidé. Ces résultats suggèrent que la disponibilité d’un type d’habitat particulier soit impliquée dans le déclenchement de la reproduction du grand brochet. Le brochet est reconnu pour déposer ses œufs sur des amas de végétation herbacée ou aquatique qui les isolent du substrat sous-jacent, où des conditions

Tableau 2. Coefficient des régressions linéaires pour le modèle $\text{Log}(PUE) = Cte + \Delta T + \Delta N$ chez les brochets mâles et femelles capturés au marais Saint-Barthélemy au printemps 2002 (* = $p < 0,05$; ** = $p < 0,01$).

	Constante	ΔTemp	ΔNiveau	R^2	p
Mâles	- 0,02 ± 0,13	+ 0,09 ± 0,05	+ 2,86* ± 1,14	0,64	0,03
Femelles	+ 0,61* ± 0,17	+ 0,04 ± 0,07	+ 1,89 ± 1,50	0,26	0,35
Total	+ 0,61** ± 0,16	+ 0,06 ± 0,06	+ 2,36 ± 1,41	0,41	0,15

Tableau 3. Coefficient des régressions linéaires pour le modèle $\text{Log}(PUE) = Cte + \Delta T + \Delta N$ chez les perchaudes mâles et femelles capturées au marais Saint-Barthélemy au printemps 2002 (***) = $p < 0,001$).

	Constante	ΔTemp	ΔNiveau	R^2	p
Mâles	+ 1,25*** ± 0,12	+ 0,02 ± 0,07	+ 6,45*** ± 0,88	0,83	< 0,001
Femelles	+ 0,67*** ± 0,06	+ 0,01 ± 0,04	+ 4,37*** ± 0,48	0,89	< 0,001
Total	+ 1,12*** ± 0,12	+ 0,02 ± 0,07	+ 6,71*** ± 0,87	0,85	< 0,001

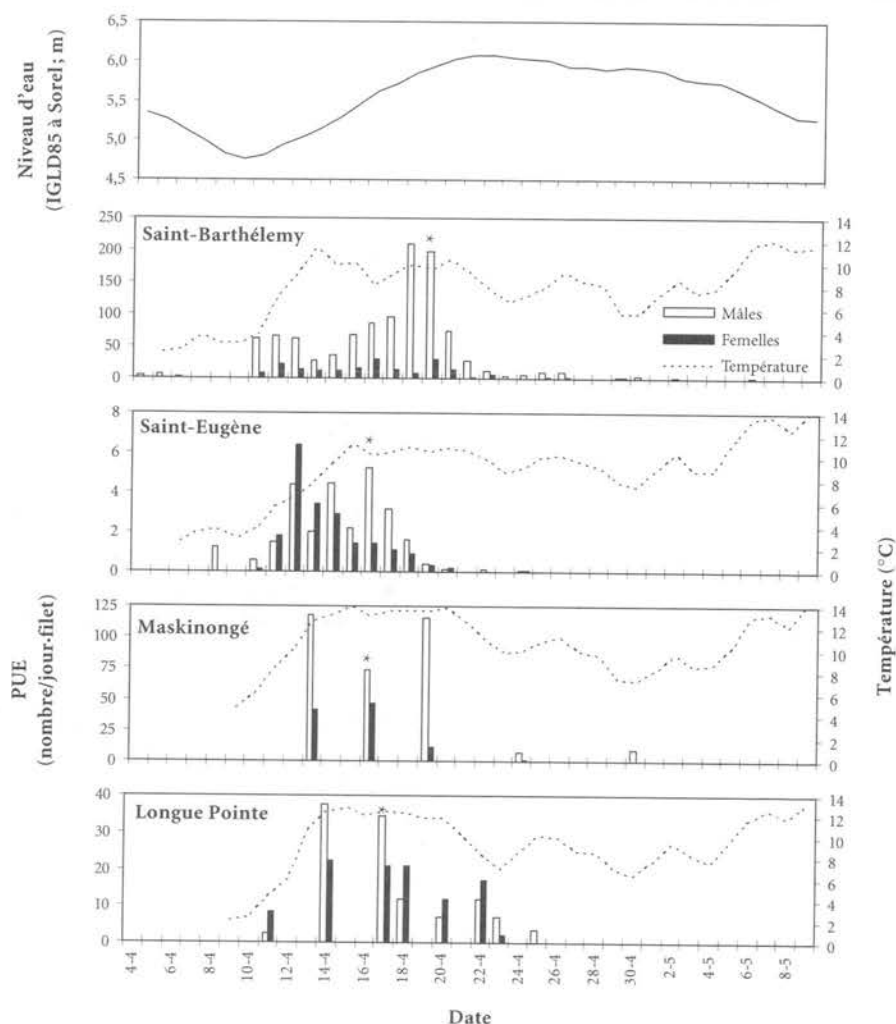


Figure 7. Prises par unité d'effort (PUE) de la perchaude dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy et Saint-Eugène) et naturels (Maskinongé et Longue Pointe) du lac Saint-Pierre durant le printemps 2002. La température moyenne de l'eau, les dates du maximum de la reproduction (*) et le niveau d'eau du fleuve sont représentés.

d'anoxie peuvent se développer (Fortin *et al.*, 1982; Casselman et Lewis, 1996; Farrell, 2001). Fabricius et Gustafson (1958) rapportent que la température et le substrat disponibles doivent être adéquats pour que le déclenchement de la reproduction ait lieu chez le grand brochet. Selon Massé *et al.* (1988), la fraie à la rivière aux Pins débute lorsque l'eau atteint 7,2 m dans la frayère et que des conditions thermiques sont réunies (degrés-jours de l'air > 5 °C = 20 et température maximum de l'air = 8 °C). Ces conditions hydrologiques et thermiques sont susceptibles de varier d'une région à l'autre du Québec et d'une année à l'autre. Au marais Saint-Eugène, où un substrat adéquat était disponible tôt au printemps, le déclenchement de la reproduction a été observé lorsque la température journalière moyenne a atteint 6,6 °C, ce qui est comparable aux seuils trouvés dans la littérature (6-8 °C; voir rétrospective de littérature dans Brodeur *et al.*, 2004).

Le déclenchement de la fraie du brochet a eu lieu durant une légère hausse du niveau de l'eau dans le marais

de Saint-Barthélemy et de Saint-Eugène (augmentation journalière de 5 cm et 1 cm respectivement). Fortin *et al.* (1982) rapportent pour leur étude que trois années sur quatre, le niveau de l'eau a été croissant pendant presque toute la durée de la reproduction du brochet dans la baie Missisquoi. À l'opposé, Rioux et Morin (2001) ont déterminé, durant trois années consécutives, que le pic de fraie du brochet à la rivière aux Pins avait eu lieu après une chute du signal de marée semi-lunaire (cycle de 13,9 jours), qui se traduit par une diminution du niveau de l'eau. Ces résultats, qui semblent contradictoires, suggèrent que d'autres facteurs, tels que la température et l'accès à un substrat adéquat, jouent aussi un rôle primordial sur le déclenchement de la fraie du grand brochet et que, selon la situation, l'un ou l'autre de ces facteurs devient limitatif. La rivière aux Pins, qui est située en milieu urbain, collecte les eaux d'un égout pluvial très sensible aux variations de température et dont le drainage est très rapide. Une hausse du niveau d'eau dans la rivière correspond tantôt à des hausses de températures, tantôt à des baisses. Il est vraisemblable que la baie Missisquoi soit plus stable du point de vue des conditions thermiques.

La reproduction du grand brochet s'est déroulée durant cinq jours consécutifs dans les deux marais à l'étude (figure 8). En milieu naturel, la durée de la période de reproduction serait de 10-20 jours, les plus longues durées étant survenues lorsqu'une diminution prolongée (quatre jours) de la température de l'eau sous 5 °C a ralenti la reproduction (Fortin *et al.*, 1982). Massé *et al.*, (1991) rapportent que la majorité des

brochets se reproduisent dans les dix premiers jours suivant l'observation des premiers actes de la fraie. Ces valeurs sont supérieures à ce qui a été observé en milieu aménagé et pourraient s'expliquer par l'augmentation rapide de la température de l'eau et la stabilité du régime thermique observé en 2002.

Perchaude

La reproduction de la perchaude a débuté lorsque la température moyenne de l'eau était située entre 8 °C et 10 °C en milieu aménagé et entre 12 °C et 14 °C en milieu naturel (figure 9). À Saint-Barthélemy, le maximum de la fraie est survenu deux à trois jours après celui du marais Saint-Eugène et du milieu naturel (figure 9). La température moyenne du marais de Saint-Barthélemy, qui est demeurée sous 10 °C durant quelques jours après l'entrée des premières femelles dans l'aménagement, semble avoir retardé le

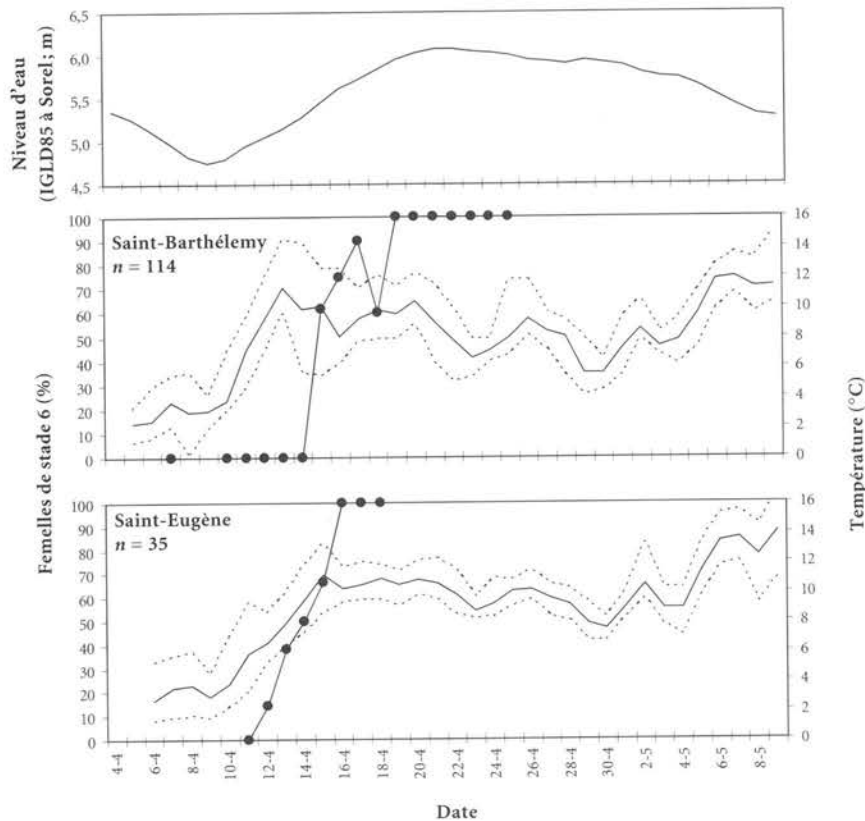


Figure 8. Évolution de la proportion des grands brochets femelles qui sont reproduits dans deux marais aménagés du lac Saint-Pierre durant le printemps 2002. Les températures moyenne, minimum et maximum de l'eau sont représentées.

début de la reproduction. L'analyse visuelle des données suggère également qu'un nombre de degrés-jours supérieurs à 10 °C doit être accumulé avant que le maximum d'activité de reproduction soit atteint. Le maximum de la fraie dans les quatre sites a été observé lorsque les degrés-jours > 10 °C étaient entre 7 et 20 (Saint-Eugène = 6,8; Saint-Barthélemy = 20,4; Maskinongé = 17,9; Longue Pointe = 19,5). Ce seuil de température est en accord avec l'étude de Gillet et Dubois (1995), qui révèle que l'intensité de la reproduction de la perche (*Perca fluviatilis*) est ralentie par une diminution de la température sous un seuil de 10 °C.

Il est généralement reconnu que le déclenchement de la reproduction chez la perchaude et la perche européenne est contrôlé par une augmentation de la température de l'eau (Thorpe, 1977; Dabrowski *et al.*, 1996; Ciereszko *et al.*, 1997; Sandström *et al.*, 1997; Craig, 2000; Fitzgerald *et al.*, 2001). La perche est une espèce très similaire à la perchaude quant au comportement reproducteur et à l'influence de la température sur le déclenchement de la fraie (Thorpe, 1977; Craig, 2000). Thorpe (1977) rapporte qu'il existe une relation négative entre la latitude et la température observée au début de la reproduction et que la variabilité dans le seuil de température déclenchant la fraie est à son maximum au sud de l'aire de répartition de l'espèce. Selon

ces études, on devrait s'attendre à ce que la perchaude commence à se reproduire dans le fleuve Saint-Laurent (45°N-47°N) à des températures entre 7 °C et 14 °C, ce qui est en accord avec les seuils de température observés dans la présente étude. Cette forte variabilité pourrait s'expliquer par le fait qu'une panoplie de conditions environnementales, autres que la température, sont susceptibles d'influencer le cycle reproducteur de la perchaude: niveau d'eau, vitesse du courant et interactions sociales (c.-à-d. phéromones; Craig, 2000).

La reproduction de la perchaude s'est échelonnée sur une période de cinq à neuf jours consécutifs dans les quatre marais à l'étude, sans différence marquée entre les milieux aménagés et les milieux naturels (figure 9). Massé *et al.* (1988) et Craig (2000) rapportent respectivement que la fraie se déroule durant une période de 13 à 20 jours à la rivière aux Pins, et durant environ deux semaines au lac Michigan. Selon Aalto et Newsome (1989), la reproduction dans un lac de 500 ha a eu lieu annuellement entre 1978 et 1987, durant un maximum de 14 jours. Thorpe (1977) rapporte cependant que la reproduction de la perchaude se déroule durant une semaine en étang comparativement à un mois en lac, différence qui serait attribuable au réchauffement plus rapide de l'eau en milieu peu profond. Une série de données, recueillies

de 1986 à 1991 ainsi qu'en 1999 et 2000 sur l'évolution de la maturité sexuelle des perchaudes femelles au lac Saint-Pierre, révèle que la reproduction se déroule principalement en huit–dix jours entre le 15 avril et le 5 mai, selon les années (Guénette *et al.*, 1994; G.V.L. Environnement inc., 1999 et 2001). Ces valeurs sont similaires à ce qui a été rapporté dans la présente étude.

Le maximum de la fraie de la perchaude a eu lieu durant une période où le niveau de l'eau était à la hausse (augmentation journalière moyenne de 11, 6, 16 et 13 cm à Saint-Barthélemy, Saint-Eugène, Maskinongé et Longue Pointe respectivement). Il est possible que la reproduction de la perchaude soit amorcée par une augmentation du niveau de l'eau. Ce résultat pourrait s'expliquer par une adaptation de l'espèce permettant d'éviter l'assèchement des œufs et augmentant la tolérance aux divers substrats de fraie. En effet, la perchaude est reconnue pour être très opportuniste dans la sélection du substrat sur lequel elle dépose ses œufs. Elle peut utiliser une grande variété de substrats submergés (blocs, gravier, macrophytes, racines d'arbre, branches mortes, etc.) à des profondeurs de 0,5 – 8,0 m (Craig, 2000). Le choix du substrat est donc relatif et dépend de ce qui est disponible dans le milieu.

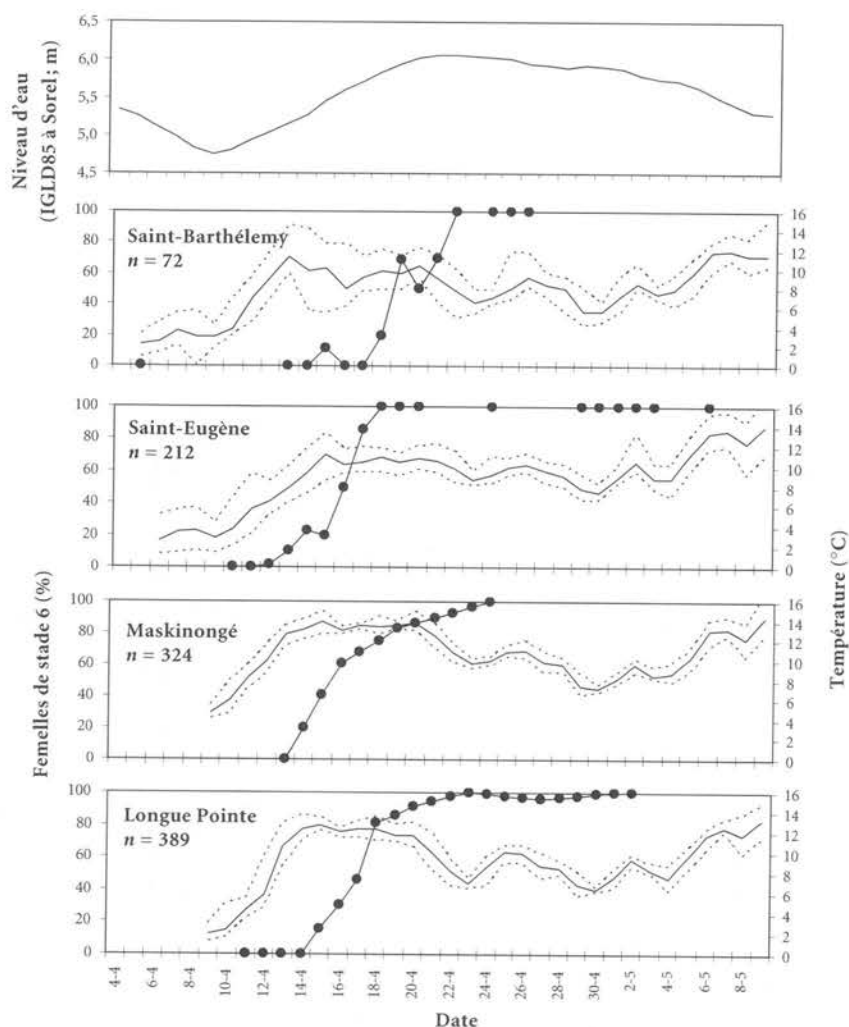


Figure 9. Évolution de la proportion de perchaudes femelles qui se sont reproduites dans deux marais aménagés (Saint-Barthélemy et Saint-Eugène) et naturels (Maskinongé et Nicolet) du lac Saint-Pierre durant le printemps 2002. Les températures moyenne, minimum et maximum de l'eau sont représentées.

Conclusion

La présente étude indique que les variations hydrologiques du fleuve Saint-Laurent ont un impact significatif sur l'accès aux marais aménagés pour les poissons, en termes de superficie disponible et de durée d'accès. Nos résultats montrent que la durée d'accès n'a fait que diminuer graduellement depuis le milieu des années 1970. La baisse des apports en eau anticipée dans le Saint-Laurent et liée aux changements climatiques, laisse présager une diminution de la fréquentation des sites aménagés par les poissons. Nos résultats tendent également à démontrer que la durée, la hauteur et la chronologie de la crue printanière influencent la richesse spécifique des marais aménagés et aussi l'intensité du mouvement des brochets et des perchaudes adultes vers la plaine d'inondation. La température de l'eau et l'accès à un substrat de fraie adéquat (grand brochet seulement), qui est contrôlé par le niveau de l'eau, ont pour leur part un impact sur la date de la reproduction. La présente étude

constitue une première exploration des relations entre les processus biologiques et les variables climatiques et hydrologiques, qui devront faire l'objet d'une validation ultérieure. Les résultats obtenus devront être pris en considération lors de la conception de nouveaux projets d'aménagement. Nous comptons les utiliser pour proposer des critères de gestion des niveaux d'eau du fleuve à la Commission mixte internationale. Ils serviront aussi à améliorer localement la gestion des marais aménagés assumée par la Société de la faune et des parcs du Québec, de façon à minimiser les impacts d'une diminution anticipée du débit du Saint-Laurent.

Remerciements

Nous remercions Hélène Baron, Geneviève Bélanger, Anne-Marie Binette, Andréanne Blais, Marie-Josée Boisvert, Virginie Boivin, Denis Bourbeau, Denise Deschamps, Daniel Dolan, Olivier Jutras, Paul Messier, Marie-Pascale Munger, Yves Robitaille, Olivier Roy, Valérie Simard et Louis-Marc Soyez pour leur travail sur le terrain et en laboratoire. Le ministère des Pêches et des Océans du Canada, le Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada, le ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec et la firme GVL Environnement ont également contribué à l'acquisition des données de terrain. Merci à Réjean Dumas, Suzanne Lepage, Martin Léveillé, Yves Mailhot et Grégoire Ouellet pour leur implication dans l'organisation et la réalisation des travaux. Ce projet a été rendu possible grâce aux financements de la Commission mixte internationale, de la phase III du Plan d'action Saint-Laurent, du Plan conjoint des habitats de l'Est et de la Société de la faune et des parcs du Québec. ◀

Références

- AALTO, S.K. and G.E. NEWSOME, 1989. Evidence of a demic structure for a population of yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 46: 184-190.
- BRENNMAN, S.J., G.L. LARSON and R.E. GRESSWELL, 2001. Spawning migration of lacustrine-adfluvial bull trout in a natural area. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130: 981-987.
- BRODEUR P., M. MINGELBIER et J. MORIN, 2004. Impacts des variations hydrologiques sur les poissons des marais aménagés le long du Saint-Laurent fluvial. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, Québec, 63 p.
- CASSELMAN, J. M. and C. A. LEWIS, 1996. Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53 (Suppl 1): 161-174.
- CHANUT, J.P., D. D'ASTOUS and M.I. EL-SABH, 1988. Modelling the natural and anthropogenic variations of the St. Lawrence water level. In *Natural and man-made hazards*. Edited by El-Sabh, M.I. and Murty, T.S. D. Reidel Publishing Company. pp. 377-394.

- CIERESZKO, R.E., K. DABROWSKI, A. CIERESZKO, J. EBELING, and J.S. OTTOBRE, 1997. Effects of temperature and photoperiod on reproduction of female yellow perch *Perca flavescens*: plasma concentrations of steroid hormones, spontaneous and induced ovulation, and quality of eggs. *Journal of the World Aquaculture Society*, 28, (4): 344-356.
- CRAIG, J.F., 2000. Percid fishes: systematics, ecology and exploitation. Blackwell Science, Oxford.
- DABROWSKI, K., R.E. CIERESZKO, A. CIERESZKO, G.P. TOTH, S.A. CHRIST, D. EL-SAIDY and J.S. OTTOBRE, 1996. Reproductive physiology of yellow perch (*Perca flavescens*): environmental and endocrinological cues. *Journal of Applied Ichthyology*, 12: 139-148.
- FABRICIUS, E. and K.J. GUSTAFSON, 1958. Some new observations on the spawning behavior of the pike, *Esox lucius* L. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm*, 39: 23-54.
- FARRELL, J. M., 2001. Reproductive success of sympatric northern pike and muskellunge in an Upper St. Lawrence River bay. *Transactions of the American Fisheries Society*, 130: 796-808.
- FITZGERALD, D.G., A.R. DALE, M.V. THOMAS and P.F. SALE, 2001. Application of otolith analyses to investigate broad size distribution of young yellow perch in temperate lakes. *Journal of Fish Biology*, 58: 248-263.
- FORTIN, R., P. DUMONT, H. FOURNIER, C. CADIEUX et D. VILLENEUVE, 1982. Reproduction et force des classes d'âge du grand brochet (*Esox lucius* L.) dans le Haut-Richelieu et la baie Missisquoi. *Canadian Journal of Zoology*, 60: 227-240.
- FRANKLIN, D. R. and L. L. SMITH, 1963. Early life history of the northern pike, (*Esox Lucius* L.), with special reference to the factors influencing the numerical strength of year classes. *Transactions of the American Fisheries Society*, 92, (2): 91-110.
- FRENETTE, J.-J., M. T. ARTS and J. MORIN, 2003. Spectral gradients of downwelling light in a fluvial lake (Lake Saint-Pierre, St-Lawrence River). *Aquatic Ecology*, 37: 77-85.
- GARRETT, J. W. and D. H. BENNETT, 1995. Seasonal movements of adult brown trout relative to temperature in a coolwater reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, 15: 480-487.
- GILLET, C. and J.P. DUBOIS, 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca flavescens*), pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrates in lakes. *Hydrobiologia*, 300/301: 409-415.
- GUÉNETTE, S., Y. MAILHOT, I. MCQUINN, P. Lamoureux et R. Fortin, 1994. Paramètres biologiques, exploitation commerciale et modélisation de la population de perchaude (*Perca flavescens*) du lac Saint-Pierre. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Université du Québec à Montréal, Québec, 110 p.
- G.V.L. ENVIRONNEMENT INC., 1999. Suivi de la pêche à la perchaude au lac Saint-Pierre, printemps 1999. Étude réalisée pour le compte de l'Association des pêcheurs commerciaux du lac Saint-Pierre, Nicolet, 33 p.
- G.V.L. ENVIRONNEMENT INC., 2001. Évaluation des impacts des mesures de gestion de la pêche commerciale à la perchaude au lac Saint-Pierre, saison 2000. Étude réalisée pour le compte de l'Association des pêcheurs commerciaux du lac Saint-Pierre, Nicolet, 43 p.
- HYDAT, 2003. Surface water and sediment data (CD-ROM). Atmospheric Environment Service, Environment Canada. www.grnland.com/sftware/EnvCan/HYDAT.
- JONSSON, N., 1991. Influence of water flow, water temperature, and light on fish migration in rivers. *Nordic journal of freshwater research*, 66: 20-35.
- LA VIOLETTE, N., D. FOURNIER, P. DUMONT et Y. MAILHOT, 2003. Caractérisation des communautés de poissons et développement d'un indice d'intégrité biotique pour le fleuve Saint-Laurent, 1995-1997. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la recherche sur la faune, 237 p.
- LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. Écologie numérique: tomes 1 et 2 (2^e édition). Presses de l'Université du Québec, Québec, 595 p.
- LEPAGE, S. et R. LALUMIÈRE, 2003. Modalités de gestion du poisson dans les aménagements fauniques en plaine inondable. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction du développement de la faune et Groupe conseil GENIVAR inc., Québec, 55 p.
- LESSARD, M., 1991. Analyse multidimensionnelle et discontinuités spatiales des communautés de poissons du lac Saint-Pierre et de l'archipel de Sorel. Mémoire présenté comme exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, Québec, 220 p.
- MASSÉ, G., P. DUMONT, J. FERRARIS et R. FORTIN, 1991. Influence des régimes hydrologique et thermique de la rivière aux Pins (Québec) sur les migrations de frai du Grand Brochet et sur l'avalaison des jeunes brochets de l'année. *Aquat. Living. Resour.*, 4: 275-287.
- MASSÉ, G., R. FORTIN, P. DUMONT et J. FERRARIS, 1988. Étude et aménagement de la frayère multispécifique de la rivière aux Pins et dynamique de la population de Grand brochet *Esox lucius* L., du fleuve Saint-Laurent, Boucherville, Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Montréal, 224 p.
- MINGELBIER, M., F. LECOMTE and J.J. DODSON, 2001. Climate change and abundance cycles of two sympatric populations of smelt (*Osmerus mordax*) in the middle estuary of the St. Lawrence River, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58: 2048-2058.
- MINGELBIER, M. et T. DOUGUET, 1999. Répertoire-synthèse des aménagements fauniques de la plaine inondable du lac Saint-Pierre. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, 37 p.
- MORTSCH, L. and F.H. QUINN, 1996. Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies. *Limn. Oceanogr.*, 41: 903-911
- MORIN, J., M. MINGELBIER, J.A. BECHARA, O. CHAMPOUX, Y. SECRETAN, M. JEAN and J.J. FRENETTE, 2003. Emergence of new explanatory variables for 2D habitat modelling in large rivers: the St. Lawrence experience. *Canadian Water Resources Journal*, 28,(2): 1-24.
- NIKOLSKY, G.V., 1963. The ecology of fishes. Academic Press, New York.
- PARAMAGIAN, V.L. and G. KRUSE, 2001. Kootenai river white sturgeon spawning migration behavior and a predictive model. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 10-21.
- RIOUX, D. et J. MORIN, 2001. Modélisation de l'habitat de fraie du grand brochet (*Esox lucius* L.) à la rivière aux Pins: production des données de base. Rapport technique RT-100, Service météorologique du Canada, Environnement Canada, Sainte-Foy, 57 p.
- SANDSTRÖM, O., I. ABRAHAMSSON, J. ANDERSSON and M. VETEMAA, 1997. Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. *Journal of fish Biology*, 51: 1015-1024.
- SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN, 1974. Poissons d'eau douce du Canada. *Bull. Fish. Res. Board. Can. No. 184*, Ottawa.
- SPRINGBORN, R.R., N.D. LAMPSAKIS and V.F. GALLUCCI, 1998. A time density model to estimate run size and entry timing in a salmon fishery. *North American Journal of Fisheries Management*, 18: 391-405.
- TARDIF, D., H. GLÉMÉT, P. BRODEUR and M. MINGELBIER, 2003. Are managed marshes worth saving despite lowering water levels in the Saint Lawrence River? An assessment of fish growth using a biochemical index (RNA/DNA ratio) and a classical index (total length). Poster presented at the international conference on the impact of global environmental problems on continental and coastal marine waters. Network for Environmental Assessment and Remediation, Geneva.
- THORPE, J.E., 1977. Morphology, physiology, behavior, and ecology of *Perca fluviatilis* L. and *P. flavescens* Mitchell. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 1504-1514.
- TRÉPANIÉ, S., M.A. RODRIGUEZ, and P. MAGNAN, 1996. Spawning migrations in landlocked Atlantic salmon: time series modeling of river discharge and water temperature effects. *Journal of Fish Biology*, 48: 925-936.
- VINCENT, W.F. and DODSON, J.J. 1999. The St. Lawrence River, Canada-USA: the Need for an Ecosystem-Level Understanding of Large Rivers. *Jpn. J. Limnol.* 60: 29-50.

Protéger les sols forestiers par une approche de gestion adaptative

Jean-Pierre Jetté

Résumé

La protection adéquate de la capacité productive des sols, lors des opérations sylvicoles, est un aspect important de l'aménagement forestier durable. Dans certaines conditions, la circulation de la machinerie lourde sur un parterre de coupe peut causer des perturbations physiques des sols, qui sont susceptibles d'affecter leur capacité productive. Les principaux problèmes rencontrés au Québec sont le compactage, l'orniérage, l'érosion et les pertes de superficies productives. Depuis quelques années, le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNFP) est à mettre en œuvre une approche de gestion adaptative pour contrôler les problèmes de perturbations physiques des sols. Trois indicateurs ont été mis au point et leur utilisation courante dans le cadre de la gestion forestière usuelle est en voie d'être complétée pour deux d'entre eux. À partir de ces indicateurs, le MRNFP peut, périodiquement, présenter un portrait global de la situation pour chacun des indicateurs suivis. Localement, cette approche lui fournit un outil efficace pour s'assurer que les objectifs de protection des sols sont effectivement atteints. La gestion au moyen de ces indicateurs permet de centrer les efforts vers l'atteinte des résultats plutôt que sur le choix des moyens d'intervention. Le forestier de terrain est donc libre de faire preuve d'initiative pour développer des solutions adaptées au contexte local. À partir des résultats du suivi, il peut mettre en place un véritable processus d'apprentissage à même les activités usuelles et ainsi viser une amélioration continue des pratiques forestières.

Introduction

La pratique d'activités d'aménagement forestier engendre toujours une certaine perturbation des sols. La construction de chemins, la circulation de la machinerie lourde dans les parterres de coupe ou la manipulation de la végétation sont des activités qui sont toutes susceptibles d'entraîner divers degrés de perturbations. Certaines d'entre elles auront un impact faible ou acceptable compte tenu des risques de dégradation qui leur sont associés, alors que d'autres peuvent affecter plus gravement la capacité productive des sols forestiers ou, encore, altérer d'autres composantes de l'écosystème comme le milieu aquatique.



L'érosion est susceptible d'affecter la qualité du milieu aquatique, tout en entraînant une détérioration des infrastructures routières

Dans une perspective d'aménagement forestier durable (AFD), afin d'assurer la conservation des sols, les organismes responsables de la gestion des forêts doivent être en mesure d'identifier les principales perturbations dommageables qui se produisent dans les conditions écologiques où ils évoluent; ils doivent aussi assurer la mise en œuvre de pratiques forestières permettant d'en limiter les effets. Au Québec, le MRNFP est responsable de l'aménagement forestier des terres publiques qui couvrent environ 80 % du domaine forestier de la province. Depuis quelques années, il est à mettre sur pied un programme de suivi qui lui permettra de rendre compte de l'état de la situation en regard des principales perturbations physiques des sols. Dans un premier temps, nous verrons quelles sont les principales perturbations qui surviennent dans nos conditions d'activités et comment le MRNFP s'assure de bien contrôler ces problèmes, notamment au moyen d'indicateurs environnementaux. Dans un deuxième temps, nous examinerons comment ces indicateurs peuvent fournir des outils souples et efficaces d'une gestion adaptative centrée sur l'atteinte de résultats.

Jean-Pierre Jetté est ingénieur forestier à la Direction de l'environnement forestier du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.

Congrès forestier mondial

Le XII^e Congrès forestier mondial s'est déroulé du 21 au 28 septembre 2003 à Québec. Le thème général du congrès était « La forêt, source de vie ». Plus de 4 000 participants venus de plus de 140 pays représentant la communauté scientifique, les gouvernements, les organisations internationales, les peuples autochtones, les organisations non gouvernementales et le secteur privé ont pris part aux travaux du Congrès.

Après huit jours de sessions et de forums, le Congrès s'est terminé avec l'adoption de la déclaration finale, laquelle synthétise les préoccupations et les principales intentions des participants en matière de protection et de mise en valeur des ressources forestières mondiales. La déclaration englobe une vision de l'avenir qui tient compte des besoins de justice sociale, de profits économiques, de forêts saines, d'usage responsable, de bonne gouvernance, de recherche, d'éducation et de renforcement des capacités. Elle reconnaît que les préalables de la concrétisation de cette vision comprennent : des engagements financiers soutenus et une coopération internationale, des politiques fondées sur la meilleure science et l'intégration des connaissances locales et indigènes.

L'événement a été unanimement reconnu comme un franc succès par l'ensemble des participants. Un compte-rendu détaillé du congrès peut être téléchargé à l'adresse suivante :

www.iisd.ca/download/pdf/sd/sdvol10num12f.pdf

Par ailleurs, plus de 30 chercheurs, de la Direction de la recherche forestière (DRF) du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec, ont profité de la tenue du XII^e Congrès forestier mondial pour partager leur vision de la forêt.

Pour ce faire, ils ont rédigé une série de onze mémoires pour l'événement. Ils ont uni leur expertise afin de discuter de sujets aussi variés que la sylviculture, le rendement des forêts, l'environnement forestier, le travail forestier et le reboisement.

Ces mémoires font maintenant partie de la collection des *Notes de recherche de la DRF* et sont offerts gratuitement en format PDF, versions française et anglaise, à l'adresse électronique suivante :

www.mrnfp.gouv.qc.ca/alias/cfm2003.html

Les principales perturbations physiques des sols forestiers du Québec

Les activités d'aménagement forestier sont susceptibles d'altérer les propriétés physiques, chimiques ou biologiques des sols. Bien que les modifications d'ordre chimique ou biologique soient aussi très importantes du point de vue de la productivité à long terme, l'objet du présent document porte uniquement sur les aspects qui concernent les perturbations « physiques » des sols. Dans les conditions écologiques du

Québec, et selon la nature des interventions forestières qui s'y réalisent, nous distinguons quatre types de perturbations physiques des sols : le compactage, l'orniérage, les pertes de superficies productives et l'érosion de surface. Examinons un peu plus en détail en quoi consistent ces perturbations et comment le MRNFP compte en assurer le contrôle.

Compactage

Le passage de la machinerie lourde dans un parterre de coupe exerce une pression sur le sol qui cause un tassement des particules et une modification de sa structure que l'on nomme le compactage. Cette perturbation est susceptible de réduire la croissance des arbres parce qu'un sol compacté présente des conditions d'aération souvent déficiente, offre une plus grande résistance au développement des racines et le taux d'infiltration de l'eau y est réduit, ce qui provoque de plus fréquents engorgements (Grigal, 2000). L'effet du compactage est aussi de longue durée, malgré les cycles de gel et de dégel qui caractérisent le climat québécois (Brais et Camiré, 1998; Brais, 2001).

Parce que dans la majorité des types de sol, le compactage se produit lors des premiers passages de la machinerie (Froehlich et McNabb, 1984; Shepperd, 1993; Brais et Camiré, 1998; Brais, 2001), il vaut généralement mieux confiner la circulation à des sentiers espacés afin de réduire la superficie subissant du compactage. Au Québec, le règlement sur les normes d'intervention en milieu forestier (RNI) interdit que les sentiers de débardage occupent plus de 33 % de la surface d'un parterre de coupe. En complément de cette norme, le MRNFP est actuellement à développer un indicateur de mesure de la surface occupée par les sentiers de débardage en même temps que le taux de protection de la régénération. À partir du suivi de cet indicateur, il sera possible de chercher à réduire davantage la surface compactée, sans toutefois causer des dommages à la régénération préétablie et sans pour autant augmenter la sévérité du compactage.

Orniérage

Dans certains types de sols ou dans certaines conditions d'activité, la pression exercée par la machinerie dépasse la portance du sol. Le sol est alors déformé ou déplacé. Il se creuse ainsi une ornière plus ou moins profonde, souvent permanente. Cette perturbation se produit souvent dans les sols humides à texture fine ou dans les sols organiques. Ces types de sols couvrent une proportion importante du territoire forestier productif du Québec.

Bien que peu d'études aient spécifiquement porté sur les effets de l'orniérage sur la croissance des arbres, il existe suffisamment de connaissances pour envisager des impacts négatifs qui justifient l'adoption d'une attitude prudente à l'égard de cette perturbation (Grigal, 2000). D'abord, à l'échelle du sentier de débardage, les ornières indiquent souvent un degré de compactage important; il y a souvent une accumulation d'eau, le volume de sol disponible est réduit et le développement des racines est altéré. Tous ces facteurs

Portrait provincial de l'orniérage dans les CPRS et les autres coupes de régénération

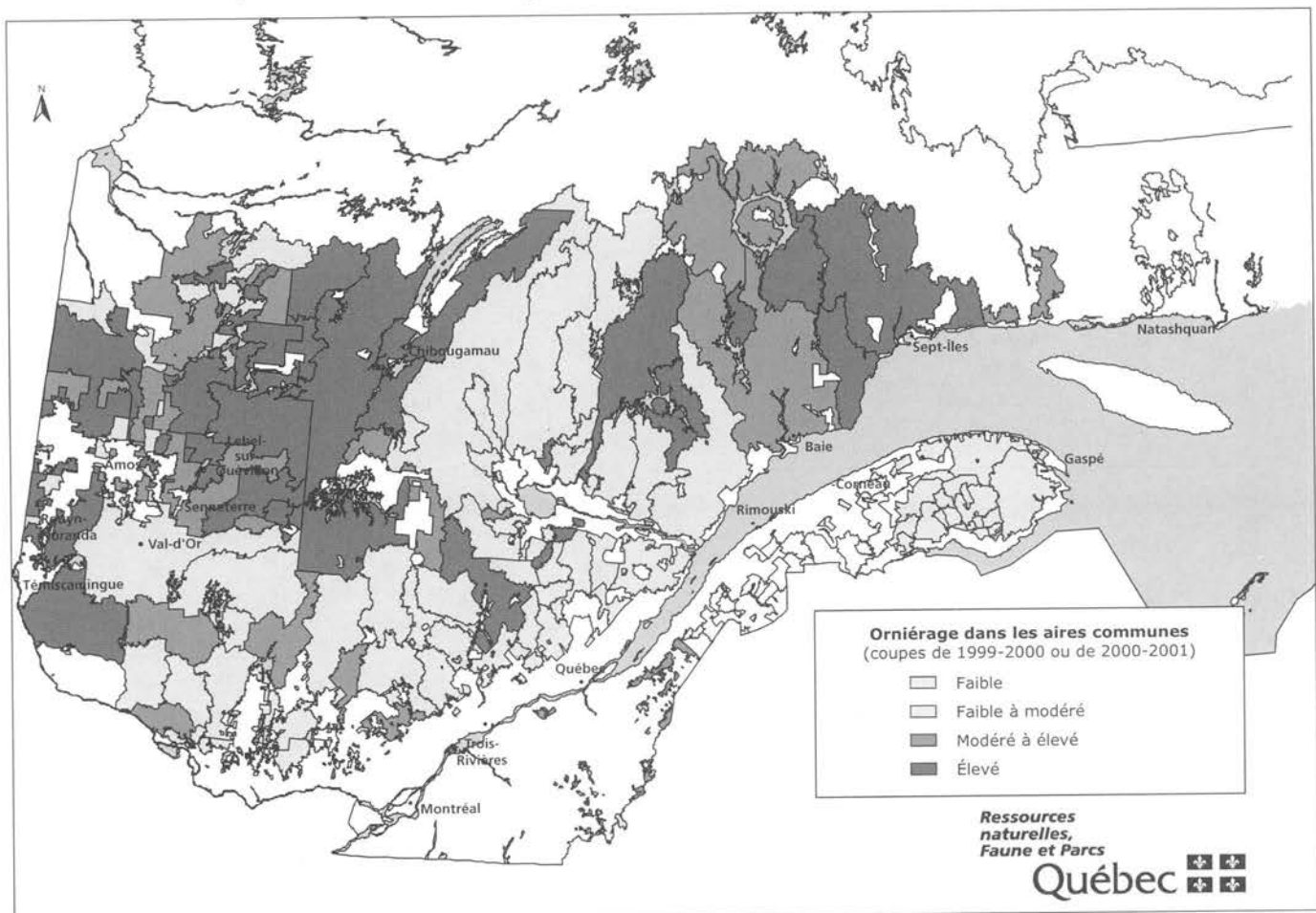


Figure 2. La compilation des résultats du suivi permet d'obtenir périodiquement un portrait de la situation pour le Québec méridional.

perdes résultent tout d'abord de l'établissement du réseau routier. À l'exception d'une partie des chemins construits durant l'hiver, la majorité des surfaces affectées aux routes constitue une perte nette de territoire forestier productif. Bien que l'accès au territoire doive être considéré comme un investissement essentiel à l'aménagement forestier, les pertes de superficie productive qui lui sont associées peuvent être réduites en optimisant le déploiement du réseau routier.

En dehors de la surface de roulement des routes, les bouleversements du sol, qui résultent de l'effet cumulatif des travaux de construction de chemins, de l'empilement des bois à la jetée et de la circulation intensive de la machinerie forestière, ont pour effet de causer la perte d'une proportion significative de la surface productive directement adjacente aux routes. Le scalpage du sol provoquant l'exposition du roc ou d'horizons minéraux non fertiles, la formation de mares et l'accumulation de débris ligneux sont les principales causes de ces pertes de superficie productive. La vaste majorité de ces perturbations se produit directement en bordure des routes. Dans les conditions d'exploitation forestière au Québec, il est en effet relativement rare que des pertes significatives de superficie productive se produisent à distance du chemin.

En vue de minimiser ces pertes de superficie productive, le MRNFP a mis au point un indicateur comptabilisant les pertes qui résultent des activités de récolte forestière. La surface occupée par les chemins ainsi que par les perturbations qui se produisent en bordure (40 m de chaque côté) est mesurée en rapport avec la superficie récoltée annuellement. Depuis 2002, le MRNFP a entrepris un programme de suivi couvrant l'ensemble des activités de récolte. Tout comme dans le cas de l'orniérage, des bulletins de performance sont produits (figure 3) et peuvent être compilés à différentes échelles administratives.

Érosion

Les activités d'aménagement qui entraînent la mise à nu du sol minéral ainsi que la réduction de la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol ont pour effet d'augmenter le taux d'érosion naturel en forêt. Il est largement reconnu que ce sont les routes et les perturbations des sols qui leur sont associées qui sont la principale cause de l'érosion de surface par l'eau dans les forêts sous aménagement (Grigal, 2000). L'érosion par gravité, qui entraîne des glissements de terrain est, quant à elle, un phénomène rare dans les conditions du

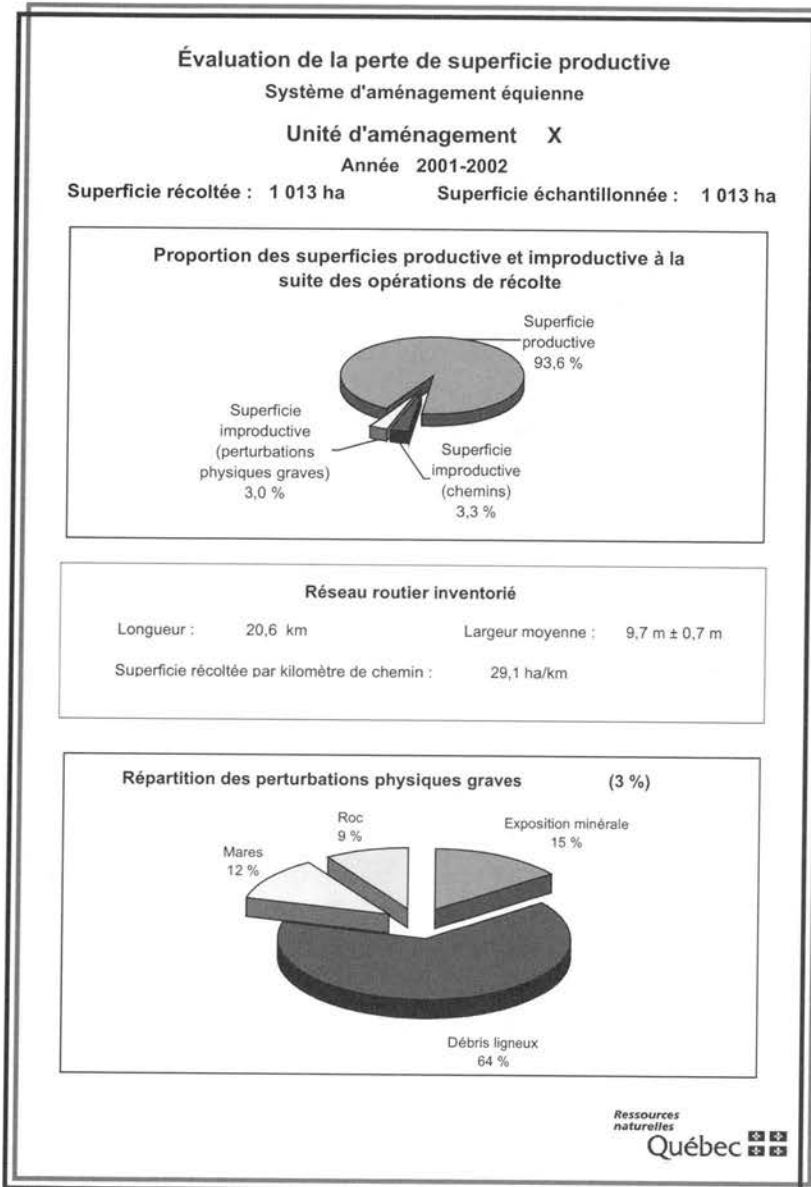


Figure 3 – Exemple d'un bulletin de performance exprimant la proportion de la superficie productive perdue pour une année d'exploitation dans une unité d'aménagement donnée.

Québec. Elle est généralement associée aux épisodes pluvieux exceptionnels et elle n'affecte qu'une infime proportion du territoire forestier.

L'érosion de surface par l'eau provoque généralement peu d'impacts sur la productivité des sols forestiers. Sur le site même, les rigoles d'érosion peuvent entraîner la perte de sol et la modification de l'hydrologie du versant. Mais dans la mesure où les rigoles ne se transforment pas en ravines ou en ravins, les impacts demeureront négligeables. Encore une fois, ces phénomènes sont plutôt rares dans les conditions du Québec.

Par contre, à l'extérieur du site, lorsque des sédiments sont transportés vers le réseau hydrographique, même les simples rigoles peuvent avoir un impact négatif sur le milieu

aquatique. De façon générale, nous savons que l'introduction de sédiments fins dans les cours d'eau a pour effet de diminuer la diversité et l'abondance des espèces aquatiques (Kerr, 1995; Waters, 1995). Voilà donc la principale préoccupation écologique qui concerne les problèmes d'érosion rencontrés au Québec. À cela s'ajoute la nécessité de protéger les coûteux investissements consacrés à l'établissement et à l'entretien du réseau routier. En effet, l'érosion de surface cause souvent une dégradation accélérée des voies d'accès sur un territoire.

Pour faire face à ces problèmes, le MRNFP impose des normes de construction de chemins qui visent à minimiser les risques d'érosion. Malgré cela, certains problèmes d'érosion peuvent tout de même subsister. Depuis quelques années, un indicateur des cas d'érosion est en développement en vue d'être utilisé en complément de la réglementation actuelle. Cet indicateur vise à mesurer le nombre de cas d'érosion qui surviennent le long du réseau routier ayant servi à la réalisation d'activités d'aménagement récentes. Il s'exprime en nombre de cas d'érosion par kilomètre de chemin et par traverse de cours d'eau. Huit cas types d'érosion ont été définis et font l'objet du suivi. À titre d'exemple, l'érosion longitudinale ou transversale de la chaussée ou l'érosion du remblai du chemin sont parmi les cas types qui ont été définis. Encore une fois, un bulletin de performance (figure 4) pourra être émis et compilé à différentes échelles administratives. Cet indicateur est présentement utilisé sur une base expérimentale.

Les indicateurs environnementaux : des outils de gestion adaptative centrés sur l'atteinte de résultats

Pour faire face aux défis que pose la prise en compte de l'ensemble des préoccupations relatives aux perturbations physiques des sols, le MRNFP a mis au point une approche de gestion, basée sur l'utilisation d'indicateurs. Jusqu'ici cette approche a été développée, en complément au RNI, afin de mieux contrôler les problèmes d'orniérage, de pertes de superficie productive et d'érosion dans une perspective de gestion centrée sur l'atteinte de résultats.

Au cours des récentes décennies, les différentes juridictions forestières de par le monde ont été amenées à adopter des réglementations encadrant la réalisation des activités forestières, afin de faire face à des préoccupations environnementales toujours croissantes. Ces règlements visent généralement à prescrire l'usage de pratiques déjà éprouvées ou, encore, à proscrire d'autres pratiques dont les effets néfastes sont connus. Il s'agit donc essentiellement de normes centrées sur le choix de moyens d'intervention appropriés. S'il est indéniable que cette approche contribue

Évaluation des cas d'érosion sur le réseau routier

Aire commune XXXX
2002-2003

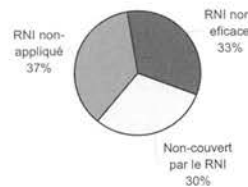
Longueur de chemin évaluée : 54,8 km Infrastructures évaluées (ponts et ponceaux) : 32

Nombre de cas d'érosion

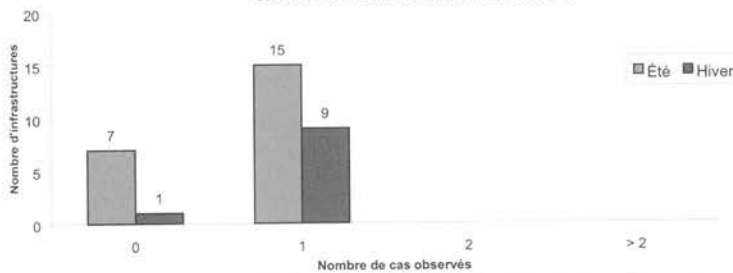
0,4 cas/km

0,8 cas/infrastructure

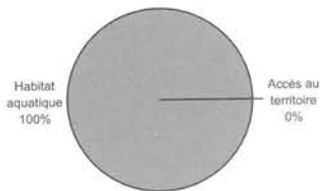
Répartition des cas d'érosion vs RNI



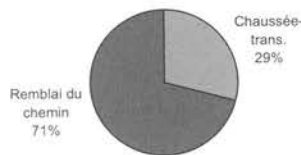
Nombre d'infrastructures évaluées selon le nombre de cas d'érosion observés



Répartition des cas d'érosion selon les objectifs de protection



Répartition des cas d'érosion par types



Ressources naturelles
Faune et Parcs
Québec

tions environnementales ont atteint un plus haut niveau d'exigence et de complexité au moment même où la majorité des juridictions cherchent à réduire le poids de leur appareil réglementaire. Dans ces circonstances, il devient intéressant, voire essentiel, de développer des approches nouvelles de gestion qui puissent répondre aux nouveaux défis environnementaux de manière plus souple, en parallèle au cadre réglementaire usuel.

C'est dans cette optique que le MRNFP a cherché à aborder la question des perturbations physiques des sols. En tant que gestionnaire des forêts publiques, il a la responsabilité de faire en sorte que les problèmes soient contrôlés adéquatement. Il lui appartient donc de fixer les objectifs de protection et de s'assurer qu'ils soient atteints dans un délai raisonnable. Dans ce contexte, les indicateurs décrits à la section précédente sont des outils essentiels pour définir de manière tangible les objectifs de protection des sols.

De leur côté, les industriels forestiers jouissent d'une plus grande marge de manœuvre pour développer eux-mêmes les moyens d'intervention qu'ils entendent mettre en œuvre pour atteindre les objectifs de protection. Ils peuvent ainsi faire preuve d'ingéniosité pour mettre au point des techniques adaptées à leur contexte d'activités ainsi qu'aux conditions écologiques particulières auxquelles ils sont confrontés. En contrepartie, ils doivent être soumis à l'obligation d'atteindre les objectifs de protection fixés par l'État.

Le succès d'une telle approche de gestion par objectifs repose sur la garantie que celle-ci ne mènera pas à une forme de laxisme en ce qui concerne la qualité des pratiques forestières. Pour éviter une telle situation, deux conditions essentielles doivent être remplies :

1. Les objectifs de protection doivent être mesurés à partir d'indicateurs quantifiables, définis à l'intérieur d'un processus transparent aux yeux de l'ensemble des publics intéressés par l'aménagement des forêts du Québec.
2. L'État doit disposer des moyens éducatifs, incitatifs et coercitifs nécessaires à la garantie de l'atteinte effective des objectifs de protection qu'il fixe aux aménagistes forestiers.

Le MRNFP est à mettre en place des mécanismes qui permettront de remplir adéquatement ces deux conditions pour assurer le succès de cette approche.

grandement à limiter les impacts dommageables qu'ont parfois les activités d'aménagement, elle comporte cependant certains inconvénients. Premièrement, il est extrêmement difficile de définir une réglementation qui puisse tenir compte de toute la diversité des situations rencontrées en milieu naturel ou de tous les contextes des activités industrielles. Les normes centrées sur les moyens ont donc souvent tendance à être trop uniformes. Deuxièmement, les techniques d'intervention disponibles évoluent rapidement et l'encadrement réglementaire est parfois mal adapté à la venue de certaines innovations.

Durant la dernière décennie, le contexte forestier a évolué et de nouveaux concepts comme « l'aménagement forestier durable » ou la « gestion écosystémique » sont apparus. Cette situation a fait en sorte que les préoccupa-

Conclusion

Depuis quelques années déjà, le MRNFP a procédé à l'analyse des principales perturbations physiques des sols qui découlent des activités d'aménagement forestier. Cette analyse a permis d'identifier quatre types de perturbations qui demandaient que des actions soient mises en œuvre pour en limiter les impacts. Dans trois de ces cas (ornierage, pertes de superficie productive et érosion), une approche de gestion par objectifs, basée sur l'utilisation d'indicateurs environnementaux, a été développée en complément à l'approche réglementaire traditionnelle.

En même temps que cette approche permet de centrer davantage la gestion sur l'atteinte de résultats plutôt que sur le respect de normes d'intervention, elle offre un outil nouveau de reddition de comptes envers les différents publics intéressés par la gestion des forêts du Québec. À partir du résultat des suivis de ces indicateurs, le MRNFP est mieux à même de rendre compte de l'état des forêts dans une perspective d'aménagement durable. Dans le contexte actuel, cette reddition de compte doit se faire sur différentes tribunes. Ainsi, au plan national, de plus en plus de groupes sociaux variés ont manifesté un intérêt grandissant pour l'aménagement du territoire forestier. Le suivi au moyen d'indicateurs offre un excellent outil de concertation sociale autour de l'état souhaité de la forêt. Au plan international, il est de plus en plus important que les fournisseurs de produits du bois soient à même de faire la preuve que leurs activités respectent les principes de l'aménagement durable, s'ils veulent conserver l'accès à tous les marchés.

Finalement, la gestion au moyen d'indicateurs environnementaux permet de mettre en œuvre une véritable gestion adaptative. Lorsque les plans d'aménagement visent

l'atteinte d'objectifs définis au moyen des indicateurs, leur mise en œuvre constitue une expérience à grande échelle qui permet d'apprendre sur l'efficacité de nos pratiques à même les activités usuelles. On peut ainsi enclencher un processus d'amélioration continue dont le progrès est alors mesuré périodiquement, à partir d'indicateurs tangibles, à l'intérieur d'un processus transparent de gestion forestière.

Remerciements

L'auteur tient à remercier MM. Harmel L'Écuyer et Alain Schreiber pour leur collaboration à ce projet. ◀

Références

- BRAIS, S. and C. CAMIRÉ, 1998. Soil compaction in the clay belt region of northwestern Quebec (Canada). *Can. J. Soil Sci.*, 78 : 197-206.
- BRAIS, S., 2001. Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in northwestern Quebec. *SSSA Journal*, 65 : 1263-1271.
- FROELICH, H.A. and D.H. MCNABB, 1984. Minimizing soil compaction in Pacific Northwest forests. In: Stone, E.L.(Ed.) *Forest Soils and Treatment Impacts*. Department of Forestry, Wildlife and Fisheries, University of Tennessee, Knoxville, TN, pp. 159-192.
- GRIGAL, D.F., 2000. Effects of extensive forest management on soil productivity. *Forest Ecology and Management*, 138 (2000): 167-185.
- KERR, S.J., 1995. Silt, turbidity and suspended sediments in the aquatic environment; an annotated bibliography and literature review. Technical Report TR-008, Ontario Ministry of Natural resources, Southern Region, Science and technology Transfert Unit, 277 p.
- SHEPPERD, W.D., 1993. The effect of harvesting activities on soil compaction, root damage and suckering in Colorado aspen. *West. J. Appl. For.*, 8: 62-66.
- WATERS, T.F., 1995. Sediment in streams: sources, biological effects and control. American Fisheries Society, Monograph.



- Caractérisation du milieu littoral
- Écoingénierie
- Aménagement d'habitats fauniques
- Suivi de l'exploitation

2095, Jean-Talon Sud, bureau 217, Sainte-Foy, 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



J. Denis Roy, ll. b.

NOTAIRE ET CONSEILLER JURIDIQUE

TÉLÉPHONE : 661-8014
 TÉLÉCOPIEUR : 661-9691
 COURRIEL : jdroy@notarius.net

2059, CHEMIN DE LA CANARDIÈRE
 BUREAU 4
 QUÉBEC G1J 2E7

L'information écologique pour la gestion durable des forêts au Québec¹

Jean-Pierre Saucier

Résumé

Depuis des années, plusieurs pays ou régions ont développé des classifications écologiques du territoire et des écosystèmes forestiers. Ces classifications étaient généralement le résultat du travail d'experts au sein d'équipes multidisciplinaires et les connaissances acquises étaient parfois difficiles à utiliser par les aménagistes du territoire ou des forêts. Le Québec a connu cette situation.

Cependant, peu à peu, les écologistes ont adapté le niveau de détail de leurs classifications et créé des outils qui ont permis aux non-spécialistes d'utiliser les connaissances écologiques à toutes les étapes de l'aménagement forestier : d'abord par une meilleure description des écosystèmes lors des inventaires forestiers, puis par une classification des milieux en fonction de leur dynamique naturelle, des contraintes à l'aménagement et de la productivité des stations, et enfin, par l'intégration de ces paramètres à la cartographie du territoire, à la planification forestière générale, y compris le calcul de la possibilité forestière, et aux choix des scénarios sylvicoles.

Nous analyserons, en citant l'exemple du Québec, les facteurs qui favorisent l'acceptation graduelle des principes de la classification écologique par les aménagistes et leur prise en compte dans la gestion forestière. Ces méthodes facilitent ainsi l'atteinte des objectifs de gestion durable des forêts et de conservation de la diversité biologique.

Mots clés : information écologique, classification écologique des écosystèmes, classification écologique du territoire, gestion durable des forêts

Introduction

Pour appuyer les décisions d'aménagement forestier, les gestionnaires ont toujours eu besoin d'information sur la ressource dont ils ont la responsabilité. C'est pourquoi l'inventaire forestier est depuis longtemps à la base de la planification forestière. Mais à mesure que les lois forestières évoluaient et que le principe de l'aménagement forestier durable était mieux défini, les exigences en matière de connaissance des forêts sont devenues plus complexes. Les forestiers ne souhaitent plus uniquement connaître la localisation des massifs forestiers et la quantité de matière ligneuse disponible à perpétuité, mais ils désirent aussi connaître les processus dynamiques naturels et les relations entre les écosystèmes qui coexistent dans le paysage. La classification écologique du territoire et des écosystèmes permet de synthétiser cette

information et de la rendre accessible aux gestionnaires de la forêt et des autres ressources du territoire.

Développement de la classification écologique au Québec

Depuis des années, plusieurs pays ou régions ont développé des classifications écologiques du territoire et des écosystèmes forestiers. Ces classifications étaient généralement le fait d'experts qui travaillaient au sein d'équipes multidisciplinaires et qui présentaient des résultats de grande valeur scientifique. Cependant, les connaissances acquises lors de ces projets n'étaient pas toujours utilisées par les aménagistes du territoire ou des forêts.

Par exemple, au Québec, bien que des descriptions phytosociologiques détaillées, qui recensent toutes les espèces dans les diverses strates végétales, soient disponibles pour de nombreuses communautés végétales depuis plusieurs années (Grandtner, 1966a), elles ont généralement été peu utilisées par les aménagistes, car elles étaient peu adaptées à leurs besoins. Les utilisateurs éprouvaient de la difficulté à identifier, parmi des dizaines d'espèces végétales ubiquistes, celles qui ont une signification particulière. Aussi, les communautés distinguées sur la base de variations subtiles des espèces compagnes n'exprimaient pas toujours des différences utilisables pour la planification de l'aménagement. Plusieurs études présentaient cependant des descriptions phytoécologiques, qui mettaient en relation phytosociologie et description des milieux, accompagnées de valeurs dendrométriques et d'indices de qualité des stations (Blouin et Grandtner, 1971; Gagnon et Marcotte, 1980; Brown, 1981; Majcen, Richard et Ménard, 1985).

Des typologies forestières plus simples, basées sur les espèces arborescentes dominantes et la végétation de sous-bois, inspirées de la méthode de Cajander, ont aussi été proposées aux forestiers, sans être accompagnées d'évaluations dendrométriques de la productivité des milieux. Cependant, une typologie, présentée sous forme d'un guide de poche, permettait de reconnaître les types forestiers d'une concession forestière de la côte Nord du Saint-Laurent et les classait selon la qualité de station, le rendement des forêts et l'âge de révolution (Lafond, 1960). Ce système a été utilisé

Jean-Pierre Saucier est ingénieur forestier à la Direction des inventaires forestiers du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec.

pendant plusieurs années par le personnel de la compagnie forestière et aucune initiative similaire n'a connu autant de succès ailleurs au Québec, à la même époque.

Par ailleurs, plusieurs projets de classification écologique régionale visant à soutenir l'aménagement forestier ou du territoire ont eu lieu au Québec, depuis les années 1960 (Grandtner, 1966b; Jurdant *et al.*, 1977; Ducruc, 1985; Gérardin, 1990). La plupart de ces travaux incluaient à la fois des classifications de la végétation, des cartographies à petite échelle et, dans certains cas, des interprétations sur la productivité des milieux. Les méthodes utilisées étaient cependant différentes d'une étude à l'autre et les résultats n'étaient pas nécessairement compatibles.

Pourquoi ces travaux de classification écologiques n'ont-ils pas été plus utilisés par les aménagistes forestiers? Selon Bélanger, Bergeron et Camiré (1992), les renseignements qui découlent de la classification écologique étaient peu utilisés dans l'aménagement forestier avant les années 1990 en raison 1) de l'absence de cartes écologiques à grande échelle, sauf pour quelques petits territoires, 2) de la complexité de l'information écologique publiée, et 3) de son manque d'accessibilité. Ils soulignaient aussi l'importance de vulgariser l'information et de la présenter sous formes de guides facilitant son utilisation par l'ensemble de la communauté forestière.

Le manque d'accessibilité de l'information écologique s'explique par le fait que plusieurs travaux ont été publiés sous forme de mémoires ou de thèses universitaires et avaient peu de diffusion. Leur format était souvent peu pratique, ce qui n'aidait pas à démêler l'information utile de sa justification scientifique. Ajoutons à cette analyse des raisons de la faible utilisation de l'information écologique: 1) le manque de connaissances de certains des utilisateurs potentiels; 2) le manque de temps pour assimiler ces nouveaux concepts et de voir leur implication en aménagement forestier; 3) la difficulté de rejoindre les auteurs pour leur adresser les questions qui surgissent à l'utilisation; et 4) l'absence de moyens pour évaluer l'importance spatiale des unités écologiques classifiées. La simplification de l'information, sa présentation efficace et le lien avec une cartographie à une échelle compatible avec la planification et la mise en œuvre de l'aménagement forestier semblent être la clé du succès.

Classification écologique au MRNFP²

Depuis 1986, une équipe multidisciplinaire, rattachée à la Direction des inventaires forestiers (DIF) du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNFP), réalise la classification écologique des écosystèmes forestiers. Sa création découle du besoin, exprimé en 1984 lors d'audiences publiques du Bureau d'audiences publiques en environnement, de mieux connaître les écosystèmes forestiers du Québec et leur dynamique, afin de prévoir la réaction des forêts après les perturbations naturelles ou les activités de récolte.

Les travaux de cette équipe ont connu plusieurs étapes. La cartographie des districts écologiques a d'abord permis de segmenter le territoire (760 000 km²) en fonction des facteurs physiques qui structurent le paysage (Robitaille, 1988). Puis, les données topographiques, pédologiques et phytosociologiques, nécessaires à une classification, ont été récoltées en réalisant un inventaire écologique de l'ensemble du territoire sous aménagement forestier (28 400 points d'observation, Saucier *et al.*, 1994). Les données sur la végétation et le milieu physique ont été classifiées pour obtenir une typologie forestière qui décrit la végétation actuelle et une typologie des stations apte à synthétiser la dynamique de la végétation en fonction des caractéristiques physiques du milieu (Bergeron *et al.*, 1992 et 1993; Saucier et Robert, 1995).

La classification écologique a été présentée aux aménagistes, sous forme de rapports et de cartes. Cependant, il est rapidement devenu évident que les aménagistes ne savaient pas comment utiliser cette information, en dépit du fait que les méthodes étaient uniformes, que l'inventaire et la cartographie écologique à petite échelle couvraient la totalité du territoire et que les résultats de classification y étaient disponibles. Les difficultés suivantes persistaient: 1) la complexité des résultats de classification; 2) l'absence d'intégration cartographique des variables écologiques dans les cartes forestières; 3) la dichotomie entre l'inventaire écologique et l'inventaire forestier, qui ne permettait pas d'identifier facilement les variables influençant la nature des peuplements et la production forestière; 4) l'absence d'évaluation quantitative de la productivité des stations, et 5) la nécessité de fournir des exemples d'utilisation de l'information écologique, de la vulgariser et de la présenter sous forme de guides pratiques ainsi que d'assurer la formation des éventuels utilisateurs. Ce sont ces lacunes, dont certaines avaient déjà été notées par Bélanger, Bergeron et Camiré (1992), que nous avons voulu combler.

Afin de faciliter la compréhension des liens entre le milieu physique et la nature de la végétation, un système hiérarchique de classification écologique du territoire a été développé (Robitaille et Saucier, 1996; Saucier *et al.*, 1998). Ce système exprime la diversité des écosystèmes, depuis le type forestier et le type écologique à l'échelle locale jusqu'au domaine bioclimatique et à la zone de végétation à l'échelle continentale. À cette fin, le territoire a été divisé en unités de paysage régional et en régions écologiques pour illustrer la nature et la répartition des écosystèmes dans le paysage. Pour la planification de l'aménagement forestier, des exemples d'utilisation de cette classification à petite échelle ont été réalisés (Robitaille et Grondin, 1996).

Les méthodes de classification, l'autécologie des espèces arborescentes et de sous-bois, la formation de groupes d'espèces indicatrices, la dynamique de la végétation et les unités de classification qui en résultent ont été présentées dans des rapports de classification écologique, applicables à chacun des sous-domaine bioclimatique (Grondin, Blouin

et Racine, 1999; Gosselin, Grondin et Saucier, 1999). De ces rapports ont été tirées des clés d'identification des types écologiques qui font l'objet de guides de reconnaissance, en format de poche, applicables à une ou quelques régions écologiques (Blouin et Berger, 2001; Gosselin, 2001). De plus, des efforts considérables ont été déployés pour assurer la formation du personnel du MRNFP et des compagnies forestières qui interviennent sur le terrain. Ces formations visaient à démystifier la classification écologique et à permettre aux forestiers, tant ingénieurs que techniciens, d'utiliser les guides pour reconnaître, sur le terrain, les différents écosystèmes (figure 1). Lors de la réalisation des inventaires forestiers, l'identification du type écologique et des principales variables descriptives du milieu s'ajoute maintenant à l'information recueillie.



Figure 1. Classification des types écologiques sur le terrain

Par ailleurs, des études de productivité ont été amorcées dans plusieurs régions pour vérifier si les types écologiques, qui expriment des conditions écologiquement équivalentes du milieu physique et de la dynamique forestière, représentaient bien des unités où la croissance forestière était homogène et pour quantifier les différences entre les types écologiques (Saucier, 1992; Bédard et Lapointe, 1997; Saucier, 1997). Ces travaux ont mis en évidence que dans les forêts naturelles, la dynamique forestière, notam-

ment la compétition subie par les jeunes tiges et le régime des perturbations naturelles, influence grandement la production forestière. Si les études de productivité ne tiennent pas compte de ces phénomènes, la comparaison entre les stations est faussée. L'évaluation des indices de qualité de stations, exempts des effets de la compétition, a permis de développer, en collaboration avec les aménagistes régionaux, des méthodes d'intégration de l'information écologique aux calculs de possibilité forestière et à la préparation des plans d'aménagement.

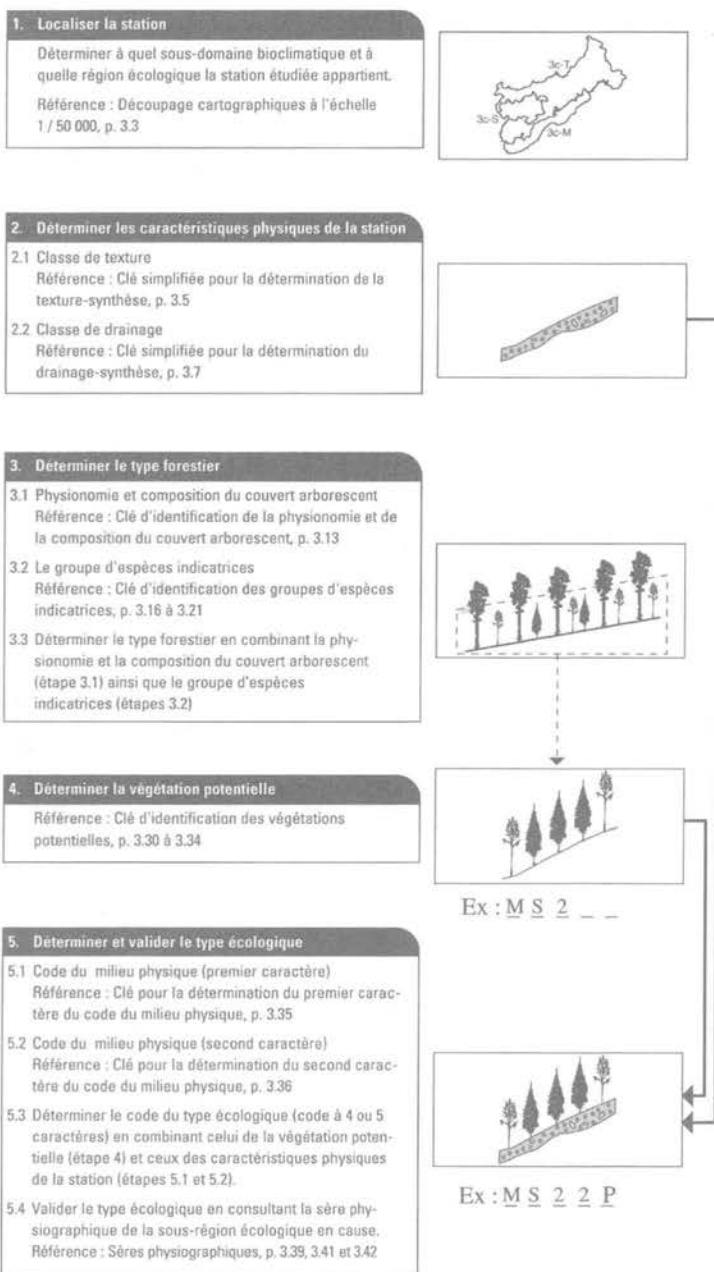
Sur le plan cartographique, les cartes sont devenues « écoforestières ». Depuis 1997, les variables physiques du milieu, notamment la nature et l'épaisseur du dépôt de surface ainsi que la classe de drainage du sol, et le type écologique de la station sont cartographiées à l'échelle de 1/20 000 conjointement avec les peuplements forestiers. Même les cartes réalisées auparavant ont été bonifiées par l'ajout de ces variables écologiques. L'évaluation de l'importance des différentes stations dans chaque unité d'aménagement est maintenant possible et le système d'information écoforestière permet, là où les analyses sont complétées, de préparer des cartes thématiques de la productivité des milieux ou des contraintes à l'aménagement.

L'information écologique au service de la gestion durable des forêts

Dans la *Stratégie de protection des forêts* publiée en 1994, le Ministère adhère à des principes fondamentaux comme la préservation de la biodiversité, le respect de la dynamique naturelle des forêts, la préférence pour la régénération naturelle des peuplements forestiers, la prise en compte des particularités des stations lors de l'aménagement forestier, la réduction de la vulnérabilité des forêts aux perturbations naturelles et, enfin, la considération des préoccupations de la population. La classification écologique développée au MRNFP fournit déjà plusieurs outils pour faciliter le respect de ces principes par les aménagistes (tableau 1). La typologie forestière, qui intègre la composition des strates arborescentes et de sous-bois (espèces indicatrices et cortège floristique), peut servir d'outil pour la préservation de la biodiversité en identifiant les espèces présentes sur le territoire et leurs habitats. La notion de végétation potentielle, qui rassemble l'ensemble des types forestiers qui se produisent spontanément dans des conditions de milieu données, exprime la dynamique naturelle des forêts et permet aux aménagistes de s'en inspirer. Ces données sur la dynamique forestière permettent aussi d'évaluer 1) la capacité des milieux à se régénérer naturellement; 2) la compétition exercée sur les espèces arborescentes par des espèces arbustives ou herbacées; et 3) la nature et la fréquence des perturbations naturelles.

Pour stimuler l'utilisation de la classification écologique en aménagement, des efforts particuliers de simplification ont été faits pour la rendre plus facile à comprendre et à utiliser. La systématisation et la hiérarchisation des niveaux

Figure 3.1 – Étapes à suivre pour déterminer le type écologique sur le terrain



végétation, les espèces arborescentes dominantes et les espèces indicatrices, permet de simplifier l'expression de la végétation actuelle et de diminuer le nombre de types forestiers à apprendre par les utilisateurs.

La confection de guides de reconnaissance des types écologiques adaptés à une ou quelques régions écologiques, facilite l'utilisation en restreignant le nombre des types à reconnaître. Ces guides contiennent des clés applicables sur le terrain, des descriptions sommaires et des toposéquences caractéristiques du territoire, qui illustrent la répartition des types écologiques dans le paysage. Une attention particulière a été apportée pour ne retenir dans les clés que des variables physiques simples, comme le drainage-synthèse et la texture-synthèse, et des groupes d'espèces indicatrices faciles à identifier. Une démarche en cinq étapes permet de classer une portion de territoire et d'identifier le type écologique auquel elle appartient (figure 2). Une formation d'un ou deux jours, suivie de la mise en pratique, est généralement suffisante pour qu'un forestier puisse comprendre les concepts et les appliquer. Plusieurs guides de reconnaissance sont déjà disponibles auprès de la Direction des inventaires forestiers du MRNFP (figure 3).

L'une des contributions majeures de la classification écologique à l'atteinte de l'objectif visant à tenir compte des particularités des stations lors de l'aménagement forestier est de proposer le type écologique comme élément de base pour définir les stations forestières (Saucier et Robert, 1995) et pour l'aménagement forestier écosystémique (Grondin, Bergeron et Gauthier, 2001). En effet, le type écologique est une portion de territoire à l'échelle locale qui présente une combinaison permanente de la végétation potentielle et des caractéristiques du milieu. Cette intégration de la dynamique forestière à une variété de conditions de sols, de drainage et de positions topographiques, écologiquement équivalentes, permet de répondre aux exigences du concept de « station forestière » retenu dans la *Stratégie de protection des forêts*.

Les études de productivité réalisées par type écologique dans plusieurs régions écologiques ont confirmé l'utilité de cette unité de classification écologique pour comparer les stations entre elles. Ces études ont été utilisées, en plus des données dendrométriques, de la

Figure 2. Étapes à suivre pour déterminer le type écologique sur le terrain (extrait du Guide de reconnaissance des types écologiques – Région écologique 3c - Hautes collines du Bas-Saint-Maurice).

de perception en est un exemple (Gouvernement du Québec, 2001). L'utilisateur peut ainsi identifier rapidement le niveau de perception qui répond le mieux à son besoin. La typologie forestière, en ne retenant que les notions de structure de la

Tableau 1. Utilisation de l'information écologique pour la gestion durable des forêts au Québec

Activité d'aménagement forestier	Besoin d'information	Information écologique disponible
Regroupement des données d'inventaire	Homogénéité de composition des peuplements forestiers	Types écologiques (intègrent les caractéristiques physiques des milieux et la végétation potentielle)
Calcul de la possibilité forestière, confection des plans d'aménagement	Connaissance de la dynamique forestière, de la croissance des peuplements et des contraintes à l'aménagement	Études de croissance en fonction des types écologiques Contraintes à l'aménagement (compétition à la régénération, circulation de la machinerie, vulnérabilité aux perturbations naturelles, etc.)
Prescription sylvicole	Identification des types de station sur le terrain et scénario sylvicole optimal	Guide de reconnaissance des types écologiques Guide sylvicole
Gestion de la biodiversité	Diversité des espèces ou des écosystèmes d'un territoire	Catalogue des types forestiers Descriptions phytosociologiques Analyse comparative de la flore
Gestion de la biodiversité à l'échelle du paysage, analyse de carence des aires protégées	Nature et répartition des écosystèmes dans le paysage et comparaison avec les territoires environnants	Système hiérarchique de classification écologique du territoire (régions écologiques, etc.) Toposéquences caractéristiques des unités de paysage Cartographie des écosystèmes et de leurs caractéristiques écologiques
Protection des espèces rares et menacées	Localisation des sites susceptibles d'abriter des espèces rares	Descriptions phyto-écologiques Localisation des écosystèmes servant d'habitats aux espèces rares
Gestion intégrée des ressources	Interprétations de la qualité d'habitat pour les espèces fauniques	Descriptions phyto-écologiques (permettent d'évaluer la capacité des stations à fournir de la nourriture et de l'abri aux espèces fauniques)

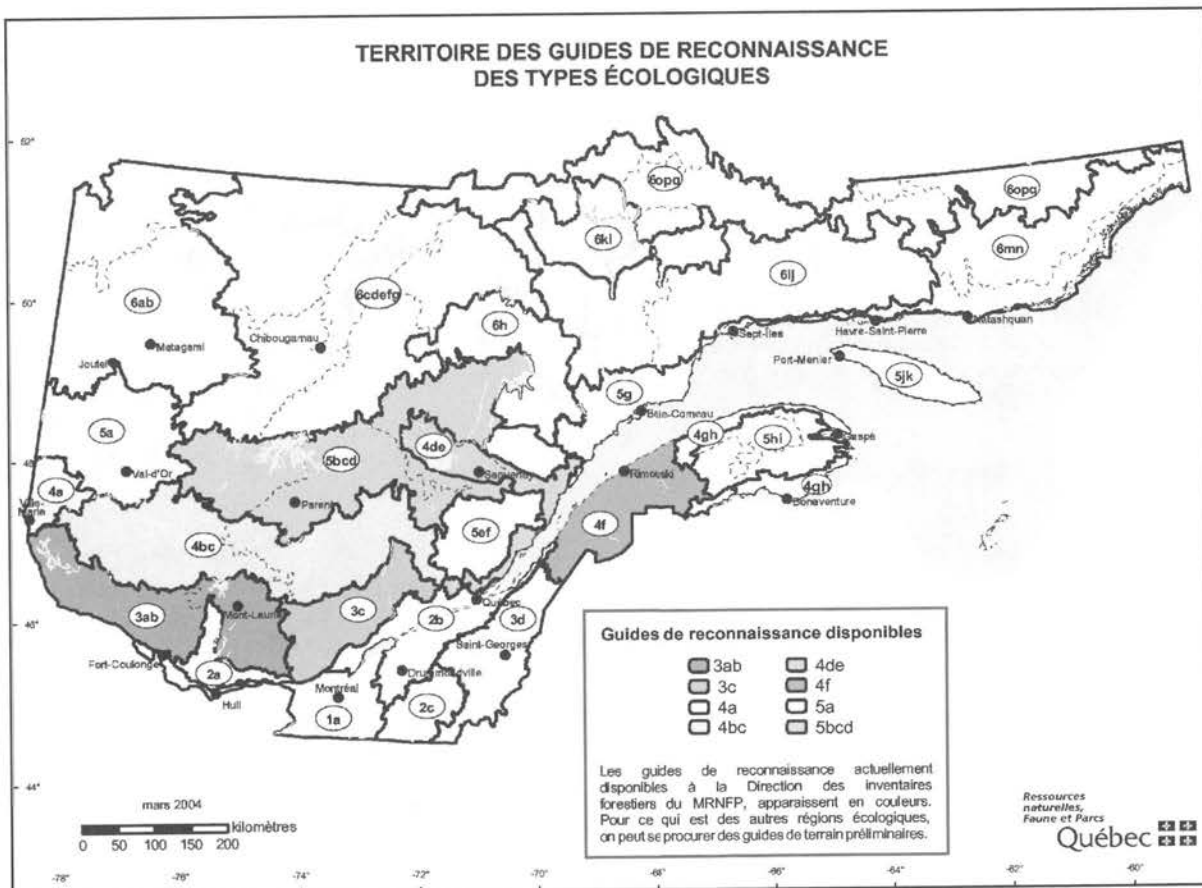


Figure 3. Territoire des guides de reconnaissance des types écologiques

dynamique forestière et des contraintes à l'aménagement, pour guider les compilations d'inventaire, le choix des tables de rendement lors des calculs de possibilité forestière et la préparation des plans généraux. Lorsque les études de productivité ne sont pas encore disponibles, une comparaison qualitative des stations est quand même possible. Pour démontrer l'intérêt d'utiliser ces connaissances écologiques, des exemples d'utilisation dans la planification de l'aménagement ont été réalisés et diffusés (Grondin et Saucier, 2002).

Conclusion

Les orientations du MRNFP en matière de développement durable se précisent graduellement et l'information écologique fournit un apport nouveau à cette réflexion ainsi que des outils concrets. Le concept du type écologique a le mérite de donner un langage commun aux intervenants, forestiers ou non, des activités sylvicoles à la planification forestière. Par ailleurs, les processus naturels sont complexes et les écosystèmes réagissent de multiples façons aux variations du milieu physique et à la pression des perturbations naturelles ou d'origine anthropique. La classification écologique a pour but de rendre compte de cette complexité, tout en la simplifiant. On ne veut retenir que les discontinuités essentielles qui influencent les choix de gestion forestière et les rendre accessibles. Conscient de cette complexité, les écologistes ont, peu à peu, adapté le niveau de détail de leurs classifications et créé des outils qui permettent aux non-spécialistes d'utiliser les connaissances écologiques à toutes les étapes de l'aménagement forestier, ce qui favorise ainsi l'atteinte des objectifs de gestion durable des forêts et de conservation de la diversité biologique. ◀

1. Mémoire soumis au XII^e Congrès forestier mondial – Québec, Canada 2003, par le ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. Modifié en mars 2004
2. Depuis le 29 avril 2003, le ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN) est désigné sous la nouvelle appellation de ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec (MRNFP).

Références

- BÉDARD, S. et C. LAPOINTE, 1997. Estimation de la croissance en fonction des types écologiques du sous-domaine de la sapinière à bouleau jaune de l'Est. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, 65 p.
- BÉLANGER, L., Y. BERGERON and C. CAMIRÉ, 1992. Ecological land survey in Québec. *Forestry Chronicle*, 68, (1): 42-52.
- BERGERON, J.-F., J.-P. SAUCIER, A. ROBITAILLE and D. ROBERT, 1992. Québec forest ecological classification program. *Forestry Chronicle*, 68, (1): 53-63.
- BERGERON, J.-F., J.-P. SAUCIER, A. ROBITAILLE, P. GRONDIN and D. ROBERT, 1993. The Québec forest ecological survey program, a set of tools for sustainable forest management. Conférence présentée au congrès de l'IUFRO Advancement in forest inventory and forest management science, Séoul, Corée du Sud, 17 p.
- BLOUIN, J. et J.-P. BERGER, 2001. Guide de reconnaissance des types écologiques, régions écologiques 5b-Coteaux du réservoir Gouin, 5c-Collines du haut Saint-Maurice et 5d-Collines qui ceinturent le lac Saint-Jean. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Québec, 189 p.
- BLOUIN, J.-L. et M.M. GRANDTNER, 1971. Étude écologique et cartographie de la végétation du comté de Rivière-du-Loup, Ministère des terres et forêts, Service de la recherche, Québec, Mémoire n° 6, 370 p.
- BROWN, J.-L., 1981. Les forêts du Témiscamingue, Québec. Études phytosociologiques, Études écologiques n° 5, Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec, 447 p.
- DUCRUC, J.-P., 1985. L'inventaire du Capital-Nature de la Moyenne-et-Basse-Côte-Nord. Ministère de l'Environnement, Service des inventaires écologiques, Québec, Série de l'inventaire du Capital Nature n° 6, 192 p.
- GAGNON, G. et G. MARCOTTE, 1980. Description des types écologiques et de leur productivité dans la section forestière Laurentienne de Rowe (L4a). Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche, Québec, Mémoire n° 61, 456 pages.
- GÉRARDIN, V., 1990. L'inventaire du Capital-Nature du territoire de la Baie James. Les régions écologiques et la végétation des sols minéraux, tome 1. Méthodologie et descriptions. Ministère de l'Environnement, Service des études écologiques régionales, Québec, 398 p.
- GOSSELIN J., 2001. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 3c-Hautes collines de la Mauricie. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Québec, 166 p.
- GOSSELIN J., P. GRONDIN et J.-P. SAUCIER, 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de l'éraiblière à bouleau jaune de l'Ouest. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Québec, 185 p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC, 2001. Le Système hiérarchique de classification écologique du territoire (dépliant en couleurs), Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Québec.



LA MAISON
LÉON-PROVANCHER

Centre d'animation, d'interprétation, d'exposition

1435 rue Provancher
Cap-Rouge (Québec)
G1Y 1R9
Tél. : (418) 650-7785

LES AVOCATS
POULIOT LÉCUYER

Société en nom collectif

2525, boul. Laurier, Tour des Laurentides
10^e étage, Sainte-Foy (Québec) G1V 2L2
Téléphone: (418) 658-1080 Télécopieur: (418) 658-1414

Site internet: <http://www.droit.com>
Courrier électronique: avocat@droit.com

- GRANDTNER, M.M., 1966a. La végétation forestière du Québec méridional. Les Presses de l'Université Laval, Québec, 216 p.
- GRANDTNER, M.M., 1966b. La végétation du Bas-Saint-Laurent, de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine, notice sommaire et carte couleur. Atlas régional du Bas-Saint-Laurent, de la Gaspésie et des Îles-de-la-Madeleine. Bureau d'Aménagement de l'Est du Québec (BAEQ) et Aménagement rural et développement agricole (ARDA), Mont-Joli.
- GRONDIN, P., J. BLOUIN et P. RACINE, 1999. Rapport de classification écologique de la sapinière à bouleau blanc de l'Ouest, 2^e édition. Ministère des Ressources naturelles, Direction des inventaires forestiers, Québec, 220 p.
- GRONDIN, P., Y. BERGERON, et S. GAUTHIER, 2001. L'aménagement forestier écosystémique au Québec : concepts et applications. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière, Québec, Rapport interne n° 47, 63 p.
- GRONDIN, P. et J.-P. SAUCIER, 2002. Information écologique et planification forestière. Conférence présentée à Rimouski au Colloque sur la planification forestière, novembre 2002.
- JURDANT, M., J.-L. BÉLAIR, V. GÉRARDIN et J.-P. DUCRUC, 1977. L'inventaire du Capital-Nature, Pêches et Environnement Canada, Série classification écologique du territoire, n° 2, 202 p.
- LAFOND A., 1960. Notes pour l'identification des types forestiers des concessions de la Québec North Shore Paper Company. 2^e édition, Baie-Comeau, 93 p.
- MAJZEN, Z., 1981. Les forêts du parc national Forillon, Gaspésie, Québec. Études phytosociologiques, Études écologiques no 4, Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec, 158 p.
- MAJZEN, Z., Y. RICHARD et M. MÉNARD, 1985. Composition, structure et rendement des érablières dans cinq secteurs de la région de l'Outaouais. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de la recherche appliquée, Québec, Mémoire n° 88, 133 p.
- ROBITAILLE, A., 1988. Cartographie des districts écologiques, normes et techniques, Cadre écologique forestier n° 3. Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service de l'inventaire forestier, Québec, révision 1989, 85 p.
- ROBITAILLE, A. and J.-P. SAUCIER, 1996. Land districts, ecophysiological units and areas: the landscape mapping of the Ministère des Ressources naturelles du Québec. Environmental Monitoring and Assessment, 39, (1-3): 127-148.
- ROBITAILLE, A. et P. GRONDIN, 1992. Guide d'utilisation des produits des districts écologiques. Ministère des Forêts, Service des inventaires forestiers, Québec, 63 p.
- SAUCIER, J.-P., 1992. Croissance et rendement en fonction des types écologiques photo-interprétés de la région écologique 5a-Basses et Moyennes Appalaches (Québec). Mémoire de maîtrise, École des gradués, Université Laval, Québec, 185 p.
- SAUCIER, J.-P., 1997. Modélisation de l'accroissement radial des quatre principales essences des peuplements mélangés de bouleau jaune et de résineux soumis à des perturbations naturelles (Québec). Thèse de doctorat, ENGREF, Laboratoire de recherche en Sciences forestières, Nancy, France, 206 p.
- SAUCIER, J.-P. et D. ROBERT, 1995. Présentation du programme de connaissance des écosystèmes forestiers du ministère des Ressources naturelles du Québec. Revue forestière française, XLVII (1) 71-74.
- SAUCIER, J.-P., J.-F. BERGERON, P. GRONDIN et A. ROBITAILLE, 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3^e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. Supplément de *L'Aubelle*, n° 124, 12 p.
- SAUCIER, J.-P., J.-P. BERGERON, H. D'AVIGNON et P. RACINE, 1994. Le point d'observation écologique, normes techniques. Ministère des Forêts, Service des inventaires forestiers, Québec, 116 p.

Fondation de l'Institut québécois de la biodiversité

Le 16 février 2004, l'Institut québécois de la biodiversité (IQBIO) était immatriculé au Registre des entreprises par l'Inspecteur général des institutions financières du Québec à titre d'organisme sans but lucratif et recevait peu après ses lettres patentes. Son assemblée générale de fondation légale a eu lieu le 2 avril 2004 au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal où se situe actuellement le siège social du nouvel Institut. Les 25 membres fondateurs présents à cette assemblée, la plupart en charge d'une collection de sciences naturelles, provenaient soit d'une université, soit d'une agence gouvernementale fédérale ou provinciale, soit d'un organisme voué à l'environnement ou aux sciences naturelles ou encore participaient à titre privé.

L'Institut québécois de la biodiversité s'est donné comme mission de soutenir le développement et la diffusion des connaissances systématiques, écologiques et biogéographiques de la biodiversité du Québec, notre patrimoine naturel. Il compte aussi soutenir le développement et la mise en valeur des collections de sciences naturelles et leurs ressources connexes accumulées à partir du capital naturel principalement du Québec et des mers adjacentes. Enfin, l'Institut prévoit contribuer au développement des ressources matérielles et humaines nécessaires à la réalisation des objectifs qui précèdent.

Le Québec ne possède pas encore de musée d'état en sciences naturelles qui aurait un mandat clair de recherche en biodiversité et de conservation de collections essentielles à cette recherche. L'Institut se propose donc comme partenaire du gouvernement du Québec afin de l'aider à mieux assumer la responsabilité qui est sienne en matière de biodiversité dans une perspective de développement durable et de culture scientifique. Dans un premier temps, l'Institut dresse un répertoire le plus complet possible des collections de sciences naturelles présentes actuellement sur le territoire québécois et il en évalue l'état de conservation et le degré de précarité. Des actions visant la sauvegarde des collections en danger de disparaître seront prises afin d'en assurer la pérennité.

Pour plus d'informations ou devenir membre du nouvel Institut, contacter le président Pierre Brunel au (514) 737-5124 ou (514) 343-7461, télécopieur (514) 343-2293, pierre.brunel@umontreal.ca.

Source : Robert Gauthier, secrétaire de l'IQBIO

Les paysages agricoles du Québec méridional

*Benoît Jobin, Jason Beaulieu, Marcelle Grenier, Luc Bélanger,
Charles Maisonneuve, Daniel Bordage et Bernard Filion*

Introduction

Avec l'arrivée des nouvelles technologies informatiques telles que les images satellites et les systèmes d'information géographique, l'écologie du paysage est devenue une science de plus en plus accessible aux chercheurs et aux gestionnaires du territoire, tant au niveau universitaire et gouvernemental qu'au niveau des organismes non gouvernementaux. Nos connaissances sur les relations espèces-habitats et sur la dynamique des écosystèmes ont donc été grandement améliorées, au cours des dernières années, grâce à ces outils qui permettent de comprendre que la répartition et la survie des espèces sauvages sont intimement liées à la disponibilité et à l'agencement des habitats dans le paysage environnant.

La délimitation des paysages a généralement été dictée par des considérations abiotiques permettant de circonscrire, sur le plan spatial, des portions de territoire qui montrent une certaine homogénéité, par exemple, sur le plan des dépôts de surface, du climat ou de la topographie. La limite des écozones et des écorégions à l'échelle canadienne en est un bel exemple (Groupe de travail sur la stratification écologique, 1995). Le découpage du territoire peut aussi suivre les limites des groupements végétaux potentiels ou reliques. De fait, les régions écologiques telles que définies par Thibault (1985), e. g., érablière à caryer, sapinière à bouleau jaune, etc., ont été, et sont toujours, largement utilisées pour analyser la répartition spatiale des espèces et des habitats sur le territoire québécois. Ce découpage du territoire est un reflet des conditions écologiques (type de sol, drainage, climat, et autres) qui, toutes réunies, permettent l'établissement de groupements végétaux bien définis. Par contre, ce type de découpage ne reflète pas toujours la situation actuelle de l'utilisation du territoire; ainsi les érablières à caryer ne se trouvent aujourd'hui qu'en de rares endroits de la région écologique ainsi nommée en raison de la transformation de la forêt d'origine en zones agricoles et urbaines, survenue au cours des dernières décennies. De fait, ce type de découpage est fixe au plan temporel et ne peut donc servir de base à la mise en place d'un réseau de suivi des habitats. Il n'existe actuellement aucun découpage du territoire québécois qui soit basé sur les pressions anthropiques et qui reflète la situation présente et actuelle des habitats.

Dans le but d'étudier les processus écologiques et les activités humaines qui peuvent affecter les écosystèmes à l'échelle du paysage, nous proposons une délimitation du territoire agricole québécois basée sur l'utilisation du sol et sur les pressions agricoles et anthropiques qui s'y exercent.

Les grandes régions agricoles du Québec

On trouve au Québec trois grandes régions agricoles dont la plus importante est sans contredit les Basses-Terres du Saint-Laurent. Le paysage agricole du sud-ouest du Québec a été grandement modifié depuis le milieu du siècle dernier en raison de l'intensification de l'agriculture. Sous la pression des marchés, la transition d'une agriculture traditionnelle vers une agriculture intensive s'est traduite par une forte augmentation de la culture des céréales (maïs, blé) et des oléagineux (soya), au détriment des cultures fourragères et des pâturages associés aux exploitations laitières. On y observe également une dégradation du couvert forestier en raison de la destruction des boisés de ferme et de la fragmentation des parcelles forestières résiduelles (Bélanger et Grenier, 2002), un drainage des étangs et autres milieux



Paysage « Agricole intensif-Grandes cultures », près de Saint-Hyacinthe

B. Jobin, M. Grenier, L. Bélanger et D. Bordage sont à l'emploi du Service canadien de la faune d'Environnement Canada; J. Beaulieu et B. Filion sont à l'emploi de Canards Illimités Canada et C. Maisonneuve est à l'emploi de la Société de la faune et des parcs du Québec.

humides tels que les tourbières, un redressement des cours d'eau, de même qu'une utilisation accrue des pesticides et des fertilisants. Aujourd'hui, l'agriculture, les zones urbaines et les complexes industriels dominent le paysage de la vallée du Saint-Laurent, alors qu'on estime qu'il reste moins de 25 % de couvert forestier d'origine dans la majorité des municipalités régionales de comté (MRC) du sud-ouest du Québec. Dans les régions du lac Saint-Jean et de l'Abitibi, l'activité agricole est aussi omniprésente quoique le recul de l'agriculture qui y est observé depuis plusieurs années, ait réduit considérablement l'importance de ce secteur d'activité économique. La qualité des sols et le climat plus rigoureux y limitent les rendements agricoles de sorte qu'on y trouve surtout des exploitations laitières (fourrages, pâturages). Les activités anthropiques y sont aussi de moindre envergure que dans la vallée du Saint-Laurent.

Méthodologie utilisée

Le territoire couvert par la présente étude est immense, plus de 100 000 km², soit 69 500 km² dans les Basses-Terres du Saint-Laurent, 16 800 km² dans la région du Lac-Saint-Jean et 15 200 km² en Abitibi. Nous avons eu recours aux

images satellites afin d'obtenir un portrait général de l'affectation des terres dans ces trois régions agricoles. Au total, sept images Landsat-TM, acquises en 1993-1994, ont été classifiées au moyen d'une méthode supervisée, ce qui a permis de cartographier la répartition de 27 classes d'habitat trouvés dans le Québec méridional (voir Bélanger *et al.*, 2003 pour les détails). Ces classes d'habitat ont été regroupées en six grandes classes: 1) grandes cultures (maïs, labours); 2) fourrages (foin, pâturages, friches); 3) forêt (feuillue, mélangée, résineuse, coupes, brûlis, régénération); 4) anthropique (urbain, routes, sol dénudé); 5) milieux humides (marais, marécages, tourbières, herbiers); 6) autres (nuages, pixels non classifiés). La couverture de chacune de ces grandes classes d'habitat a ensuite été compilée (en pourcentage de couverture, excluant la classe « autres ») dans les polygones de sol développés par Agriculture et Agroalimentaire Canada pour l'ensemble du Canada (Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, 1996). Ces polygones de sols sont des unités géographiques définies sur la base d'attributs tels que les dépôts de surface et la topographie; ceux-ci montrent les caractéristiques principales des types de sol.

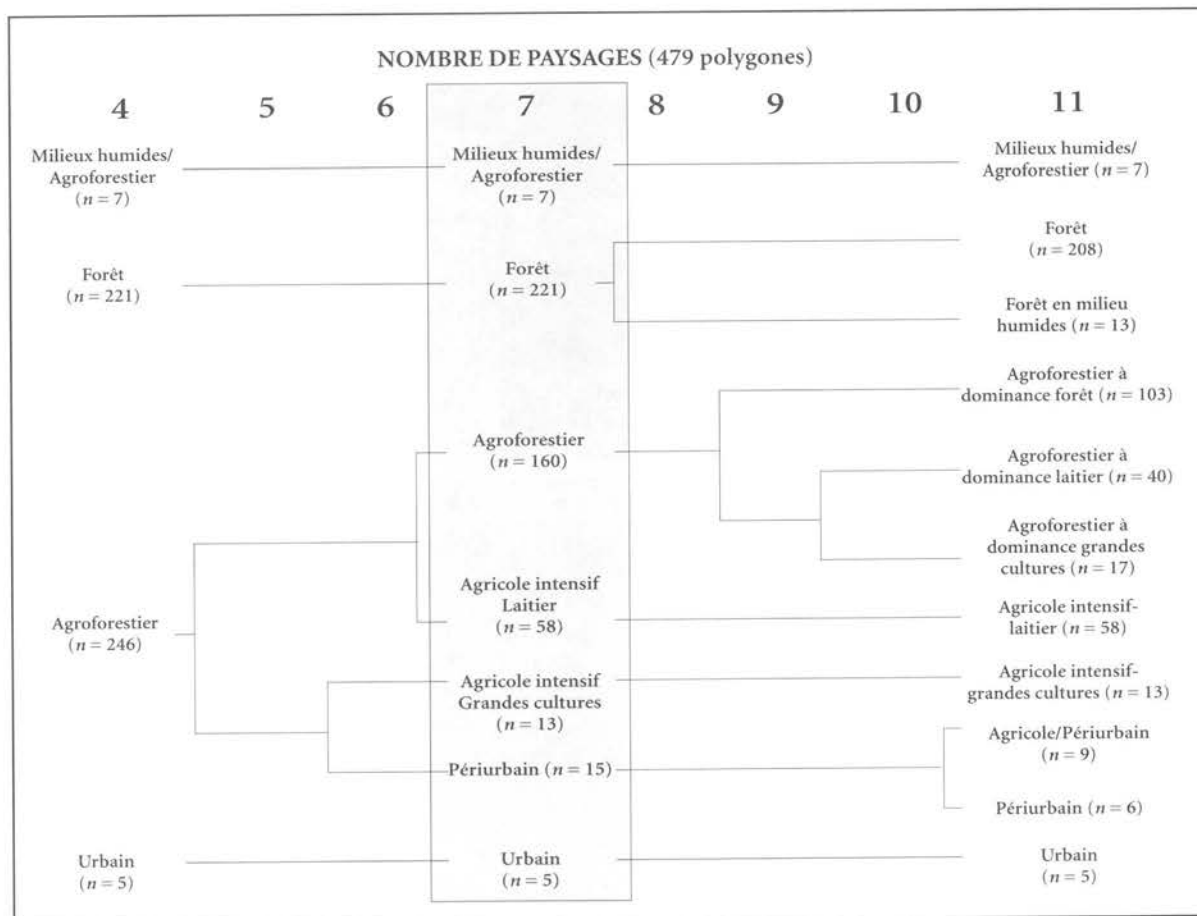
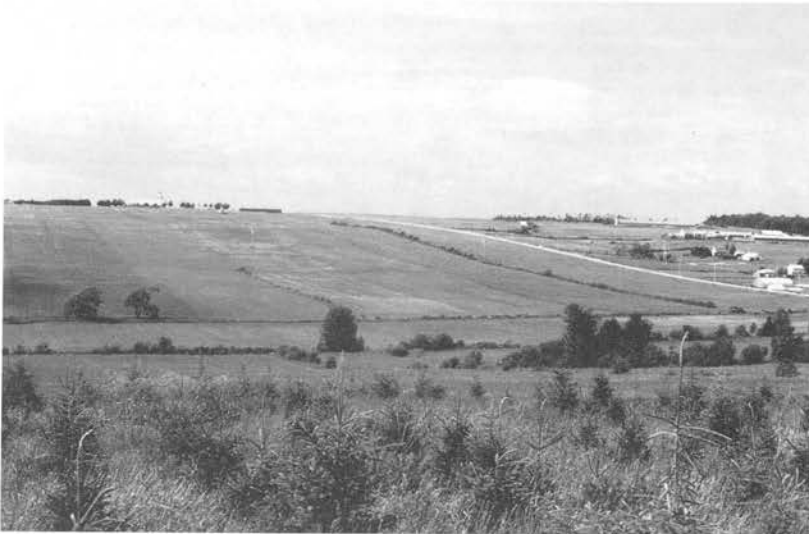


Figure 1. Dendrogramme schématisant la hiérarchie des paysages agricoles du sud du Québec, en partant de 4 à 11 types de paysages. Le niveau hiérarchique à 7 paysages a été retenu dans les analyses subséquentes.

Une analyse de groupement à liens complets a été utilisée pour regrouper les polygones de sol en des unités relativement homogènes. Nous avons éliminé les polygones ayant plus de 25 % des pixels non classés de même que ceux qui sont situés dans l'écodistrict des Appalaches du Nord, en raison d'une couverture incomplète de ce secteur sur les images satellites. Une matrice de dissimilarité, basée sur la distance euclidienne entre les polygones et calculée à partir du pourcentage de couverture des cinq classes d'habitat, a servi d'intrant pour l'analyse de groupement. Puisque l'analyse de groupement à liens complets est de type hiérarchique, cela permet d'interpréter le résultat de l'analyse à différentes échelles de groupement, c'est-à-dire que le nombre de groupes retenus peut varier en fonction des objectifs de l'analyste. Sur le plan spatial, chaque groupe de polygone représente donc un type de paysage agricole regroupant des secteurs similaires relativement à l'affectation des sols. Notez qu'une description détaillée de la méthodologie utilisée est présentée dans Jobin *et al.* (2003).



Paysage « Agricole intensif-Laitier », près de Sainte-Claire, Beauce

Limites des paysages agricoles

Au total, 597 polygones de sol couvrent l'aire d'étude, dont 479 ont été retenus pour l'analyse de groupement. La figure 1 permet de visualiser schématiquement le dendrogramme résultant de l'analyse où le nombre de paysages retenus varie de quatre (« forêt », « agroforestier », « urbain », « milieux humides/agroforestier ») à 11 (les paysages « forêt » et « agroforestier » sont divisés en régions d'agriculture intensive dominée par les grandes cultures ou les exploitations laitières, les paysages forestiers, et un mélange de ces derniers). Nous avons retenu le découpage du territoire en sept paysages agricoles afin d'illustrer les paysages ainsi délimités. Ce choix, bien qu'arbitraire, repose sur le fait qu'un nombre restreint de groupes ne permet pas de distinguer les modèles réels de la répartition spatiale des activités agricoles, alors

qu'un grand nombre de paysages rend difficile l'interprétation des modèles de répartition. À noter aussi que les noms donnés aux paysages sont représentatifs de la classe d'habitat dominante dans les polygones de sol, et que d'autres classes d'habitat couvrant de faibles superficies peuvent être présentes à l'intérieur des limites des paysages.

La carte illustrant les sept paysages retenus (figure 2) montre des modèles distincts de regroupement de polygones de sols : 1) agriculture intensive dominée par les grandes cultures (céréales, soya, maïs); 2) agriculture intensive dominée par les exploitations laitières (fourrages, pâturages); 3) agroforestier; 4) zones urbaines; 5) forêt; 6) périurbain dominé par les activités urbaines et agricoles; et 7) milieux humides avec forêt et zones agricoles. Les paysages « forêt » et « agroforestier » dominent dans chacune des trois grandes régions agricoles (tableau 1). Les Basses-Terres du Saint-Laurent montrent une grande diversité de paysages où l'on observe que les paysages « urbain » et « périurbain » ne se trouvent que dans cette région agricole, et que la partie sud-ouest est dominée par l'agriculture intensive caractérisée par les grandes cultures. On observe d'ailleurs un gradient manifeste de la répartition des paysages agricoles dans les Basses-Terres du Saint-Laurent alors que le paysage d'agriculture intensive, marquée par les grandes cultures, est omniprésent dans le sud-ouest du Québec, et est graduellement remplacé par les exploitations laitières et les paysages « forêt » et « agroforestier » en direction nord-est. Les secteurs d'agriculture intensive dominée par les exploitations laitières y sont aussi présents (Outaouais, Laurentides, Lanaudière, Bois-Francs, Bas-Saint-Laurent) ainsi que dans la région du lac Saint-Jean. Le paysage « agroforestier » est bien présent dans les régions de l'Outaouais et dans le piedmont des Laurentides (Portneuf) et des Appalaches (Beauce, Estrie), au nord du lac Saint-Jean et en Abitibi, alors que le paysage « forêt » est trouvé dans les régions où la topographie est plus prononcée et où le sol est moins propice à l'agriculture, comme dans les régions des Lau-

rentides, des Appalaches, du lac Saint-Jean et en Abitibi. Ces deux dernières régions révèlent un paysage où se trouvent de fortes densités de milieux humides associés aux zones agroforestières alors que les secteurs fortement anthropisés se trouvent près des villes de Montréal et de Québec. Fait à noter, les exploitations laitières dominent l'activité agricole du paysage « agroforestier », alors que les exploitations laitières et les grandes cultures partagent l'activité agricole des secteurs périurbains.

Bien que la couverture nuageuse ait forcé l'exclusion de l'analyse de groupement de plusieurs polygones de sol situés près de la frontière américaine, l'analyse des cartes topographiques 1/50 000 permet d'associer la plupart de ces polygones à l'un des sept paysages. Ainsi, les polygones situés à la frontière des États-Unis, dans la région de l'Estrie

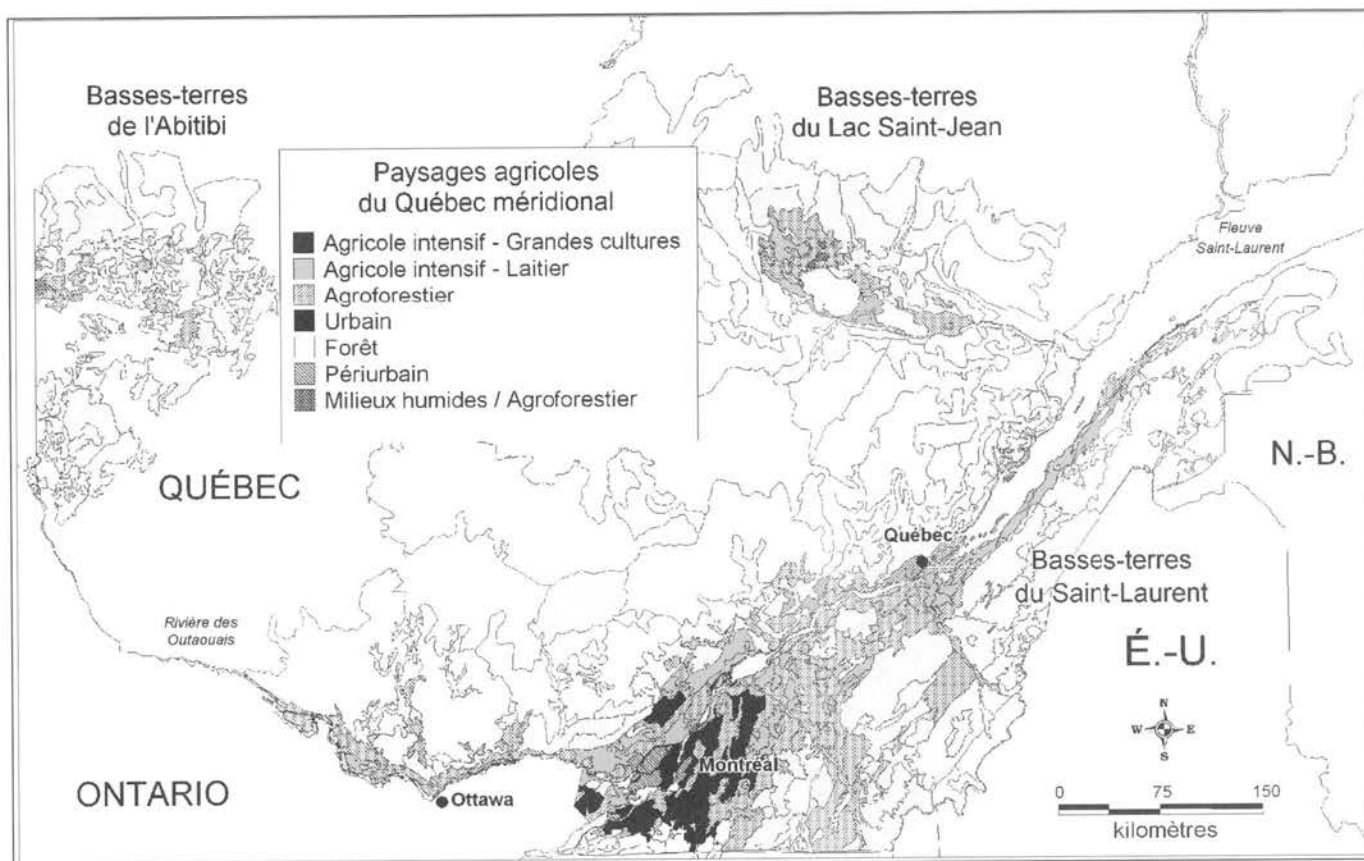


Figure 2. Répartition des 7 paysages agricoles du Québec méridional délimités à partir de l'analyse de groupement des 479 polygones de sol. Les polygones non retenus dans l'analyse en raison d'une couverture incomplète par les images satellites sont en blanc.

(lac Mégantic, ouest du lac Memphrémagog), seraient tous situés dans des paysages forestiers, ceux du Haut-Richelieu (Noyan, Venise-en-Québec) présenteraient un paysage d'agriculture intensive (dominée par les grandes cultures), alors que les polygones situés en Montérégie seraient associés aux paysages « agricole intensif dominés par les grandes cultures ou les exploitations laitières » (Saint-Clothilde-de-Châteauguay, Saint-Patrice-de-Sherrington, Saint-Anicet, Godmanchester), « agroforestier » (Elgin, Hinchinbrooke, Hemmingford, Saint-Bernard-de-Lacolle), « forestier » (Franklin, Havelock) ou « milieux humides/agroforestier » (Akwasasne).

Les paysages agricoles ainsi décrits ont été caractérisés en fonction de certaines activités socio-économiques et de diverses variables décrivant les pratiques agricoles (Jobin *et al.*, 2003). Il en ressort que la production de bœuf de boucherie et la production laitière dominent l'activité agricole des paysages où le couvert forestier est important (« forêt », « agroforestier », « milieux humides/agroforestier »), alors que les paysages d'agriculture intensive et ceux qui sont situés en milieu urbain et périurbain affichent une forte utilisation d'herbicides sur des terres ayant une valeur foncière élevée. Aussi, on note que la production maraîchère, présente en milieux urbains et périurbains, est associée à une forte utilisation d'herbicides. Bien que les activités socio-écono-

miques et les pratiques agricoles diffèrent clairement entre certains paysages (ex. « forêt » vs « urbain »), on observe une grande diversité des activités agricoles à l'intérieur même de plusieurs paysages (« agroforestier », « agriculture intensive-laitier », « agriculture intensive-grandes cultures ») ce qui illustre l'hétérogénéité des productions agricoles du sud du Québec.

Relations avec les découpages actuels du territoire

Nous avons projeté les paysages agricoles sur trois découpages existants du territoire québécois afin de les décrire et de les étudier relativement à la couverture des sols actuels. Ces trois découpages sont : 1) les écorégions telles que définies par le Groupe de travail sur la stratification écologique (1995); 2) les régions de conservation des oiseaux (RCO) issues de l'Initiative de Conservation des Oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN; Service canadien de la faune, 2003); et 3) les unités thermiques de maïs (UTM; Agriculture et Agroalimentaire Canada, 2003) (tableau 2). On observe que les paysages « agriculture intensive-grandes cultures », « urbain » et « périurbain » se trouvent entièrement dans l'écorégion des Basses-Terres du Saint-Laurent, de même que dans la RCO 13, et sont associés à des secteurs affichant de fortes valeurs d'unités thermiques de maïs (≥ 2600 UTM).

Tableau 1. Couverture (%) des sept paysages agricoles dans les trois principales régions agricoles du Québec.

Type de paysage	Vallée du Saint-Laurent		Lac Saint-Jean		Abitibi		Aire d'étude	
	Superf. (km ²)	%	Superf. (km ²)	%	Superf. (km ²)	%	Superf. (km ²)	%
Agricole intensif-Grandes cultures (<i>n</i> = 13)	4 160	6,0	0	0,0	0	0,0	4 160	4,1
Agricole intensif-Laitier (<i>n</i> = 58)	5 719	8,2	1 572	9,4	33	0,2	7 325	7,2
Agroforestier (<i>n</i> = 160)	20 384	29,3	2 864	17,0	1 092	7,2	24 341	24,0
Urbain (<i>n</i> = 5)	295	0,4	0	0,0	0	0,0	295	0,3
Forêt (<i>n</i> = 221)	37 917	54,5	12 279	73,1	13 979	92,0	64 175	63,2
Périurbain (<i>n</i> = 15)	1 062	1,5	0	0,0	0	0,0	1 062	1,0
Milieus humides/Agroforestier (<i>n</i> = 7)	3	0,0	93	0,6	94	0,6	190	0,2
Total	69 540	100,0	16 808	100,0	15 198	100,0	10 1547	100,0

Tableau 2. Couverture (%) des sept paysages agricoles dans trois découpages existants du territoire québécois : les écorégions, les régions de conservation des oiseaux (RCO) provenant de l'Initiative de conservation des oiseaux de l'Amérique du Nord (ICOAN), et les unités thermiques de maïs.

	Agricole intensif Grandes cultures	Agricole intensif Laitier	Agroforestier	Périurbain	Urbain	Forêt	Milieux humides Agroforestier	Tous paysages	
								km ²	%
Écoregions									
Appalaches	0,0	4,9	19,1	0,0	0,0	29,8	0,0	23 943	24,0
Basses terres du Saint-Laurent	100,0	77,2	53,0	100,0	100,0	5,1	1,1	26 159	26,2
Sud des Laurentides	0,0	2,5	12,3	0,0	0,0	24,8	0,0	18 978	19,0
Centre des Laurentides	0,0	14,9	10,9	0,0	0,0	18,5	48,1	15 464	15,5
Basses terres du lac Témiscamingue	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	0,0	2 825	2,8
Plaines de l'Abitibi	0,0	0,5	4,7	0,0	0,0	17,5	50,8	12 448	12,5
Régions ICOAN									
RCO 8	0,0	15,3	15,6	0,0	0,0	35,5	100,0	27 442	27,8
RCO 12	0,0	4,6	13,4	0,0	0,0	29,5	0,0	22 228	22,5
RCO 13	100,0	74,7	50,3	100,0	100,0	5,4	0,0	24 894	25,2
RCO 14	0,0	5,5	20,6	0,0	0,0	29,7	0,0	24 036	24,4
Unités thermiques maïs									
1600	0,0	0,7	3,9	0,0	0,0	33,2	33,8	22 030	22,5
1800	0,0	3,5	6,2	0,0	0,0	18,5	10,8	13 370	13,6
2000	0,0	16,8	8,9	0,0	0,0	11,1	54,7	10 239	10,4
2200	0,0	17,8	13,0	0,0	0,0	13,4	0,0	12 615	12,9
2400	0,0	14,5	34,5	31,8	0,0	16,3	0,0	19 458	19,8
2600	16,6	32,5	18,2	0,0	0,0	6,8	0,7	11 221	11,4
2800	77,0	11,1	13,9	18,2	0,4	0,4	0,0	7 513	7,7
3000	6,4	3,1	1,4	44,9	16,6	0,2	0,0	1 347	1,4
3200	0,0	0,0	0,0	5,2	83,0	0,0	0,0	253	0,3

Les paysages « agriculture intensive-laitier » et « agroforestier » se trouvent principalement dans l'écocorégion des Basses-Terres du Saint-Laurent et dans la RCO 13, mais s'étendent également dans les écocorégions des Appalaches et des Laurentides, ce qui se reflète par leur présence dans les secteurs montrant des UTM plus faibles (entre 1600 UTM et 3000 UTM). Le paysage « forêt » est présent dans toutes les écocorégions et les RCO, mais il est principalement trouvé dans les écocorégions des Appalaches, des Laurentides et des Basses-Terres de l'Abitibi, ainsi que dans les RCO 8, 12 et 14, là où la culture de maïs est marginale. Enfin, le paysage « milieux humides/agroforestier » se trouvant dans les Laurentides et dans les Basses-Terres de l'Abitibi est entièrement localisé dans la RCO 8, et dans des régions peu propices à la culture du maïs (UTM \leq 2000).

Études en cours et autres applications

La délimitation des paysages agricoles basée sur l'affectation des sols, et en particulier sur les activités agricoles, a permis de dégager des modèles bien marqués dans l'utilisation des terres et des pressions agricoles qui y sont associées. Les pratiques agricoles ont beaucoup changé au Québec, comme partout en Amérique du Nord, au cours des 50 dernières années avec l'arrivée des composés chimiques de synthèse (pesticides, fertilisants), le drainage des terres, l'utilisation de machineries plus performantes, et l'arrivée de variétés de semences qui permettent des rendements agricoles soutenus dans des secteurs autrefois jugés marginaux. En général, la culture du maïs-grain requiert > 2300 - 2500 UTM, alors que le maïs-ensilage peut être produit dans des zones affichant > 1900 - 2100 UTM. Les nouvelles variétés de maïs adaptées à des régions moins propices à cette céréale ont permis une expansion de cette culture vers l'est et sa production s'étend même à la région du Lac-Saint-Jean. Les paysages agricoles sont donc dynamiques, ils ont changé au cours du temps et sont sujets à être encore modifiés dans le futur.

Notre délimitation des paysages agricoles peut donc servir de base pour évaluer les changements à venir dans les paysages du sud du Québec, largement influencés par l'industrie agricole. En effet, les données utilisées pour produire la carte des paysages agricoles proviennent des images satellites Landsat acquises en 1993-1994. Une mise à jour de la couverture des terres du Québec méridional est actuellement en cours, avec la classification des nouvelles images Landsat acquises au cours de la période 1999-2003. À la suite de cette nouvelle classification, il sera possible de faire une analyse



Paysage « Agroforestier », près de Windsor, Bois-Francs



Paysage « Forêt », près de Poltimore, Outaouais

similaire de regroupement des polygones de sols avec les données actualisées et ainsi de visualiser les changements spatiaux qui seront survenus dans les limites des paysages agricoles. Il est à prévoir que certains polygones de sol adjacents se fusionneront pour étendre la couverture de certains paysages, alors que d'autres polygones devraient basculer vers un paysage distinct. Cela démontre donc l'importance d'avoir en main une couverture actualisée de l'affectation des terres puisque les activités anthropiques et agricoles sont les facteurs déterminants qui façonnent le paysage du Québec méridional, tout comme dans les autres pays industrialisés. En conséquence, il sera plus facile d'identifier les facteurs de stress qui s'appliquent sur le territoire (ex. : étalement urbain, intensification agricole) et qui peuvent avoir des conséquences fâcheuses sur les habitats et sur les populations animales et végétales qui y sont associées.

De fait, le gradient de l'intensité de l'agriculture selon un axe sud-ouest – nord-est, le long de la vallée du Saint-Laurent, s'exprime en regard de l'intensité de la fragmentation des habitats boisés (Bélangier et Grenier, 2002) et permet d'expliquer en partie la répartition des espèces de sauvagine nicheuse dans la plaine agricole du Saint-Laurent (Maisonnette *et al.*, article soumis). Aussi, ce découpage du territoire est actuellement utilisé pour décrire la dynamique spatio-temporelle des habitats dans chacun des paysages par l'analyse de photos aériennes (échelle 1/15 000 couvrant des parcelles de 5 km sur 5 km distribuées dans chacun des paysages et prises dans les années 1997, 1965 et < 1950).

L'analyse de ces photos permettra de comprendre l'évolution des habitats, notamment ceux qui sont indiscernables sur les images satellites comme les bandes riveraines, les étangs et les haies brise-vent, dans la plaine du Saint-Laurent, et de prédire d'éventuels changements dans la disponibilité des habitats fauniques, et leurs effets potentiels sur les communautés fauniques et floristiques. Aussi, sachant que les effectifs de plusieurs espèces d'oiseaux champêtres sont en déclin au Canada et en Amérique du Nord (Dunn *et al.*, 2000), la répartition des paysages agricoles dans chacune des RCO permet d'orienter les efforts de recherche et de conservation des espèces prioritaires telles qu'identifiées dans le cadre de l'ICOAN. Comme les prairies et les pâturages dominent dans la RCO 13 (et dans une certaine mesure dans la RCO 8) où les fermes laitières sont toujours omniprésentes, c'est donc dans ces régions que les efforts de conservation des espèces associées à ces paysages devraient être concentrés.

La délimitation des paysages agricoles basée sur les pressions agricoles présente donc un nouveau découpage du Québec méridional qui reflète les pressions présentes sur le territoire. Elle permet d'orienter les actions de recherche et de conservation dans les secteurs où les pressions agricoles sont les plus intenses, et ainsi d'être à l'affût des changements susceptibles de survenir à moyen terme à ces paysages. Il est souhaité que ce découpage soit utilisé par divers intervenants (chercheurs, gestionnaires du territoire, etc.) dans le cadre de leurs projets de recherche et de planification.

Remerciements

Nous remercions T. Huffman (Agriculture et Agroalimentaire Canada) et A. Baril (Service canadien de la faune) pour le transfert de l'information sur les données des recensements agricoles compilées dans les polygones de sol. Nous remercions également A. Bootsma et A. Villeneuve (Agriculture et Agroalimentaire Canada) pour le

transfert des cartes numériques des unités thermiques de maïs, les résultats présentés dans la présente étude étant notre interprétation de l'analyse de ces données. Ce projet est partie intégrante de l'Initiative des Basses-Terres de l'Est, un projet conjoint impliquant les partenaires québécois du Plan conjoint des habitats de l'Est (Service canadien de la faune, Canards Illimités Canada, Société de la faune et des parcs du Québec, Institute for Wetland and Waterfowl Research), dans le cadre du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine.

Références

- AGRICULTURE ET AGROALIMENTAIRE CANADA, 2003. Unités thermiques des cultures pour l'Est du Canada. Site internet : http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/climate/crop_heat/index.html. Juin 2003
- BÉLANGIER, L. and M. GRENIER, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17 : 495-507.
- BÉLANGIER, L., M. GRENIER et S. DESLANDES, 2003. Bilan des habitats et de l'occupation du sol dans le sud du Québec. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec. Site internet : www.qc.ec.gc.ca/faune/bilan/bilanhabitat.html. Mars 2003.
- CENTRE DE RECHERCHES SUR LES TERRES ET LES RESSOURCES BIOLOGIQUES, 1996. Pêdo-paysages du Canada, v. 2.2. Direction générale de la recherche, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Ottawa.
- DUNN, E.H., C.M. DOWNES et B.T. COLLINS, 2000. Le relevé des oiseaux nicheurs du Canada, 1967-1998. Cahiers de Biologie No. 216. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Centre national de la recherche faunique, Hull, 42 p.
- GRUPE DE TRAVAIL SUR LA STRATIFICATION ÉCOLOGIQUE, 1995. Cadre écologique national pour le Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques, et Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Direction de l'analyse des écozones, Ottawa/Hull, Rapport et carte nationale 1/7500000.
- JOBIN, B., J. BEAULIEU, M. GRENIER, L. BÉLANGIER, C. MAISONNEUVE, D. BORDAGE and B. FILION, 2003. Landscape changes and ecological studies in agricultural regions, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 18 : 575-590.
- MAISONNEUVE, C., L. BÉLANGIER, D. BORDAGE, B. JOBIN, M. GRENIER, J. BEAULIEU, S. GABOR and B. FILION, Soumis. American black duck and eastern mallard breeding distribution and habitat relationships along a forest-agriculture gradient in the lowlands of southern Québec. *Journal of Wildlife Management*.
- SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE, 2003. L'ICOAN au Québec – NABCI in Québec. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec. Site internet : <http://www.qc.ec.gc.ca/faune/icoan-nabci/icoan-nabci.html>. Décembre 2003.
- THIBAUT, M., 1985. Les régions écologiques du Québec méridional – Deuxième approximation. Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, Service de la cartographie. Québec, Canada, 1 carte.

Les mégablocs de la batture argileuse du secteur sud-ouest de la baie à l'Original (parc du Bic)

Jean-Claude Dionne

Introduction

Les visiteurs du parc du Bic sont souvent intrigués par les mégablocs qui parsèment la batture de la baie à l'Original, notamment dans la partie méridionale exposée à marée basse. Dans la majorité des cas, leur curiosité demeure insatisfaite, car cet élément original du paysage littoral n'a pas reçu toute l'attention méritée (Fortin et Belzile, 1996), et sa mise en valeur reste à faire. À l'occasion, pressés de questions par les visiteurs du parc, les guides (généralement des biologistes) se contentent de mentionner qu'il s'agit de cailloux apportés par les glaciers et déplacés sur le rivage par les radeaux de glace.

Nous avons effectué, en 2002 et 2003, des relevés afin de connaître la nature lithologique des mégablocs, leur taille, leur poids, et aussi les indices de déplacement. Les résultats des relevés effectués dans le secteur sud-est, publiés dans *Géographie physique et Quaternaire*, seront brièvement résumés, pour comparaison. Le présent article est consacré au secteur sud-ouest sommairement étudié par Tremblay (1967).

Situation géographique et caractéristiques du milieu

La baie à l'Original occupe la partie centrale du parc du Bic, sur la rive sud du Saint-Laurent estuarien (68° 47' O, 48° 30' N), à environ 25 km au sud-ouest de Rimouski et à 280 km au nord-est de Québec (figure 1). Elle correspond à un vaste rentrant, de faible profondeur et de forme irrégulière, entouré de crêtes rocheuses appalachiennes escarpées, d'une altitude supérieure à 100 m dans la plupart des cas. Point culminant (346 m), le pic Champlain est situé dans le secteur sud-ouest près de Saint-Fabien. Le littoral est découpé de plusieurs rentrants secondaires (anses) de taille modeste, les plus grandes étant l'anse des Pilotes, l'anse des Cochons et l'anse du Marais salé.

Allongées et orientées sud-ouest – nord-est, les crêtes rocheuses constituent des fragments de plis appalachiens déversés vers le nord-ouest. Elles sont constituées essentiellement de roches sédimentaires, d'âge cambro-ordovicien, comprenant des conglomérats calcaires, des grès dont les uns sont quartzitiques, d'autres calcaires ou des grauweekes, ainsi que des schistes gris, rouges ou verts appelés maintenant *mudstone*, *claystone*, *siltstone* et *slates* selon leurs caractéristiques (Lajoie, 1971). Des dépressions de tailles variées séparent les crêtes rocheuses qui forment l'ossature du magnifique relief côtier du parc du Bic. Comblées de

dépôts fins (argile et limon) et, en surface, grossiers (sable et gravier) de la Mer de Goldthwait, qui a submergé les lieux entre 12,5 et 9 ka BP, ces dépressions correspondent toutes à des rentrants (anses).

Compris entre la pointe aux Épinettes, à l'est, et le cap du Conglomérat, à l'ouest, en passant par les îles rocheuses aux Canards et Ronde (figure 2), le secteur sud de la baie se découvre à chaque marée basse, exposant ainsi la batture argileuse et de nombreux mégablocs (figure 3), souvent à demi ou entièrement couverts d'algues brunes (*Fucus* sp. et *Ascophyllum*). Environ 75 à 80 % des mégablocs reposent directement à la surface (figure 4). Les autres sont, à des degrés divers, enfouis dans l'argile (figure 5).

Nature lithologique des mégablocs

Le secteur inventorié (D) couvre la partie sud-ouest de la baie à l'Original, comprenant l'anse des Cochons, l'anse à Rioux et le secteur compris entre le mont Chocolat et les îles Ronde et aux Canards (figure 2). La batture est essentiellement argileuse avec, ici et là, de minces placages de vase, de sable et petit gravier. En dehors de l'anse des Cochons, les blocs excédant un mètre et une tonne sont nombreux : environ 300. Des 279 blocs identifiés et mesurés (tableau 1), 21,5 % sont des cailloux précambriens (granite, gneiss, granito-gneiss, anorthosite, etc.) provenant du Bouclier laurentidien sur la rive nord de l'estuaire. Les autres sont tous des cailloux sédimentaires appalachiens. Environ 75 % sont des éléments locaux : conglomérat calcaire, grès-grauwacke et schiste. Les 3 % restant comprennent des quartzites ou grès-quartzitiques et des conglomérats à petits quartz provenant des crêtes rocheuses appalachiennes, sises en amont du parc du Bic. Les pourcentages (nature et taille des mégablocs) varient légèrement selon les secteurs. Les mégablocs de conglomérat sont surtout concentrés à proximité des crêtes appalachiennes, notamment entre le mont Chocolat et les îles Ronde et aux Canards. Dans le secteur sud-est (Dionne, 2003), les cailloux précambriens comptent pour 47 % dans le marais intertidal (A et B de la figure 2) et 46 % dans le

Jean-Claude Dionne est professeur retraité, de géomorphologie au Département de géographie de l'Université Laval et un spécialiste des littoraux du Saint-Laurent estuarien. Il a publié plus de 200 articles et notes scientifiques dans une vingtaine de périodiques au Canada, États-Unis et Europe. Il est connu internationalement pour sa contribution dans le domaine du glacier.

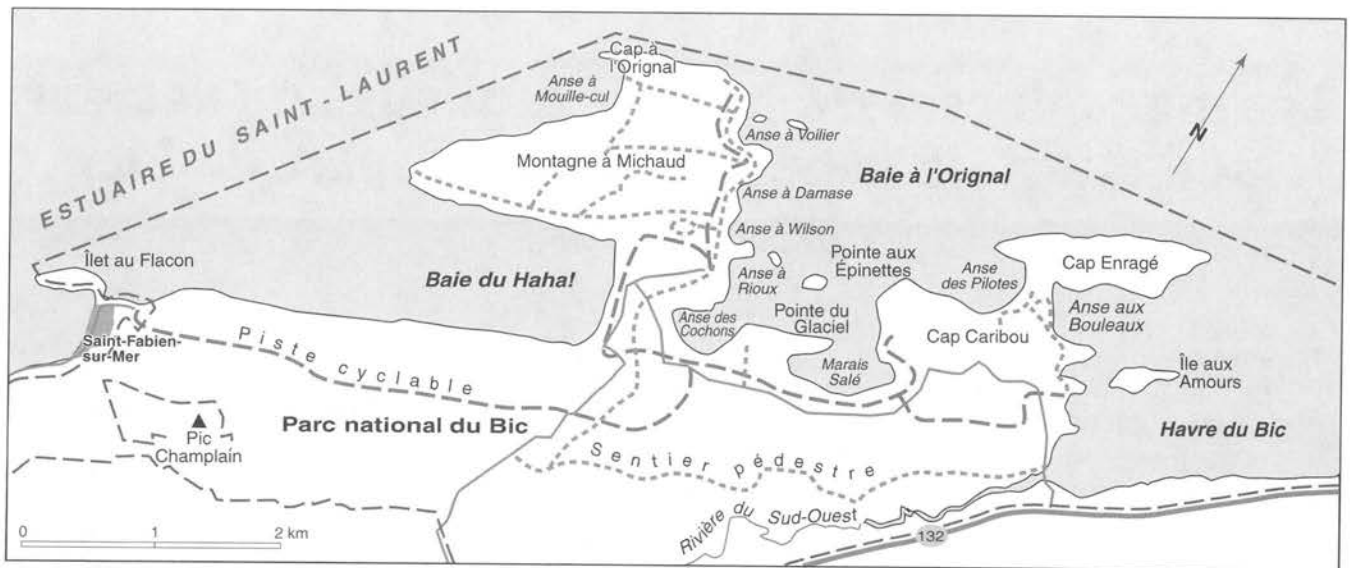


Figure 1. Carte du parc du Bic et toponymie.

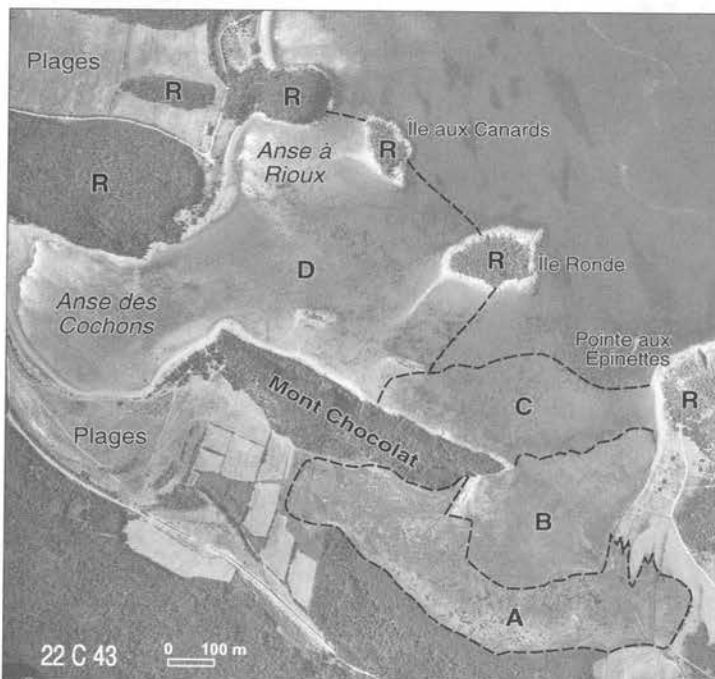


Figure 2. Photographie aérienne verticale du secteur méridional de la baie à l'Original montrant les divers secteurs inventoriés. Les parcelles A, B et C, dans le secteur sud-est, ont été étudiées antérieurement (Dionne, 2003). La parcelle D, dans le secteur sud-ouest, fait l'objet de la présente contribution.

Photo Q76120-182, Photocartothèque québécoise.

secteur de la batture dénudée (C), alors que les appalachiens sont aussi abondants dans l'un et l'autre secteur avec 53,4 et 54,2 %.

Taille et poids des mégablocs

Les mégablocs de conglomérat et de grès sont de loin les plus gros éléments à la surface de la batture (tableau 2) avec une médiane respective de 12 et 13 t et un poids maximal de 152 et 145 t. Le poids médian des grès-grauwacke est de

8,6 t, celui des quartzites, de 5,5 t et celui des précambriens, seulement de 2,5 t, le plus gros bloc laurentidien pesant 16 t. Le tableau 3 indique la taille et le poids du plus gros bloc de chaque lithologie. Les blocs locaux (conglomérat, conglomérat et grès et grès-grauwacke) sont non seulement les plus abondants mais aussi les plus imposants (figure 6), chacune des lithologies appalachiennes totalisant 20,7, 27,2, 19,2 et 14,2 % d'éléments d'un poids supérieur à 20 t (tableau 4).

Les mégablocs du secteur sud-ouest sont plus gros que ceux du secteur sud-est (Dionne, 2002). Dans ce dernier, les plus gros blocs appalachiens et précambriens pèsent respectivement 95 et 14,3 t. Au total, dans le sous-secteur du marais, seulement 4,3 % des blocs appalachiens excèdent 20 t, alors que dans le sous-secteur de la batture dénudée,

Tableau 1. Lithologie des mégablocs de la batture dans le secteur sud-ouest de la baie à l'Original, parc du Bic.

Nature	Nombre	%
Conglomérat	137	49,1
Conglomérat et grès	22	7,9
Grès, grauwacke	52	18,9
Quartzite	7	2,5
Schiste	1	0,3
Précambriens	60	21,5
Total	279	99,9

Tableau 2. Poids (en tonne) des mégablocs de la batture dans le secteur sud-ouest de la baie à l'Original, parc du Bic.

Nature	Minimum	Médiane	Maximum
Conglomérat	1,4	12	152
Conglomérat et grès	2	13	145
Grès, grauwacke	2	8,6	49
Quartzite	1,5	5,5	46
Précambriens	1	2,5	16



Figure 3. Mégablocs épars sur la batture argileuse de la baie à l'Original, dans le secteur en face du mont Chocolat. Les très gros blocs visibles sont des conglomérats et des grès provenant de la crête rocheuse avoisinante. **Figure 4.** Granito-gneiss reposant directement sur la surface de la batture argileuse; ce bloc erratique mesure 280 x 155 x 195 (h) cm et pèse environ 16 t. **Figure 5.** Bloc de conglomérat calcaire partiellement enfoui dans l'argile indiquant une mise en place durant l'épisode de la Mer de Goldthwait; la partie visible mesure 330 x 190 x 130 cm et pèse approximativement 15 t; à remarquer la fissure ouverte probablement postérieure à la mise en place du bloc. **Figure 6.** Mégabloc de conglomérat calcaire à la surface de la batture argileuse, dans le secteur entre les deux îlots rocheux à proximité du mont Chocolat; le bloc mesure 650 x 510 x 230 cm et pèse environ 143 t.

Tableau 3. Taille et poids* (en tonnes) des plus gros mégablocs pour chaque lithologie.

Nature	Taille (en cm)	Poids
Conglomérat	680 x 520 x 230	152
Conglomérat et grès	650 x 510 x 230	145
Grès, grauwacke	420 x 320 x 195	49
Quartzite	400 x 245 x 250	46
Précambriens	280 x 155 x 195	16

* Poids estimé en tenant compte de la forme du bloc.

23,1 % des conglomérats et les grès ont un poids supérieur à 20 t. Ce sous-secteur est donc semblable au secteur sud-ouest de la baie à l'Original où l'on trouve plusieurs crêtes de conglomérats et de grès à proximité du littoral.

Bien qu'ils soient imposants, les mégablocs de la batture de la baie à l'Original sont toutefois beaucoup plus petits que ceux de la batture à Petite-Rivière, en Charlevoix (Dionne et Poitras, 1996). En effet, à cet endroit, sur les 533

Tableau 4. Méga-blocs pesant plus de 20 tonnes

Nature	Nombre	%
Conglomérat	28	20,7
Conglomérat et grès	6	27,2
Grès, grauwacke	10	19,2
Quartzite	1	14,3
Précambriens	0	0

blocs mesurés, la médiane est de 23 t; une dizaine de blocs pèsent plus de 150 t et le plus gros, 467 t, alors que 64 % ont un poids supérieur à 20 t. Dans le secteur sud-ouest de la baie à l'Original, seulement 20 % des mégablocs pèsent au-dessus de 20 t.

Morphométrie et façonnement

Une autre caractéristique est la forme des blocs appalachiens qui diffère sensiblement de celle des précambriens. Ces derniers sont plus arrondis, ce qui, à de rares exceptions,



Figure 7. Mégabloc de conglomérat incliné vers la rive; le bloc a été déplacé récemment sur une distance de 2 m, ce dont témoignent le gros bourrelet argileux et caillouteux frontal et la cuvette sise derrière le bloc; ce dernier mesure 570 x 360 x 210 cm et pèse environ 81 t. Figure 8. Mégabloc de grès-grauwacke à la surface de la batture argileuse; sous la pression des radeaux de glace, le bloc a été déplacé récemment sur une distance de 2 m; il chevauche maintenant son propre bourrelet frontal situé du côté mer; le bloc mesure 300 x 222 x 200 cm et pèse environ 25 t. Figure 9. Mégabloc de conglomérat calcaire dans une cuvette ourlée d'un bourrelet argileux et caillouteux témoignant de légers déplacements sous la pression des radeaux de glace; le bloc mesure 335 x 285 x 200 cm et pèse environ 36 t. Figure 10. Mégabloc de conglomérat calcaire avec une rainure arrière de 4 m de longueur résultant du déplacement du bloc par des radeaux de glace entraînés par le jusant; le bloc mesure 200 x 150 x 115 cm et pèse environ 6,5 t. Figure 11. Souille marquant l'emplacement d'un petit bloc de grès quartzitique délogé par la glace et poussé 2 m plus loin; le bloc mesure 120 x 115 x 90 cm et pèse environ 2,5 t. Figure 12. Rainure de 15 m de longueur de forme angulaire témoignant d'un déplacement en deux temps par des radeaux de glace entraînés par le courant du jusant. Le bloc, un conglomérat calcaire, mesure 250 x 115 x 120 cm et pèse environ 6,5 t.

Tableau 5. Morphométrie et façonnement (en pourcentage)

Indice	Appalachiens	Précambriens
Anguleux	7,4	0
Anguleux - subanguleux	28,4	3,5
Subanguleux	46,6	10,5
Subanguleux-subarrondi	13,2	35,1
Subarrondi	4,4	33,2
Subarrondi-arrondi	0	17,5
Arrondi	0	0

permet de les reconnaître facilement. En effet, selon une estimation visuelle, 85,8 % des mégablocs laurentidiens tombent dans les catégories subanguleux à arrondis (tableau 5), alors que 82,4 % des mégablocs appalachiens sont dans les catégories anguleux à subanguleux. Dans cette catégorie, les blocs de conglomérat sont plus fréquemment anguleux que les grès-grauwacke, alors que quelques blocs de grès-quartzitique ou de quartzite ont un degré de façonnement plus élevé : SAN-SAR et SAR.

Bref, les cailloux de conglomérat issus des crêtes rocheuses avoisinantes n'ont pas été façonnés par abrasion depuis leur arrivée sur la batture; étant calcaires, ils sont toutefois affectés par la dissolution et la corrosion. Quant aux blocs précambriens et aux quartzites, leur façonnement est vraisemblablement hérité : il s'agit d'erratiques déplacés dans un premier temps par les glaciers.

Mobilité des mégablocs et indice de déplacement

Comme la majorité (80 à 85 %) des mégablocs épars du secteur sud-ouest de la baie à l'Original reposent directement sur la surface argileuse, ils sont susceptibles d'être déplacés par les radeaux de glace. Nous avons donc noté les cailloux qui avaient été déplacés récemment. Au total, 26 % des mégablocs mesurés avaient subi un déplacement de quelques décimètres à quelques mètres (tableau 6). Rappelons que l'hiver 2003 a été particulièrement rigoureux, favorisant ainsi la formation d'un couvert de glace relativement épais, ce qui a créé des conditions favorables pour les déplacements glaciels. De telles conditions n'existent pas forcément chaque année. En général, 85 à 90 % des déplacements ont lieu lors du jusant, ce qui se traduit par une migration lente et progressive mais irrégulière des blocs vers la limite des basses mers. Bien que les blocs de petite à moyenne taille (1 à 10 t) soient théoriquement les plus mobiles, des blocs de très grande taille subissent, eux aussi, des pressions, ce dont témoigne la présence d'un bourrelet argileux et caillouteux, généralement situé du côté de la mer (figure 7).

Les principaux indices de déplacement de blocs d'estran par les radeaux de glace (Dionne, 1988a) comprennent : 1) des blocs redressés ou debout; 2) des blocs inclinés, basculés et relevant le nez; 3) des blocs abandonnés directement à la surface; 4) des blocs chevauchant des petits cailloux (figure 8); 5) des blocs avec des bourrelets latéraux et fron-

Tableau 6. Distance de déplacement des mégablocs et poids

Nature	Distance (cm)	Poids (tonne)
Granite	60	2
Conglomérat	60	13,5
Conglomérat	75	10
Granito-gneiss	100	2
Conglomérat	100	2
Granite	100	4,2
Conglomérat	100	6
Précambrien	100	7
Conglomérat	100	8,4
Grauwacke	100	9,5
Conglomérat	100	11,5
Conglomérat	100	12,5
Conglomérat	100	13
Gneiss	100	22
Conglomérat	100	30
Conglomérat	100	36
Grauwacke	150	7
Conglomérat	175	13
Conglomérat	175	27
Grès-quartzitique	200	2,4
Grauwacke	200	5
Conglomérat	200	6
Grauwacke	200	8,6
Conglomérat	200	11,5
Conglomérat	200	11,5
Conglomérat	200	25
Conglomérat	200	81
Conglomérat et grès	250	8,5
Conglomérat	300	24
Conglomérat	400	6,5
Conglomérat	400	42
Conglomérat	1500	6,5
2 blocs avec rainure relique (non récente)		
Conglomérat	200	13,5
Grès conglomérat	2200	145

taux argileux, caillouteux ou les deux; 6) des blocs dans une mare ceinturée de bourrelets argileux (figure 9); 7) des blocs avec une rainure arrière (figure 10); 8) des blocs avec une souille arrière correspondant à leur ancien emplacement (figure 11).

Au total, 73 (26,2 %) des 279 mégablocs mesurés présentant des indices de déplacement ont été observés, dont 61 appalachiens (21,8 %) et 12 précambriens (4,3 %). En raison de la taille plus faible des précambriens, on s'attendrait à une plus forte proportion de blocs déplacés dans cette catégorie. Il convient de rappeler ici que les précambriens sont beaucoup moins nombreux dans le secteur sud-ouest que dans le secteur sud-est du parc du Bic (21,5 %) et que plusieurs, encore enracinés (enfouis) dans le substrat argileux ne sont pas encore aptes à être déplacés par les radeaux de glaces. Les blocs libres, en surface, sont évidemment les plus mobiles (Dionne et Poitras, 1996, 1998).

Des 73 blocs affichant des indices de déplacement, 31 avaient été déplacés sur des distances comprises entre 60 et 400 cm (tableau 7). Un seul bloc (conglomérat) de 6,5 t avait été déplacé sur une longueur de 15 m (figure 12). La médiane des ($n - 32$) déplacements est de 150 cm avec 59,4 % ayant été déplacés sur une distance inférieure à 200 cm et 9,4 % entre 300 et 400 cm.

Tableau 7. Déplacement des méga-blocs

Distance (cm)	N	%
<100	3	9,4
100	13	40,6
150 - 200	3	9,4
200	8	25
250	1	3,1
300	1	3,1
400	2	6,3
1500	1	3,1

Tableau 8. Méga-blocs déplacés – Pourcentage par catégorie

Poids (tonne)	N	%
2 - 5	5	15,6
5 - 10	12	37,5
10 - 15	7	21,9
20 - 30	4	12,5
>30	4	12,5

Le poids des blocs déplacés varie de 2 à 81 t, avec une médiane de 9,5 t (tableau 8). Les deux plus gros blocs (des conglomérats de 42 et 81 t) avaient été déplacés respectivement de 400 et 200 cm, alors qu'un autre bloc de conglomérat de 24 t l'avait été de 300 cm. Environ 44 % des blocs ayant été déplacés pèsent entre 10 et 42 t. Signalons en passant deux autres blocs de conglomérat et de grès ayant été déplacés antérieurement à 2003. La rainure arrière relique du premier d'un poids de 13,5 t mesure 2 m, alors que celle du second d'un poids de 145 t mesure 22 m.

Ces quelques données illustrent la force exercée par les radeaux de glace entraînés par les courants de marée ou poussés par le vent. D'où l'importance de tenir compte des

glaces lors de la construction d'ouvrages maritimes (quais, épis, murs de soutènement ou autres structures). Les empièvements doivent donc être réalisés avec des blocs de plusieurs tonnes pour éviter qu'ils soient dégradés, ce qui n'est pas toujours le cas.

Pour comparaison, rappelons qu'à Petite-Rivière, un mégabloc de 58 t a été déplacé sur plus de 5 m, qu'à l'Isle-Verte, un bloc de 15 t a été déplacé sur plus de 125 m depuis la décennie 1980, et deux autres respectivement de 14 et 50 t ont été déplacés de 68 et 40 m, alors que deux blocs de 58 et 176 t, à Le Portage, ont été déplacés de 20 et 3 m (Dionne, 1988a, 2001a; Dionne et Poitras, 1996).

La source des mégablocs

Les mégablocs de la batture du secteur sud-ouest de la baie à l'Original proviennent essentiellement de deux sources. Les précambriens sont forcément issus du Bouclier laurentidien, sur la rive nord de l'estuaire, à une trentaine de kilomètres au nord-ouest. Comme ils sont dans l'argile de la Mer de Goldthwait, on estime qu'ils ont été transportés par des radeaux de glace, probablement par des icebergs plutôt que par des radeaux de glace de rivage, et ce, même si les plus petits (< 5 t) sont de la compétence des glaces d'estran et ont pu être déplacés par flottaison comme nous l'avons d'abord pensé (Dionne, 1972, 1979).

Quant aux mégablocs appalachiens, ils sont presque tous de source locale. Il s'agit de fragments détachés des crêtes rocheuses avoisinantes au cours de l'Holocène et déplacés sur de faibles distances par les glaces flottantes (Dionne, 1979). Toutefois, comme il existe des mégablocs appalachiens partiellement enfouis dans l'argile de la Mer de Goldthwait, leur mise en place remonte forcément à cette époque ou à la fin de la déglaciation dans la région du parc du Bic.

Conclusion

La batture argileuse du secteur sud-ouest de la baie à l'Original, dans le parc du Bic, est parsemée de dizaines de mégablocs pesant entre une et 152 t métriques. La majorité (78 %) sont des roches sédimentaires appalachiennes (conglomérat, grès, grauwacke, quartzite), provenant des crêtes rocheuses avoisinantes. Les autres (environ 22 %) sont des cailloux précambriens de nature ignée et métamorphique, provenant du Bouclier laurentidien sur la rive nord de l'estuaire, qui ont été transportés et délestés par des icebergs dans les eaux de la Mer de Goldthwait entre 10 et 12,5 ka. De nos jours, les glaces flottantes exercent des pressions sur les blocs libres à la surface et les déplacent, en général, en direction de la limite des basses mers. Par exemple, au printemps 2003, un bloc de 81 t a été déplacé sur une distance de 200 cm, alors qu'un autre de 6,5 t l'a été sur 15 m.

Le secteur sud-ouest de la batture de la baie à l'Original contraste sur deux aspects avec celui du marais salé dans le secteur sud-est : la taille et la nature des mégablocs. À cet endroit, les précambriens comptent pour près de 42 %, et la taille maximale des blocs laurentidiens et appalachiens

est inférieure à 15 et 28 t (Dionne, 2003), alors que dans les secteurs sud-ouest, la taille maximale des quatre lithologies (quartzite, grès-grauwacke, conglomérat, conglomérat et grès) est respectivement de 46, 49, 143 et 152 t.

Contrairement à la croyance générale, il ne s'agit pas de blocs erratiques abandonnés sur place par les glaciers, lors du dernier épisode glaciaire dit du Wisconsinien, mais plutôt de cailloux transportés et délestés dans la Mer de Goldthwait par des icebergs et peut-être aussi par des radeaux de glace pour les plus petits blocs précambriens. De nos jours, les mégablocs, exposés à la surface de la batture à la suite de l'érosion de l'argile et de la désintégration des crêtes rocheuses appalachiennes, sont déplacés sur des distances variables par les glaces d'estran. Ainsi s'explique l'aspect éparé de ces gros cailloux à la surface de la batture argileuse.

La mise en valeur des aspects géologiques du parc du Bic (Dionne, 1988b, 2001b) devrait retenir davantage l'attention des autorités compétentes et satisfaire la curiosité d'un grand nombre de visiteurs. ◀

Bibliographie

- Dionne, J.-C., 1972. Caractéristiques des blocs erratiques des rives du Saint-Laurent. *Revue de Géographie de Montréal*, 26: 125-152.
- 1979. Les blocs d'estran à Saint-Fabien-sur-Mer, estuaire maritime du Saint-Laurent, Québec. *Maritime Sediments*, 15: 5-13.

- 1988a. Ploughing boulders along shorelines with particular reference to the St. Lawrence estuary. *Geomorphology*, 1: 297-308.
- 1988b. Évidence d'un bas niveau marin à l'Holocène, à Saint-Fabien-sur-Mer, estuaire maritime du Saint-Laurent. *Norois*, 35: 19-34.
- 2001a. Observations géomorphologiques sur les mégablocs d'un schorre à *Spartina alterniflora* du Saint-Laurent. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 7: 243-255.
- 2001b. Le tombolo du cap Enragé, parc du Bic, Bas-Saint-Laurent. *Géographie physique et Quaternaire*, 55: 181-191.
- 2003. Observations géomorphologiques sur les mégablocs du secteur sud-est de la batture argileuse de la baie à l'Original, parc du Bic, Bas-Saint-Laurent. *Géographie physique et Quaternaire*, 57: (sous presse).
- Dionne, J.-C. et Poitras, S., 1996. Observations géomorphologiques sur la batture à mégablocs, à Petite-Rivière, Charlevoix, Québec. *Géographie physique et Quaternaire*, 50: 221-232.
- 1998. Geomorphic aspects of mega-boulders at Mitis Bay, Lower St. Lawrence estuary, Québec, Canada. *Journal of Coastal Research*, 14: 1054-1064.
- Fortin, D. et Belzile, L., 1996. Le parc du Bic. Édition du Trécarré, Saint-Laurent, 89 p.
- Lajoie, J., 1971. Région de Rimouski et de Lac-des-Baies (moitié ouest), comtés de Rimouski et de Rivière-du-Loup. Ministère des Richesses naturelles, Québec, rapport manuscrit DP-0064, 41 p., cartes h.t.
- Tremblay, G., 1967. Observations et mesures sur les blocs glaciels du cap à l'Original. *Cahiers de Géographie de Québec*, 11: 402-411.



Parc de l'aventure basque en Amérique

Communiqué

Nomination du nouveau directeur

Le Parc de l'aventure basque en Amérique prépare la saison 2004

Trois-Pistoles, le 5 mai 2004 – Cette année, le Parc de l'aventure basque en Amérique (PABA) prépare une saison haute en couleurs. Situé dans le grand écosystème de l'estuaire du Saint-Laurent, le centre d'interprétation offre une exposition unique sur les pêcheurs de baleines basques, parmi les premiers Européens à occuper ce milieu et à y subsister grâce aux richesses que leur offrait le fleuve. Venez élucider le mystère de leur passage au XVI^e siècle! On y propose des excursions à l'île aux Basques, site historique d'importance nationale qui loge des fours témoignant de leur occupation, et refuge d'oiseaux migrateurs propriété de la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada depuis 1929. En plus, le PABA offre des activités culturelles inspirées des traditions basques, dont le « 9^e Rendez-vous basque » (2, 3 et 4 juillet) avec un ensemble folklorique, un tournoi international de pelote basque (du 22 au 31 juillet) et le défi de la force basque (18 juillet).

Le Parc de l'aventure basque annonce la nomination de Frédéric Jean au titre de directeur général du Parc de l'aventure basque en Amérique. Détenteur d'une maîtrise en histoire, M. Jean possède une solide expérience en rédaction et en planification d'activités de diffusion de la culture et du patrimoine comme le cédérom *La Route des églises, Trésors de Cantons*, sur le patrimoine religieux des Cantons-de-l'Est. Tour à tour chercheur à l'Université de Sherbrooke et à l'Université du Québec à Trois-Rivières, organisateur de colloques et rédacteur d'articles pour un dictionnaire, il occupait jusqu'à récemment le poste de chargé de projet chez Productions Multimage inc., à Sherbrooke, où il a entre autres œuvré à la réalisation de *Mémoire en péril*, jeu pédagogique en ligne sur l'histoire de Montréal pour Pointe-à-Callière, musée d'archéologie et d'histoire.

66, avenue du Parc
Trois-Pistoles, QC, G0L 4K0
Tél. : (418) 851-1556
www.paba.qc.ca

Le capelan (*Mallotus villosus*): l'espèce fourrage par excellence

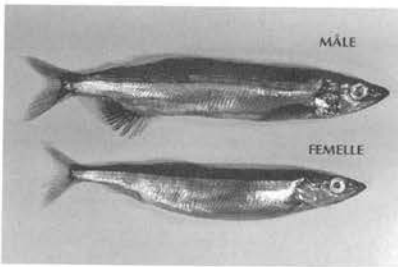
François Grégoire

Voici un bref aperçu de l'état actuel de nos connaissances sur la biologie, la pêche et l'abondance du capelan, une espèce abondante chez nous, mais pourtant méconnue.

Le capelan (*Mallotus villosus*) est un petit poisson marin d'eau froide dont la distribution est circumpolaire arctique. Dans le nord de l'Atlantique, on le trouve autour de la Russie (mer de Barents), au nord de la Norvège, en Islande et au Groenland. À l'est de l'Amérique du Nord, on le

rencontre annuellement par ses principaux prédateurs. L'abondance et la présence du capelan ont une influence certaine sur la migration côtière de la morue.

L'une des principales caractéristiques du capelan est sa ponte, qu'il effectue sur les plages de gravier ou sur des frayères de sable situées plus au large et en profondeur. Par exemple, en Islande et en Norvège, le capelan se reproduit à une profondeur pouvant atteindre 70 m et, au sud des Grands

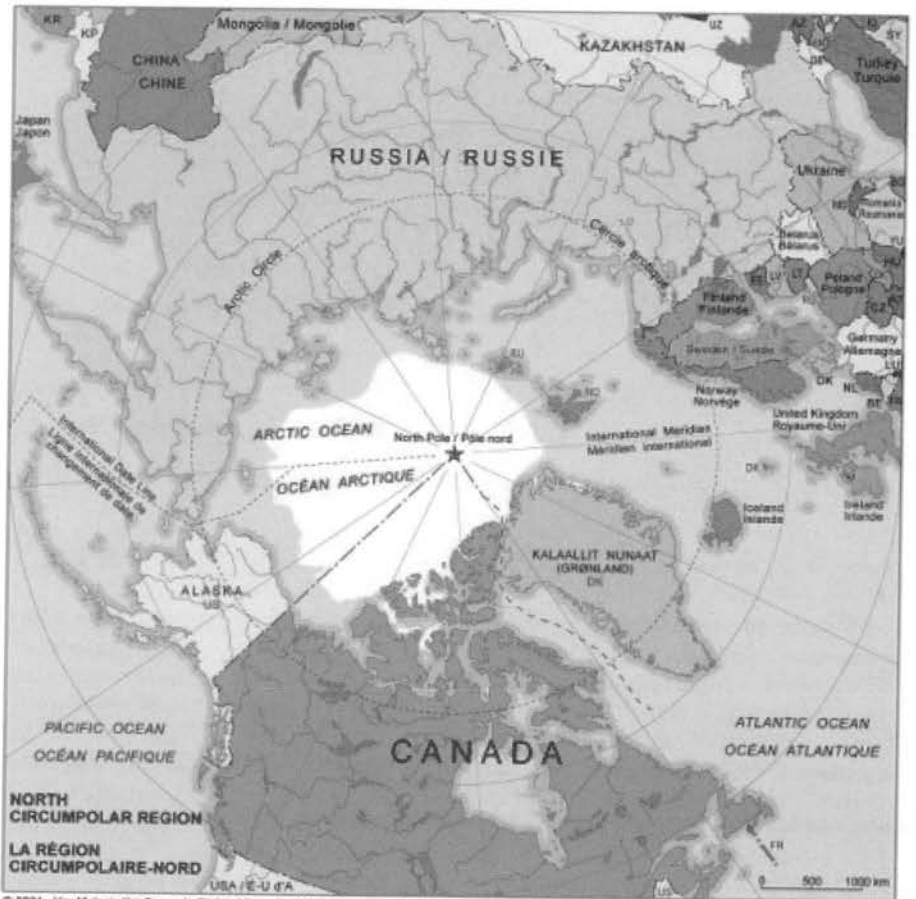


Capelan (*Mallotus villosus*)

rencontre le long des côtes du Labrador et de Terre-Neuve, sur les Grands Bancs ainsi que dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Enfin dans le Pacifique, l'espèce vit le long des côtes de l'Alaska et de la Colombie-Britannique, et en Asie, le long des côtes du Japon, de la Corée et de la Russie.

Une espèce importante dans le Saint-Laurent

Le capelan est l'une des espèces fourrage les plus importantes de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent. Dans l'écosystème marin, cette espèce permet le transfert de l'énergie des producteurs primaires et secondaires dont elle s'alimente, vers les espèces des niveaux trophiques plus élevés dont elle est la proie. De nombreuses espèces de poissons, dont la morue, le saumon et le turbot, de mammifères et d'oiseaux marins dépendent du capelan pour leur survie. Dans les années 1980, il a été estimé qu'au moins un million de tonnes de capelan étaient consommées



François Grégoire est biologiste évaluateur des poissons pélagiques (maquereau, hareng et capelan) à la Direction des poissons et mammifères marins de l'institut Maurice-Lamontagne.

Bancs de Terre-Neuve, à une profondeur de 50 m. Sur la côte ouest de Terre-Neuve, comme ailleurs dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, les activités de ponte ont lieu à certains endroits précis et s'effectuent parfois de façon sporadique en raison des variations annuelles de la température de l'eau. La période du frai sur la plage dure généralement de quatre à six semaines. Elle débute d'abord dans l'estuaire du Saint-Laurent, vers la mi-avril, et se déplace graduellement vers l'est pour se produire en juillet sur la Basse-Côte-Nord du Québec et la côte ouest de Terre-Neuve. La fin des années 1980 et le début des années 1990 ont été caractérisés par des saisons de ponte et de pêche tardives (la pêche s'effectue au moment de la ponte). L'inverse s'est produit entre 1996 et 1998, mais des périodes de ponte et de pêche de plus en plus tardives ont aussi été observées par la suite.

À partir du milieu des années 1980, à la suite d'un refroidissement des eaux de la couche intermédiaire froide du golfe du Saint-Laurent, on observe une diminution constante de la taille moyenne des capelans. Cette diminution est à l'origine d'une fermeture rapide de la pêche en 1994, et de son arrêt presque complet en 1995. Depuis 1999, la taille du capelan est en augmentation, mais les valeurs mesurées en 2002 demeurent toujours en deçà de celles qui ont été observées dans les années 1980. C'est aussi au cours de cette période que le capelan apparaît dans le sud du golfe du Saint-Laurent, dans la partie est du plateau néo-écossais et sur le Bonnet flamand, situé au large de la côte est de Terre-Neuve.

La pêche au capelan

Traditionnellement, le capelan était utilisé comme engrais pour les champs, comme appât pour la pêche et même comme nourriture pour les chiens d'attelage. Le capelan était aussi séché et salé pour la consommation humaine. Dans les années 1920 et 1930, des efforts ont été déployés pour commercialiser le capelan en boîte dans le but de concurrencer, sans grand succès, les marchés de la sardine et du petit hareng.

À la fin des années 1960, à la suite d'une diminution dramatique de leurs prises de hareng, les Norvégiens et les Russes sont venus pêcher le capelan sur la côte est de Terre-Neuve. Avec l'arrivée d'autres navires étrangers, les prises hauturières de capelan n'ont cessé d'augmenter pour atteindre un total de 266 000 t en 1976. En 1977, avec l'instauration de la Zone d'exclusivité économique des 200 milles marins, ces prises ont considérablement diminué. La fin des années 1970 a aussi été caractérisée par la présence d'une pêche côtière pour la production de farine et l'arrivée d'un lucratif marché japonais pour la femelle œuvée, ce qui a permis à la pêche de se développer rapidement dans

le golfe du Saint-Laurent. D'une moyenne annuelle de près de 700 t, les débarquements dans le golfe sont passés très rapidement à près de 10 000 t par année.

La fermeture de la pêche au capelan dans le golfe, en 1994 et 1995, a entraîné la perte d'importants marchés, récupérés par les Norvégiens et les Islandais. Au cours des dernières années, les activités de pêche ont été réduites en conséquence. Aujourd'hui, la plupart des débarquements de capelan, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent, sont associés à une pêche à la seine bourse qui se pratique sur la côte ouest de Terre-Neuve. En plus des prises récréatives qui sont effectuées sur les plages au moment de la ponte, le capelan est aussi une prise accessoire de la pêche à la crevette. Les prises de capelan par des crevettiers peuvent être importantes, en particulier au printemps, sur la côte ouest de Terre-Neuve.

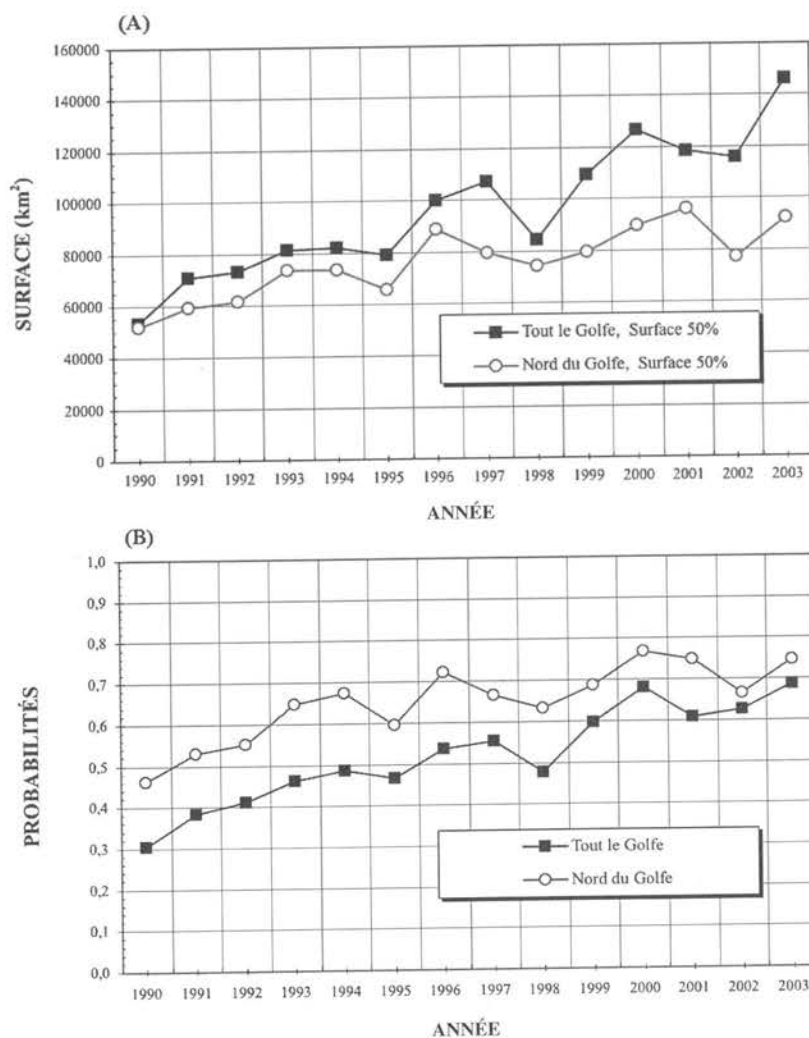


Figure 1. Surfaces (km²) annuelles (A) associées à des seuils de probabilité de présence du capelan de 50 % et plus et probabilités moyennes (B) de retrouver du capelan pour le nord (incluant l'estuaire) du golfe du Saint-Laurent et pour tout le golfe entre 1990 et 2003.

Abondance du capelan

Pour l'instant, il n'existe pas de relevé d'abondance dirigé spécifiquement sur le capelan. Cependant, deux indices de dispersion sont calculés par krigeage d'indicatrice à partir des données de présence-absence de capelan dans les prises provenant des relevés aux poissons de fond et à la crevette, lesquels sont effectués en août et septembre dans le golfe du Saint-Laurent. On a convenu d'utiliser cette approche géostatistique puisque les relevés, qui s'effectuent au chalut de fond, ne conviennent pas exactement à la prise d'un poisson pélagique comme le capelan.

Le premier de ces indices concerne les surfaces totales (km^2), associées à une probabilité de 50 % et plus de retrouver du capelan. Le second indice consiste en la probabilité moyenne de trouver du capelan dans la zone échantillonnée par les relevés. Malgré des fluctuations annuelles et régionales, ces indices présentent une tendance à la hausse depuis le début des années 1990 (figure 1).

Les surfaces liées à différentes probabilités de présence du capelan démontrent très bien l'expansion qui s'est produite, au cours des dernières années, des zones associées à de très fortes probabilités de trouver du capelan (figure 2).

Conclusion

Les variations récentes de la température de l'eau dans le golfe du Saint-Laurent semblent avoir affecté de façon significative différents aspects du cycle de vie du capelan, notamment sa distribution, sa ponte et sa croissance. Pour l'instant, on ne connaît pas l'impact de ces variations de température sur la mortalité naturelle, la production et le recrutement de l'espèce.

Cependant, une étude a été entreprise à l'été 2003, en vue de déterminer la fécondité du capelan. La fécondité a probablement un rôle très important à jouer sur la force du recrutement puisque la durée de vie de l'espèce n'est que de quatre à cinq ans, et que la biomasse reproductrice du capelan n'est composée essentiellement que d'une ou deux classes d'âge. Un second objectif de cette étude consiste à décrire le cycle de développement des ovocytes par l'examen de coupes histologiques. Les premiers résultats de cette étude seront publiés à l'hiver 2005.

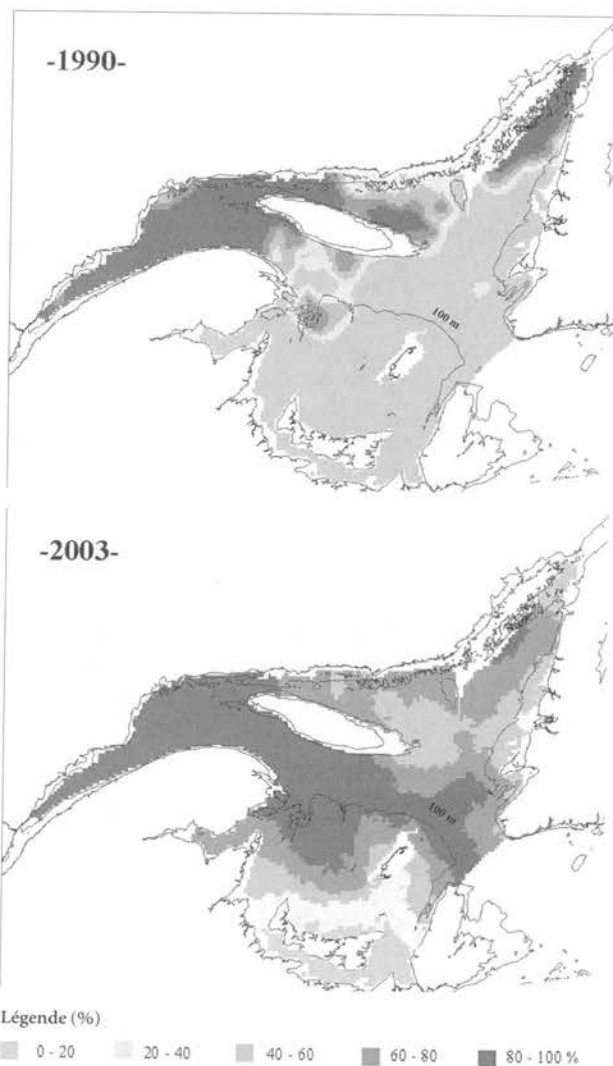


Figure 2. Contours des surfaces de probabilités (%) minimales de la présence du capelan pour les relevés réalisés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent en 1990 et en 2003 (l'isobathe de 100 m est aussi indiquée).

Pour en savoir plus, consultez le rapport sur l'état des stocks *Capelan de l'estuaire et du golfe du Saint-Laurent 2003*, disponible sur le site du Secrétariat canadien de consultation scientifique : www.dfo-mpo.gc.ca/csas ◀

le dossier

Studio GIL PHOTO

Fourniture informatique - Plastification
Matériel artistique - Ameublement - Papeterie
Services de photocopie N&B et couleur,
de télécopie et d'imprimerie
Téléphone : (418) 851-3037

Appareils et accessoires de photo - Laminage
Développement de photo 1 h - Encadrement
Photo professionnelle - Photo passeport
Carte d'assurance maladie
Téléphone : (418) 851-1315

121, rue Notre-Dame Est, Case postale 1208, Trois-Pistoles (Québec) G0L 4K0
Télécopieur : (418) 851-3034

Le suivi satellite des bélugas du nord du Québec

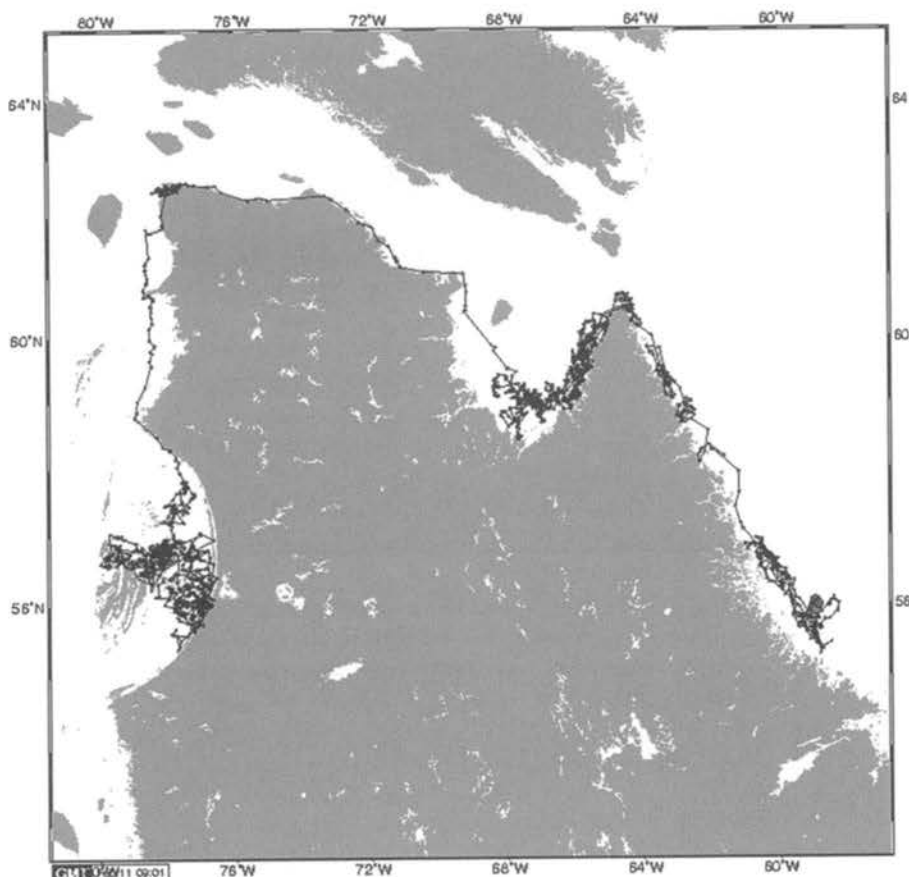
Mike Hammill

Les bélugas qui vivent dans les eaux du nord du Québec sont répartis en trois populations, selon l'endroit où ils passent l'été: baie d'Ungava, est de la baie d'Hudson et ouest de la baie d'Hudson.

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné, en 1988, le stock de l'est de la baie d'Hudson comme menacé, et celui de la baie d'Ungava, comme en danger de disparition. Ces désignations sont en réévaluation; on devrait connaître les nouveaux statuts proposés par le COSEPAC en 2004.

Dans les années 1980, la population de bélugas présente le long du littoral est de la baie d'Hudson ne comptait qu'environ 4 000 individus. Par contraste, la population de l'ouest de la baie d'Hudson est estimée à 46 000 têtes. Les relevés aériens effectués en 2001 ont montré que la population de l'est de la baie d'Hudson a diminué de moitié comparativement aux relevés aériens de 1985. Il n'y a pas d'estimé précis pour la population de la baie d'Ungava qui est extrêmement petite, mais on a suggéré que moins de 200 individus y sont présents durant l'été.

La gestion des bélugas dans le nord du Québec pose plusieurs défis. D'abord, pour les Inuits, le fait de chasser le béluga pour se nourrir est d'une importance culturelle cruciale. Ensuite, comme les différentes populations de bélugas passent l'hiver dans le détroit d'Hudson, et que les chasseurs voient chaque automne des milliers de bélugas emprunter le détroit d'Hudson (ces bélugas proviennent en grande partie de l'ouest de la baie d'Hudson, qui n'est pas en péril), il est difficile pour les Inuits de concevoir que certaines populations puissent être en péril. Les bélugas de l'est de la baie d'Hudson ressemblent, en effet, en tous points à leurs cousins de l'ouest, et ne peuvent être différenciés que par des analyses génétiques.



Carte satellite du nord du Québec pour le suivi du béluga

Sur cette carte satellite, on peut suivre les déplacements d'un béluga entre juillet 2003 et avril 2004. L'animal a passé l'été dans le sud-est de la baie d'Hudson (à gauche de la carte), puis est remonté vers le nord en longeant la côte, pour ensuite emprunter le détroit d'Hudson et se rendre dans la baie d'Ungava (centre de la carte), où il est demeuré en novembre. Enfin, en décembre, il a poursuivi sa route pour se rendre sur la côte du Labrador. L'émetteur a cessé d'émettre le 15 avril 2004.

Les premiers survols aériens avaient indiqué que les bélugas de la baie d'Hudson passent l'hiver dans le détroit d'Hudson. Des améliorations récentes du suivi par satellite et de nouvelles techniques pour fixer les émetteurs nous ont permis de découvrir que les bélugas occupent une zone beaucoup plus étendue qu'on croyait, et qu'une partie de la population passe l'hiver sur la côte du Labrador.

Bien que des plans de gestion visant à limiter la chasse aient été mis en œuvre depuis 1986, les quotas ont été dépassés presque tous les ans au cours des 15 dernières années.

Mike Hammill est chercheur à la section des mammifères marins de Pêches et Océans Canada.



Bélugas, rivière Petite Baleine, baie d'Hudson

Afin de mieux comprendre les déplacements des bélugas qui passent l'été dans l'est de la baie d'Hudson, et de fournir des bases scientifiques solides à la gestion des bélugas dans le nord du Québec, des scientifiques de Pêches et Océans Canada, en collaboration avec la Corporation Makivik et le Nunavik Research Centre, ont entrepris en 2002 un programme de suivi par satellite de ces bélugas.

En juillet 2003, deuxième année du programme, des émetteurs satellite ont été fixés sur 13 bélugas dans l'est de la baie d'Hudson. Les émetteurs, qui sont attachés à la nageoire caudale des bélugas, envoient périodiquement à plusieurs satellites de l'information sur leurs activités de plongée et sur leurs déplacements. Deux émetteurs envoient même des données sur la température de l'eau et la vitesse de nage.

L'information est retransmise par les satellites à des stations réceptrices en France et aux États-Unis. On peut suivre les mouvements des bélugas quotidiennement en contactant l'ordinateur des stations, ou attendre les résultats envoyés mensuellement sur cd-rom. En janvier 2004, six émetteurs sur 13 fonctionnaient encore. Bien que les données n'aient pas encore fait l'objet d'une analyse approfondie, certaines constantes se dégagent :

- Les bélugas passent un peu de temps dans les estuaires, mais s'en éloignent ensuite pour passer plusieurs jours au large, à plus de 32 km (20 mi) de la côte.
- Les bélugas de l'est de la baie d'Hudson migrent jusque dans la baie d'Ungava, en passant par le détroit d'Hudson, au cours de l'automne et au début de l'hiver. Cette migration correspond aux connaissances traditionnelles des Inuits ainsi qu'aux résultats des tests génétiques.
- Certains bélugas de l'est de la baie d'Hudson passent l'hiver au large de la côte du Labrador. Cette découverte, effectuée lors du projet de suivi satellite de 2002, a été confirmée par les résultats du suivi en 2003.

Depuis 1995, 28 bélugas de l'est de la baie d'Hudson ont été suivis grâce aux émetteurs satellites. On prévoit en suivre dix de plus à compter de l'été 2004. Pour le moment, la taille de l'échantillon est encore trop petite pour décrire adéquatement le comportement, les déplacements et les plongées d'une population de 2 000 animaux. Néanmoins, le suivi par satellite fournit des données indispensables pour comprendre la façon dont les populations de bélugas se mélangent lors des migrations. Enfin, grâce aux résultats de cette technique, nous sommes en mesure de fournir une solide base scientifique pour justifier les mesures de gestion permettant le rétablissement des populations en péril. ◀



Une fois l'émetteur satellite posé sur le béluga, il faut ramener l'animal vers le large, ce qui n'est pas toujours de tout repos !

Un nouveau type d'aire protégée pour le Québec: le paysage humanisé

Véronique Audet, Louis Bélanger et Laval Doucet

Résumé

Récemment, le ministère de l'Environnement du Québec s'est doté d'un nouveau statut d'aire protégée dans sa *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*. Il s'agit du paysage humanisé destiné à protéger des territoires en milieu habité et qui tire en partie son origine des parcs naturels régionaux de France et de la catégorie V des aires protégées de l'Union internationale pour la conservation de la nature. Une analyse comparative nous a permis d'examiner les différences et les similitudes du modèle québécois en regard du modèle européen. Nous nous sommes demandé si le modèle québécois a réellement considéré les facteurs de succès du modèle français qui sont basés sur la complémentarité des objectifs de protection et de développement. En tentant d'apporter un éclaircissement de la vision québécoise, nous avons conclu que le concept de paysage humanisé semble être axé fondamentalement sur la protection de la biodiversité. Ainsi, la grande différence entre le concept québécois et le concept européen réside dans la vocation de développement local, laquelle semble absente du statut québécois. Cette vocation indispensable au développement durable pourrait, selon nous, faciliter l'adhésion des communautés locales.

Introduction

Dans le cadre du nouveau plan d'action sur les aires protégées, le ministère de l'Environnement du Québec (MENV) voulait se doter d'un système complet en protégeant des paysages humains exceptionnels. Récemment, le Québec s'est donc pourvu d'un nouveau statut, celui du paysage humanisé, pour ainsi compléter ses statuts de protection. En effet, dans le contexte actuel du Québec, les aires protégées présentement en place sur le territoire couvrent seulement des zones sauvages où l'exploitation des ressources est interdite et où la présence humaine est très restreinte.

Au Québec, la classification des aires protégées est basée selon les catégories de protection de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Toutes les catégories sont représentées sauf la catégorie V qui correspond maintenant, pour le Québec, au paysage humanisé. En fait, l'UICN a défini différentes catégories pour les aires protégées dans le monde. La catégorie V est définie comme : [...] une zone terrestre, comprenant parfois le littoral et les eaux adjacentes, où l'interaction entre l'homme et la nature a, au fil du temps, modelé le paysage aux qualités esthétiques, écologiques et/ou culturelles particulières et exceptionnelles,

et présentant souvent une grande diversité biologique. Préserver l'intégrité de cette interaction traditionnelle est essentiel à la protection, au maintien et à l'évolution d'une telle aire. (UICN, 1994)

L'implantation de ce statut de paysage humanisé permettrait donc de couvrir l'ensemble des catégories de protection. De plus, il permettrait de « contribuer au réseau d'aires protégées notamment en domaine privé » (Sarica, 2001). Comme le mentionne un des représentants du ministère de l'Environnement, « [...] 8 % du Québec est composé par les terres privées et la seule façon originale et faisable d'envisager la conservation du territoire privé est d'aller chercher un statut de paysage humanisé. D'autant plus que dans la majorité des catégories d'aires protégées de l'UICN, il n'y a pas place, à quelques exceptions près, pour les activités industrielles, agricoles ou forestières. Il n'y a que la catégorie V de l'UICN qui est le modèle type pour ce genre d'aire protégée. »

Il est important de savoir que le statut de paysage humanisé s'inspire, en partie, d'une conception européenne des parcs naturels régionaux, qui représentent la majorité de la protection du territoire français. Leur grand succès a été démontré par le nombre croissant de parcs en création, c'est-à-dire 43 jusqu'à ce jour. Ce succès repose, selon les intervenants liés aux parcs naturels régionaux, sur l'association du développement local avec le respect de l'environnement. Il y a lieu de se demander si le modèle québécois, présentement dans la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, a réellement considéré les facteurs de succès du modèle français. Bien que le concept québécois s'inspire en partie du modèle européen, existe-il des différences fondamentales ?

Comme la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel* émane de la stratégie québécoise sur les aires protégées et que le concept de paysage humanisé a été pensé dans cette optique, nous pouvons nous demander si la vocation de ce nouveau statut est fondamentalement axée sur la protection de la biodiversité qui est, en fait, l'objectif premier des aires protégées au Québec.

Véronique Audet est ingénieur forestier et étudiante-chercheuse en aménagement du territoire et développement régional à l'Université Laval. Louis Bélanger, Ph.D, est professeur-chercheur en aménagement intégré à l'Université Laval, et Laval Doucet, Ph.D, est titulaire de la Chaire de recherche et d'intervention sur la Gaspésie et les Îles-de-la-Madeleine, Université Laval.

L'objectif principal de cet article est donc de faire une analyse comparative du paysage humanisé par rapport aux parcs naturels belges et français. Les connaissances que nous avons actuellement du nouveau concept de paysage humanisé seront tout d'abord présentées ainsi que la vision réflé- tée à travers la loi. Nous présenterons également les modèles français et belges des parcs naturels régionaux. C'est ainsi que nous tenterons d'apporter une réflexion critique et constructive de la définition légale du paysage humanisé et de son interprétation. Par la suite, nous essayerons de répon- dre clairement à ces interrogations et d'apporter certaines recommandations.

Méthodologie

Dans le cadre de notre recherche, une analyse appro- fondie des textes législatifs québécois, belges et français a été réalisée ainsi qu'une revue de la littérature des exemples belges et français portant sur les parcs naturels. La présenta- tion des concepts se structure autour des origines, des défi- nitions et des outils associés à chaque modèle. Le concept français a été utilisé puisqu'il est à l'origine des parcs naturels régionaux et que leur succès a été démontré par le nombre croissant de parcs en création. De plus, un séjour dans un parc naturel belge a permis d'approfondir le modèle, de mieux en comprendre le fonctionnement et d'enrichir les connaissances que nous avions de ce concept. Les sources de données concernant le paysage humanisé se limitaient à la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, au plan d'action stratégique sur les aires protégées du Québec, et sur un docu- ment consultatif émanant d'une réflexion sur l'implantation du statut de protection de la catégorie V au Québec. Étant donné qu'en dehors de la loi, il n'existe pas de documents écrits sur le paysage humanisé, nous avons recueilli les propos de M. Vincent Gerardin, représentant du ministère de l'Environnement et responsable du dossier sur le paysage humanisé, afin de clarifier certains aspects du concept. Par la suite, une analyse comparative des deux modèles a pu être réalisée afin de mettre en évidence les forces ou les faiblesses du concept québécois de paysage humanisé.

Présentation des concepts

Le paysage humanisé au Québec

Origine et définitions

Le paysage humanisé résulte en partie d'une réflexion du ministère de l'Environnement du Québec visant à élaborer un concept qui répondrait à la catégorie V de la classifica- tion de l'UICN. Pour pousser cette réflexion, un groupe de travail a été formé en 2001 pour étudier l'application de la catégorie V au Québec. L'objectif était d'envisager les inté- rêts et les conditions d'application d'une telle catégorie sur le territoire québécois (Sarica, 2001). Ce groupe de travail était formé d'experts de différents ministères concernés, d'orga- nismes de protection et d'universités.

Ce groupe de travail a, entre autres, analysé l'impor- tance de chaque objectif de gestion de la catégorie V proposé par l'UICN dans sa classification des aires protégées. Les objectifs de gestion sont présentés dans le tableau 1.

Les principaux objectifs qui sont la protection d'élé- ments naturels et culturels particuliers ainsi que des particu- larités culturelles traditionnelles consistent plus précisément à « maintenir l'interaction harmonieuse de la nature et de la culture, en protégeant le paysage terrestre et/ou marin et en garantissant le maintien des formes traditionnelles d'occu- pation du sol et de construction, ainsi que l'expression des faits socio-culturels » (UICN, 1994). Pour sa part, l'objectif associé au tourisme et au loisir est « d'offrir au public toute une gamme de loisirs de plein air respectant les qualités essentielles de l'aire » (UICN, 1994). Le groupe de travail a considéré comme prioritaires deux des trois principaux objectifs de gestion soit la protection d'éléments naturels et culturels particuliers et la préservation de particularités culturelles et traditionnelles. Ainsi, l'objectif lié au tourisme et aux loisirs a été jugé comme moins prioritaire.

Par la suite, au début de l'année 2002, le ministère de l'Environnement mentionne, dans son plan d'action stratégique sur les aires protégées, qu'il désire déterminer des moyens qui permettront de créer des paysages protégés,

Tableau 1. Objectifs de gestion et catégories de gestion UICN des aires protégées (Tiré des « Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées », UICN, p.96)

Objectifs de gestion	↓						
	Ia	Ib	II	III	IV	V	VI
Recherche scientifique	1	3	2	2	2	2	3
Protection des espèces sauvages	2	1	2	3	3	–	2
Préservation des espèces et de la diversité génétique	1	2	1	1	1	2	1
Maintien des fonctions écologiques	2	1	1	–	1	2	1
Protection d'éléments naturels/culturels particuliers	–	–	2	1	3	1	3
Tourisme et loisirs	–	2	1	1	3	1	3
Éducation	–	–	2	2	2	2	3
Utilisation durable des ressources – des écosystèmes naturels	–	3	3	–	2	2	1
Préservation de particularités culturelles/traditionnelles	–	–	–	–	–	1	2

Légende: 1: Objectif principal; 2: Objectif secondaire; 3: Objectif potentiellement réalisable; –: Non réalisable

notamment dans les régions habitées ou agroforestières (MENV, 2002). C'est finalement le 19 décembre 2002 que le statut de paysage humanisé fut sanctionné à l'Assemblée nationale du Québec dans la *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*. Le paysage humanisé y est défini comme :

« une aire constituée à des fins de protection de la biodiversité d'un territoire habité, terrestre ou aquatique, dont le paysage et ses composantes naturelles ont été façonnés au fil du temps par des activités humaines en harmonie avec la nature et présentant des qualités intrinsèques remarquables dont la conservation dépend fortement de la poursuite des pratiques qui en sont à l'origine ». (Assemblée nationale du Québec, 2002)

Bien que l'on ne fasse pas référence aux aspects culturels, les objectifs prioritaires de protection reconnus par le groupe de travail sur la catégorie V semblent être reflétés en partie dans cette définition.

Outils

Les activités permises et interdites dans ce type d'aire protégée peuvent différer d'un endroit à l'autre. En effet, il est stipulé, à l'article 54 de la loi que, lorsqu'une autorité municipale assume la gestion d'un paysage humanisé, « le régime des activités permises ou interdites dans celui-ci est déterminé par la convention de protection du paysage humanisé conclue entre cette autorité et le ministre ». Cette convention de protection semble donc, à première vue, être l'outil principal d'un paysage humanisé. Elle est spécifique à chaque aire et doit comprendre au minimum les critères suivants, selon l'article 55 de cette même loi (Assemblée nationale du Québec, 2002) :

- « La description du territoire et du milieu naturel visés;
- Les objectifs de protection et de mise en valeur du milieu naturel;
- Les moyens retenus pour atteindre ces objectifs, dont la description des mesures administratives ou réglementaires qui seront appliquées par la municipalité;
- Les obligations respectives des autorités municipales et des ministères concernés;
- La durée de la convention, qui ne peut être inférieure à 25 ans, ainsi que les conditions pour la renouveler et pour y mettre fin ».

Le groupe de travail associé à l'étude pour l'application de la catégorie V au Québec soulignait « l'intérêt de concevoir un outil de gestion spécifique basé sur différentes mesures réglementaires mais également sur un document-cadre consensuel de type charte du paysage » (Sarica, 2001). Selon la nouvelle *Loi sur la conservation du patrimoine naturel*, la convention de protection répond, à première vue, à cette recommandation. Cependant, cette convention de protection n'est que très peu détaillée dans la loi et ne possède aucun cadre de référence au Québec. De plus, beaucoup d'aspects restent vagues, telles la nécessité d'une signature de la convention par les personnes engagées ou la révision périodique de la convention de protection pour assurer un suivi des objectifs.

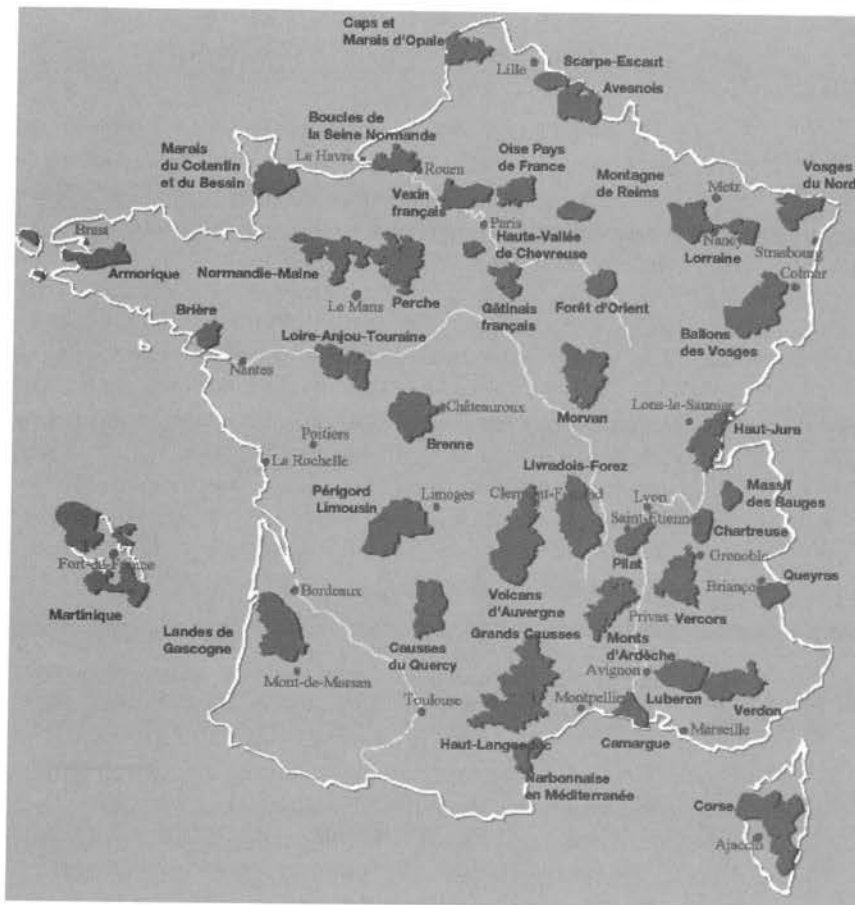
Les parcs naturels européens : les exemples français et belge

Origine

Le concept des parcs naturels en région habitée a été développé en France, en 1967, et jusqu'à ce jour, on en dénombre 43 sur ce territoire (voir cartes 1 et 2). Ils occupent environ 12 % du territoire français et regroupent plus de 2,5 millions d'habitants (Parc naturel régional Loire-Anjou-Touraine, 2004). Le tout dernier parc à avoir été formé, jusqu'à maintenant, est celui des Pyrénées catalanes qui a été créé le 5 mars 2004, et encore une dizaine de projets de parcs naturels régionaux étaient officiellement à l'étude ou en émergence, en janvier 2001, à la demande de leur région (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). À la base, ces parcs ont été créés afin de contrer les problèmes de dépeuplement des milieux ruraux ou, à l'inverse, pour diminuer la pression urbaine responsable de la disparition de certains paysages modelés par l'homme et la nature. C'est ainsi que l'État s'est associé avec des collectivités locales pour trouver une solution qui permettrait à la fois de protéger ce patrimoine naturel et de favoriser le développement local (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). Devant ce vif succès, le concept de parc naturel régional s'est élargi à d'autres pays européens dont la Belgique, l'Allemagne, l'Espagne et bien d'autres encore. Le parc naturel belge des Plaines de l'Escaut (Parc naturel des Plaines de l'Escaut, 2004), le parc naturel Altmühltal allemand (Naturpark altmuehltal, 2004) et le parc naturel espagnol de la Sierra Nevada (Aldea Rural, 2004) en sont respectivement quelques exemples. La région wallonne de Belgique a adopté ce concept en 1985 et l'on y compte, jusqu'à ce jour, neuf parcs naturels qui couvrent près de 40 % du territoire wallon; pour sa part, la Flandre compte huit parcs naturels reconnus (Actifs, 2003). Les prémices de ce concept étaient cependant déjà présentes dans la loi sur la conservation de la Nature de 1973 (Comité d'étude du Parc naturel des Plaines de l'Escaut, 1994).

Définitions

Selon l'article R.244-1 du Code rural français, un parc naturel régional est « un territoire à l'équilibre fragile, au patrimoine naturel et culturel riche et menacé, faisant l'objet d'un projet de développement, fondé sur la préservation et la valorisation du patrimoine » (Ministère de l'Environnement, 1994). Les parcs naturels régionaux français sont des territoires habités où l'association homme-nature est nécessaire afin de maintenir et mettre en valeur le patrimoine (figure 1). Pour sa part, un parc naturel en région wallonne se définit comme « un territoire rural d'un haut intérêt biologique et géographique, soumis à des mesures destinées à en protéger le milieu, en harmonie avec les aspirations de la population et le développement économique et social du territoire » (Région Wallonne, 1985). Le décret relatif aux parcs naturels en région Wallonne est très détaillé et il en définit tout le processus de création, le mode de gestion et les obligations. Cependant, le gouvernement wallon a adopté



Carte 1 et 2. Localisation des Parcs naturels régionaux de France.

Source : <http://www.parcs-naturels-regionaux.tm.fr/lesparcs/index.html>

Outils

L'outil principal des parcs naturels régionaux est la charte de territoire. Il s'agit du contrat qui concrétise le projet de protection et de développement du parc pour dix ans. Elle fixe les objectifs à atteindre, les orientations de protection, de mise en valeur et de développement du parc, ainsi que les mesures qui lui permettent de les mettre en œuvre (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). La Charte est caractérisée par le fait qu'elle est soumise à

un avant-projet de décret, en novembre 2003, afin de mieux organiser les parcs naturels (CESRW, 2003).

Buts et missions

Les parcs naturels régionaux ont, entre autres, pour but « d'empêcher la destruction ou l'altération de la qualité et de la diversité du patrimoine, ainsi que de réhabiliter, dans la mesure du possible, les altérations antérieures » (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). Ils ont pour mission de protéger et de gérer le patrimoine naturel et culturel, de définir et d'orienter les projets d'aménagement menés sur leur territoire dans le respect de l'environnement, de coordonner les actions de développement économique et social, de favoriser l'accueil, l'éducation et l'information et, finalement, de favoriser l'expérimentation et la recherche (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). Pour répondre à ces objectifs, les parcs naturels régionaux effectuent une gestion concertée du territoire et travaillent donc étroitement avec la communauté afin de promouvoir un développement adapté aux réalités sociales et environnementales du milieu (Finger-Stich, *et al.*, 1997). En fait, « [...] la qualité de l'environnement et des paysages représente la finalité des Parcs naturels de France et aussi leur ressource fondamentale. Les parcs jouent leur avenir sur la qualité de l'image qui leur sert de promotion et qui est au cœur de leur démarche de développement économique » (Laurens, 1995).

la signature des partenaires locaux et extérieurs qui s'engagent ainsi à en respecter et à en appliquer les orientations et les mesures (Gorgeu *et al.*, 1997). Après le délai de dix ans, une procédure de révision de la Charte permet de redéfinir les actions et de renouveler le classement du parc si celui-ci a répondu aux objectifs fixés dans la Charte (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003).

En Belgique, c'est le plan de gestion qui est l'outil principal du parc naturel et il comporte des objectifs poursuivis à quatre niveaux :

- La conservation de la nature
- La protection de l'environnement
- L'aménagement du territoire
- Le développement rural et économique

Le plan de gestion comporte également les mesures qui permettront d'atteindre les objectifs fixés, une description des moyens qui seront mis en œuvre pour capter l'intérêt de la population, une estimation des dépenses, les modifications nécessaires au plan d'aménagement et, finalement, une estimation de la planification des investissements (IDETA, 1992). Le plan de gestion est donc le document clé d'un parc naturel en région wallonne, mais contrairement à la charte de territoire associée aux parcs naturels régionaux de France, le plan de gestion n'est présentement pas révisé périodiquement. Cependant, la modification du décret wallon présentement en cours prévoit une évaluation tous les dix par un collège d'experts (CESRW, 2003).



Figure 1. Commune faisant partie du Parc naturel régional des Grands Causses.

Analyse comparative

Les lettres de la loi

Lorsqu'on analyse le concept européen, son origine et ses missions actuelles, on constate que les parcs naturels régionaux ont une double vocation. En effet, dès leur création, ces parcs avaient pour objectifs de freiner l'exode rural, de préserver le patrimoine naturel et paysager et de soutenir l'économie locale dans une perspective innovatrice de respect de l'environnement (figure 2). Ainsi, leur approche, fondée sur le développement durable, est de favoriser le développement local tout en protégeant le patrimoine naturel, culturel et humain. Ce concept regroupe donc une double vocation clairement établie de conservation et de développement local (figure 3).

De son côté, le statut de paysage humanisé se trouve dans la loi sur la conservation du patrimoine naturel et les avantages visés sont davantage axés sur la protection de la biodiversité. De plus, il s'inscrit dans l'optique d'une contribution au réseau d'aires protégées, notamment en milieu privé, avec l'objectif premier de conserver la biodiversité. Si l'on interprète la définition légale telle qu'elle est écrite, nous pouvons déduire que la conservation est la vocation fondamentale et, pour ainsi dire, unique de ce statut. Nous pourrions ainsi penser que ce statut toucherait davantage des territoires comme les Îles de Sorel où la pression urbaine menace la biodiversité du territoire. Dans ce cas, l'objectif de conservation est prioritaire et pourrait s'avérer efficace. Mais qu'en est-il des milieux ruraux déstructurés et en décroissance démographique ? La grande différence entre le concept québécois et le concept européen réside dans la vocation de développement local qui semble absente du statut québécois. Le paysage humanisé n'émane donc pas, à première vue, d'une problématique territoriale ou sociale comme c'est le cas pour les parcs naturels européens. Dans la deuxième partie de la définition du paysage humanisé, il est mentionné

que l'aire doit présenter « des qualités intrinsèques remarquables ». Cette terminologie n'est pas très précise et soulève une question sur la signification même de ces propos. On ne précise pas, comme dans la définition de la catégorie V, qu'il pourrait s'agir de caractéristiques esthétiques, culturelles, écologiques particulières, ce qui supposerait donc l'intégration d'enjeux autres que la biodiversité. Est-ce une obligation de se restreindre aux mandats du ministère de l'Environnement et ainsi de ne pas empiéter sur d'autres missions réservées aux autres ministères ? Beaucoup de questions restent en suspens, mais une chose est claire, c'est que l'interprétation de la loi semble se limiter à certains aspects précis.

L'esprit de la loi

Lorsque l'on demande des précisions sur le concept aux auteurs de la loi relative au paysage humanisé, il s'avère plus clair que la biodiversité ne serait pas l'unique objectif de ce nouveau statut, même si l'interprétation de la loi ne le laisse pas paraître. Comme le mentionne M. Gerardin du ministère de l'Environnement, « le mot biodiversité est dans la loi parce que c'est la loi sur la conservation du patrimoine naturel, parce que c'est une loi qui concerne la protection de la biodiversité et qu'on a voulu se distinguer des priorités du ministère de la Culture et des Communications et des Parcs régionaux qui sont des territoires à vocation essentiellement récréative. [...] Je crois que la biodiversité est un des éléments importants, mais le fait d'appeler ça paysage, de l'appeler humanisé, bien tout ça a beaucoup d'importance ». Il semblerait donc que le terme « humanisé » et le terme « paysage » aient une certaine portée bien que la biodiversité demeure l'élément fondamental du concept. M. Gerardin renchérit en disant que la priorité « c'est la conservation d'un environnement de grande qualité et que les conséquences peuvent être une amélioration des conditions économiques, des conditions sociales, une amélioration de la qualité de vie et des conditions culturelles. » Il soutient que tous ces éléments sont importants pour la réussite d'un paysage humanisé et qu'il faut que les gens soient heureux, qu'ils travaillent, qu'ils aient une vie économique satisfaisante et que la culture soit maintenue. Il s'agit, en fait, d'une condition *sine qua non* de la réussite d'un paysage humanisé. Ainsi, le statut de paysage humanisé aurait comme conséquences d'autres enjeux, mais il reste néanmoins que la protection de l'environnement est l'objectif absolu.

Les ressources financières et techniques

Une autre différence importante avec le modèle européen réside dans la contribution budgétaire de l'État à la réalisation du projet de protection. En France, le budget moyen d'un parc naturel régional est de « 900 000 à 1 200 000 euros provenant à 35 % des régions, à 30 % d'autres collectivités membres (départements, communes) et à 10 % du ministère de l'Environnement. Le reste provient d'autres ministères,



LOUIS BÉLANGER

Figure 2. Maintien et développement d'une activité agricole viable, garante des milieux naturels et des paysages dans la Parc naturel régional du Morvan.

de crédits européens et de recettes propres» (Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 2003). Cette importante contribution démontre largement la volonté politique du gouvernement français de favoriser les actions de développement et de conservation à travers ce concept. De son côté, le Québec n'a pas encore défini le mode de financement associé au paysage humanisé. Cependant, M. Gerardin mentionne « qu'il est évident que dans le cas d'un paysage humanisé, il y aura des supports d'abord technique, scientifique, technocratique et il y aura aussi un support du ministère de l'Environnement. Mais ce qui va être favorisé et recherché, c'est un accompagnement à plusieurs partenaires et une recherche de partenariats par les promoteurs du projet. On n'ira pas à la hauteur du ministère de l'Environnement français qui paie des millions d'euros pour les parcs, pour l'instant cela restera modeste. »

Similarité : l'adhésion volontaire de la population

Il est important de mentionner que dans les deux cas, il s'agit d'un projet volontaire où l'adhésion populaire est essentielle. En effet, le Québec a décidé, tout comme la France, de ne pas imposer ce concept à une population, mais bien qu'il soit le fruit d'une volonté de la communauté locale. De plus, comme la loi québécoise le laisse transparaître, le paysage humanisé permettra, tout comme les parcs naturels régionaux le font, de laisser à une communauté locale le pouvoir de concevoir les objectifs de sa convention selon les caractéristiques spécifiques de son territoire.

Discussion

La principale différence entre les deux concepts se situe donc sur le plan des vocations. Nous avons vu que les facteurs de succès des parcs naturels régionaux de France reposent en grande partie sur l'association du développement local avec la protection de l'environnement. Tout

en ayant pris certains concepts importants du modèle français tels que l'adhésion volontaire et le maintien de l'identité territoriale, il reste qu'il manque, au concept de paysage humanisé, des éléments essentiels qui sont à la base du succès des parcs naturels régionaux. En effet, le concept québécois est davantage axé sur la volonté de créer un nouveau statut d'aire protégée et non d'en faire un réel instrument de développement durable. Il reste que ce concept pourrait fonctionner dans les régions à forte pression urbaine où la conservation devient une volonté de la population pour contrer ce phénomène. À notre avis, la faiblesse que laisse entrevoir le concept actuel québécois réside dans la complexité d'aller chercher l'adhésion volontaire de la population dans les régions en difficulté de développement. En effet, il est difficile d'enthousiasmer une population pour un projet uniquement orienté vers la conservation quand la survie de la communauté elle-même est en jeu.

Le développement local, une ressource fondamentale pour la protection de l'environnement en milieu habité

L'absence de la notion de développement dans la définition du paysage humanisé est une lacune importante dans un esprit de développement durable. Ainsi, ce concept se concentre fondamentalement sur la conservation et laisse de côté les critères de succès du modèle français. Comme le mentionne Françoise Grossetête, présidente du Parc naturel régional du Pilat, « lorsqu'il s'agit de territoire habité, où la population est légitimement en attente d'une certaine qualité de vie, développement économique et protection de l'environnement ne peuvent être dissociés. Impossible d'agir pour l'environnement sans penser à l'économie » (Grossetête, 2001). En France, les parcs naturels ont près de 40 ans d'histoire et l'efficacité de leur démarche a été démontrée à plusieurs endroits. Ce succès est directement lié à la capacité d'allier la protection de l'environnement aux activités humaines de développement économique, culturel ou social, et ce, grâce à un projet commun supporté par les forces vives du territoire. Selon Lucette Laurens (2000), « le succès actuel des parcs naturels régionaux tendrait à prouver que le développement local loin de s'étioiler connaît un regain d'intérêt grâce au renouvellement et à l'enrichissement de ses problématiques ». De plus, M. Serge Bec, qui a connu les débuts du parc du Luberon en France, mentionne qu'après 20 ans d'existence, « ce pari des pionniers s'avère largement gagné ». Ce pari consiste, en fait, « à trouver un équilibre entre la nécessaire préservation de leur environnement et le développement des activités humaines » (Nouillas, 1997). Le succès des parcs naturels régionaux montre clairement qu'il est inconcevable d'ignorer le développement local à travers une politique de conservation en milieu habité.

Le développement local et la protection de l'environnement par le tourisme

L'objectif de gestion de la catégorie V des aires protégées, liée au tourisme et au loisir, a été considéré comme moins prioritaire par le groupe de travail associé à l'étude pour l'application de cette catégorie au Québec (Sarica, 2001). Encore, une fois, on laisse de côté un aspect important du développement régional. Cet objectif s'avère important, selon nous, dans les territoires où le développement économique est en difficulté et où le tourisme s'avère être un levier considérable pour le développement de la région. En effet, « un tourisme bien planifié peut soutenir l'économie locale, y maintenir et même y améliorer les services. Il peut également servir à justifier des investissements, et parfois contribuer directement à la protection de l'environnement » (Simpson, 1996). Comme le mentionnent M. Laurens et M. Cousseau (2000), « aborder le développement durable via le tourisme permet de construire un consensus autour d'une activité reconnue par tous les acteurs comme porteuse d'avenir ». Françoise Grossetête, présidente de la Commission « tourisme » de la Fédération des parcs naturels régionaux de France soutient que la politique de la Fédération en matière de tourisme est justifiée par le fait « qu'il était déjà unanimement admis que le tourisme est un élément majeur du développement local, sachant aussi qu'il y avait une nouvelle demande, celle d'un tourisme différent, plus authentique, plus proche de la nature » (PARC, 1995, p. 13., tiré de Laurens, L. et Cousseau, B., 2000). Ainsi, le tourisme peut devenir un incitatif à la protection de l'environnement. Il faut cependant garder à l'esprit que le tourisme n'est pas la solution à tous les problèmes et les communautés rurales doivent compter sur divers axes de développement pour assurer leur pérennité (Simpson, 1996).

Une implication interministérielle indispensable

Étant rattaché uniquement au ministère de l'Environnement, ce concept de paysage humanisé risque de souffrir d'un manque de ressources financières. Il s'avère essentiel, selon nous, que le paysage humanisé puisse être considéré par plus d'un ministère, et particulièrement celui du développement économique et régional, pour en faire un outil de développement durable efficace. Ainsi, une participation de tous les ministères concernés s'avérera indispensable. Comme le groupe de travail sur la catégorie V l'a mentionné, un mode de gestion à caractère interministériel est une condition pertinente pour l'élaboration d'un projet de développement durable et global d'un territoire protégé de catégorie V (Sarica, 2001). M. Gerardin indique que « c'est la base qui doit vouloir le projet et qu'ensuite le projet ne pourra pas évoluer bien longtemps s'il n'y a que le



Figure 3. Soutien au développement local par la promotion des produits du terroir dans le Parc naturel régional du Morvan.

ministère de l'Environnement dans le processus. Il y a énormément d'organismes à mettre en place, c'est un travail de concertation avec, entre autres, les conférences régionales des élus, les organismes régionaux, les associations touristiques régionales, le ministère de la Culture, le ministère des Affaires municipales, du Sport et du Loisir, le ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation, le ministère des Transports, le ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs... »

Une volonté politique essentielle

Il ne faudrait surtout pas, après cinq années d'existence, dire que le concept ne donne pas les résultats escomptés si les outils nécessaires n'ont pas été donnés aux communautés adhérentes. En effet, une contribution financière et technique devra être présente afin d'assurer la viabilité du projet. Le groupe de travail pour l'implantation de la catégorie V au Québec soulignait que « sans une réelle volonté politique nationale et locale, la création d'une aire protégée de catégorie V serait une intention vaine et vide de réalisations concrètes et durables. Le maintien de l'interaction homme-nature, la mise en valeur et la conservation du paysage nécessitent, de toute évidence, un soutien financier et une reconnaissance politique à long terme » (Sarica, 2001).

L'identité territoriale et l'adhésion volontaire : la clé du succès

L'adhésion volontaire de la population, reconnue par le ministère de l'Environnement du Québec à travers sa loi sur le paysage humanisé, reste un élément positif du concept. Cependant, afin de l'obtenir, l'intégration de la notion de développement local durable devra, selon nous, se faire. Un autre point positif réside dans la liberté laissée au territoire en question de concevoir ses propres objectifs à travers la convention de protection, ce qui permet ainsi l'affirmation

des caractéristiques particulières du territoire concerné. En fait, dans le concept européen, il est reconnu que « la préservation de l'identité territoriale est un des principes fondateurs constituant une des bases du succès de la formule » (Laurens, 1997).

Conclusion

La définition légale du paysage humanisé reste ambiguë et suscite beaucoup d'interrogations sur la façon dont ce concept peut s'appliquer sur le territoire. Nous sommes portés à croire que la conservation est la vocation fondamentale, et pour ainsi dire unique, ciblée par ce concept et que les autres aspects d'une telle aire protégée de catégorie V sont négligés. Est-ce bien la bonne voie à prendre pour aller chercher l'adhésion populaire? Toutefois, la vision du ministère de l'Environnement sous-jacente au paysage humanisé ne semble pas être exclusivement portée sur la biodiversité. Il s'avère donc essentiel de la rendre à la fois plus explicite et plus claire. Une politique interministérielle avec consultation publique doit être élaborée afin de préciser davantage le cadre de ce nouveau statut de protection, et des objectifs et des missions doivent être clairement établis. De plus, des outils techniques et financiers devront être mis en place pour assurer la réussite et la viabilité de ce concept.

Nous croyons que la création d'un statut tel que le paysage humanisé, où l'homme est présent et essentiel au maintien et à la préservation de la biodiversité associée aux activités traditionnelles, pourrait s'avérer très prometteur pour le Québec s'il était orienté vers une démarche claire de développement durable. Il reste cependant un gros travail à faire avant son implantation sur le territoire. Il est tout d'abord primordial de connaître le point de vue et l'acceptation de la population à l'égard du paysage humanisé et quelles seront, s'il y a lieu, les motivations de cette acceptation. Il ne faut pas oublier que la réussite de ce concept réside dans les actions de la communauté qui y réside et dans sa volonté à atteindre les objectifs qu'elle aura fixés. Il sera également nécessaire de déterminer comment nous pourrions appliquer ce statut sur le territoire québécois et quelles seront les bases pour son implantation.

Remerciements

Nous tenons à remercier M. Vincent Gerardin pour son importante contribution à la réalisation de cet article. ◀

Références

- ACTIFS, 2003. Les parcs naturels, des lieux de vie avant tout ! [En ligne]. <http://www.carte-s.be/PDF/Actifs21.pdf> [cité le 18 février 2004].
- ALDEA RURAL, Parc national et naturel de la Sierra Nevada... un univers de biodiversité, [En ligne], <http://www.aldearural.com/andalousierural/sierranevadaalpujarra.htm> [cité le 17 février 2004].
- ASSEMBLÉE NATIONALE DU QUÉBEC, 2002. Loi sur la conservation du patrimoine naturel. No 129. Ministère de l'Environnement du Québec. 35 p.
- CESRW, 2003. Avis A.727 portant sur l'avant-projet de décret relatif aux parcs naturels. 6 p.
- COMITÉ D'ÉTUDE DU PARC NATUREL DES PLAINES DE L'ESCAUT, 1994. Dossier de création du parc naturel des Plaines de l'Escaut. 1.A et 1.B Rapport et avant-projet de la création du Parc naturel des Plaines de l'Escaut. Réalisé avec la collaboration technique d'IDETA 37 p.
- FÉDÉRATION DES PARCS NATURELS RÉGIONAUX DE FRANCE, Qu'est-ce qu'un Parc; 50 questions et réponses. Disponible à http://www.parcs-naturels-regionaux.tm.fr/un_parc/index.html [cité le 21 février 2003].
- FINGER-STICH, A.S., GHIMIRE, K.B., 1997. Travail, culture et nature : le développement local dans le contexte des parcs nationaux et naturels régionaux de France. Éditions l'Harmattan, 234 p.
- GORGEU, Y., C. JENKINS, A. GENTIL., (sous la direction de), 1997. La charte de territoire : une démarche pour un projet de développement durable. Paris : La Documentation Française. Caisse des dépôts et consignations, Fédérations des Parcs naturels régionaux de France. 311 p.
- GROSSETÊTE, F., 2001. Les Parcs naturels régionaux : conciliation des objectifs de protection et de développement. La jaune et la rouge: les milieux naturels continentaux. Disponible à http://www.x-environnement.org/Jaune_Rouge/ [mis à jour le 21 janvier 2004, cité le 3 février 2004].
- IDETA, 1992. Dossier de création du parc naturel des Plaines de l'Escaut. Mise en œuvre d'un parc naturel dans le sud du Hainaut occidental. Fiches techniques. Annexes. p. 16-25.
- LAURENS, L., 2000. Les nouvelles orientations du développement local, environnement et qualité en espace rural fragile. *Ruralia*. Revue de l'association des ruralistes français. Disponible à <http://ruralia.revues.org/document157.html> [mis à jour le 10 novembre 2002, cité le 3 février 2003].
- LAURENS, L., 1997. Les parcs naturels régionaux, une approche patrimoniale de la fragilité et de la gestion paysagère. *Bulletin de la société languedocienne de géographie*. Série 3. 31 : 9-27.
- LAURENS, L., 1995. Les Parcs naturels, du concept à la pratique d'une agriculture environnementale. *Annales de géographie*, 584 : 339-359.
- LAURENS, L. et B. COUSSEAU, 2000. La valorisation du tourisme dans les espaces protégés européens : quelles orientations possibles ? *Annales de Géographie*, n° 613, p. 240-258.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 2002. Stratégie québécoise pour les aires protégées : Plan d'action stratégique. Bibliothèque nationale du Québec. 43 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1994. Décret no 94-765 du 1er septembre 1994 pris pour l'application de l'article L. 244-1 du code rural et relatif aux parcs naturels régionaux. Disponible à <http://www.legifrance.gouv.fr/> [mis à jour le 20 juillet 2003, cité le 27 août 2003].
- NATURPARK ALTMUEHTAL, Naturpark altmuehtal, [En ligne], Disponible à <http://www.naturpark-altmuehtal.de/portal.html> [cité le 17 février 2004].
- NOUAILLAS, O., 1997. Heures dorées du Lubéron. *La Vie*, 2713 : 68-73.
- PARC NATUREL DES PLAINES DE L'ESCAUT, Parc naturel des Plaines de l'Escaut, votre seconde nature, [En ligne]. <http://www.plainesdelescaut.be/> [cité le 17 février 2004].
- PARC NATUREL RÉGIONAL LOIRE-ANJOU-TOURAIN, Maîtrisons le présent pour préparer l'avenir, [En ligne]. <http://parc-loire-anjou-touraine.fr/> [cité le 18 février 2004].
- RÉGION WALLONNE, 1985. Décret relatif aux parcs naturels. Modifié par le Décret du 25 février 1999. 14 p.
- SARICA, N., 2001. La catégorie V des aires protégées « Paysages terrestres ou marins protégés » : Son application au Québec, intérêts et conditions. Étude réalisée pour la Direction du patrimoine écologique. Ministère de l'Environnement du Québec. 38 p.

Balade sur le web: Terres humides, terres fragiles

Marianne Kugler

En mars 1999, il y a cinq ans, je faisais une ballade sur la Toile avec le même sujet en tête. C'est dire si au printemps le bruit de l'eau, le gazouillis des oiseaux et le gloussement d'un ouaouaron font rêver. Le souvenir des moustiques semble s'être estompé avec le froid. Revenir sur le même sujet est aussi une façon de voir comment, en cinq ans, la toile s'est développée.

Le premier site à répondre à la requête « les terres humides au Québec » est une page d'Environnement Canada, elle-même complément informatif d'une page de l'Atlas du Canada.

Ce dernier, hébergé par Ressources naturelles Canada, explique dans ce texte éducatif consacré aux terres humides que celles-ci « sont les écosystèmes les plus riches du Canada. [...] et que le pays possède 14 % des terres humides de la Terre. » Une raison sérieuse et non émotive cette fois de s'y intéresser.

Partant de l'Atlas, un lien propose Wetkit. WetKit a été lancé en 1998 par le Conseil nord-américain de conservation des terres humides (Canada) et le Service canadien de la faune (SCF) d'Environnement Canada, en tant que projet conjoint. « Le but était alors de préparer une bibliographie détaillée des outils pratiques pour la conservation des terres humides destinés aux étudiants du cours de conservation *Gérer les terres humides du Canada*, commandité par le Conseil et le SCF ». Le projet s'est élargi et a reçu l'appui d'autres commanditaires comme Canard Illimité et Habitat Faunique Canada. C'est devenu une vraie mine de renseignements pratiques pour ceux qui veulent utiliser les terres humides ou encore travailler à leur conservation. Le site web, entièrement bilingue, a été inauguré en 2000. Wetkit favorise l'interaction en permettant de s'inscrire et de recevoir régulièrement des nouvelles par courriel. Sur la page « nouveaux outils » le site propose des liens vers des projets éducatifs ou des livres, d'autres sites du gouvernement fédéral; tous sont fort intéressants, mais sur 13, deux seulement sont en français. Par contre, de nombreux outils plus anciens sont, eux, dans les deux langues ou encore exclusivement en français.

Et tous ces liens sont regroupés selon différents critères, ce qui est vraiment très commode.

http://www.qc.ec.gc.ca/faune/atlasterreshumides/html/liens_docs_f.html

http://atlas.gc.ca/site/francais/learning_resources/wetlands/index.html

<http://www.wetkit.net/modules/1/>

Par exemple, vous cherchez des techniques éprouvées, des études de cas, des inventaires et des évaluations? Ou selon un secteur économique particulier? ou encore l'impact des terres humides dans le contextes de grands enjeux comme le réchauffement de la planète ou la qualité des eaux?

Vous cherchez du texte, des cartes, un site web? Vos vœux sont exaucés.

Partant de là, je suis allée sur le site de Ramsar. Ignorante, je pensais qu'il s'agissait d'un sigle, mais non. Ramsar est le nom d'une ville d'Iran où a été signé, en 1971, un traité intergouvernemental fournissant un cadre pour les actions nationales et la coopération internationale en matière de conservation et d'utilisation des terres humides et de leurs ressources. Le texte de la convention se trouve sur le site. Il y a actuellement 138 signataires de cette convention, regroupant 1 367 sites – totalisant 120 514 364 ha – faisant partie de la liste Ramsar des sites de terres humides d'importance internationale. Le secrétariat de l'organisation est basé en Suisse et les trois langues officielles en sont le français, l'anglais et l'espagnol.

Question de se dépayser un peu, le site nous offre un album photo avec de belles images et des descriptions détaillées des sites. Cependant, en feuilletant les pages de l'album, vous passez d'un monde à un autre, du lac Titicaca aux marais de France, mais aussi d'un type de reportage style « une belle journée à la campagne » à un texte beaucoup plus scientifique. Toutefois, je pense que le principal but est atteint... cela donne vraiment le goût de voyager.

<http://www.ramsar.org/>

De retour sur le moteur de recherche Google avec les mots clés *terres humides au Québec*, le troisième site à apparaître est celui d'une chronique environnementale du site du ministère de l'Environnement du Québec. Écrite en 2000, cette chronique est déjà de l'histoire ancienne, mais on y apprend que « Les terres humides couvrent 12 millions d'hectares au Québec, soit 8 % du territoire. Ces milieux sont encore en grande majorité à l'état naturel. Elles représentent environ la moitié des 1 100 sites protégés au Québec. » Ce texte a aussi le grand mérite de donner une définition des milieux humides et de retracer les grandes étapes de la protection des terres humides au Québec.

Marianne Kugler est professeure au Département d'information et de communication de l'Université Laval.

« En 1974, le gouvernement adoptait la Loi sur les réserves écologiques. À ce jour (en 2000), 61 sites ont été constitués en réserve écologique. Le tiers de ces sites sont des milieux humides, comme la réserve écologique des Caribous-de-Jourdan, celle des Tourbières-de-Lanoraie et celle de Pointe-Platon.. En 1987, le ministère de l'Environnement a mis en œuvre la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables. Le Ministère a également fait sanctionner en 1988, conjointement avec le ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables. Cette loi prévoit des mesures pour protéger des espèces désignées de flore, comme l'ail des bois ou l'arisème dragon, et de faune, comme le chevalier cuirvé ou le pluviersiffleur. Parmi les mesures prévues, on note la protection des habitats. Dans 60 % des cas, il s'agit de milieux humides. La Loi sur la qualité de l'environnement modifiée en 1993, reconnaît l'importance des milieux humides. Le deuxième alinéa de l'article 22 de cette loi stipule notamment que quiconque réalise un projet de construction dans un marais, un marécage ou une tourbière doit au préalable obtenir un certificat d'autorisation du ministre de l'Environnement. Enfin, en 1997, le Règlement sur la circulation des véhicules motorisés dans certains milieux fragiles établit des normes pour

la protection des dunes, des marais et des marécages et des autres types de milieux humides du Saint-Laurent. Le Plan d'action Saint-Laurent Vision 2000, réalisé conjointement avec le gouvernement fédéral, comporte également un volet axé sur l'engagement des populations riveraines à la protection et à la mise en valeur de « zones d'intervention prioritaires » dans l'écosystème du Saint-Laurent. Une dizaine de nouvelles réserves écologiques ont été créées le long du fleuve ou de ses tributaires, par l'entremise du Plan d'action Saint-Laurent; elles protègent toutes des milieux humides. »

http://www.menv.gouv.qc.ca/chronique/2000/aout_sept/000922_terres.htm

Fin de la balade, mais sûrement pas de l'engagement envers la protection des milieux humides.

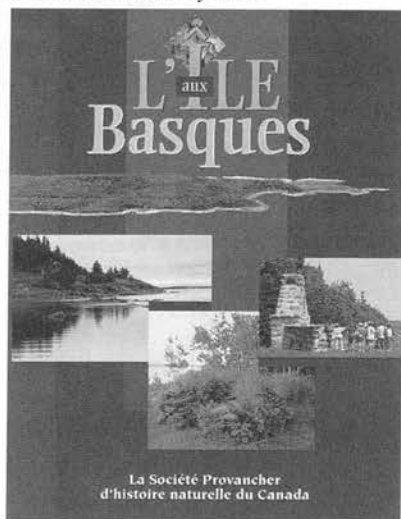
Bonne excursion, réelle cette fois dans les différentes zones protégées de chez nous. Une suggestion parmi tant d'autres : Le marais Antoine, situé à Roquemaure, près du lac Abitibi, proposé sur la page de Cyberscience.

http://www.cybersciences.com/Cyber/1.0/1_1019_1025.asp

Tous les sites ont été consultés le 9 mars 2004.

sous un nouveau jour!

Pour la découvrir...



On peut se procurer le livre au coût de 29,95 \$, taxes incluses, auprès de la Société Provancher (ajouter 4 \$ de frais d'envoi).

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada
4740, boul. Wilfrid-Hamel
Bureau 130
Québec QC G1G 4G4



Desjardins
Caisse populaire
du Piémont Laurentien

1638, rue Notre-Dame, L'Ancienne-Lorette
1095, boulevard Pie-XI Nord, Val-Bélair

872-1445

Une visite au Jardin Roger-Van den Hende

Dans ce petit livre fort instructif, Joanne Tardif nous fait visiter le jardin pédagogique de l'Université Laval et nous initie de façon simple et richement illustrée à l'univers fascinant des végétaux. Chemin faisant, elle nous présente les grandes familles botaniques et nous livre au passage une grande variété de connaissances concernant la taxinomie des plantes, leur évolution ou l'histoire du Jardin.

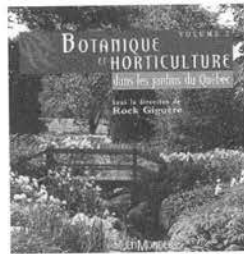
TARDIF Joanne, 2003, *Une visite au Jardin Roger-Van den Hende, Un parcours de l'évolution des végétaux*, Éditions Multi-Mondes, Québec, 162 p.



Botanique et horticulture dans les jardins du Québec, volume 2

Sous la direction de Rock Giguère, une quarantaine d'horticulteurs nous présentent les plantes vedettes ou à découvrir, nous font leurs suggestions de variétés ornementales nouvelles ou peu connues, nous livrent quelques trucs du métier, nous parlent des insectes et des maladies nouvelles et de bien des choses encore concernant les jardins d'aujourd'hui et de demain, dans ce volume numéro deux d'une collection qui entend cumuler, année après année, les connaissances les plus récentes en horticulture.

Collectif sous la direction de Rock GIGUÈRE, 2003, *Botanique et horticulture dans les jardins du Québec, volume 2*, Éditions MultiMondes, Québec, 174 p.



L'équilibre sacré

Dans cet ouvrage récemment traduit de l'anglais, David Suzuki, l'animateur d'une émission scientifique bien connue du réseau CBC, après avoir exposé la complexité et la fragilité de la vie sur la terre, nous montre l'urgence de rétablir un rapport équitable entre l'homme et la nature et d'établir cet *équilibre sacré* essentiel à la survie des générations futures. À partir d'une information scientifique très à point, il donne au débat toute sa dimension spirituelle et invite à une réflexion approfondie sur la place de l'humain dans la nature, nous invitant à concevoir dès maintenant un mode de vie qui soit écologiquement valable.

SUZUKI David, 2003, *L'équilibre sacré; Redécouvrir sa place dans la nature*, Éditions Fides, Montréal, 301 p.

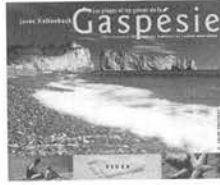


Les plages et les grèves de la Gaspésie

Après une présentation de la géologie, de la flore et de la faune des rivages de la Gaspésie, ce guide nous décrit les plages et les grèves rencontrées entre Sainte-Flavie et Miguasha, sur plus de 600 km, faisant ressortir le charme original de chacune

d'entre elles. Renseignements historiques et scientifiques, données pratiques, cartes, illustrations et splendides photographies en couleurs nous initient au patrimoine naturel et culturel et nous font découvrir la magie de ces lieux.

KALTENBACK Josée, 2003, *Les plages et les grèves de la Gaspésie: guide pratique*, Éditions Fides, Montréal, 324 p.



Guide d'aménagement et d'entretien des sentiers de quad au Québec

Soucieuse d'appuyer la pratique sécuritaire des QUADS et autres VTT tout en préservant le milieu naturel, la Fondation de la faune du Québec a produit ce guide fort bien présenté et illustré, qui décrit les diverses étapes d'aménagement et d'entretien du réseau de sentiers qui, au Québec, couvre déjà plus de 16 000 km à travers terres publiques et terres privées.

FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC, 2003, *Guide d'aménagement et d'entretien des sentiers de quad au Québec; en toute sécurité et dans le respect de la faune et de l'environnement*, Sainte-Foy, 126 p.



Le climat, la nature, les gens : Indicateurs d'évolution du climat au Canada

Cette brochure grand format, très bien illustrée, résume de façon synthétique les données scientifiques dont nous disposons concernant l'évolution du

climat au Canada au cours des 100 et des 50 dernières années, ainsi que les conséquences que cette évolution a entraînées sur un certain nombre d'indicateurs, notamment sur la nature et sur les personnes. Un tableau d'ensemble couvrant tout le Canada, à la fois plus nuancé et plus complexe que le tableau habituellement décrit.

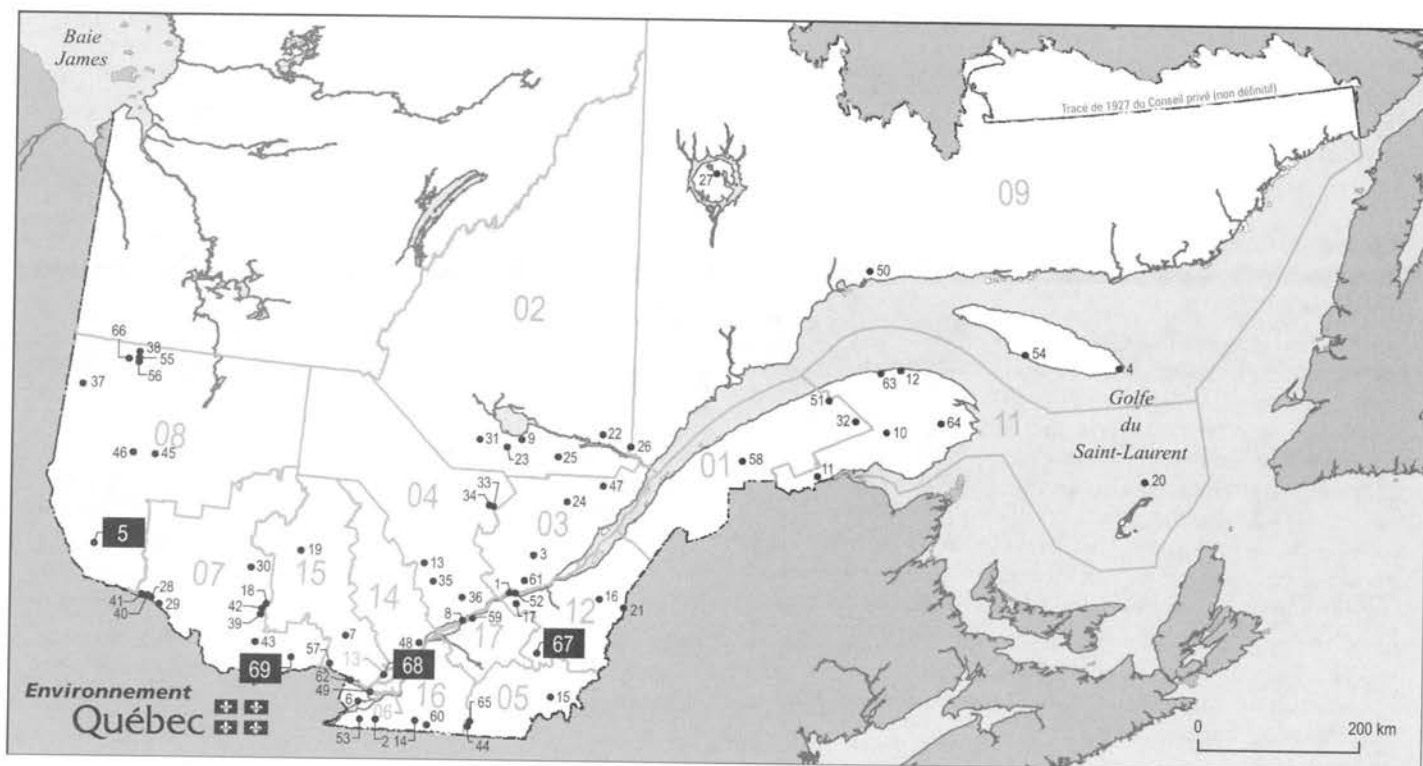
CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DE L'ENVIRONNEMENT, 2003, *Le climat, la nature, les gens : Indicateurs d'évolution du climat au Canada*, CCME, Winnipeg, 45 p. Tél. :1-800-805-3025.



Saviez-vous que...

Trois nouvelles réserves écologiques

Le 30 avril 2003, deux nouvelles réserves écologiques se sont ajoutées au réseau québécois et une réserve écologique fut agrandie. Le 8 octobre 2003, une nouvelle réserve écologique s'ajoutait au réseau qui compte maintenant 69 réserves écologiques couvrant une superficie de 950 km².



Le réseau des réserves écologiques

La réserve écologique de la Serpentine-de-Coleraine

La 67^e réserve écologique, la réserve écologique de la Serpentine-de-Coleraine, d'une superficie de 397 ha, se situe à quelques kilomètres au sud-ouest de Thetford Mines, dans la municipalité de Saint-Joseph-de-Coleraine, sur le territoire de la MRC de L'Amiante. Elle inclut le mont Oak et la colline Kerr, qui s'élèvent à près de 500 m d'altitude. La serpentine, une roche ultrabasique riche en magnésium, y affleure. Cette réserve écologique assure la protection d'écosystèmes forestiers exceptionnels et de plantes menacées ou vulnérables associées à la serpentine. Une chênaie de chêne rouge à érable à sucre croît sur les pentes douces des versants ouest et nord du mont Oak. La pinède de pin rouge et de pin blanc occupe des terrains accidentés et secs. Sur les talus d'éboulis poussent cinq plantes menacées ou vulnérables : une des principales populations québécoises de l'*Adiantum aleuticum*, l'*Adiantum viridimontanum*, la principale population québécoise de l'*Aspidotis densa*, l'*Asplenium platyneurum*, qui y atteint sa limite septentrionale de répartition, et le *Solidago simplex* subsp. *randii* var. *monticola*.

Les terrains furent acquis par le ministère de l'Environnement en 1999 à la suite d'un don de la Société Asbestos Limitée. Au même moment, la municipalité de Saint-Joseph-de-Coleraine acquerrait quelque 458 ha de terrains adjacents à la réserve écologique, sur lesquels une servitude de conservation fut établie à la faveur des terrains acquis par le Ministère. Les droits miniers sur l'ensemble de ce territoire, à l'exception des droits pour l'or et l'argent, ont été achetés par Conservation de la nature-Québec et cédés à titre

gratuit au ministère de l'Environnement. La corporation « Sentiers Pédestres des 3 Monts de Coleraine » assure le suivi, sur l'ensemble du territoire, d'un programme éducatif et contrôle l'accès aux nombreux sentiers parcourant ce territoire.

Rappelons que ce projet de réserve écologique suscitait l'intérêt des botanistes depuis l'époque du Programme biologique international, dans les années 1970, pour sa flore serpentinicole. En 1982, le ministère de l'Environnement y effectuait une étude écologique pour évaluer la pertinence de créer une réserve écologique. Récemment, les botanistes Geoffrey Hall et Andrée Thériault y ont réalisé, pour le Ministère, des inventaires exhaustifs de la flore menacée ou vulnérable.

La réserve écologique de l'Île-Garth

La 68^e réserve écologique, la réserve écologique de l'Île-Garth, couvre 17 ha. L'île fait partie des 110 îles et îlots qui émaillent la rivière des Mille-Îles, rivière d'une longueur d'environ 40 km se situant dans le prolongement du lac des Deux-Montagnes. Près de 90 % de l'île Garth est inclus dans la zone inondable. Elle se localise dans la municipalité de Bois-des-Filion de la MRC Thérèse-De-Blainville. Cette réserve écologique protège des forêts riveraines de la rivière des Mille-Îles ayant conservé un haut niveau d'intégrité écologique et une grande diversité floristique. Elle assure la protection de l'habitat de trois plantes menacées ou vulnérables, soit deux arbres, l'*Acer nigrum* et le *Celtis occidentalis*, ainsi qu'un arbuste, le *Staphylea trifolia*. Parmi les groupements forestiers, on y trouve des pinèdes de pin blanc, des chênaies de chêne rouge, des chênaies de chêne à gros fruits, des érablières d'érable argenté à caryer ovale ainsi que des peuplements de micocoulier occidental.

Rappelons qu'en 1986, une firme de consultants réalisait une étude de faisabilité d'un projet de développement résidentiel à l'île Garth; une description de la végétation fut produite dans ce contexte par Louise Gratton; elle note la présence de 25 plantes herbacées, 21 arbustes et 22 arbres, une diversité remarquable pour une si petite île. En 1994, le ministère de l'Environnement commandait un inventaire des plantes menacées ou vulnérables de la rivière des Mille-Îles afin d'identifier les sites prioritaires à protéger sur la base de critères se rapportant à la flore, à la végétation et aux contraintes sur le plan de la conservation; l'île Garth figure parmi les sept sites prioritaires. Peu après, le ministère des Ressources naturelles reconnaissait l'île Garth comme un écosystème forestier exceptionnel dans la catégorie des refuges de plantes menacées ou vulnérables. Les experts considèrent que l'érablière d'érable argenté à caryer ovale constitue un des plus beaux et des plus intègres peuplements de ce type dans le sud du Québec. Afin d'empêcher tout projet de développement qui mettrait en péril la conservation de cette île, le gouvernement du Québec autorisait, en 2001, l'imposition d'une réserve pour fins publiques et l'acquisition de gré à gré ou par expropriation. Aucune entente de gré à gré n'ayant été possible, les procédures d'expropriation ont été enclenchées et le ministère de l'Environnement, suite à l'inscription de l'avis de transfert de propriété au bureau de publicité des droits de la circonscription foncière de Terrebonne, est devenu, en 2002, propriétaire de l'île Garth. La vocation de conservation de l'île Garth fut aussi rendue possible grâce à la convergence des orientations de conservation prônées par la Ville de Bois-des-Filion et par Éco-Nature de Laval.

Agrandissement de la réserve écologique du Lac-Malakisis

La réserve écologique du Lac-Malakisis, la 5^e réserve écologique, située à environ 30 km à l'est de Témiscaming, sur le territoire de la MRC de Témiscamingue, fut agrandie de 1062 ha. Sa superficie compte maintenant 3067 ha. Cette réserve écologique protège des écosystèmes forestiers représentatifs du domaine de l'érablière à bouleau jaune, dans la province naturelle des Laurentides méridionales. Le territoire ajouté à la réserve écologique, constitué de très vieilles forêts, faisait partie d'une forêt d'expérimentation où le ministère des Ressources naturelles réalise des recherches depuis plus de trente ans. Les ministères de l'Environnement et des Ressources naturelles ont convenu d'intégrer ce territoire à la réserve écologique du Lac-Malakisis afin d'assurer la conservation permanente des écosystèmes forestiers, condition nécessaire pour la poursuite des activités de recherche, et d'améliorer l'intégrité écologique de la réserve écologique.

La réserve écologique de la Forêt-la-Blanche

La 69^e réserve écologique, la réserve écologique de la Forêt-la-Blanche, se situe sur le territoire des municipalités de Mulgrave-et-Derry, de Mayo et de Saint-Sixte, dans la MRC de Papineau. Elle se trouve au nord-est de l'ancienne municipalité de Buckingham (faisant maintenant partie de la Ville de Gatineau) et couvre une superficie de 2 052 ha. Le territoire est occupé en grande partie par l'érablière à hêtre. L'érablière à bouleau jaune et hêtre, l'érablière à bouleau jaune et tilleul, la prucheraie à érable à sucre de même que l'érablière à hêtre et ostryer occupent également des superficies importantes. Certains de ces peuplements n'ont jamais été affectés par l'activité humaine et ont subi très peu de perturbations naturelles. Plusieurs plantes menacées ou vulnérables s'y trouvent : *Allium tricoccum*, *Carex backii*, *Carex platyphylla*, *Ceratophyllum echinatum*, *Galearis spectabilis*, *Panax quiquefolius*, *Proserpinaca palustris*. La paruline azurée, une espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable, fréquente le territoire. S'y trouve aussi une importante héronnière. Le territoire de la réserve écologique sera accessible dans le cadre d'un programme éducatif qui sera offert par l'organisme Forêt La Blanche.

Source : Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique et du développement durable



Localisation de la réserve naturelle de la Pointe-Fontaine

Une nouvelle réserve naturelle (en milieu privé) : la réserve naturelle de la Pointe-Fontaine

Le 29 octobre 2003, la réserve naturelle de la Pointe-Fontaine fut reconnue à perpétuité par le ministre de l'Environnement. Couvrant une superficie de 0,25 ha, cette réserve naturelle se situe dans la municipalité de Venise-en-Québec, sur la rive ouest de la baie Missisquoi. Cette réserve naturelle protège une portion d'un important milieu humide en secteur de villégiature. Ce milieu humide constitue la seule localité québécoise actuellement utilisée par la tortue-molle à épines, une espèce menacée. Les propriétaires de cette aire de conservation souhaitent préserver les conditions naturelles du milieu et y favoriser le maintien de la biodiversité.

Source : Ministère de l'Environnement du Québec, Direction du patrimoine écologique et du développement durable

Grand Bois de Saint-Grégoire : victoire pour la conservation

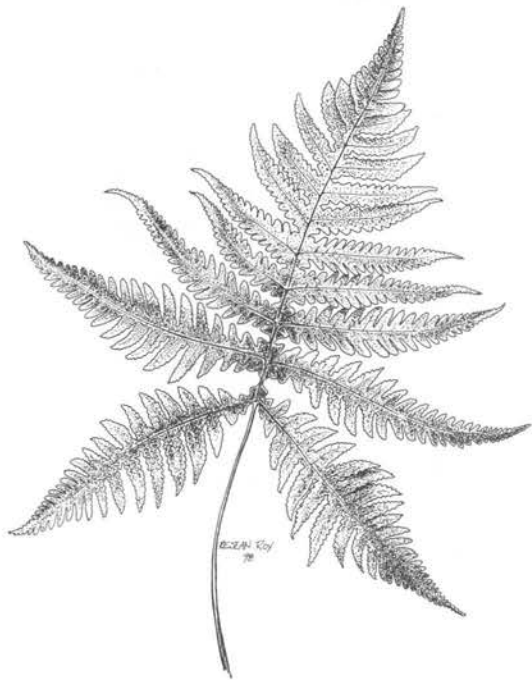
Le 10 février 2004 restera inscrit comme un grand jour dans les annales de la conservation des espèces menacées ou vulnérables. En effet, le ministre de l'Environnement du Québec, M. Thomas J. Mulcair, annonçait la décision du conseil des ministres de refuser la demande d'agrandissement du lieu d'enfouissement sanitaire de Saint-Athanase au détriment du Grand Bois de Saint-Grégoire. Ce boisé s'étend sur trois kilomètres carrés et est situé à trois kilomètres au nord-ouest du village de Mont-Saint-Grégoire, en Montérégie.

Le ministre a insisté sur deux points importants : le débit de circulation qui porterait atteinte à la sécurité du secteur traversé et à la qualité de vie des résidents qui habitent près du site et le long de ses voies d'accès ainsi que l'importance de protéger l'habitat très rare d'une fougère désignée menacée au Québec, la phéoptère à hexagones (*Phegopteris hexagonoptera*), le Grand Bois de Saint-Grégoire abritant une importante population de cette espèce au Québec. Le ministre entend proposer au gouvernement la désignation de ce site comme habitat floristique. De plus, toute intervention dans ce milieu devra faire

l'objet d'une demande d'autorisation auprès du ministre, comme l'exige la Loi sur la conservation du patrimoine naturel.

En juin 2001, le rapport du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) concluait que le projet original, prévoyant l'enfouissement de 300 000 tonnes métriques, n'était pas acceptable. Il soulignait notamment que l'empiètement de ce projet sur le Grand Bois de Saint-Grégoire mettrait en péril la valeur écologique de ce boisé et que, de plus, les conditions du sous-sol ne garantissaient pas la protection de l'aquifère régional.

Dans son mémoire présenté lors des audiences publiques du BAPE, FloraQuebeca estimait de plus que l'agrandissement du site d'enfouissement toucherait une autre espèce menacée ou vulnérable, le *Scirpus pendulus*. FloraQuebeca avait aussi insisté sur la grande valeur écologique des érablières et des prucheraies composant ce boisé. Un inventaire réalisé en 1992 par Jacques Labrecque du ministère de l'Environnement précisait déjà



Phegopteris hexagonoptera
Illustration : Réjean Roy

l'intérêt floristique de ce boisé on se trouvent pas moins de 325 plantes vasculaires dont 12 plantes menacées ou vulnérables. À cette période, deux projets de recherche portant notamment sur le ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius*) et sur l'aplectrelle d'hiver (*Aplectrum hyemale*) furent aussi réalisés dans ce boisé par Danielle Charron et Nicole Lavoie sous la direction de Daniel Gagnon de l'Université du Québec à Montréal.

Si la moitié sud du Grand bois est réputée pour sa flore exceptionnelle, Renée Gagnon de CIME Haut-Richelieu, nous apprenait tout récemment que les prucheraies humides de la moitié nord abritait la salamandre à quatre doigts, une espèce animale menacée ou vulnérable. De plus, les inventaires de la faune aviaire réalisés au cours des deux dernières années, ont révélé que l'épervier de Cooper et que plusieurs passereaux essentiellement forestiers, dont certains en déclin dans l'ensemble de leur aire de répartition, y nichent. La protection du Grand Bois de Saint-Grégoire représente un gain important sur le plan de la conservation des espèces menacées ou vulnérables et des milieux forestiers qui sont de plus en plus rares dans la plaine agricole du Richelieu.

Source : Ministère de l'Environnement du Québec,
Direction du patrimoine écologique et du développement durable

Aménagement des sentiers

Pour la seconde année consécutive, des étudiants inscrits au programme de techniques d'aménagement récréoforestier du Campus Notre-Dame-de-Foy de Saint-Augustin réaliseront des travaux afin d'améliorer certaines sections de sentiers au territoire du marais Léon-Provancher de Neuville. L'an dernier, leur contribution a permis d'éliminer quatre ponts en bois traités. En plus de conserver l'aspect naturel du milieu, les solutions mises en place contribuent à diminuer les coûts d'entretien.

Source: Normand Trudel,
Société Provancher

Programmes d'animation au marais Léon-Provancher

La Société Provancher, en partenariat avec la Maison Léon-Provancher, offrira dès l'automne prochain des programmes d'animation au territoire du marais Léon-Provancher de Neuville. Ces programmes visent la clientèle préscolaire et scolaire de niveau primaire. Il est également envisagé d'accueillir certains autres groupes durant l'été. Près de 500 jeunes des écoles Courval et Les Bourdons de Neuville, de l'école Les Pionniers et du CPE Couri-Courette participeront en juin à des sessions d'expérimentation. Au total, trois thématiques ont été développées pour les différents groupes d'âge : les chasseurs d'images (3 à 8 ans), les aventuriers du trésor menacé (8 à 10 ans) et les voyageurs du futurs (10 à 12 ans). Lors de ces animations, les jeunes aborderont différents sujets démontrant l'importance du rôle que jouent les milieux humides pour notre qualité de vie. De plus, ils seront amenés à faire des liens avec des gestes bénéfiques qu'ils peuvent poser dans leur vie quotidienne.

Source: Normand Trudel,
Société Provancher

Des ateliers pour agir

Les Ateliers sur la Conservation des milieux naturels qui se sont tenus à Québec les 19 et 20 mars dernier ont encore été un franc succès. Les 160 participants, tous emballés, sont retournés chez eux chargés à bloc et mieux outillés pour protéger des milieux naturels dans leur région.

Organisés par l'Union québécoise pour la conservation de la nature avec la collaboration du Regroupement des organismes propriétaires de milieux naturels du Québec, de la Fondation de la faune du Québec, du Service canadien de la faune et de Pêches et Océans Canada, ces ateliers ont réuni 83 organismes privés impliqués dans au moins un projet d'acquisition ou de conservation volontaire d'un milieu naturel.

Tenus au Château Frontenac, les ateliers leur ont permis de connaître 20 projets modèles de protection, 20 sociétés de conservation foncière exemplaires et de participer à 11 ateliers de formation sur les techniques de négociation, de concertation, de planification, de communication, de suivi et de financement requises pour acheter un milieu naturel ou convaincre ses propriétaires de le conserver.

Le Regroupement des organismes propriétaires de milieux naturels protégés (RMN) en a profité pour tenir son assemblée générale annuelle. À l'occasion du 5 à 7 qui a suivi, organisé dans le cadre de ces ateliers, M^e Louis Gagné, le nouveau président du RMN, a souligné le travail de M. J.C. Raymond Rioux pour sa contribution fort estimée à titre de président fondateur du RMN. Rappelons que le RMN fut fondé en 1993, et que M. Rioux en fut le président durant les dix premières années. Un cadeau souvenir lui a été remis.

Espérons que cette belle occasion d'échanger et d'améliorer l'efficacité des organismes de conservation foncière se poursuivra en 2005.

Source : Guy Lépine, coordonnateur de projets
Fondation de la faune du Québec

Nouveau : Registre public de la Loi sur les espèces en péril !

Le Registre public est votre porte d'entrée vers la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). En plus de l'information sur la LEP, on peut y trouver tous les documents en lien avec l'application de la loi (programme de rétablissement, décret, permis) ainsi qu'une section qui vous est réservée afin que vous puissiez vous impliquer dans la sauvegarde des espèces en péril, en participant aux différents processus de consultation.

www.registrellep.gc.ca/

La Loi sur les espèces en péril : fiches d'information

Cinq nouvelles fiches d'information décrivant les impacts de la *Loi sur les espèces en péril* sur différents secteurs de la compétence de Pêches et Océans Canada sont maintenant disponibles. On peut également les consulter sur le site de Pêches et Océans Canada : www.dfo-mpo.gc.ca

- L'industrie de la pêche
- L'industrie de l'aquaculture
- La navigation de plaisance
- L'habitat essentiel des espèces aquatiques
- La pêche récréative

Plaidoyer pour faire des sciences et de la technologie des parties intégrantes de la culture au Québec

Le 21 avril dernier, le Conseil de la science et de la technologie rendait public son rapport intitulé *La culture scientifique et technique, une interface entre les sciences, la technologie et la société*. Ce rapport constate au départ que le niveau de la culture scientifique et technique de la population reste insuffisant compte tenu de la rapidité fulgurante du développement des connaissances et de la complexité et des risques que génèrent les activités de recherche.

Le Conseil propose cinq objectifs :

- Au ministère du Développement économique et régional et de la recherche (MDERR), il recommande de réaffirmer sa responsabilité en matière de culture scientifique et technique et de se donner une stratégie d'action gouvernementale mobilisatrice en concertation avec les autres intervenants gouvernementaux.
- Aux organismes de culture scientifique et technique, il recommande d'établir une synergie entre eux et de créer un forum permanent de concertation.
- Au ministère de l'Éducation il recommande de renforcer l'acquisition des connaissances et des compétences des jeunes en sciences et technologie tout au long de leur formation, sans égard à leurs choix professionnels. Ce qui suppose une formation adéquate des enseignants et une collaboration des partenaires du milieu pour que les sciences et la technologie investissent toutes les activités de l'école. Il recommande aussi que l'apport des sciences et de la technologie soit renforcé dans le programme de formation générale des adultes actuellement en préparation.
- Aux scientifiques, il recommande d'être plus présents sur la place publique, ce qui suppose un fort appui de la part des institutions d'enseignement supérieur et de recherche ainsi que des organismes subventionnaires. Il recommande notamment le soutien à la communication scientifique grand public.
- Finalement, il préconise l'approfondissement de plusieurs dimensions de la culture scientifique et technique demeurés peu explorés, tels que les impacts économiques et sociaux, les représentations populaires, les moyens de susciter l'intérêt des jeunes, etc.

Le rapport se termine par un appel à la mobilisation collective et à la concertation.

Ce document peut être consulté sur le site Internet du Conseil de la science et de la technologie à l'adresse : www.cst.gouv.qc.ca.

Source : Conseil de la science et de la technologie du Québec

**Cueillir des mollusques au Québec :
une affaire de santé !**

La cueillette des mollusques est une activité fort populaire au Québec. Plus de 300 zones de récolte, appelées secteurs coquilliers, sont réparties sur l'ensemble du littoral québécois. Chaque année, ces secteurs sont visités par des milliers de cueilleurs qui consomment ou vendent des mollusques à des commerçants.

Malheureusement, tous les cueilleurs ne se préoccupent pas de savoir si les mollusques qu'ils récoltent présentent un risque pour la santé. Et pourtant, les risques sont bien présents...

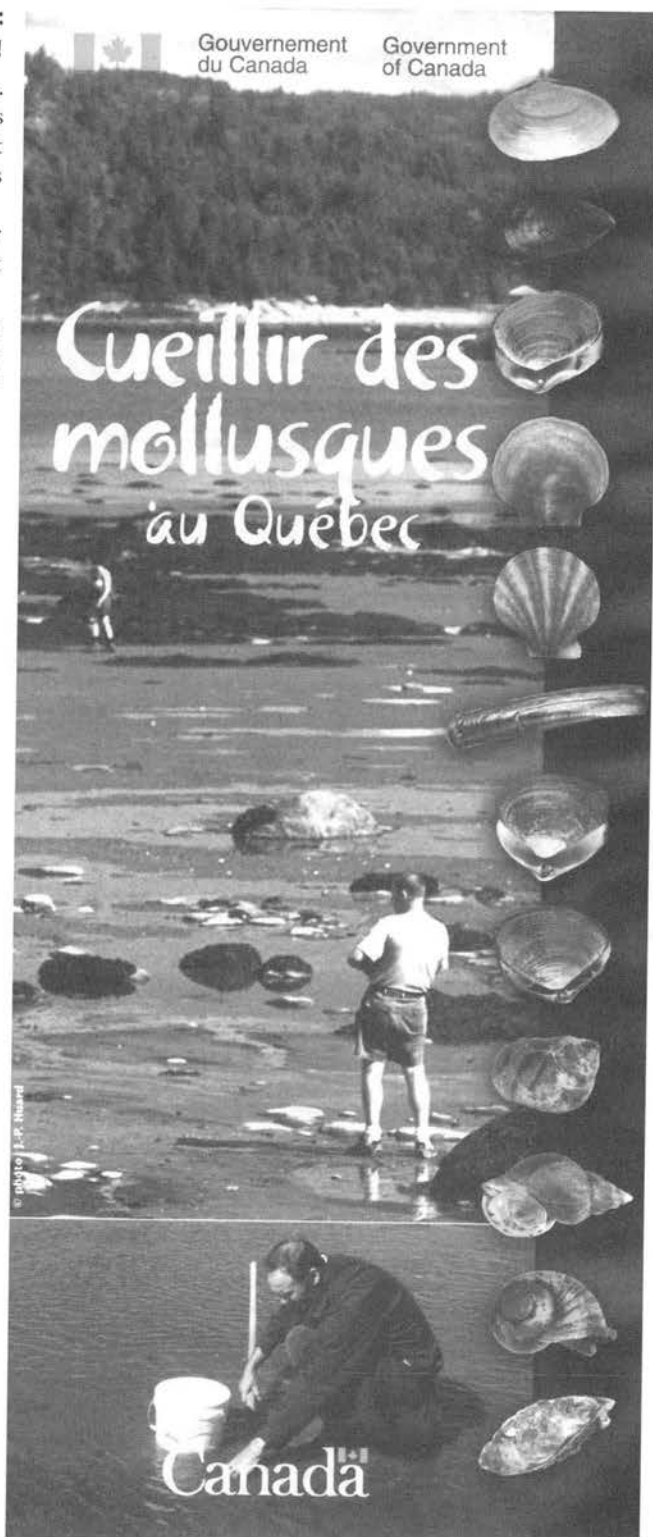
Le dépliant *Cueillir des mollusques au Québec* décrit les différentes espèces de mollusques et fournit des renseignements sur le programme canadien de contrôle de salubrité des mollusques. On peut se le procurer dans les bureaux de Pêches et Océans Canada.

**Aménagement des nichoirs pour la
sauvagine au marais Léon-Provancher**

Canards Illimités, en collaboration avec l'Association des sauvagins de la grande région de Québec (ASGRQ) et la Société Provancher d'histoire naturelle du Canada, a organisé, le 29 février dernier, une activité portant sur l'aménagement des nichoirs pour la sauvagine au territoire du marais Léon-Provancher de Neuville. Le travail a permis de déplacer certains nichoirs à des endroits plus appropriés, d'en installer de nouveaux ainsi que de préparer tous les abris pour la prochaine saison. Les nouveaux nichoirs ont été offerts par M. Charles Marchand, représentant de l'ASGRQ au comité consultatif de gestion du territoire. Nous avons constaté qu'aucun nichoir n'a été utilisé par les canards en 2003. Nous sommes donc anxieux de voir si ceux-ci sauront mieux apprécier les nouveaux aménagements.

Le territoire compte maintenant 12 nichoirs, six cabanes en bois et six autres de type cylindriques. La plupart sont visibles de la digue. Ces nichoirs sont maintenant reconnus au niveau du réseau provincial de nichoirs artificiels en vertu d'une entente signée le 11 février 2004 par la Société Provancher. Un suivi plus rigoureux devra être effectué. Des fiches d'identification et de relevés devront être complétées et transmises à la Société d'aménagement de la baie Lavallière. M. Marcel Drolet, de l'ASPRQ, et son équipe continueront d'assurer l'entretien tandis que la Société Provancher sera responsable des relevés annuels. La Société Provancher tient à remercier tous les collaborateurs qui ont contribué au succès de cette journée.

Source: Normand Trudel,
Société Provancher

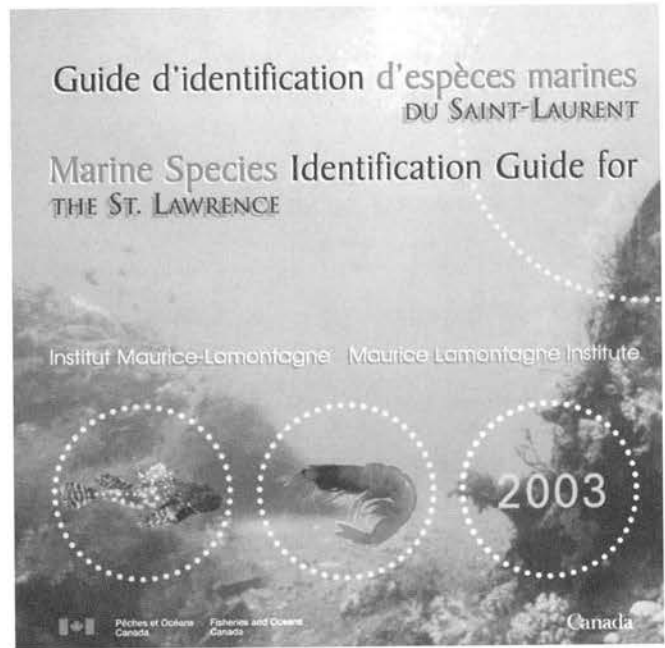


Guide d'identification d'espèces marines du Saint-Laurent : maintenant sur Internet !

Depuis la ratification par le Canada de la Convention des Nations Unies sur la diversité biologique en 1992, différentes initiatives pour découvrir et évaluer les richesses marines ont mis en lumière le besoin de davantage d'information sur les espèces moins connues. Pêches et Océans Canada fait sa part en profitant de toutes les occasions possibles pour documenter la biodiversité marine. Cependant, en mer, le temps est précieux, et le scientifique peut être confronté à la tâche intimidante d'identifier rapidement plusieurs espèces, dont certaines sont rarement capturées par les engins de pêche.

Afin de parfaire l'identification spécifique lors des missions scientifiques ou des observations en mer, l'équipe des espèces en péril de Pêches et Océans Canada, région du Québec, a produit en 2003 un outil de terrain bilingue sur les espèces marines de poissons et d'invertébrés que l'on retrouve dans l'estuaire et le nord du golfe du Saint-Laurent. Le *Guide d'identification d'espèces marines du Saint-Laurent*, dont la première version avait été distribuée aux évaluateurs de stocks sous forme de CD-ROM, a été mis à jour au début de 2004. La version corrigée peut maintenant être consulté sur le portail de l'Observatoire du Saint-Laurent.

À noter, ce guide n'est pas un inventaire complet et représentatif de toutes les espèces : il est conçu pour être utilisé en complément des ouvrages de référence traditionnels. www.osl.gc.ca



Nouveau : Réseau d'urgences pour les mammifères marins du Saint-Laurent

Un nouveau réseau québécois démarre ses activités ce printemps en vue de réduire les mortalités accidentelles de mammifères marins, secourir des animaux en difficulté et d'intervenir auprès des animaux morts (échoués ou à la dérive).

Le *Réseau québécois d'urgences pour les mammifères marins* regroupe les membres suivants, tous déjà impliqués auprès des mammifères marins du Saint-Laurent :

- le Biodôme de Montréal,
- Pêches et Océans Canada,
- Parcs Canada,
- le Parc Aquarium du Québec,
- le Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins (GREMM),
- la Station de recherche des îles Mingan (MICS),
- le Réseau d'observation des mammifères marins (ROMM),
- le Centre québécois pour la santé des animaux sauvages (CQSAS),
- l'Institut national d'écotoxicologie du Saint-Laurent (INESL).

Dès maintenant, les utilisateurs et les riverains du Saint-Laurent sont invités à alerter le Réseau en composant le numéro sans frais **1-877-7baleine** (1-877-722-5346) pour les cas suivants :

- prise accidentelle dans un engin de pêche,
- échouage,
- collision avec un bateau,
- carcasse à la dérive.
- mammifère marin à l'extérieur de son aire de distribution habituelle.

Source : Groupe de recherche et d'éducation sur les mammifères marins (GREMM)

Consultation sur l'ajout du Rorqual bleu (population de l'Atlantique) à la liste des espèces en péril

Le Rorqual bleu, population de l'Atlantique, a récemment été réévalué et jugé comme étant *en voie de disparition* par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. De ce fait, on envisage de l'inscrire sur la liste figurant à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril*. Le public est invité à formuler des commentaires sur cette proposition.

Vous pouvez vous procurer un guide de consultation comprenant un questionnaire bilingue portant sur la conservation et le rétablissement du Rorqual bleu dans l'Atlantique canadien, auprès de :

Pêches et Océans Canada
Bureau de coordination, Espèces en péril
Institut Maurice-Lamontagne
C. P. 1000
850, route de la Mer
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4
Tél. (418) 775-0763
Courriel : especesperilqc@dfo-mpo.gc.ca

ou en consultant le site du registre public à l'adresse : www.registrelep.gc.ca

L'information que vous nous communiquez est importante; elle servira à préparer des recommandations au sujet de l'inscription de cette espèce sur la liste des espèces en péril.

(Voir aussi *Le rorqual bleu un géant fragile*, à la page 15.)



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 : _____

Téléphone : rés. : () _____ bur. : () _____

Activité professionnelle : _____ Courriel : _____

Cotisation : Don : \$ [] Carte familiale : 25 \$ []
Membre individuel : 20 \$ [] Membre corporatif : 50 \$ []

Je désire recevoir les formulaires de réservation pour les camps de l'île aux Basques : oui non

Signature : _____
Veuillez 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
4740, boul. Wilfrid-Hamel, bureau 130
Québec QC G1P 2J9

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.

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



À l'affiche depuis 370 millions d'années



RÉSEAU Sépaq 

Parc national de Miguasha




Place au spectacle !

Scellés dans la pierre, ces fossiles, inscrits sur la Liste du patrimoine mondial de l'Unesco, révèlent une page d'histoire unique, présentée au tout nouveau musée d'histoire naturelle de Miguasha.

Profitez également de votre séjour en Gaspésie pour apprivoiser les plus hauts sommets des Chic-Chocs, admirer une colonie impressionnante de fous de Bassan, observer des phoques se prélasser au soleil...

Parcs nationaux à découvrir dans la région :

- 1- Bic
- 2- Gaspésie
- 3- Île-Bonaventure-et-Rocher-Percé
- 4- Miguasha 

Pour information
ou réservation, faites le
1 800 665-6527 ou visitez le
www.parcisquebec.com.



**Parcs
Québec**

Pour que le spectacle continue