

## **Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes**

**Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010**  
**Rapport sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés n° 7**  
**Publié par les Conseils canadiens des ministres des ressources**



Catalogage avant publication de Bibliothèque et Archives Canada

Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Publ. aussi en anglais sous le titre :

Mixedwood Plains Ecozone<sup>+</sup> evidence for key findings summary.

Monographie électronique en version PDF.

ISBN 978-0-660-23430-4

N° de cat. : En14-43/0-7-2016F-PDF

Le contenu de cette publication ou de ce produit peut être reproduit en tout ou en partie, et par quelque moyen que ce soit, sous réserve que la reproduction soit effectuée uniquement à des fins personnelles ou publiques, mais non commerciales, sans frais ni autre permission, à moins d'avis contraire.

On demande seulement :

- de faire preuve de diligence raisonnable en assurant l'exactitude du matériel reproduit;
- d'indiquer le titre complet du matériel reproduit et l'organisation qui en est l'auteur;
- d'indiquer que la reproduction est une copie d'un document officiel publié par le gouvernement du Canada et que la reproduction n'a pas été faite en association avec le gouvernement du Canada ni avec l'appui de celui-ci.

La reproduction et la distribution à des fins commerciales sont interdites, sauf avec la permission écrite de l'auteur. Pour de plus amples renseignements, veuillez communiquer avec l'informathèque d'Environnement Canada au 1-800-668-6767 (au Canada seulement) ou 819-997-2800, ou par courriel à [enviroinfo@ec.gc.ca](mailto:enviroinfo@ec.gc.ca).

Photo de la page couverture : Forêt d'érables et de chênes, Skunk's Misery © Allen Woodliffe, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). La photo ne peut pas être réutilisée sans la permission du détenteur des droits d'auteur.

Ce rapport devrait être cité comme suit :

Secrétariat du RETE. 2016. Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés n° 7. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ont.). xi + 157 p.

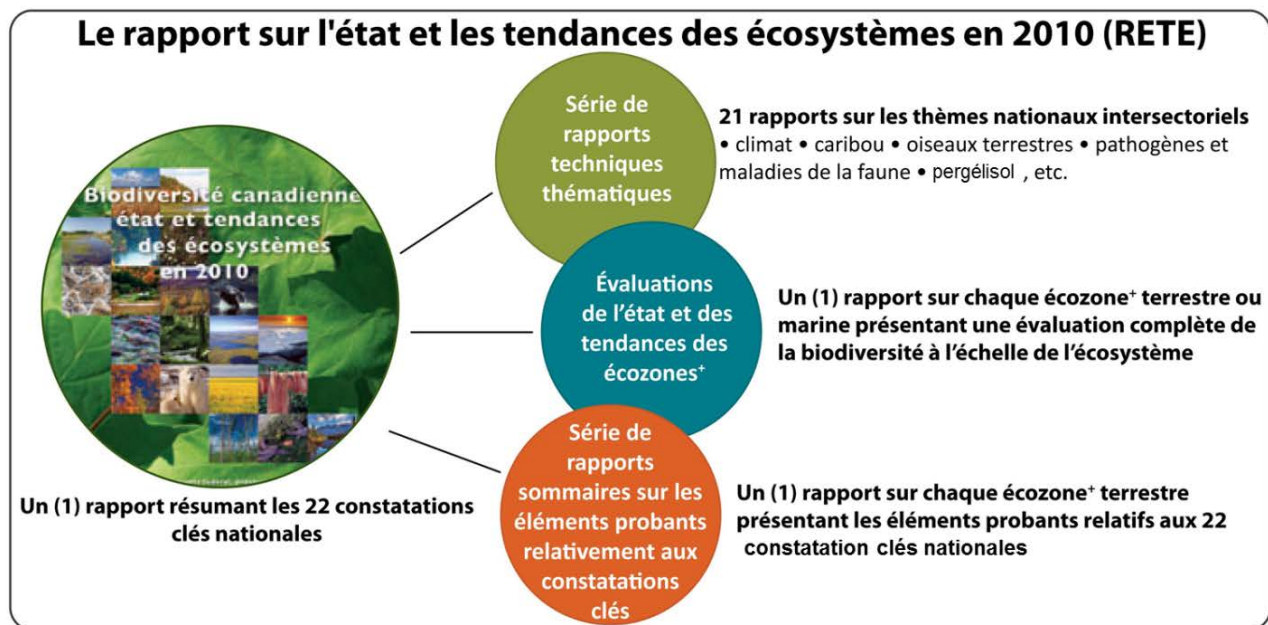
<http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2016

Also available in English

## PRÉFACE

Les Conseils canadiens des ministres des ressources ont élaboré un cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité<sup>1</sup> en 2006 pour mettre l'accent sur les mesures de conservation et de restauration conformément à la Stratégie canadienne de la biodiversité<sup>2</sup>. Le rapport *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*<sup>3</sup> a été le premier rapport rédigé suivant ce cadre. Il présente 22 constatations clés issues de la synthèse et de l'analyse de rapports techniques de base portant sur l'état et les tendances de nombreux thèmes nationaux intersectoriels (série de rapports techniques thématiques) ainsi que de chacune des écozones<sup>+</sup> terrestres et marines du Canada (série de rapports techniques sur les écozones<sup>+</sup>). Plus de 500 experts ont participé à l'analyse des données ainsi qu'à la rédaction et à l'examen de ces documents de base. Des rapports sommaires<sup>1</sup> ont également été élaborés pour chaque écozone<sup>+</sup> terrestre afin de présenter les éléments probants propres à ces écozones relativement à chacune des 22 constatations clés nationales (série de rapports sommaires sur les éléments probants relativement aux constatations clés). Ensemble, tous ces produits constituent le rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes en 2010 (ci-après le « RETE »).

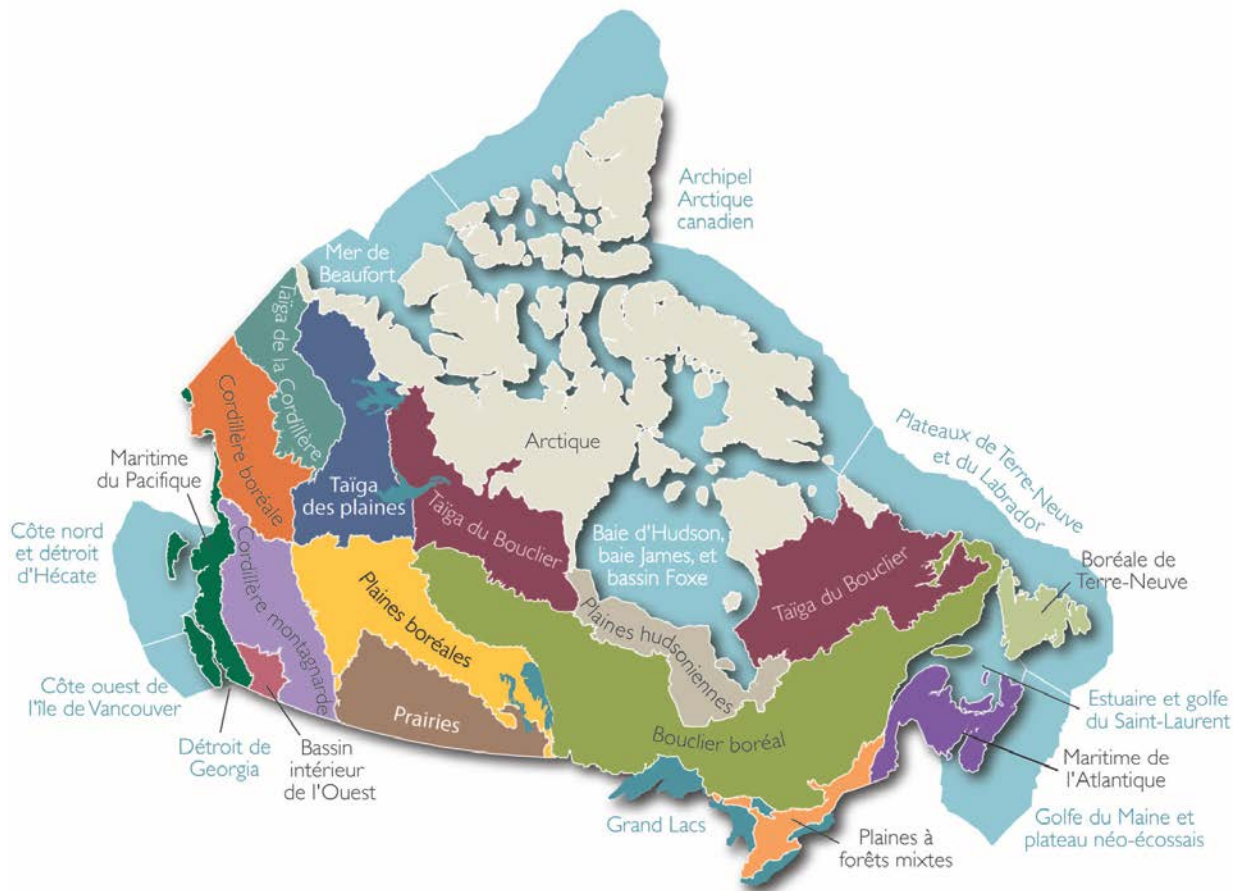


Le présent rapport, *Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes*, traite des éléments probants concernant l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes en fonction des 22 constatations clés nationales, et met en évidence des tendances importantes propres à cette écozone<sup>+</sup>. Il est fondé sur le rapport *Mixedwood Plains Ecozone<sup>+</sup> status and trends assessment--with an emphasis on Ontario*<sup>4</sup> ainsi que sur une synthèse approfondie destinée à aborder spécifiquement les constatations clés nationales. Des renseignements supplémentaires ont été fournis par la Région du Québec d'Environnement Canada. Le rapport n'est pas une évaluation exhaustive de tous les renseignements liés aux écosystèmes. Le niveau de détail varie pour chaque constatation clé, et des enjeux ou des ensembles de données importants peuvent avoir été oubliés. Comme dans tous les produits du RETE, les périodes sur

lesquelles sont basées les évaluations des tendances varient : d'une part, parce que les périodes pertinentes pour les divers aspects des écosystèmes varient et, d'autre part, parce que l'évaluation est fondée sur les meilleurs renseignements disponibles, qui proviennent de diverses périodes. De nombreux experts provenant d'un large éventail de disciplines, y compris des chercheurs universitaires, des scientifiques du gouvernement ainsi que des gestionnaires des espèces sauvages et des ressources renouvelables, ont contribué au rapport technique à titre d'auteurs et d'examineurs (voir la section Remerciements). Ce rapport sommaire relatif aux constatations clés a également été examiné par des scientifiques et des gestionnaires des gouvernements fédéral et territoriaux et, dans son ensemble ou en partie, par plusieurs chercheurs universitaires.

## Système de classification écologique – écozones<sup>+</sup>

Une version légèrement modifiée des écozones terrestres du Canada, décrite dans le *Cadre écologique national pour le Canada*<sup>5</sup>, a permis de déterminer les zones représentatives d'écosystèmes pour tous les rapports compris dans le présent projet. Les modifications comprennent : un ajustement des limites terrestres pour tenir compte des améliorations résultant des activités de vérification au sol; la fusion des trois écozones de l'Arctique en une seule écozone; l'utilisation de deux écoprovinces, à savoir le bassin intérieur de l'Ouest et la forêt boréale de Terre-Neuve; l'ajout de neuf zones marines représentatives d'écosystèmes; l'ajout de l'écozone des Grands Lacs. Ce système de classification modifié est appelé « écozones<sup>+</sup> » dans ces rapports afin d'éviter toute confusion avec les « écozones » mieux connues du cadre initial<sup>6</sup>. Les limites des plaines à forêts mixtes sont les mêmes dans les deux cadres de référence.



## Remerciements

Le contenu de ce rapport portant sur la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> provient en grande partie du rapport *Mixedwood Plains Ecozone<sup>+</sup> status and trends assessment--with an emphasis on Ontario*<sup>4</sup>. Les spécialistes du ministère des Ressources naturelles et du ministère de la Faune du Québec ainsi que ceux d'Environnement Canada et d'Agriculture et Agroalimentaire Canada ont contribué à plusieurs constatations clés autant à titre d'auteurs qu'à titre d'examineurs, élargissant la couverture de ces constatations clés au-delà de l'Ontario. Des examens du présent rapport sommaire ont été effectués par des scientifiques et des gestionnaires de ressources des organismes pertinents des gouvernements fédéral et provinciaux.

### **Remerciements – Sommaire des éléments probants relativement aux constatations clés pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes**

Forêts : K. Taylor et L. Duchesne  
Prairies : K. Taylor et W. Bakowsky  
Milieux humides : K. Taylor  
Changement dans l'étendue des milieux humides le long du fleuve Saint-Laurent :  
T. Hayes  
Lacs et cours d'eau : W. Dunlop  
Zones côtières : K. Taylor et W. Bakowsky  
Glaces dans l'ensemble des biomes : K. Taylor et J. Casselman  
Aires protégées : J. Thompson  
Intendance : A. Handyside  
Conversion des écosystèmes : K. Taylor et B. Pond  
Espèces non indigènes envahissantes : K. Taylor  
Contaminants : S. Bhavsar  
Charges en nutriments et proliférations d'algues : S. Bhavsar  
Dépôts acides : K. Taylor  
Changements climatiques : K. Taylor  
Services écosystémiques : A. Handyside  
Paysages terrestres et aquatiques intacts : K. Taylor  
Paysages agricoles servant d'habitat : S. Jarovek, M. Grant et K. Taylor  
Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier :  
K. Taylor  
Productivité primaire : K. Taylor  
Perturbations naturelles : K. Taylor et L. Duchesne  
Réseaux trophiques: K. Taylor  
Surveillance de la biodiversité, recherche, gestion de l'information et communication :  
K. Taylor  
Changements rapides et seuils : K. Taylor  
Bien-être humain et biodiversité : K. Taylor

### **Auteurs des rapports techniques thématiques d'où proviennent les renseignements**

Tendances climatiques au Canada, 1950-2007 : X. Zhang, R. Brown, L. Vincent,  
W. Skinner, Y. Feng et E. Mekis  
Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à

2008 : B. Bonsal et A. Shabbar

Surveillance à distance des écosystèmes : sélection de tendances mesurées à partir d'observations par satellite du Canada : F. Ahern, J. Frisk, R. Latifovic et D. Pouliot

Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada : W.A. Monk et D.J. Baird

Pathogènes et maladies de la faune au Canada : F.A. Leighton.

Tendances de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles du Canada, de 1986 à 2006 : S.K. Javorek et M.C. Grant

Tendances relatives aux oiseaux de rivage canadiens : C. Gratto-Trevor, R.I.G. Morrison, B. Collins, J. Rausch et V. Johnston

Tendances relatives aux oiseaux terrestres au Canada, de 1968 à 2006 : C. Downes, P. Blancher et B. Collins

Tendances des populations reproductrices de sauvagine au Canada : M. Fast, B. Collins et M. Gendron

**Examen** effectué par des scientifiques et des gestionnaires des ressources renouvelables et des espèces sauvages provenant d'organismes des gouvernements fédéral et provinciaux par l'intermédiaire d'un processus d'examen administré par le comité directeur du RETE. Des examens supplémentaires de sections particulières ont été menés par des experts externes dans leur domaine d'expertise.

**Orientation** offerte par le comité directeur du RETE réunissant des représentants d'organismes fédéraux, provinciaux et territoriaux.

**Révision, synthèses, contributions techniques, cartes et graphiques et production de rapports** par le Secrétariat du RETE d'Environnement Canada et du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario.

**Examineurs du sommaire des constatations clés :**

H. Anderson, W. Bakowski, T. Bellhouse, Y. Boucher, J. Brimsmead, S. Brinker, J. Casselman, S. Columbo, A. Corlett, B. Dalton, A. Dextrase, C. Downes, J. Dungavell, K. Elliot, K. Ferguson, R. Gagnon, J. Gleeson, B. Graham, P. Grondin, A. Handyside, T. Haxton, C.-L. Hazard, T. Hayes, B. Jobin, J. Jutras, E. Kennedy, J. Lebreque, P. Lafleur, T. Leighton, D. LeMoire, P. Lilley, M. McMurtry, K. Milian, E. Miller, A. Norman, B. Naylor, G. Nielson, M. Oldham, D. Pare, R. Pineo, B. Pond, B. Potter, G. Pulham, D. Puric-Mladenovic, D. Rodrigue, B. Rose, P. Smith, L. Stanfield, S. Strobl, D. Sutherland, S. Thompson, M. Twiss, S. Voros, S. Watmough, W. Wistowsky, E. Wright

**Remerciements – *Mixedwood Plains Ecozone<sup>+</sup> status and trends assessment--with an emphasis on Ontario***

**Auteurs principaux :** D. Krahn et K. Taylor

**Auteurs collaborateurs :** A. Todd – ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO), A. Crook – ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO), A. Woodliffe – MRNO, A. MacIntosh – MRNO, A. Shabbar – Environnement Canada, A. Handyside – MRNO, A. Dyk – Service canadien des forêts, A. Ecclestone – MRNO, A. Evers – Guelph University, A. Tanentzap – Cambridge University, Royaume-Uni, A. Wallace – Office de protection de la nature de la région de Toronto, A. Norman – MRNO, B. Boysen – MRNO, B. Bonsal – Environnement Canada, B. Brownson – MRNO, B. Dalton – MRNO, B. Kowalyk – MRNO, B. Collins – Service canadien de la faune, B. Pond – MRNO, C. Nielsen – Environnement Canada, C. Heydon – MRNO, C. Jones – MEO, D. Tailon – MRNO, D. DuMoulin – MRNO, D. Puric-

Mladenovic – MRNO, D. Bazely – York University, D. Burke – MRNO, D. Featherstone – Office de protection de la nature de la vallée de la Nottawasaga, D. Tammadge – Service canadien des forêts, D. Leckie – Service canadien des forêts, D. Krahn – MRNO, D. Campbell – Réseau canadien de la santé de la faune, E. Wright – MRNO, F.A. Leighton – Réseau canadien de la santé de la faune, F. McKay – MRNO, G. McLaren – MRNO, G. Nielsen – MRNO, G. Kaltenecker – MEO, I. Ockenden – Office de protection de la nature de la vallée Nottawasaga, J. Hughes – Service canadien de la faune, J. McHattie – MRNO, J. Bowman – MRNO, J. Rzdki – Conservation Ontario, J. Lumsden – Réseau canadien de la santé de la faune, J. Thompson – MRNO, J. Switzman – MRNO, K. Falk – Trent University, K. Milian – MRNO, K. Elliot – MRNO, K. Reese – MRNO, K. Taylor – MRNO, K. Ferguson – Conservation de la nature Canada, L. Stanfield – MRNO, L. Duchesne – MRNF, M. Heaton – MRNO, M. Nicol – Office de protection de la nature de la vallée de la Saugeen, M. Furrer – MRNO, M. Garvin – MRNO, M. Bevan – MRNO, M. Gatt – MRNO, M. Irvine – MRNO, M. McMurtry – MRNO, N. Hooseinny – MRNO, O. Williams – MRNO, P. Gray – MRNO, P. Smith – ministère de l’Agriculture, de l’Alimentation et des Affaires rurales de l’Ontario, P. Waring – MRNO, P. Kor – MRNO, Q. Chiotti – Pollution Probe, R. Gagnon – Ontario Invasive Plant Council, R. Dixon – MRNO, R. Zeran – MRNO, R. Wilson – MRNO, R. Spence – MRNO, R. Pineo – Ontario Federation of Anglers and Hunters, S. Bhavsar – MEO, S. Jarvie – Office de protection de la nature de la région de Toronto, S. Poser – MRNO, S. Strobl – MRNO, S. Hounsell – Ontario Power Generation, S. Voros – MRNO, T. Dunkley – MRNO, T. Scarr – MRNO, T. McIntosh – MRNO, T. Schwan – MRNO, T. Hutchinson – Trent University, W.I. Dunlop – MRNO, W. Bakowsky – MRNO, W. Wistowsky – MRNO.



## Table des matières

PRÉFACE .....	I
Système de classification écologique – écozones <sup>+</sup> .....	iii
Remerciements .....	iv
GÉNÉRALITÉS SUR L'ÉCOZONE <sup>+</sup> .....	2
Paysages .....	6
COUP D'ŒIL SUR LES CONSTATATIONS CLÉS À L'ÉCHELLE NATIONALE ET DE L'ÉCOZONE <sup>+</sup> .....	10
THÈME : BIOMES .....	20
Forêts .....	20
L'étendue des forêts .....	20
La structure des forêts .....	22
La composition du peuplement forestier .....	23
Prairies .....	24
Prairies et savanes .....	24
Alvars .....	26
Milieux humides .....	28
Éléments probants recueillis en Ontario .....	28
Éléments probants du Québec .....	33
Marais littoraux .....	36
Lacs et cours d'eau .....	39
Débits des cours d'eau .....	39
Température de l'eau .....	41
Niveaux d'eau .....	41
Biodiversité aquatique .....	41
Zones côtières .....	43
Glace dans l'ensemble des biomes .....	43
Éléments probants de l'Ontario – glace de lac et de rivière .....	43
Dunes .....	48
Dunes côtières des Grands Lacs .....	48
THÈME : INTERACTIONS HUMAINS-ÉCOSYSTÈMES .....	50
Aires protégées .....	50
Éléments probants de l'Ontario .....	53
Éléments probants du Québec .....	58
Intendance .....	59
Éléments probants de l'Ontario .....	59
Conversion des écosystèmes .....	62
Expansion des zones urbaines .....	62
Conversion des rives .....	64
Perte de terres agricoles et intensification des activités agricoles .....	66
Espèces non indigènes envahissantes .....	68
Contaminants .....	71
Éléments probants de l'Ontario .....	71
Charge en nutriments et proliférations d'algues .....	73
Éléments probants de l'Ontario .....	73
Dépôts acides .....	75

Changements climatiques.....	77
Tendances actuelles .....	77
Changement prévu.....	78
Services écosystémiques.....	81
Éléments probants de l'Ontario .....	81
THÈME : HABITATS, ESPÈCES SAUVAGES ET PROCESSUS ÉCOSYSTÉMIQUES.....	83
Paysages terrestres et aquatiques intacts .....	83
Éléments probants de l'Ontario .....	83
Paysages agricoles servant d'habitat .....	89
Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier .....	94
Moules d'eau douce.....	96
Oiseaux.....	97
Poissons d'eau douce .....	99
Bourdons .....	100
Reptiles et amphibiens.....	100
Productivité primaire .....	103
Éléments probants de l'Ontario .....	103
Perturbations naturelles .....	105
Incendies .....	105
Infestations d'insectes.....	106
Vents violents.....	107
Tempêtes de verglas .....	108
Réseaux trophiques.....	108
Éléments probants de l'Ontario .....	108
THÈME : INTERFACE SCIENCE-POLITIQUE.....	111
Surveillance de la biodiversité, recherche, gestion de l'information et communication .....	111
Éléments probants de l'Ontario .....	111
Changements rapides et seuils .....	114
CONCLUSION : BIEN-ÊTRE HUMAIN ET BIODIVERSITÉ.....	118
Obstacle aux maladies infectieuses .....	120
Prestation de ressources médicinales.....	121
Amélioration de la qualité de vie .....	121
RÉFÉRENCES.....	124

## Liste des figures

Figure 1. Carte générale de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	1
Figure 2. Tendances de la population humaine dans l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1971 à 2006. ....	4
Figure 3. Répartition des principaux types de couvertures terrestres dans l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, tels qu'ils ont été délimités par télédétection en 2005. ....	5
Figure 4. Couverture terrestre de la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes d'après la phase 1 du projet de cartographie des zones boisées du Système d'information sur les terres du sud de l'Ontario (tirée de l'imagerie de 2000). ....	21
Figure 5. Variations de la couverture terrestre dans la partie québécoise de l'écozone <sup>+</sup> , de 1969 à 1995. ....	22
Figure 6. Variations, en pourcentage, du couvert forestier pour chaque stade de développement dans la partie québécoise de l'écozone <sup>+</sup> . ....	23
Figure 7. Prairies à herbes hautes, savanes et alvars de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	25
Figure 8. Pourcentage de la couverture des milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> avant l'arrivée des Européens. ....	28
Figure 9. Pourcentage de la couverture de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> en 2002. ....	29
Figure 10. Pourcentage de perte de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> depuis la période précédant l'arrivée des Européens jusqu'en 2002. ....	30
Figure 11. Répartition et classification des milieux humides dans la partie québécoise de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, vers début années 1990 à 2009. ....	34
Figure 12. Pourcentage de variation de la superficie des milieux humides par unité physiographique le long du Saint-Laurent. ....	37
Figure 13. Variation du débit, de la température et des précipitations entre la période de 1961 à 1982 et la période de 1983 à 2003 de la rivière Nith, dans l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	40
Figure 14. Variation du pourcentage de couverture de glace saisonnière maximale sur les Grands Lacs, de 1973 à 2008. ....	45
Figure 15. Températures journalières moyennes de l'eau liées à la fraye du touladi à Yorkshire Bar, dans l'est du lac Ontario, de 1989 à 1993. ....	47
Figure 16. Dunes côtières de la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	49
Figure 17. Répartition des aires protégées de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, mai 2009. ....	51
Figure 18. Augmentation de la superficie des aires protégées de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1984 à 2009. ....	52
Figure 19. Croissance du Programme d'encouragement fiscal pour les terres protégées, de 1991 à 2008. ....	60
Figure 20. Tendances de la superficie des terres par catégorie de densité de population dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1951 à 2006. ....	63
Figure 21. Altération des rives dans le sud de la baie Georgienne. ....	65
Figure 22. Photos montrant le degré d'altération des rives dans la région de Collingwood, en Ontario : à gauche, photo de 2008; à droite, photo de 1954. ....	65

Figure 23. Tendances de caractéristiques agricoles sélectionnées dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1971 à 2006. ....	66
Figure 24. Tendances des hectares cultivées dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1976 à 2006. ....	67
Figure 25. Répartition de la moule zébrée dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, 2009. ....	70
Figure 26. Concentration de mercure chez les dorés de 50 cm provenant du lac Simcoe, du lac Scugog, du lac Rice, du lac Balsam et de la rivière Grand, de 1975 à 2006. ....	72
Figure 27. Concentrations moyennes de phosphore dans les cours d'eau de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes entre 2003 et 2007. ....	74
Figure 28. Nombre total de proliférations d'algues dont la prédominance des cyanobactéries (algue bleu-vert) a été confirmée en Ontario, de 1994 à 2009. Comprend des zones à l'extérieur de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	75
Figure 29. Pourcentage de couvert végétal naturel dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	84
Figure 30. Pourcentage de terres forestières dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> qui forment des parcelles mesurant moins de 75 ha, de 75 à moins de 200 ha, et de 200 ha ou plus. ....	85
Figure 31. Distance entre les grandes parcelles naturelles et les routes dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	87
Figure 32. Étendue des obstacles aux déplacements des poissons dans cinq bassins versants du sud de l'Ontario. ....	88
Figure 33. Variations de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes de 1986 à 2006. ....	90
Figure 34. Capacité d'habitat faunique des terres agricoles dans les plaines à forêts mixtes en 1986 (image du dessus) et en 2006 (image du dessous). ....	91
Figure 35. Indices annuels de variation de la population d'oiseaux des prairies dans l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	93
Figure 36. Indices annuels de variation de la population d'oiseaux des milieux ouverts dans l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	94
Figure 37. Nombre d'espèces indigènes de l'Ontario qui sont en sécurité ou en situation préoccupante, d'après les catégories de classification de la situation générale (2005). ....	95
Figure 38. Tendances chez les amphibiens du bassin des Grands Lacs, de 1995 à 2007. ....	102
Figure 39. Nombre de nids de cormorans à l'échelle des Grands Lacs, de 1979 à 2005. ....	111
Figure 40. Chauves-souris atteintes du syndrome du museau blanc, mine Craigmont, Ontario. ....	115
Figure 41. Propagation du syndrome du museau blanc chez les chauves-souris. ....	115
Figure 42. Répartition des poissons infectés par le virus de la septicémie hémorragique virale (VSHV) dans les Grands Lacs, de 2003 à 2008. ....	116
Figure 43. Répartition des poissons et des eaux infectés par le VSHV, des sites associés aux activités de transport et de navigation, et des rives à découvert. ....	117

## Liste des tableaux

Tableau 1. Aperçu de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.....	2
Tableau 2. Aperçu des constatations clés.....	10
Tableau 3. Composition de l'ensemble des milieux humides (d'après la superficie) de quatre catégories de milieux humides de la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> en fonction de la zone physiographique, 2009.....	31
Tableau 4. Proportion des parcelles de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> en fonction de la zone physiographique, 2009.....	32
Tableau 5. Superficie par catégorie de milieu humide dans la partie québécoise de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, 2009.....	33
Tableau 6. Répartition des pertes de milieux humides basée sur le type de terre dans la région administrative de la Montérégie, de 1964 à 2006.....	36
Tableau 7. Couverture de glace maximale moyenne (en %) sur les Grands Lacs par décennie, des années 1970 aux années 2000. ....	45
Tableau 8. Diversité des aires protégées de la partie ontarienne de l'écozone des plaines à forêts mixtes, lois et classification générale de l'UICN. ....	54
Tableau 9. Aperçu des tendances climatiques dans les plaines à forêts mixtes, de 1950 à 2007. ....	77
Tableau 10. Densité routière par zone physiographique. ....	85
Tableau 11. Végétation naturelle dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.....	86
Tableau 12. Espèces suscitant des préoccupations sur le plan de la conservation dans les plaines à forêts mixtes, 2009. ....	96
Tableau 13. Tendances de l'abondance des oiseaux terrestres de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. ....	97

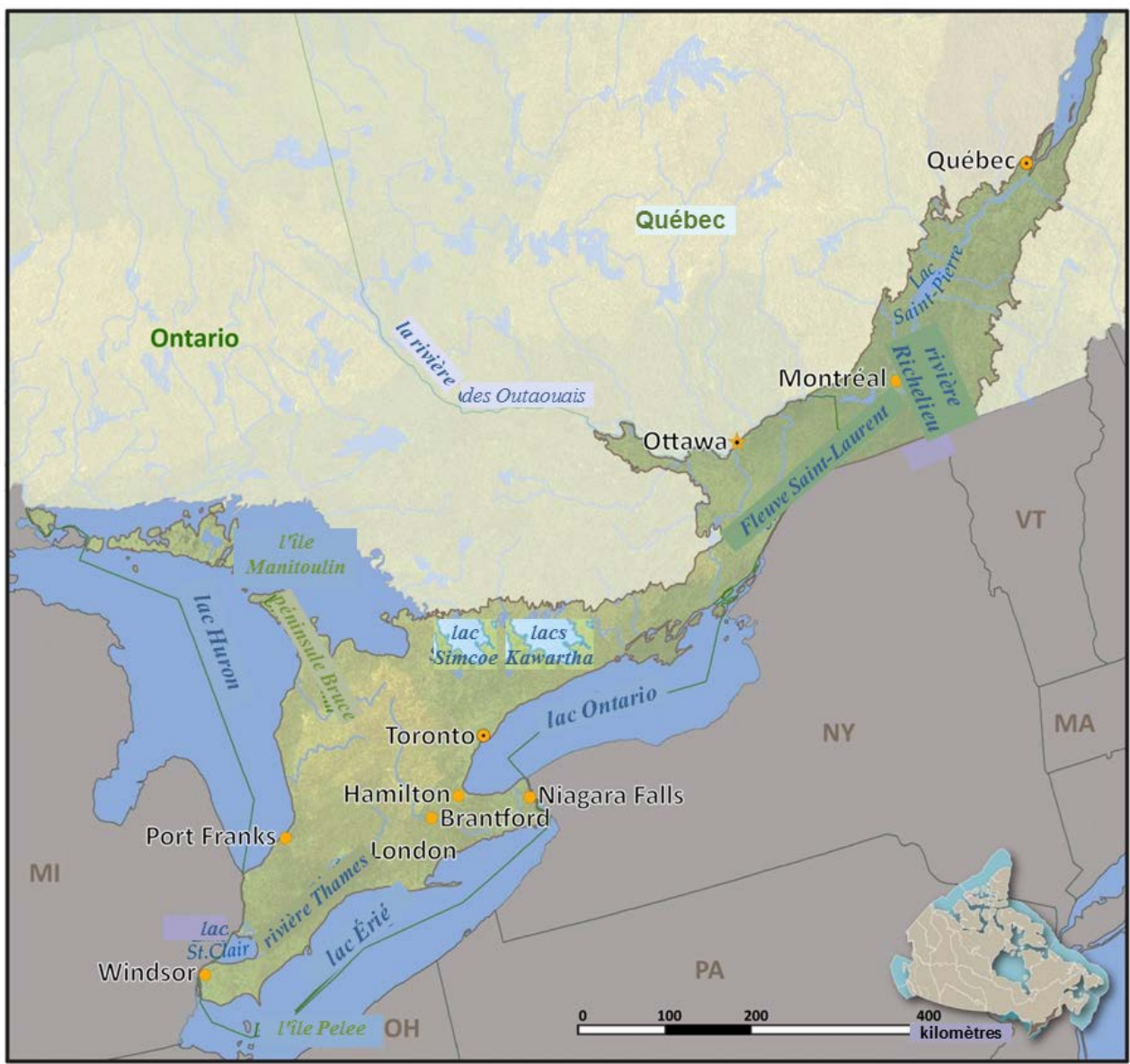


Figure 1. Carte générale de l'écozone\* des plaines à forêts mixtes.

## GÉNÉRALITÉS SUR L'ÉCOZONE<sup>+</sup>

L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, présentée à la Figure 1 et résumée dans le Tableau 1, est l'écozone<sup>+</sup> la plus méridionale du Canada. Elle couvre les provinces de l'Ontario et du Québec, au sud du bouclier précambrien<sup>5</sup>. Elle comprend uniquement 1,2 % de la couverture terrestre du Canada (une des plus petites écozones<sup>+</sup>), mais englobe 53 % de la population nationale, ce qui en fait l'écozone<sup>+</sup> la plus dominée par l'homme du pays. En raison de ses sols profonds et de son climat modéré (selon les normes canadiennes), l'écozone<sup>+</sup> est un endroit intéressant où s'installer. La densité de la population, qui est de 140 habitants au kilomètre carré, est de un ordre de grandeur plus élevé que celle de la deuxième écozone<sup>+</sup> la plus peuplée, soit l'écozone maritime du Pacifique (qui compte 16 habitants au km<sup>2</sup>)<sup>10</sup>. La croissance de la population, qui est rapide, devrait connaître une augmentation de 30 % de 2006 à 2031<sup>7</sup>. L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes vient au deuxième rang en termes de fragmentation au Canada<sup>8</sup>. Les principaux facteurs de stress qui pèsent sur elle sont la perte et la fragmentation de l'habitat, la propagation d'espèces envahissantes, la pollution et les changements climatiques.

Tableau 1. Aperçu de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

<b>Superficie</b>	118 870 km <sup>2</sup>
<b>Topographie et géologie</b>	<p>Des plaines extrêmement plates à légèrement onduleuses dominent la plus grande partie de l'écozone<sup>+</sup>. Celle-ci est fragmentée par plusieurs entités physiques marquantes, la plus connue étant le relief accidenté de l'escarpement du Niagara, qui s'étend des chutes Niagara à la pointe nord de la péninsule Bruce et à l'île Manitoulin. Elle comporte un vaste réseau de voies navigables se déversant dans le fleuve Saint-Laurent et les Grands Lacs. Elle a été formée à la fois par des épisodes orogéniques au Précambrien et par des avancées et reculs glaciaires plus récents. Elle comprend cinq unités géologiques différentes :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• arche de Frontenac – crête du substratum rocheux précambrien avec des sols minces dans la région de Kingston; prolongement sud du Bouclier canadien;</li> <li>• escarpement du Niagara – entité longue et linéaire constituée d'un substratum rocheux silurien; elle comprend des hautes terres rocheuses dénudées et des falaises rocheuses escarpées;</li> <li>• à l'est de l'arche de Frontenac et se prolongeant vers l'est jusqu'à la ville de Québec – plaines unies à sols profonds, constituées d'argile marine déposée par la Mer de Champlain;</li> <li>• entre l'escarpement et l'arche de Frontenac – une suite de grandes crêtes formées par la croissance et la fonte des glaciers (la Moraine d'Oak Ridges est la plus connue de ces entités);</li> <li>• à l'ouest de l'escarpement – vastes plaines unies à sols profonds, constituées d'argile déposée par des lacs glaciaires d'eau douce.</li> </ul>
<b>Climat</b>	Étés chauds (température moyenne de 17 °C) et hivers frais (température moyenne de -5 °C) tempérés par les plans d'eau environnants. Les précipitations annuelles varient de 720 à 1 000 mm. Conditions climatiques très variables en raison de l'emplacement dans l'une des principales trajectoires de tempêtes de l'Amérique du Nord.

<b>Bassins fluviaux</b>	<p>Rivière Thames se jetant dans le lac St. Clair  Rivière Grand se jetant dans le lac Érié  Rivière Trent se jetant dans le lac Ontario  Fleuve Saint-Laurent et ses affluents se déversant dans l'océan Atlantique :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• rivière des Outaouais;</li> <li>• rivière Châteauguay;</li> <li>• rivière Richelieu;</li> <li>• rivière Saint-Maurice;</li> <li>• rivière Yamaska;</li> <li>• rivière Bécancour;</li> <li>• rivière Saint-François.</li> </ul>
<b>Peuplement</b>	Écozone <sup>+</sup> la plus peuplée du Canada, qui englobe les grandes régions métropolitaines de Toronto, de Montréal et d'Ottawa. Parmi les autres grandes villes figurent Québec, Hamilton et London.
<b>Économie</b>	Économie diverse : fabrication, services et agriculture.
<b>Développement</b>	Développement urbain considérable à la fois dans la région du Golden Horseshoe en Ontario et autour de Montréal, au Québec. Réseaux routiers importants. L'intensification des activités agricoles a lieu partout dans l'écozone <sup>+</sup> , en particulier sur les plaines d'argile marine des basses terres du Saint-Laurent au Québec et sur les plaines d'argile lacustre du sud de l'Ontario.
<b>Importance nationale et/ou mondiale</b>	<p>Trois parcs nationaux : parc national du Canada de la Pointe-Pelée, parc national du Canada de la Péninsule-Bruce et parc national du Canada des Mille-îles.</p> <p>Treize réserves nationales de faune (RNF) : RNF de St. Clair, RNF du ruisseau Big Creek, RNF de Long Point, RNF de l'île Mohawk, RNF du marais Wye, RNF de la baie Wellers, RNF de l'île Scotch Bonnet, RNF de Prince Edward Point, RNF du lac Mississippi; RNF du lac Saint-François, RNF des îles de la Paix, RNF des îles de Contrecoeur et RNF du Cap-Tourmente.</p> <p>Huit sites Ramsar : Pointe Pelée, St. Clair, Long Point, Minesing Swamp; Matchedash Bay, aire de conservation de la Mer Bleue, Lac Saint-François et Lac Saint-Pierre.</p> <p>72 zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO).</p> <p>Cinq réserves de la biosphère reconnues par l'UNESCO : escarpement du Niagara, arche de Frontenac, réserve nationale de faune de Long Point, lac Saint-Pierre et mont Saint-Hilaire.</p> <p>Les Grands Lacs et le Saint-Laurent sont un point d'entrée important pour les espèces non indigènes envahissantes au Canada et aux États-Unis.</p>

**Compétences :** L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes au Canada comprend les parties les plus méridionales des provinces de l'Ontario et du Québec. Environ 73,2 % de l'écozone<sup>+</sup> sont situés en Ontario et 26,8 % au Québec. Les principaux groupes culturels autochtones représentés dans cette écozone<sup>+</sup> sont les Ojibwés (Chippewa), les Haudenosaunee (Iroquois), les Delaware et les Potawatomi.



**Population :** De 1971 à 2006, la population humaine de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes a augmenté, passant d'environ 11 millions de personnes à plus de 16 millions de personnes (Figure 2).

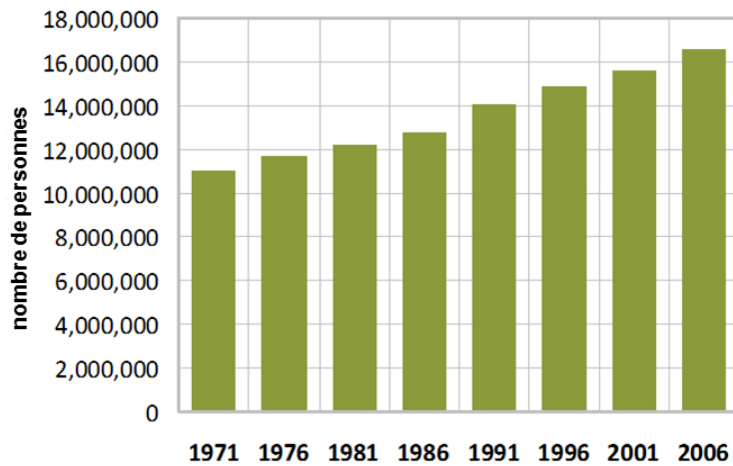


Figure 2. Tendances de la population humaine dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1971 à 2006.

Source : Environnement Canada (2009)<sup>9</sup>.

**Couverture terrestre :** Selon les données de télédétection de 2005, les terres cultivées étaient le type de couverture terrestre prédominant, représentant 68 % de la superficie totale, suivie par les forêts (25 %). Les terres urbaines constituaient 4 % de l'écozone<sup>+</sup> (Figure 3).

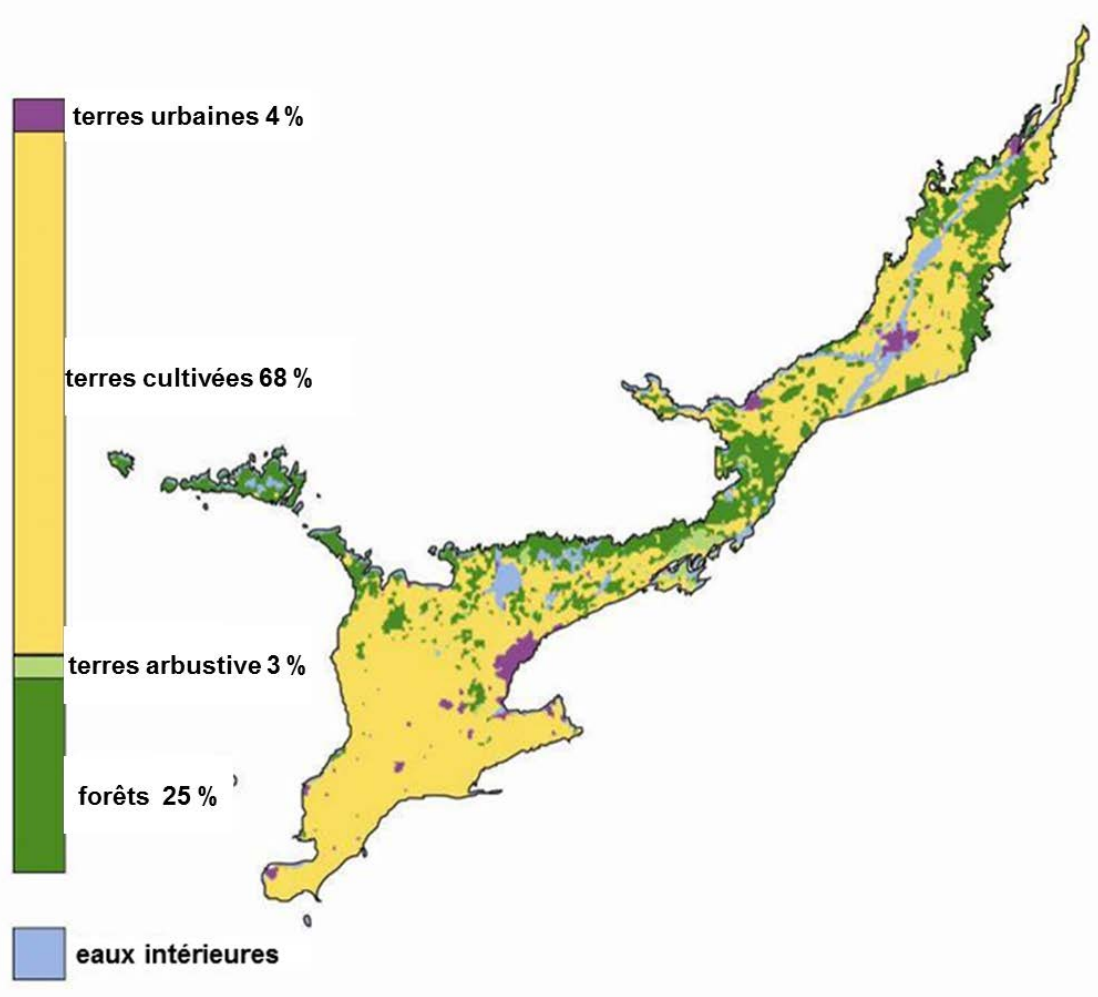


Figure 3. Répartition des principaux types de couvertures terrestres dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, tels qu'ils ont été délimités par télédétection en 2005.

Source : Ahern et al. (2011)<sup>8</sup>, d'après les données de Latifovic et Pouliot (2005)<sup>10</sup>.

## Paysages



*Silhouette du centre-ville de Toronto*

*Photo : Barry Roden, Cabinet de la première ministre, gouvernement de l'Ontario. Il est interdit d'utiliser la photo sans la permission du détenteur des droits.*



*Marais, lac St. Clair*

*Photo : Allen Woodliffe, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Il est interdit d'utiliser la photo sans la permission du détenteur des droits.*



*Savane de chênes noirs, parc provincial Rondeau*

*Photo : Allan Woodliffe, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Il est interdit d'utiliser la photo sans la permission du détenteur des droits.*



*Forêt d'érables et de chênes, Skunk's Misery*

*Photo : Allan Woodliffe, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. La photo ne peut pas être réutilisée sans la permission du détenteur des droits.*



*Région d'Uxbridge, Ontario*

*Photo : Doris Krahn, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 2008. Il est interdit d'utiliser la photo sans la permission du détenteur des droits.*



*Alvar de la plaine de Carden*

*Photo : Wasyl Bakowsky, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario). Il est interdit d'utiliser la photo sans la permission du détenteur des droits.*



*Champ agricole récemment labouré sur l'île d'Orléans, Québec  
Photo : © istockphoto.com / A. Salsera (anikaSalsera)*

## COUP D'ŒIL SUR LES CONSTATATIONS CLÉS À L'ÉCHELLE NATIONALE ET DE L'ÉCOZONE<sup>+</sup>

Le Tableau 2 présente les constatations clés à l'échelle nationale du rapport *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*<sup>3</sup> ainsi qu'un résumé des tendances correspondantes dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Les numéros de sujets font référence aux constatations clés à l'échelle nationale du rapport *Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010*. Les sujets grisés ont été désignés comme des constatations clés à l'échelle nationale mais, comme ils n'étaient pas pertinents ou n'ont pas été évalués pour cette écozone<sup>+</sup>, ils n'apparaissent pas dans le corps du présent document. Les éléments probants des constatations figurant dans le tableau sont présentés par constatation clé dans le texte subséquent. Pour de nombreux sujets, des renseignements à l'appui supplémentaires pour la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> peuvent être trouvés dans le rapport *Mixedwood Plains Ecozone<sup>+</sup> status and trends assessment--with an emphasis on Ontario*<sup>4</sup>. Voir la préface.

Tableau 2. Aperçu des constatations clés.

Thèmes et sujets	Constatations clés : ÉCHELLE NATIONALE	Constatations clés : ÉCOZONE <sup>+</sup> DES PLAINES À FORÊTS MIXTES
<b>THÈME : BIOMES</b>		
1. Forêts	À l'échelle nationale, la superficie que couvrent les forêts a peu changé depuis 1990. À l'échelle régionale, toutefois, la réduction de l'aire des forêts est considérable à certains endroits. La structure de certaines forêts du Canada, y compris la composition en espèces, les classes d'âge et la taille des parcelles de forêt intactes, subit des changements sur des périodes plus longues.	La forêt couvre environ 25 % de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. La réduction ou l'augmentation du couvert forestier sont fonction de l'emplacement de la forêt à l'intérieur de l'écozone <sup>+</sup> . L'augmentation a été de 3,3 % par décennie de 1959 à 1995 dans l'arche de Frontenac, et de 2,9 % par décennie de 1969 à 1995, dans la portion québécoise de l'écozone <sup>+</sup> . Toutefois, près des zones urbaines, des forêts continuent à disparaître. Comparativement à la forêt observée au 19 <sup>e</sup> siècle dans l'écozone <sup>+</sup> , la forêt actuelle comporte de vieux peuplements plus jeunes, moins de conifères et davantage d'espèces de début de succession.
2. Prairies	L'étendue des prairies indigènes n'est plus qu'une fraction de ce qu'elle était à l'origine. Bien qu'elle soit plus lente, la disparition des prairies se poursuit dans certaines régions. La santé de bon nombre de prairies existantes est également compromise par divers facteurs de stress.	Moins de 3 % des prairies et des savanes que l'on pouvait trouver autrefois dans l'écozone <sup>+</sup> subsistent. Bien que l'étendue des alvars dans l'île Manitoulin et dans la partie supérieure de la péninsule Bruce ait diminué, il est possible que les alvars se soient élargis dans la plaine de Carden. Les prairies et les alvars abritent de nombreuses espèces en péril.

Thèmes et sujets	Constatations clés : <b>ÉCHELLE NATIONALE</b>	Constatations clés : <b>ÉCOZONE<sup>+</sup> DES PLAINES À FORÊTS MIXTES</b>
3. Milieux humides	La perte de milieux humides est importante dans le sud du Canada; la destruction et la dégradation continuent sous l'influence d'un vaste éventail de facteurs de stress. Certains milieux humides ont été restaurés ou sont en cours de restauration.	<p>Sur la totalité des milieux humides qui se trouvaient autrefois dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>, seulement 28 % subsistaient en 2002 (72 % de perte). De 1982 à 2002, le taux de perte s'élevait en moyenne à 0,17 % par an. La majorité de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> abrite moins de 50 % des milieux humides restants dans des parcelles de plus de 200 ha. Le marécage est le type de milieu humide le plus courant.</p> <p>Les activités de remise en état et la baisse des niveaux d'eau dans les secteurs de Montréal et du lac Saint-Pierre ont entraîné un gain net de 2,7 % des marais et des marécages de 1990 à 2002.</p>
4. Lacs et cours d'eau	Parmi les tendances influant sur la biodiversité des lacs et des cours d'eau observées ces 40 dernières années figurent les variations saisonnières des débits, les hausses de la température des cours d'eau et des lacs, la baisse des niveaux d'eau, et la perte et la fragmentation de l'habitat.	Les températures de l'eau ont augmenté au cours des 30 à 40 dernières années. L'aménagement de canaux et de barrages modifie grandement les niveaux et débits d'eau. L'écozone <sup>+</sup> possède la plus grande biodiversité de poissons d'eau douce du Canada (78 % des espèces du pays). Des 131 espèces indigènes dans l'écozone <sup>+</sup> , 36 sont préoccupantes sur le plan de la conservation; les poissons d'eau douce sont ainsi le groupe de vertébrés comptant le plus d'espèces indigènes préoccupantes dans l'écozone <sup>+</sup> . L'aire de répartition des espèces d'eau froide a rétréci, tandis que celle des espèces d'eau chaude s'est élargie.
5. Zones côtières	Les écosystèmes côtiers, par exemple les estuaires, les marais salés et les secteurs côtiers à haut fond vaseux, semblent sains dans les zones côtières moins développées, même s'il y a des exceptions. Dans les zones développées, l'étendue des écosystèmes côtiers diminue, et leur qualité se détériore à cause de la modification de l'habitat, de l'érosion et de l'élévation du niveau de la mer.	Les marais littoraux sont abordés dans la constatation clé concernant les milieux humides.



Thèmes et sujets	Constatations clés : <b>ÉCHELLE NATIONALE</b>	Constatations clés : <b>ÉCOZONE<sup>+</sup> DES PLAINES À FORÊTS MIXTES</b>
6. Zones marines	Les changements observés sur le plan de la biodiversité marine au cours des 50 dernières années sont le résultat d'une combinaison de facteurs physiques et d'activités humaines, comme la variabilité océanographique et climatique, et la surexploitation.	Sujet non pertinent en ce qui concerne l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.
7. Glace dans l'ensemble des biomes	La réduction de l'étendue et de l'épaisseur de la glace de mer, le réchauffement et la fonte du pergélisol, l'accélération de la perte de masse des glaciers et le raccourcissement de la période de glace de lac sont observés dans tous les biomes du Canada. Les effets sont visibles à l'heure actuelle dans certaines régions et sont susceptibles de s'étendre; ils touchent à la fois les espèces et les réseaux trophiques.	Une tendance vers une débâcle précoce et une saison exempte de glace prolongée a été observée dans l'écozone <sup>+</sup> (1853-2001). En moyenne, de 1975 à 2004, l'englacement des Grands Lacs s'est produit 3,3 jours plus tard par décennie, et la durée d'englacement était raccourcie de 5,3 jours par décennie par rapport aux taux historiques. Chez les espèces de poissons qui ont besoin d'eau froide pour frayer avec succès, comme le grand corégone et le touladi, le taux de survie des larves a baissé à cause de la hausse de la température de l'eau (hausse liée à la baisse de la couverture de glace). De plus, en présence d'eaux chaudes, la glace près des rives est plus mince et se brise donc facilement sous l'effet du vent, ce qui entraîne une accumulation de glace et une perte d'habitat pour les invertébrés. La hausse du nombre de « tempêtes de neige d'effet de lac » est également associée aux années où la couverture de glace des Grands Lacs est plus faible.

**THÈME : INTERACTIONS HUMAINS-ÉCOSYSTÈMES**

Dunes*	Les dunes sont des biomes uniques, à répartition très limitée au Canada. Par conséquent, les renseignements sur les dunes n'ont pas été considérés comme faisant partie d'une constatation clé récurrente à l'échelle nationale, et n'ont donc pas été inclus dans l'une ou l'autre des constatations clés du rapport national.	En raison de leur importance pour la biodiversité de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, les renseignements sur les dunes sont inclus en tant que constatation clé distincte propre à l'écozone <sup>+</sup> dans ce rapport. Les écosystèmes fragiles des dunes côtières peuvent être facilement perturbés par les humains et les forces naturelles. La baisse des niveaux d'eau des lacs et des apports d'eaux souterraines, résultant des changements climatiques prévus, peuvent avoir des répercussions négatives sur les écosystèmes dunaires, et les projets de développement devraient continuer à exercer de la pression le long des rives des Grands Lacs, qui abritent la plupart des dunes de cette écozone <sup>+</sup> .
8. Aires protégées	La superficie et la représentativité du réseau d'aires protégées ont augmenté ces dernières années. Dans nombre d'endroits, la superficie des aires protégées est bien supérieure à la valeur cible de 10 % fixée par les Nations Unies. Elle se situe toutefois en deçà de la valeur cible dans les zones fortement développées et dans les océans.	L'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est principalement constituée de terres privées, et peu de terres publiques sont disponibles aux fins de protection. Il est donc difficile d'accroître la superficie des aires protégées traditionnellement désignées. Avant 1992, 0,7 % de l'écozone <sup>+</sup> était protégé dans ces types d'aires protégées réglementées. En mai 2009, ce pourcentage a augmenté pour s'établir à 1,6 %, ce qui correspond à 1 887 km <sup>2</sup> . La protection du patrimoine naturel concerne majoritairement des terres privées et se fait par l'intermédiaire de plusieurs désignations et mécanismes aux degrés de protection divers.

\* Cette constatation clé n'est pas numérotée puisqu'elle ne correspond pas à une constatation clé dans le rapport national<sup>3</sup>.

9. Intendance	Les activités d'intendance au Canada, qu'il s'agisse du nombre et du type d'initiatives ou des taux de participation, sont à la hausse. L'efficacité globale de ces activités en ce qui a trait à la préservation et à l'amélioration de la biodiversité et de la santé des écosystèmes n'a pas été entièrement évaluée.	Comme une forte proportion des plaines à forêts mixtes est située sur des propriétés privées, les activités d'intendance volontaire sont une composante essentielle de la conservation de la biodiversité. L'intendance comprend les activités de protection (p. ex. servitudes et projets de protection des terres), les programmes incitatifs, les activités de remise en état (p. ex. plantation d'arbres), et les activités d'éducation et de sensibilisation (p. ex. dans les centres d'interprétation de la nature et dans le cadre de programmes s'adressant à la jeunesse). En règle générale, l'intendance dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> présente deux tendances à long terme : augmenter les niveaux de participation du public et augmenter l'échelle des activités d'intendance. Malgré cela, il existe peu de coordination entre les parties menant des activités d'intendance, et il n'existe aucun système de surveillance permettant de déterminer si les mesures sont adéquates pour assurer un écosystème sain et fonctionnel.
Conversion des écosystèmes*	Les changements dans l'utilisation des terres ou le type de couverture terrestre sont mal documentés au Canada. Les estimations montrent une augmentation de certaines utilisations, par exemple les zones urbaines (~ 15 200 km <sup>2</sup> ) et les réservoirs hydroélectriques (~ 27 000 km <sup>2</sup> ), et une diminution de certaines autres, par exemple les terres agricoles (~ 18 500 km <sup>2</sup> ), au cours des 30 à 40 dernières années. Ces changements se traduisent par une perte d'habitat naturel et d'écosystèmes agricoles (à l'étude).	Les plaines à forêts mixtes ont subi certains des changements de la couverture terrestre les plus marqués parmi toutes les écozones <sup>+</sup> du Canada, venant au deuxième rang après les prairies. En 2011, l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes était composée à 68 % de terres agricoles et abritait 53 % de la population canadienne. Dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> , de 1951 à 2006, la superficie des terres agricoles peu peuplées a diminué, pour s'établir à 58 % par rapport à celle de 1951, alors que le territoire abritant des densités de population urbaine a presque triplé. La croissance la plus abrupte a été observée dans la catégorie semi-urbaine. L'étalement des zones urbaines s'est produit au détriment des terres agricoles et, dans une moindre mesure, du couvert forestier. Les activités agricoles s'intensifient à mesure que la superficie des pâturages et des prairies de fauche diminuent et que celle des terres cultivées augmente.

\* Cette constatation clé n'est pas numérotée, car elle ne correspond pas à une constatation clé provenant du rapport national<sup>3</sup>. Toutefois, puisque les renseignements étaient compilés et évalués séparément pour la constatation de cette écozone<sup>+</sup>, elle a été incluse dans ce rapport.

10. Espèces non indigènes envahissantes	Les espèces non indigènes envahissantes imposent un stress important sur les fonctions, les processus et la structure écosystémiques des milieux terrestres, marins et d'eau douce. Les effets se font sentir de plus en plus à mesure que le nombre de ces espèces augmente et que leur aire de répartition géographique s'élargit.	De toutes les écozones <sup>+</sup> du Canada, c'est celle des plaines à forêts mixtes qui contient le plus grand nombre d'espèces végétales non indigènes envahissantes (139 en 2008) en raison de sa longue histoire de colonisation et de son rôle en tant que point d'entrée de marchandises provenant des quatre coins du monde. Malgré l'introduction continue d'espèces envahissantes, certaines mesures de contrôle, comme celles prises contre la salicaire commune, commencent à montrer des résultats positifs.
11. Contaminants	Les concentrations des contaminants hérités du passé dans les écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce ont, dans l'ensemble, diminué au cours des 10 à 40 dernières années. Les concentrations de nombre de nouveaux contaminants sont à la hausse chez les espèces sauvages; les teneurs en mercure sont en augmentation chez certaines espèces sauvages de certaines régions.	Bien que les concentrations de contaminants hérités du passé tels que le DDT, le plomb et le mercure aient diminué, ces substances persistent toujours dans l'environnement. Le suivi de nouveaux contaminants tels que les PBDE, les naphthalènes polychlorés (NPC) et les composés perfluorés (PFC) a débuté, mais les données sont limitées. Les concentrations de mercure continuent d'être préoccupantes; elles sont à l'origine de plus de 85 % des restrictions en matière de consommation de poisson dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> .
12. Charge en nutriments et proliférations d'algues	Les apports de nutriments dans les systèmes marins et d'eau douce et, plus particulièrement, dans les paysages urbains ou dominés par l'agriculture, ont entraîné la prolifération d'algues qui peuvent être désagréables et/ou nocives. Les apports de nutriments sont en hausse dans certaines régions et en baisse dans d'autres.	En général, les concentrations de phosphore ont diminué depuis les années 1980. Toutefois, la teneur en phosphore de nombreux cours d'eau de la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> dépasse encore l'objectif provincial de qualité de l'eau provisoire de 30 µg/L dans les zones où les sols sont relativement riches et où les terres sont aménagées à des fins agricoles et urbaines. De 1994 à 2009, on a rapporté un plus grand nombre de proliférations de cyanobactéries (algues bleu-vert) dans l'écozone <sup>+</sup> .
13. Dépôts acides	Les seuils d'incidence écologique des dépôts acides, notamment les pluies acides, sont dépassés dans certaines régions, les émissions acidifiantes sont en hausse dans diverses régions, et le rétablissement biologique ne suit pas le rythme de la réduction des émissions dans d'autres régions.	Étant donné la composition géologique sous-jacente des plaines à forêts mixtes, la plupart des lacs sont bien protégés contre les répercussions de l'acidification. Les préoccupations concernant l'acidification portent principalement sur l'arche de Frontenac, qui comporte des sols susceptibles de s'acidifier, de même qu'un couvert forestier relativement élevé.

14. Changements climatiques	L'élévation des températures partout au Canada ainsi que la modification d'autres variables climatiques au cours des 50 dernières années ont une incidence directe et indirecte sur la biodiversité des écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce.	Les températures estivales et les précipitations automnales et printanières ont augmenté dans l'écozone. Le nombre de degrés-jours de croissance et l'épaisseur de la neige ont diminué. Des impacts écologiques à grande échelle sont projetés en raison du réchauffement continu, lequel est lié à l'expansion vers le nord de l'aire de répartition des espèces, à la variation des périodes de migration des oiseaux et à l'augmentation du nombre de ravageurs et de maladies des plantes.
15. Services écosystémiques	Le Canada est bien pourvu en milieux naturels qui fournissent des services écosystémiques dont dépend notre qualité de vie. Dans certaines régions où les facteurs de stress perturbent les fonctions écosystémiques, le coût du maintien des écoservices est élevé, et la détérioration de la quantité et de la qualité des services écosystémiques, de même que l'accès à ces derniers, est évidente.	Selon une récente estimation prudente, la valeur économique des biens et services écosystémiques fournis par la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> s'élève à 84 milliards de dollars par année.
<b>THÈME : HABITATS, ESPÈCES SAUVAGES ET PROCESSUS ÉCOSYSTÉMIQUES</b>		
Paysages terrestres et aquatiques intacts*	De vastes étendues de paysages terrestres et aquatiques naturels relativement intacts, où l'on sait ou présume que les processus écosystémiques fonctionnent adéquatement, se trouvent dans de nombreuses régions, mais surtout dans le nord et l'ouest. Parmi ces étendues figurent les corridors de déplacement terrestres, marins et d'eau douce importants du point de vue tant national qu'international (à l'étude).	La partie ontarienne des plaines à forêts mixtes est grandement fragmentée, la végétation naturelle étant à son minimum dans le sud-ouest, à 18 %, et à son maximum dans l'arche de Frontenac, à 57 %. De grandes parcelles (supérieures à 200 ha) constituent 41 % de l'escarpement du Niagara et seulement 5 % du sud-ouest. Dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> , la région ayant le plus vaste réseau routier est la zone physiographique du Centre, avec 1,89 km de routes/km <sup>2</sup> . La plus faible densité de routes dans la partie ontarienne de l'écozone <sup>+</sup> se trouve dans l'arche de Frontenac, avec 1,14 km de routes/km <sup>2</sup> . Les barrages, les déversoirs et d'autres obstacles sont communs dans les systèmes aquatiques de l'écozone <sup>+</sup> .

\* Cette constatation clé n'est pas numérotée, car elle ne correspond pas à une constatation clé provenant du rapport national<sup>3</sup>. Toutefois, puisque les renseignements étaient compilés et évalués séparément pour la constatation de cette écozone<sup>+</sup>, elle a été incluse dans ce rapport.

<p>16. Paysages agricoles servant d'habitat</p>	<p>Le potentiel des paysages agricoles à soutenir les espèces sauvages au Canada a diminué ces 20 dernières années, principalement en raison de l'intensification des activités agricoles et de la perte de couverture terrestre naturelle et semi-naturelle.</p>	<p>L'indice de capacité d'habitat faunique des terres agricoles de l'écozone<sup>+</sup> a diminué de 1985 à 2006. Cela est dû à des baisses de 37,6 % des pâturages et de 4,8 % du couvert naturel sur les propriétés agricoles, de même qu'à une augmentation de la superficie des terres cultivées. La capacité d'habitat faunique la plus faible sur des terres agricoles est observée dans les basses terres du lac Érié, dans le sud-ouest de l'Ontario.</p>
<p>17. Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier</p>	<p>De nombreuses espèces d'amphibiens, de poissons, d'oiseaux et de grands mammifères présentent un intérêt économique, culturel ou écologique particulier pour les Canadiens. Certaines espèces voient leurs populations et aire de répartition diminuer, d'autres restent stables, et d'autres encore sont saines ou en voie de se rétablir.</p>	<p>En 2009, 865 espèces suscitaient des préoccupations sur le plan de la conservation dans l'écozone<sup>+</sup>. En 2005, entre 65 et 70 % des espèces de moules d'eau douce et de reptiles faisaient partie de catégories faisant l'objet de préoccupations sur le plan de la conservation. On a également remarqué des déclin importants chez les oiseaux des milieux agricoles ouverts, les oiseaux des prairies, les oiseaux aquatiques coloniaux, les oiseaux de rivage et même certains oiseaux des zones urbaines. Cette écozone<sup>+</sup> comporte 97 % des espèces de poissons d'eau douce de l'Ontario, 86 % des espèces du Québec et 78 % des espèces du Canada. On observe par ailleurs des déclin importants chez les espèces de bourdons. La totalité des 12 espèces de reptiles et d'amphibiens qui vivent uniquement dans les plaines à forêts mixtes sont en péril. Il semble que la situation des tortues soit la plus grave, sept des huit espèces indigènes (87,5 %) étant en péril. Les serpents sont tout aussi à risque : 11 espèces sur 17 (65 %) sont inscrites en tant qu'espèces en péril<sup>11</sup>.</p>
<p>18. Productivité primaire</p>	<p>La productivité primaire a augmenté dans plus de 20 % des terres recouvertes de végétation au Canada ces 20 dernières années, de même que dans certains écosystèmes d'eau douce. L'ampleur et la période de productivité primaire changent dans tout l'écosystème marin.</p>	<p>Les parties forestières de l'écozone<sup>+</sup> présentent certaines des valeurs de productivité primaire nette (PPN) les plus élevées au Canada, bien que la PPN moyenne de l'écozone<sup>+</sup> dans son ensemble soit modérée. La productivité primaire a augmenté dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup> à un taux de 2 g C/m<sup>2</sup>/an, possiblement en raison de l'augmentation des précipitations.</p>

<p>19. Perturbations naturelles</p>	<p>La dynamique des régimes naturels de perturbation, notamment les feux et les infestations d'insectes indigènes, change, ce qui refaçonne le paysage. La direction et le degré du changement sont variables.</p>	<p>Traditionnellement, on croit que le vent perturbe plus que les feux dans cette écozone. L'écozone<sup>+</sup> ne fait actuellement pas l'objet d'un régime naturel des feux en raison des activités de suppression des incendies. Dans le passé, les fréquents feux de surface qui engendraient des perturbations créant des ouvertures à petite échelle auraient constitué le type d'incendie le plus commun dans les forêts de l'écozone<sup>+</sup>. Les insectes ont ravagé 14,8 % des forêts dans la portion ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> de 2001 à 2005, alors que, au Québec, c'est 0,05 % du couvert forestier qui a été touché de 1969 à 1995. La livrée des forêts et la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les deux ravageurs forestiers les plus communs, sont responsables de près de la moitié des dommages causés aux forêts ontariennes de l'écozone<sup>+</sup>. Il est difficile de savoir si les infestations d'insectes indigènes sont plus importantes qu'autrefois. Dans les zones infestées par des insectes forestiers exotiques envahissants tels que la spongieuse, l'agrile du frêne et le sirex européen du pin, le degré de perturbation naturel est dépassé, ces espèces n'étant pas présentes naturellement dans l'écozone<sup>+</sup>.</p>
<p>20. Réseaux trophiques</p>	<p>Des changements profonds des relations interspécifiques ont été observés dans les milieux terrestres, marins et d'eau douce. La diminution ou la disparition d'éléments importants des réseaux trophiques a considérablement altéré certains écosystèmes.</p>	<p>Les activités humaines dans l'écozone<sup>+</sup> ont entraîné plusieurs changements des relations interspécifiques. Les grands carnivores, bien qu'on en rencontre encore dans l'écozone<sup>+</sup>, sont confinés aux zones présentant un couvert naturel important. Le nombre d'espèces tolérantes aux activités humaines (p. ex. cerf de Virginie, mouffette, raton laveur) a augmenté.</p>

**THÈME : INTERFACE SCIENCE-POLITIQUE**

21. Surveillance de la biodiversité, recherche, gestion de l'information et communication	Les données de surveillance à long terme, normalisées, spatialement détaillées et facilement accessibles, complétées par des recherches sur les écosystèmes, fournissent les constatations les plus utiles pour les évaluations de l'état et des tendances par rapport aux politiques. Le manque de ce type d'information dans de nombreux secteurs a nuï à l'élaboration de la présente évaluation.	La plupart des données ontariennes sur cette écozone <sup>+</sup> ont été produites afin de répondre à des questions scientifiques et administratives précises et ne faisaient pas partie d'un programme de surveillance à long terme. Généralement, les programmes de surveillance à grande échelle et à long terme qui pourraient fournir des données visant à appuyer des initiatives comme le RETE n'ont pas été conçus, financés ou mis en œuvre pour la partie ontarienne de cette écozone <sup>+</sup> . À l'échelle des collectivités, le manque de données à jour sur la couverture terrestre empêche le suivi des changements à grande échelle du paysage. À l'échelle des espèces, la plupart des données sur les tendances à long terme proviennent de la science citoyenne. Peu d'activités de surveillance sont menées en général. Compte tenu du nombre de compétences participant à la surveillance environnementale (plus de 200), les normes relatives aux données et le manque de coordination sont deux des nombreux enjeux.
22. Changements rapides et seuils	À mesure que l'on comprend de plus en plus les changements rapides et inattendus, les interactions et les seuils, en particulier en lien avec les changements climatiques, on voit naître le besoin d'établir une politique qui permet de répondre et de s'adapter rapidement aux indices de changements environnementaux, et ce, afin d'éviter des pertes de biodiversité graves et irréversibles.	Trois maladies présentes dans l'écozone <sup>+</sup> illustrent parfaitement le problème des changements rapides et du manque de connaissances. Le syndrome du museau blanc, qui entraîne souvent des taux de mortalité de plus de 75 % chez les chauves-souris en hibernation, perchées dans des grottes, s'est propagé dans l'écozone <sup>+</sup> . La chytridiomycose, considérée comme une grave maladie touchant la diversité des amphibiens à l'échelle mondiale, sévit chez des amphibiens de l'écozone <sup>+</sup> . La septicémie hémorragique virale était à l'origine considérée comme une maladie des truites arc-en-ciel d'eau douce en Europe. Or, elle touche aujourd'hui une trentaine d'espèces de poissons des Grands Lacs et est souvent associée à un taux de mortalité élevé.



# THÈME : BIOMES

Constatation clé 1

Thème Biomes

## Forêts

### Constatation clé à l'échelle nationale

À l'échelle nationale, la superficie que couvrent les forêts a peu changé depuis 1990. À l'échelle régionale, toutefois, la réduction de l'aire des forêts est considérable à certains endroits. La structure de certaines forêts du Canada, y compris la composition en espèces, les classes d'âge et la taille des parcelles de forêt intactes, subit des changements sur des périodes plus longues.

### *L'étendue des forêts*

Les forêts ont déjà constitué le type de couverture terrestre le plus répandu dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Il n'existe aucune estimation de la superficie de terres défrichées par les peuples autochtones à l'intérieur de l'écozone<sup>+</sup>, mais Jenness (1977)<sup>12</sup> a estimé que des champs de maïs étaient plantés à des distances de 3,7 km autour des villages de populations parlant iroquois en Ontario. Au moment où les colons européens sont arrivés, aux 18<sup>e</sup> et 19<sup>e</sup> siècles, la plupart des terres défrichées par les peuples autochtones avaient retrouvé leur plein couvert forestier à la suite de la dévastation des populations autochtones causée par les épidémies et les guerres<sup>13</sup>. La plupart des massifs forestiers de la portion québécoise de l'écozone<sup>+</sup> ont été récoltés entre 1800 et 1880, à un moment associé à l'apogée des peuples autochtones dans la région<sup>14,15</sup>. À cette époque, plus de 70 % de la superficie servaient à des activités agricoles. De nombreuses zones ont donc été soumises à des modifications du système de drainage, à l'extraction de la tourbe et à d'autres transformations du sol pour l'agriculture<sup>13,16,17</sup>. Le couvert forestier ontarien a atteint sa superficie la plus faible vers 1920, que l'on estime à 10,6 % de ce qu'il avait déjà été<sup>18</sup>.

Depuis ce niveau historiquement bas de couvert forestier, la superficie des forêts se trouvant dans l'écozone<sup>+</sup> a augmenté dans les deux provinces. Le couvert forestier des plaines à forêts mixtes est actuellement estimé à 25 % en moyenne. L'écozone<sup>+</sup> des prairies est la seule écozone<sup>+</sup> canadienne dont le couvert forestier est inférieur à celui des plaines à forêts mixtes (0,9 %)<sup>8</sup>. La superficie de couvert forestier varie considérablement à l'intérieur même de l'écozone<sup>+</sup>, le niveau le plus bas étant de 5 % dans le comté d'Essex (sud-ouest de l'Ontario) et le plus haut s'élevant à 75 % dans certaines zones le long de la limite nord de l'écozone<sup>+</sup>, notamment la partie supérieure de la péninsule Bruce<sup>19</sup> (Figure 4). Ces dernières années, selon la zone étudiée, le couvert forestier a soit augmenté, soit diminué. Dans certaines zones telles que l'arche de Frontenac (près de Westport, en Ontario, et du parc provincial Frontenac), le couvert forestier a augmenté de manière importante. De 1934 à 1995, la proportion de terres forestières est passée de 29 à 40 %<sup>20</sup>. Entre 1959 et 1995, le taux de croissance était de 3,3 % par décennie<sup>20</sup>. Au Québec, dans la région des basses terres du Saint-Laurent, le couvert forestier et la fragmentation sont restés inchangés dans les zones sous agriculture intensive pour la période de 1950 à 1997<sup>21,22</sup>. Dans les zones moins cultivables, le couvert forestier s'est étendu (passant de 26,8 % en 1950 à 34,2 % en 1997<sup>22</sup>, et la fragmentation des forêts a diminué à la suite de la

transformation d'anciens champs en forêts, résultat de l'abandon des terres<sup>21,22</sup> – situation similaire à celle trouvée dans l'arche de Frontenac, en Ontario<sup>20</sup>. La comparaison des couverts forestiers sur la période allant de 1969 à 1995 et pour toute la portion québécoise de l'écozone<sup>23</sup> a révélé une légère augmentation de 2,9 % entre le premier programme d'inventaire forestier (1969-1975) et le troisième programme (1990-1995)<sup>23</sup> (Figure 5).

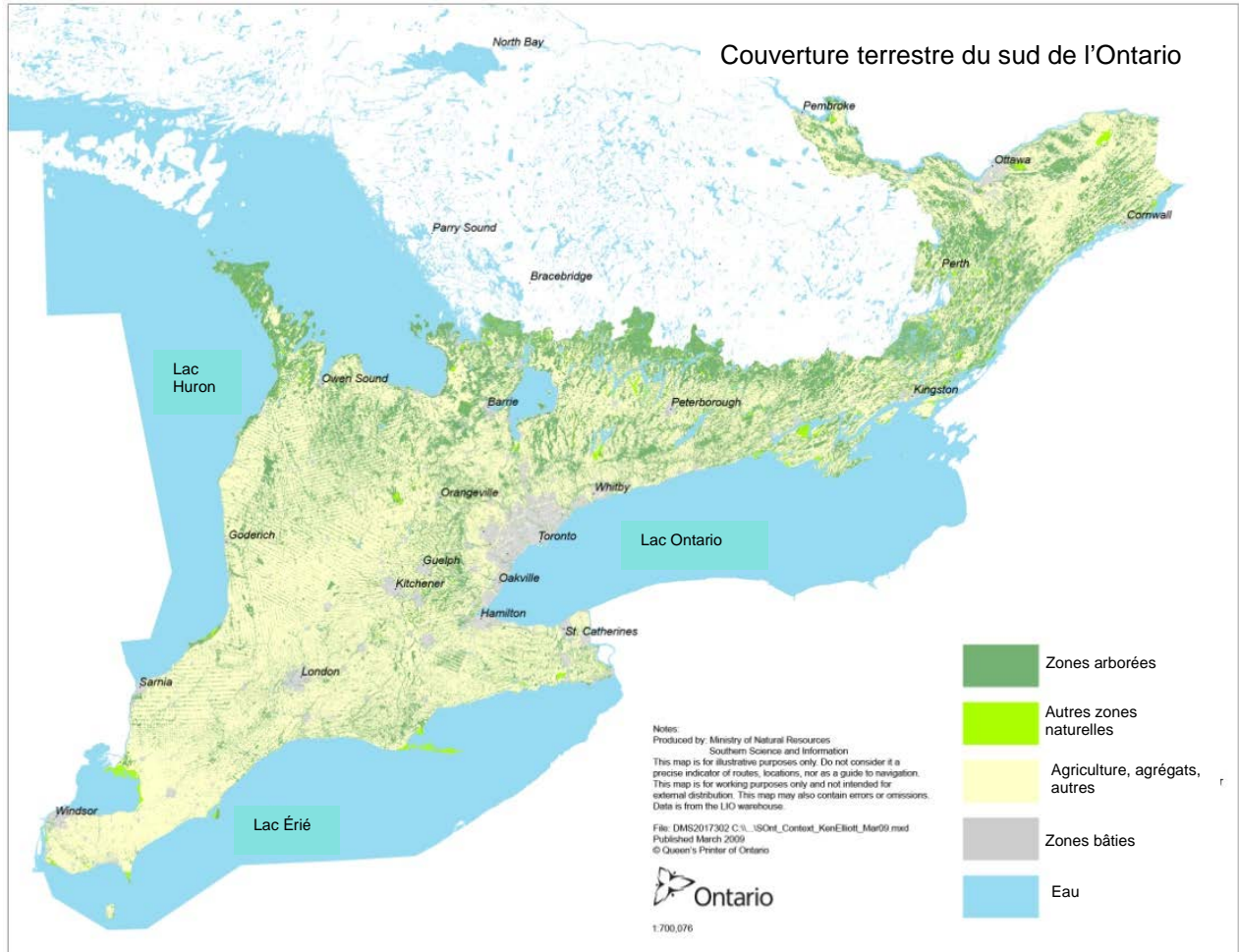


Figure 4. Couverture terrestre de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes d'après la phase 1 du projet de cartographie des zones boisées du Système d'information sur les terres du sud de l'Ontario (tirée de l'imagerie de 2000).

Source : Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (2006)<sup>19</sup>

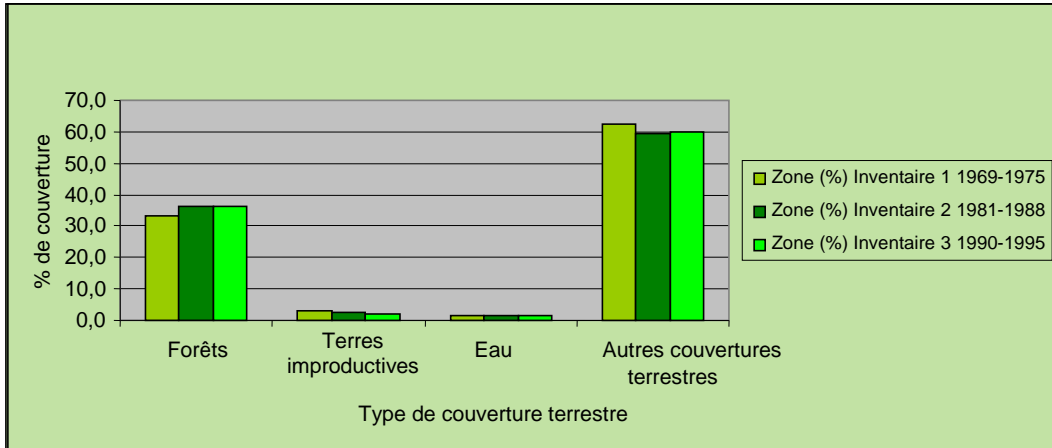


Figure 5. Variations de la couverture terrestre dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup>, de 1969 à 1995. Source : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (2010)<sup>23</sup>

Près de zones urbaines telles que le Golden Horseshoe entourant Toronto, le couvert forestier continue à rétrécir à cause de l'urbanisation (bien qu'à un taux moindre à celui de la perte de terres agricoles)<sup>8</sup>. La densité de population humaine est le plus fortement corrélée avec les divers indicateurs de la fragmentation des forêts<sup>24</sup>. La grande tempête de pluie verglaçante qui a frappé les basses terres du Saint-Laurent en 1998 peut, elle aussi, avoir contribué à la perte de forêts, de nombreuses terres à bois ayant été éliminées à la suite des dommages occasionnés par le verglas<sup>25,26</sup>. Dans l'est de l'Ontario, cette tempête est également jugée responsable de l'augmentation de l'isolement des parcelles boisées<sup>27</sup>.

### La structure des forêts

Dans la partie centrale de l'écozone<sup>+</sup> (se trouvant en Ontario), la coupe au diamètre minimal a engendré des peuplements généralement jeunes – de moins de 70 ans – et équiennes<sup>28</sup>. On ne rencontre des peuplements inéquiennes que là où ils sont gérés selon un régime de jardinage ou là où ils sont abandonnés, non coupés, à l'intérieur de parcs ou d'autres zones (ils ne représenteraient, tout au plus, que 10 % du couvert forestier restant<sup>29</sup>). Ces peuplements contiennent peu d'arbres (voire aucun) de moyenne ou grande taille<sup>18, 28</sup>. Dans l'est de l'Ontario, la forêt est essentiellement équienne et encore plus jeune que dans la partie centrale de l'écozone<sup>+</sup> (avec une moyenne d'âge de 63,5 ans<sup>30</sup>). Les forêts anciennes ont longtemps dominé le paysage, mais elles ont été remplacées par des forêts de seconde venue qui, en raison de leur jeune âge et de la manière dont elles sont gérées, sont dépourvues de la diversité structurale et de la complexité du paysage qui subsistaient avant la colonisation<sup>18</sup>.

Au Québec, la situation est semblable : la forêt est principalement composée d'arbres immatures (67 % des peuplements sont en régénération ou sont de jeunes peuplements, tandis que 33 % des peuplements sont matures et sénescents). La plus grande variation observée dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> ces dernières décennies est celle de l'âge des forêts; on retrouve 15 % plus de forêts matures et sénescents et 15 % moins de forêts immatures entre le premier et le troisième programme d'inventaire forestier statistique<sup>23</sup> (Figure 6).

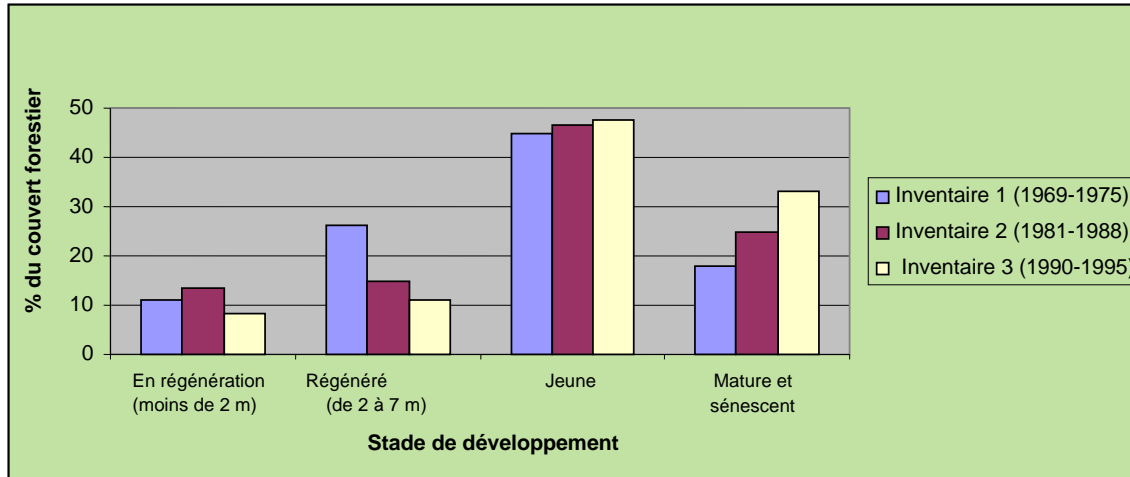


Figure 6. Variations, en pourcentage, du couvert forestier pour chaque stade de développement dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup>.

Source : Ministère des Ressources naturelles et Faune du Québec (2010)<sup>23</sup>

### La composition du peuplement forestier

La composition en espèces dans la forêt de l'écozone<sup>+</sup> diffère grandement de celle d'avant la colonisation<sup>13, 17, 31 32 33</sup>. L'évolution de la composition en espèces est fonction de la zone à l'étude, des antécédents de perturbation et de l'information utilisée pour reproduire les conditions forestières passées<sup>13, 34</sup>. Cependant, en général, les recherches ont révélé que : 1) les forêts matures ou anciennes atteignaient généralement un âge plus avancé dans le passé qu'aujourd'hui – les forêts actuelles étant principalement le résultat des grandes perturbations humaines de la colonisation; 2) les couverts de conifères étaient plus vastes dans le passé qu'aujourd'hui, alors que les couverts de feuillus étaient plus petits; 3) les espèces de début de succession étaient moins nombreuses qu'aujourd'hui, alors que celles de fin de succession étaient plus nombreuses.

Un examen des plus récents changements dans la composition en espèces de conifères au Québec<sup>23</sup> a permis de révéler que les volumes de bois de l'épinette blanche (*Picea glauca*), de l'épinette noire (*Picea mariana*), du pin blanc (*Pinus strobus*) et du sapin baumier (*Abies balsamea*) ont tous connu une diminution (de 1,1 à 2,3 %) entre 1969 et 1995, tandis que ceux du mélèze laricin (*Larix laricina*), de l'épinette rouge (*Picea rubens*) et de la pruche (*Tsuga canadensis*) ont augmenté respectivement de 1,2, de 2,3 et de 2,8 %. Selon l'examen des espèces de feuillus, les volumes de bois du bouleau blanc (*Betula papyrifera*), du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*), du chêne rouge (*Quercus rubra*), de l'érable à sucre (*Acer saccharum*), du peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*) et du tilleul d'Amérique (*Tilia americana*) ont tous connu une diminution (de 1,4 à 4,9 %) entre 1969 et 1995, tandis que l'érable argenté (*Acer saccharinum*) et l'érable rouge ont connu une augmentation de 1,2 et de 15,4 %, respectivement. Bon nombre de ces variations trouvent leur explication dans les infestations d'insectes. Les diminutions dans la composition en espèces de conifères sont associées aux infestations d'insectes (surtout en ce qui concerne la tordeuse des bourgeons de l'épinette [*Choristoneura fumiferana*]) ainsi qu'aux activités d'exploitation forestière<sup>35 36 37</sup>. L'importance grandissante de l'érable rouge découle

probablement de ces perturbations<sup>35</sup> et de son rôle à titre d'espèce de début de succession dans les zones où le couvert forestier se rétablit<sup>15</sup>. L'érable rouge est une espèce super-généraliste qui requiert peu de ressources et qui a la capacité d'occuper rapidement l'espace disponible<sup>38, 39</sup>.

Le patron d'évolution des espèces feuillues de fin de succession est plus complexe. Bien que l'érable à sucre ait montré une augmentation importante dans de nombreuses régions depuis la colonisation européenne<sup>16, 17</sup>, son importance relative a diminué de 5 % durant la période allant de 1969 à 1995. On associe parfois les baisses de production de sirop d'érable à la tempête de verglas de 1998 qui a touché l'Ontario et le Québec<sup>26</sup>, mais cette dernière s'est produite après les baisses observées dans l'ensemble de données du Québec<sup>23</sup>. Depuis la fin des années 1970, le déclin et le dépérissement de l'érable à sucre ont été constatés de façon sporadique à des échelles différentes dans la forêt de feuillus du nord-est de l'Amérique du Nord<sup>40, 41</sup>, particulièrement au Québec<sup>35, 42, 43</sup>. Les facteurs environnementaux tels que les phénomènes climatiques extrêmes, la défoliation causée par les insectes ainsi que les effets néfastes des dépôts acides sur la fertilité des sols peuvent tous être des facteurs responsables du récent déclin des populations d'érables à sucre dans certaines régions du nord-est de l'Amérique du Nord<sup>44</sup>.

## Constatation clé 2

## Thème Biomes

### Prairies

#### Constatation clé à l'échelle nationale

L'étendue des prairies indigènes n'est plus qu'une fraction de ce qu'elle était à l'origine. Bien qu'elle soit plus lente, la disparition des prairies se poursuit dans certaines régions. La santé de bon nombre de prairies existantes est également compromise par divers facteurs de stress.

### ***Prairies et savanes***

Les prairies et les savanes se trouvent uniquement dans le sud de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>. On estime qu'elles s'étendaient sur environ 82 000 ha (820 km<sup>2</sup>) au début de la colonisation européenne<sup>45</sup>. Les plus grandes zones de végétation des prairies s'étendaient sur une bande presque continue le long de la plaine sablonneuse de Norfolk, depuis Turkey Point jusqu'à Brantford et Cambridge, puis jusqu'à Hamilton. D'autres vastes étendues étaient présentes le long des zones littorales du lac St. Clair (Walpole Island et région de Chatham), de la rivière Detroit (Windsor et Amherstburg) ainsi que de la moraine d'Oak Ridges, à proximité du lac Rice.

Aujourd'hui, la végétation des prairies et des savanes a pratiquement disparu de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes (Figure 7). Le fragment restant le plus important s'étend sur 900 ha et se trouve dans le secteur de Grand Bend et de Port Franks. Six cents hectares de plus se trouvent à Windsor et sur le territoire de la Première Nation de Walpole Island. Ensemble, ces trois grands sites représentent 1,8 % de l'étendue d'origine estimée dans l'écozone<sup>+</sup><sup>45</sup>. Mis à part quelques autres fragments de plusieurs hectares, la plupart des fragments restants s'étendent sur moins de 0,5 ha et sont souvent de l'ordre de 0,1 ha. La superficie totale de ces petits fragments est

d'environ 700 ha. Par conséquent, ensemble, un total de 2 200 ha (22 km<sup>2</sup>) de prairies et de savanes subsistent dans l'écozone<sup>+</sup>, ce qui ne représente que 2,7 % de l'étendue historique (et une perte de 97,3 %) <sup>45, 46</sup>.

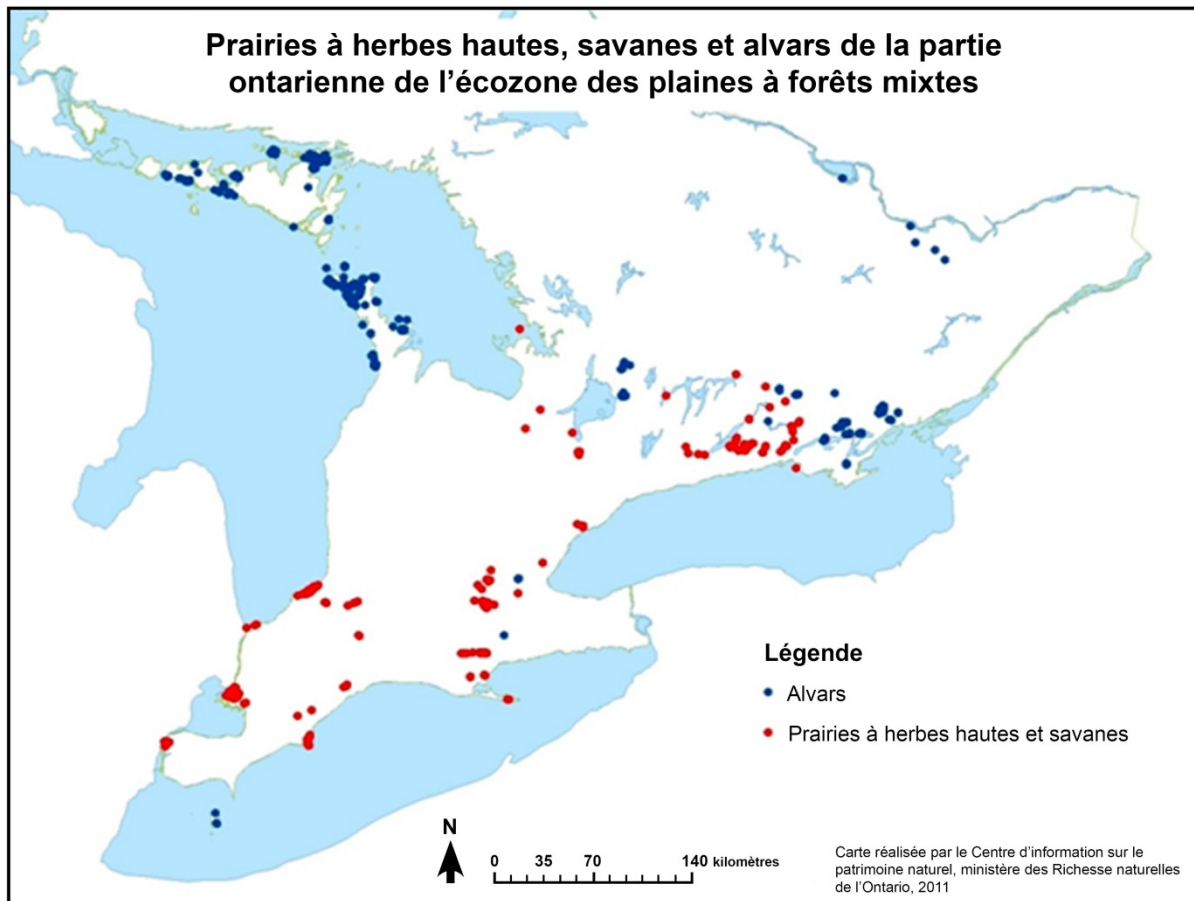


Figure 7. Prairies à herbes hautes, savanes et alvars de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Source : Centre d'information sur le patrimoine nature (2011) <sup>47</sup>.

Cette phase de déclin de la végétation des prairies et des savanes dans l'écozone<sup>+</sup> est semblable à celle observée dans l'ensemble de l'Amérique du Nord. Environ 99,8 % des prairies à herbes hautes <sup>48</sup> et des savanes à herbes hautes du Midwest américain et du Canada <sup>49</sup> ont été perdues. Aucun autre type de végétation en Amérique du Nord n'a vu sa superficie diminuer autant. C'est pour cette raison que la végétation des prairies et des savanes à herbes hautes est devenue l'un des écosystèmes les plus menacés de l'écozone <sup>50</sup>.

Les prairies et les savanes abritent de nombreuses espèces végétales et animales considérées comme rares en Ontario. En 2009, il y avait 726 taxons de plantes vasculaires reconnus comme étant rares dans la province <sup>51</sup>. Parmi eux, 160 (soit 22 %) se rencontrent dans les prairies et les savanes du sud de l'Ontario. Nombre d'espèces animales rares y sont également présentes. Plusieurs espèces d'oiseaux des prairies et des savanes à herbes hautes, notamment le Bruant à joues marron (*Chondestes grammacus*), le Tétraz des prairies (*Tympanuchus cupido*) et le Troglodyte de Bewick (*Thryomanes bewickii*), ne se reproduisent plus en Ontario <sup>52</sup>. Plusieurs

espèces d'insectes rares que l'on associe aux prairies à herbes hautes, aux savanes de chênes et aux landes de sable sont connues (ou étaient connues) d'un seul site ou de très peu de sites en Ontario, notamment l'*Acronicta albarufa*, le perce-tige d'Aweme (*Papaipema aweme*), le *Schinia gloriosa*, le lutin givré (*Callophrys irus*), les cicadelles *Chlorotettix fallax*, *Graminella oquaka*, *Hecalus flavidus*, *Paraphlepsius turpiculus*, *Xerophloea peltata*, et le fulgore *Fitchiella robertsoni*<sup>45,53</sup>.

## **Alvars**

Les alvars sont des habitats ouverts de prairies et de savanes à végétation clairsemée (landes rocheuses) reposant sur un substrat rocheux calcaire ou dolomitique plat recouvert d'une très mince couche de terre<sup>54</sup>. La plupart des alvars de l'Amérique du Nord se trouvent à l'intérieur du bassin des Grands Lacs et de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

### **Alvars en Ontario**

En Ontario, les alvars se trouvent sur les grandes plaines calcaires de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, notamment à l'île Manitoulin, sur la péninsule Bruce, de Carden, à Napanee et à Smiths Falls (Figure 7). On en rencontre également dans des zones plus petites où le calcaire se trouve près de la surface, notamment sur les îles occidentales du lac Érié, sur la plaine de Flamborough, dans des localités le long de la limite méridionale du bouclier précambrien et dans quelques sites le long de la rivière des Outaouais.

L'étendue de la végétation des alvars avant l'arrivée des Européens est connue pour certaines zones de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, par exemple l'île Manitoulin<sup>55</sup>, le nord de la péninsule Bruce<sup>56</sup> et les plaines calcaires de Carden<sup>57</sup> et Flamborough<sup>58</sup>. Depuis l'arrivée des Européens, la superficie des alvars a diminué dans certaines portions de l'île Manitoulin. Selon les descriptions faites autrefois, la rive sud, du milieu de l'île jusqu'à l'extrémité occidentale, formait presque exclusivement un alvar ouvert. Bien que de nombreux alvars soient toujours présents dans cette région, ces systèmes sont aujourd'hui plutôt isolés. Ailleurs sur l'île, certains alvars, boisés selon les descriptions passées, résultent apparemment de feux de forêt<sup>55</sup>. Nombre des vastes alvars autrefois présents le long de la rive nord de l'île Manitoulin ont été dégradés par les activités de pâturage<sup>59</sup>. De même, un grand nombre de zones à végétation d'alvar ouvert ont été observées lors de l'arpentage initial de la partie supérieure de la péninsule Bruce. Elles sont toutefois moins nombreuses de nos jours<sup>60</sup>.

Contrairement aux alvars de l'île Manitoulin et de la partie supérieure de la péninsule Bruce, ceux des autres régions de l'écozone<sup>+</sup> peuvent avoir vu leur superficie rester stable ou augmenter depuis l'arrivée des Européens<sup>60</sup>. Goodban<sup>58</sup> a constaté que les alvars de la plaine de Flamborough se trouvaient initialement au sein d'un paysage dominé par la forêt de feuillus et comportant très peu de « zones perturbées ». Sur la plaine de Carden, de nombreux alvars existants avaient été remarqués par les premiers arpenteurs. Toutefois, leur superficie et leur répartition ont augmenté depuis l'arrivée des Européens. L'exploitation forestière et la conversion ultérieure des terres à des fins d'élevage sont responsables de l'augmentation de la superficie des alvars dans cette région<sup>57, 61</sup>. Bien que l'étendue initiale de la végétation des alvars dans l'est de l'Ontario n'ait pas été estimée, beaucoup de zones actuellement ouvertes (dont des

alvars) avaient été cartographiées et considérées par les premiers arpenteurs comme de vastes aires occupées par des forêts de conifères. On présume que l'exploitation forestière, le brûlage des déchets forestiers et la transformation en pâturages ont joué un rôle dans la création de bon nombre de ces sites ouverts<sup>60</sup>.

Les alvars de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes compteraient au moins 86 espèces de plantes vasculaires, dont sept espèces endémiques. L'une d'elles, la gratiote de Quaterman (*Gratiola quatermaniae*), n'a été décrite que récemment<sup>62</sup> en tant qu'espèce à partir de matières végétales prélevées en Ontario. Dix espèces sont considérées comme rares à l'échelle mondiale, tandis que quatre autres espèces sont rares à l'échelle nationale. Quatre espèces de mousses et une espèce de lichen rares à l'échelle provinciale se trouvent également dans les alvars<sup>60</sup>. Les milieux spécialisés comportant des alvars sont importants pour au moins 62 espèces végétales; en effet, au moins 50 % des occurrences se trouvent dans les alvars de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Parmi ces espèces, 21 se limitent principalement aux alvars (de 86 à 100 % des occurrences) et 13 autres se limitent largement aux alvars (de 71 à 85 % des occurrences)<sup>63</sup>.

Les alvars abritent également diverses espèces animales rares et en voie de disparition<sup>45</sup>. Une des espèces en voie de disparition les plus connues en Ontario, la Pie-grièche migratrice de la sous-espèce de l'Est (*Lanius ludovicianus*), vit dans les alvars des plaines à forêts mixtes. Les alvars sont aussi importants pour la couleuvre agile bleue (*Coluber constrictor foxii*), espèce en voie de disparition qui, en Ontario, ne se rencontre que sur l'île Pelée. La couleuvre fauve de l'Est (*Pantherophis gloydi*), elle aussi en voie de disparition, vit également dans l'alvar de l'île. Sur la péninsule Bruce, on peut souvent trouver dans les alvars le massasauga (*Sistrurus catenatus*), espèce de crotale menacée<sup>60</sup>. Enfin, Brownell (2000)<sup>60</sup> a identifié plusieurs invertébrés terrestres, principalement des papillons, des sauterelles, des cicindèles et, surtout, des mollusques, qui vivent dans les alvars.

### **Les alvars du Québec**

Le Québec abriterait au total 21 petits alvars le long de la rivière des Outaouais, en Montérégie et dans Lanaudière, près de Montréal, tous situés dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Couvrant une plus grande superficie par le passé, ces alvars s'étendent aujourd'hui sur un total de 132 ha, chacun d'entre eux mesurant de 1 à 27 ha<sup>64</sup>.

Les alvars sont réputés abriter 66 espèces en péril inscrites sur la liste provinciale<sup>64</sup>. Ils constituent le seul habitat connu de la grande gentiane frangée (*Gentianopsis crinita*). De tous les alvars situés au Québec, ceux de l'île des Cascades, avec 24 espèces désignées, présentent la flore la plus riche<sup>65</sup>. Les alvars, comme tout autre habitat, sont exposés aux perturbations causées par les espèces exotiques envahissantes. Par exemple, le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) représente une menace pour ces habitats rares<sup>64</sup>.



## Milieux humides

### Constatation clé à l'échelle nationale

La perte de milieux humides est importante dans le sud du Canada; la destruction et la dégradation continuent sous l'influence d'un vaste éventail de facteurs de stress. Certains milieux humides ont été restaurés ou sont en cours de restauration.

### Éléments probants recueillis en Ontario

#### Étendue des milieux humides en Ontario

On estime qu'il y avait 2 026 591 ha de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> avant l'arrivée des Européens, ce qui représente 25 % du paysage<sup>66</sup>. Les plus fortes concentrations de milieux humides se trouvaient dans le sud-ouest et l'est de l'Ontario. Le comté d'Essex comptait la plus importante couverture de milieux humides dans le sud-ouest de l'Ontario (83 %), suivi par les comtés de Kent (56 %) et de Lambton (50 %). Dans l'est de l'Ontario, le comté de Prescott avait le pourcentage le plus élevé de milieux humides (51 %) (Figure 8)<sup>66</sup>.

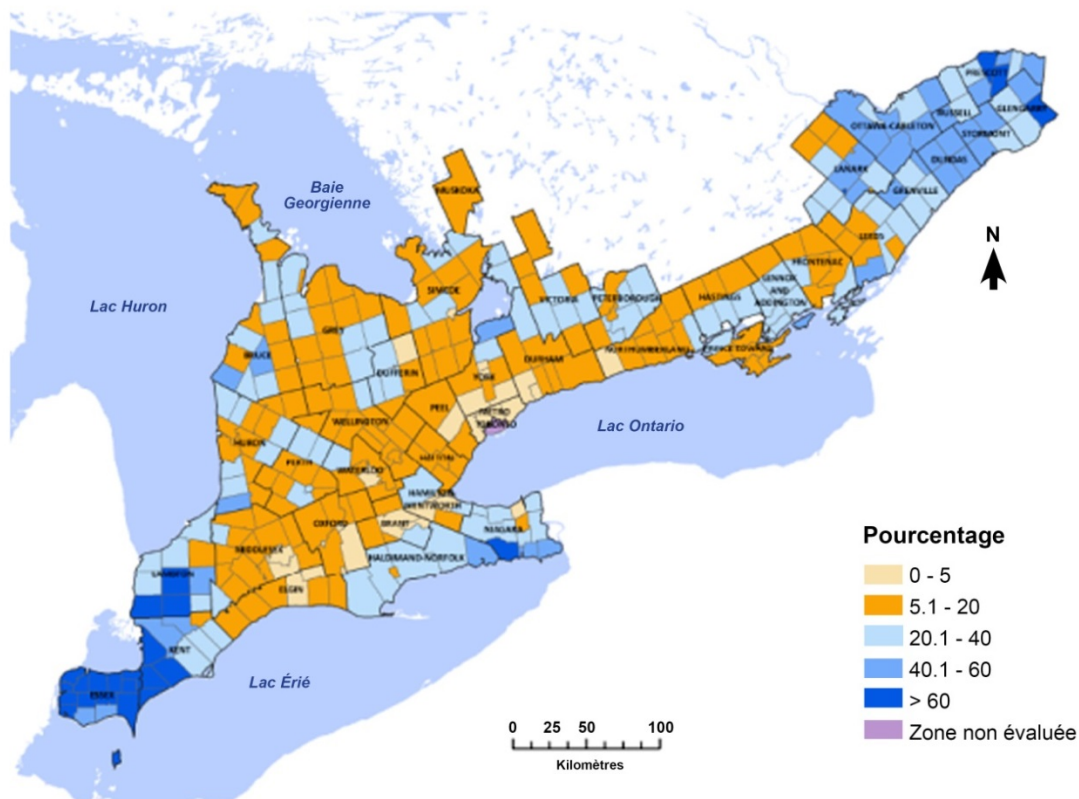


Figure 8. Pourcentage de la couverture des milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> avant l'arrivée des Européens.

Note : Les milieux humides de moins de 10 ha ne sont pas inclus dans l'analyse.

Source : Ducks Unlimited (2010)<sup>66</sup>.

L'étendue des milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> a considérablement diminué : seulement 560 844 ha des milieux humides présents avant la colonisation subsistaient en 2002 (Figure 9). Il s'agit là d'une perte de 72 % par rapport aux conditions d'avant l'arrivée des Européens et d'une réduction de la couverture totale des milieux humides, laquelle est passée de 25 à 7 %<sup>66</sup>.

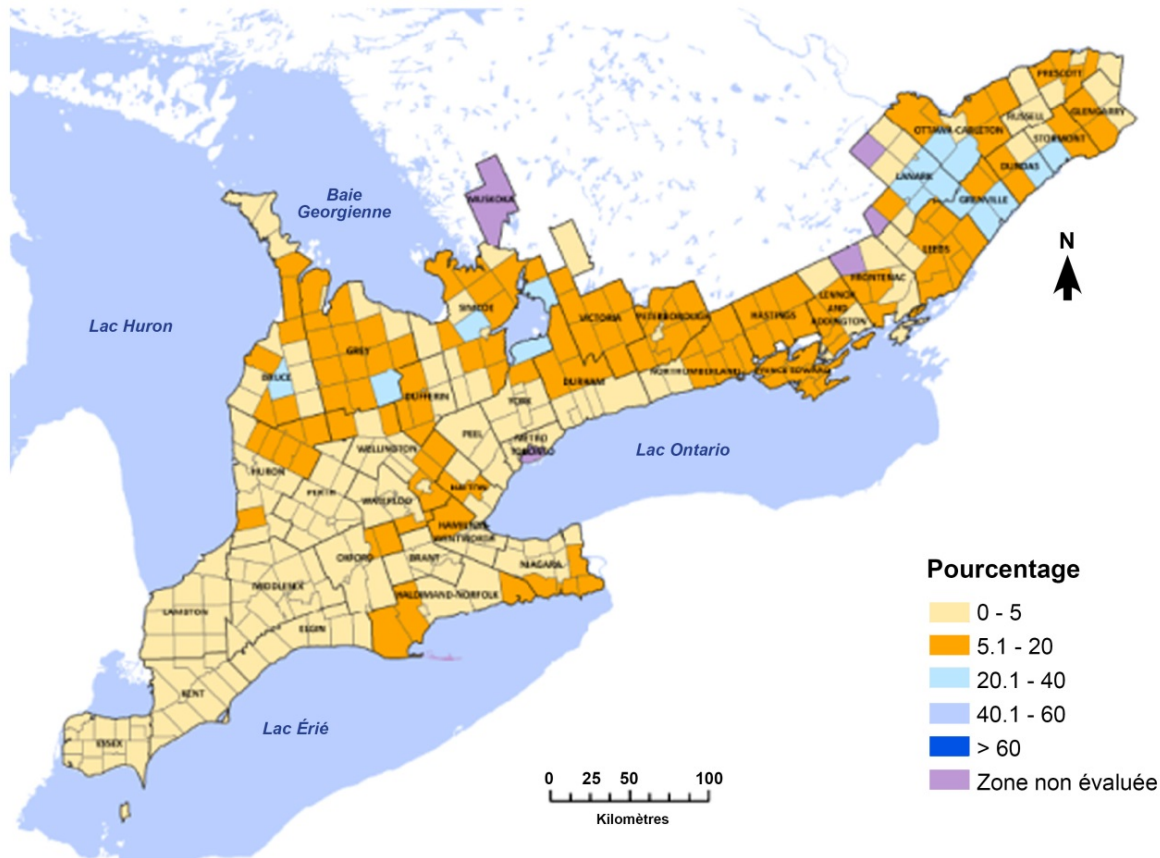


Figure 9. Pourcentage de la couverture de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> en 2002.

Note : Les milieux humides de moins de 10 ha ne sont pas inclus dans l'analyse.

Source : Ducks Unlimited (2010)<sup>66</sup>, d'après la cartographie du Système d'information sur les terres du sud de l'Ontario (SOLRIS).

Selon les données récentes sur la tendance de la perte de milieux humides, certaines pertes sont récentes. De 1982 à 2002, les milieux humides ont perdu en moyenne 3 543 ha par année, soit 0,17 % par année<sup>66</sup>. Les plus grandes pertes de milieux humides se sont souvent produites dans les zones qui abritaient les plus grandes quantités de milieux humides avant la colonisation (Figure 9 et Figure 10). En 2002, le comté d'Essex, qui contenait le pourcentage de milieux humides le plus élevé avant la colonisation (83 %), affichait l'un des pourcentages les plus bas (de 0 à 5 %). Une situation semblable a été observée dans le comté de Prescott : le pourcentage de milieux humides, également élevé par le passé, n'était plus que de 5 à 20 % en 2002. Les tendances des milieux humides présentées s'appliquent seulement aux milieux humides de

grande superficie (plus de 10 ha) et sont donc une estimation prudente de la perte de milieux humides. Si les milieux humides de moins de 10 ha étaient compris dans ces estimations, les pertes annuelles seraient encore plus élevées<sup>66</sup>.

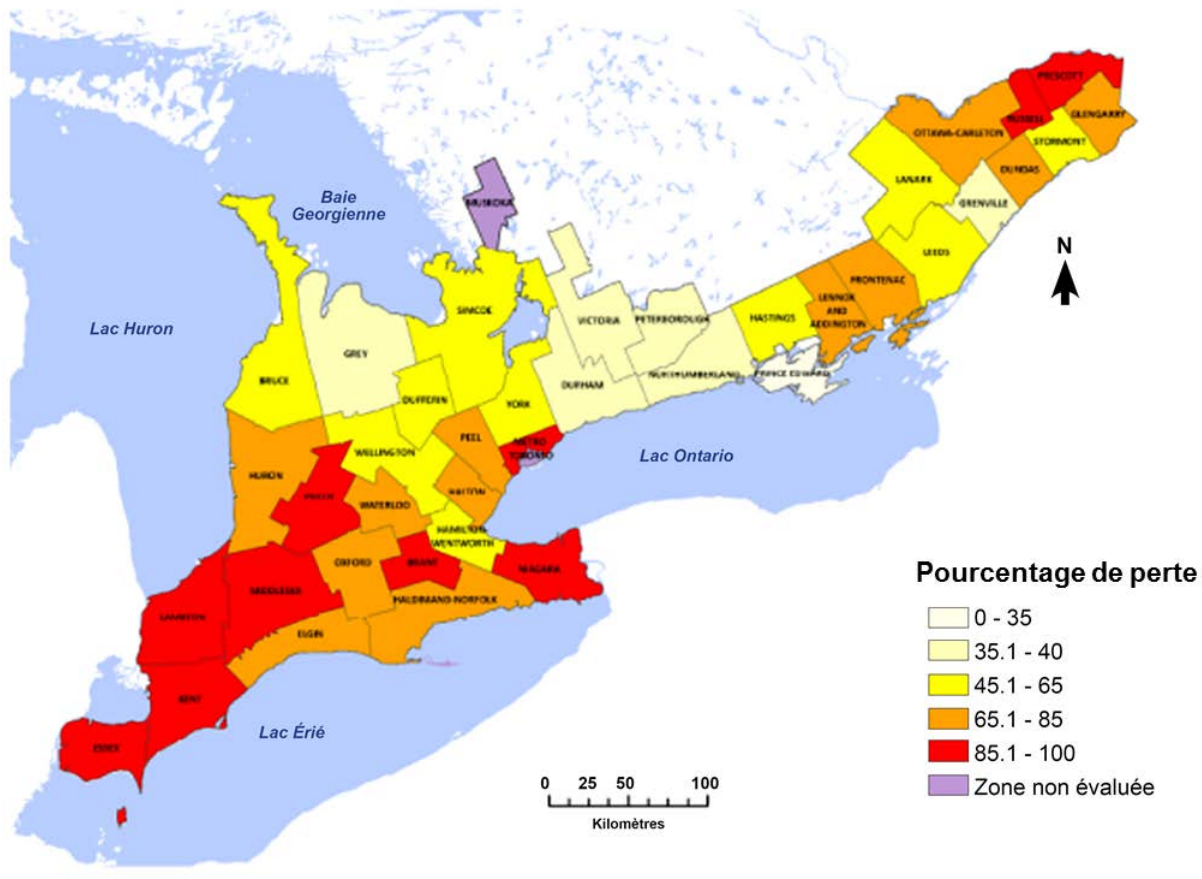


Figure 10. Pourcentage de perte de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> depuis la période précédant l'arrivée des Européens jusqu'en 2002.

Note : Les milieux humides de moins de 10 ha ne sont pas inclus dans l'analyse.

Source : Ducks Unlimited (2010)<sup>66</sup>.

Les données indiquant les pourcentages de perte de milieux humides au fil du temps à partir de la période précédant la colonisation jusqu'au temps présent ne sont pas disponibles pour la majeure partie de l'écozone<sup>+</sup>. Toutefois, une étude a été menée le long de la rive canadienne du lac Ontario<sup>67</sup>. Quand on compare des cartes dressées entre 1789 et 1962 avec des cartes dressées en 1977 et en 1979, il est évident qu'une perte de milieux humides s'est produite le long de la rive canadienne pendant la majeure partie du XIX<sup>e</sup> siècle, la perte la plus importante ayant eu lieu avant 1950<sup>67</sup>. Le taux de perte était souvent plus élevé au XX<sup>e</sup> siècle qu'au XIX<sup>e</sup> siècle, peut-être en raison des améliorations apportées aux technologies de drainage au fil du temps. La première référence aux drains souterrains en Ontario date de 1844<sup>68</sup>. Le taux d'assèchement des terres a atteint son maximum entre 1967 et 1977, lorsque de nouvelles technologies de drainage (tubulure de drainage en plastique et machines capables de poser 30 m de drain par minute) ont fait leur apparition<sup>68</sup>.

Les milieux humides côtiers des Grands Lacs (voir la section suivante) n'ont pas été inclus dans l'analyse décrite ci-dessus.

En 2009, le pourcentage de couverture des différents types de milieux humides présents dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> variait considérablement selon la zone physiographique. Les marécages forment la catégorie de milieu humide la plus importante dans toutes les zones, représentant 65,2 % de la totalité des milieux humides dans l'arche de Frontenac et 89,4 % des milieux humides dans la zone physiographique du Sud-Ouest (Tableau 3)<sup>4</sup>.

Tableau 3. Composition de l'ensemble des milieux humides (d'après la superficie) de quatre catégories de milieux humides de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> en fonction de la zone physiographique, 2009.

Zone physiographique	Tourbières ombrotrophes (%)	Tourbières minérotrophes (%)	Marais (%)	Marécages (%)	Milieux humides ouverts (tourbières ombrotrophes, tourbières minérotrophes, marais) (%)
Centre	0,2	0,3	12,3	87,2	13
Est	3,8	0,2	7,3	88,7	11
Escarpe- ment	3,5	0,1	13,8	82,6	17
Arche de Frontenac	0,2	0,2	34,4	65,2	35
Sud- Ouest	0,5	0,1	9,9	89,4	11

Les zones sont représentées dans la carte en médaillon.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2009)<sup>70</sup> et Taylor et al. (2012)<sup>4</sup>.

En 2009, pour la majorité de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>, moins de 50 % des milieux humides restants se trouvaient dans les parcelles de plus de 200 ha (Tableau 4). Quand on examine la couverture de milieux humides sous forme de pourcentage des zones physiographiques dans son ensemble, on constate que le pourcentage de milieux humides couvrant plus de 200 ha était le plus faible (2 %) dans les zones du Sud-Ouest et de l'escarpement, et le plus élevé (10 %), dans la zone de l'Est<sup>4</sup>.

Tableau 4. Proportion des parcelles de milieux humides dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>†</sup> en fonction de la zone physiographique, 2009.

Zone physiographique	Parcelles de milieux humides de plus de 200 ha (%)	Parcelles de milieux humides de plus de 200 ha qui sont des milieux humides ouverts (%)	Parcelles de milieux humides de plus de 200 ha qui sont des marécages (%)	Zone physiographique comportant des milieux humides d'au moins 200 ha (%)	Superficie moyenne des parcelles de milieux humides (pour les parcelles d'au moins 200 ha)
Centre	43	16	84	7	648
Est	54	16	84	10	832
Escarpement	25	15	85	2	503
Arche de Frontenac	22	45	55	3	729
Sud-Ouest	22	23	77	2	569

Les milieux humides englobent les tourbières ombrotrophes, les tourbières minérotrophes, les marais et les marécages, alors que les milieux humides ouverts excluent les marécages.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2009)<sup>70</sup> et Taylor et al. (2012)<sup>4</sup>.

### Milieux humides côtiers des Grands Lacs

Situés principalement le long des Grands Lacs méridionaux (Ontario, Huron et Érié) et des voies interlacustres (rivières St. Clair, Niagara et Detroit, fleuve Saint-Laurent et lac St. Clair), les milieux humides côtiers des Grands Lacs couvrent actuellement plus de 70 000 ha<sup>71</sup>. Ces milieux humides fournissent un habitat important à l'échelle du continent à de nombreuses espèces migratrices de sauvagine<sup>72, 73</sup>, un habitat de reproduction ou un habitat utilisé en dehors de la saison de reproduction à de nombreuses espèces, dont des espèces rares à l'échelle mondiale et des espèces en péril<sup>74, 75</sup>, un important habitat de fraye à de nombreux poissons ainsi qu'une diversité de plantes. Ils sont considérés comme vitaux à la santé des Grands Lacs<sup>76</sup>.

Malgré leur valeur écologique, la perte de milieux humides côtiers des Grands Lacs est grave. McCullough<sup>69</sup> a estimé que, en 1984, environ 35 % des milieux humides côtiers le long des rives canadiennes des lacs St. Clair, Érié et Ontario avaient été perdus. Whillans<sup>67</sup> fournit des éléments probants selon lesquels 43 % (1 920 ha) des milieux humides côtiers historiques le long de la rive canadienne du lac Ontario, à l'ouest de la baie de Quinte, ont été asséchés ou détruits entre 1789 et 1979, la plus grande perte étant observée entre Toronto et la rivière Niagara, où de 73 à 100 % des milieux humides côtiers originaux ont été perdus<sup>67</sup>. La plupart de ces pertes ont eu lieu entre la fin du XIX<sup>e</sup> et le début du XX<sup>e</sup> siècle, période où de grands milieux humides ont été remblayés ou dragués à des fins de transport maritime et de développement industriel et urbain<sup>77</sup>. Aujourd'hui, un grand nombre de milieux humides côtiers restants continuent de se dégrader sous l'effet de facteurs tels que la régularisation des niveaux d'eau, la sédimentation, les apports de contaminants et de nutriments, les changements climatiques, l'envahissement par des espèces non indigènes, et le développement industriel, agricole et résidentiel intensif<sup>77</sup>. La régularisation des niveaux d'eau dans le lac Ontario, par exemple, est un facteur de stress important pour les milieux humides côtiers et leurs habitants<sup>78</sup>, alors que le long du lac Érié, ce

sont la sédimentation, la charge en nutriments et les contaminants qui sont les principaux facteurs de stress<sup>77</sup>.

## **Éléments probants du Québec**

### **Étendue des milieux humides au Québec**

En 2009, la superficie totale des milieux humides de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes au Québec était d'environ 2 820 km<sup>2</sup>, soit 9 % de la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> (31 925 km<sup>2</sup>)<sup>80</sup>

Grenier et Allard (2012)<sup>80</sup> ont évalué la situation des milieux humides dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> fondée sur une compilation de la cartographie existante des milieux humides de la région. Les données comprenaient sept ensembles de données différentes provenant de divers projets dérivés soit d'imagerie satellite (p. ex. Landsat, Radarsat) ou d'orthophotos du début des années 1990 à 2009. Les milieux humides ont été divisés en cinq catégories : tourbières ombrotrophes, tourbières minérotrophes, marécages, marais et petits fonds (herbiers aquatiques). Le Tableau 5 et la Figure 11 présentent la répartition des différentes catégories de milieux humides.

*Tableau 5. Superficie par catégorie de milieu humide dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, 2009.*

<i>Catégorie de milieu humide</i>	<i>Superficie du territoire formé de milieux humides (km<sup>2</sup>)</i>	<i>Distribution par catégorie de milieu humide (%)</i>	<i>Proportion du territoire formé de milieux humides (%)</i>
Tourbières ombrotrophes	839	30	2,6
Tourbières minérotrophes	64	2	0,2
Marais	411	15	1,3
Forêts inondées	549	19	1,7
Eaux peu profondes	334	12	1,0
Non classés	623	22	2,0
<b>Total</b>	<b>2 820</b>	<b>100</b>	<b>8,8</b>

*Source : Grenier et Allard (2012)<sup>80</sup>.*

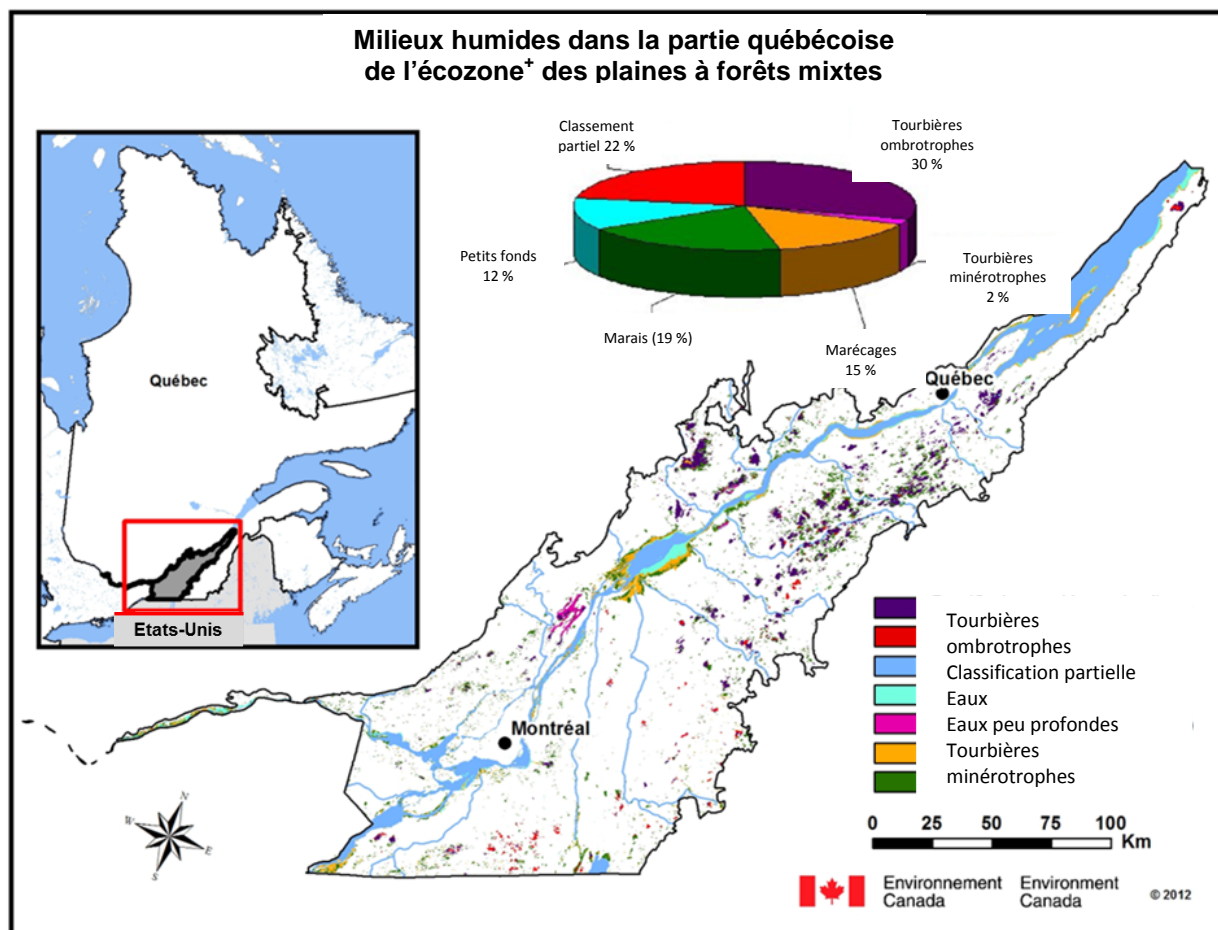


Figure 11. Répartition et classification des milieux humides dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, vers début années 1990 à 2009.

Source : Grenier et Allard (2012)<sup>80</sup>.

Les tourbières ombrotrophes sont éparées, mais occupent de grandes superficies, soit un total de 839 km<sup>2</sup><sup>80</sup>. La tourbière de Lac-à-la-Tortue (6 800 ha), au sud de Shawinigan, dont 8 % sont désignés « réserve écologique », et la tourbière de la Grande Plée Bleue (1 500 ha), au sud de Lévis, sont des exemples de tourbières naturelles demeurées relativement intouchées par les activités humaines. En matière de biodiversité, quelques grands complexes de tourbières minérotrophes existent également près de Villeroy et de Lyster, au sud-ouest de Lévis. Dans la région du Centre-du-Québec, où se trouvent 80 % des cannebergières de la province, la culture de la canneberge est responsable de la perte de grandes superficies de tourbières ombrotrophes<sup>81</sup>.

Les tourbières minérotrophes se trouvent pour la plupart au sud de Montréal, dans la région de Napierville, de Sainte-Clotilde et de la baie Missisquoi<sup>82</sup>. Ces tourbières minérotrophes sont grandement exploitées et ont perdu leur structure originale. Le statut « réserve écologique » assure l'application d'exigences strictes en matière de conservation dans une partie des marais de Lanoraie, qui s'étendent sur 5 500 ha et qui sont entourés de terres agricoles. Les tourbières minérotrophes, d'une superficie de seulement 64 km<sup>2</sup>, font partie de la catégorie de milieu

humide la moins présente sur le territoire<sup>80</sup>. Les marais couvrent une superficie de 411 km<sup>2</sup>, c'est-à-dire 1,3 % de la partie québécoise de l'écozone<sup>+80</sup>. Les zones palustres les plus vastes se trouvent près du lac Saint-Pierre. Toutefois, on en trouve également le long du Saint-Laurent, autour de différentes îles, aux embouchures des cours d'eau et dans les baies des principaux cours d'eau<sup>83</sup>.

La superficie couverte par les marécages est de 549 km<sup>2</sup>, soit 1,7 % de la partie québécoise de l'écozone<sup>+80</sup>. La plupart des marécages se trouvent dans la plaine inondable du lac Saint-Pierre, mais les rivières Richelieu et des Outaouais en hébergent également de grandes superficies. Les périodes d'inondation dans ce type de milieu humide en bordure de milieux terrestres peuvent grandement varier d'une année à l'autre. Par exemple, le long du Saint-Laurent, les zones marécageuses où poussent des érables argentés (*Acer saccharinum*) ont été inondées 31 jours en moyenne par année de 1972 à 1976, mais seulement 12 jours par année de 1980 à 1984.

Les eaux peu profondes (herbiers aquatiques) couvrent 334 km<sup>2</sup>, soit 1 % de la partie québécoise de l'écozone<sup>+80</sup>. La plupart des petits fonds de l'écozone<sup>+</sup> se situent dans le lac Saint-Pierre, où le niveau d'eau a diminué pendant de nombreuses années, favorisant ainsi le développement de végétaux aquatiques submergés et flottants en bordure des marais. Dans cette catégorie sont également compris les secteurs côtiers à haut fond vaseux de la région de l'île d'Orléans ainsi que de nombreuses zones de transition entre eaux profondes et marais le long des cours d'eau.

Le développement urbain, l'agriculture, la navigation, la présence de centres de villégiature et la mauvaise planification de l'utilisation des terres sont tous des facteurs de stress qui ont des répercussions cumulatives importantes, et souvent permanentes, sur les milieux humides de la partie québécoise de l'écozone<sup>+81</sup>. Alors qu'il est bien connu que les pertes enregistrées depuis le peuplement européen sont énormes, elles sont très difficiles à évaluer en raison du type de données disponibles. Selon une analyse comparant la superficie actuelle des milieux humides des basses terres du Saint-Laurent à celle figurant sur une carte des milieux humides historiques effectuée selon les types de sols, 80 % des tourbières ombrotrophes ont été perdues à cause des activités humaines<sup>80</sup>. Des pertes semblables (de 69 à 83 %) ont été enregistrées pour les territoires entourant les régions métropolitaines de Montréal et d'Ottawa-Gatineau au cours de la période de 1800 à 1981. Le drainage des milieux humides à des fins agricoles a été et demeure la principale menace pesant sur les milieux humides, et est responsable de 85 % des pertes totales. L'expansion urbaine et industrielle, quant à elle, représente 9 % de toutes les pertes. Bien qu'il n'ait pas été possible de déterminer avec précision les changements à partir des deux cartes, lesquelles ont été créées à des échelles différentes et selon des méthodes d'identification des milieux humides distinctes, une comparaison visuelle des cartes laisse croire que les tourbières ombrotrophes ont été réduites de 50 % depuis la colonisation. Les régions les plus touchées sont les zones urbaines et la région de la Montérégie. De fortes pressions observées entre 1993 et 2001 dans le paysage agricole vers l'intensification de la production de cultures annuelles au détriment de cultures fourragères et de pâturages, de même que la perte de forêts due à l'aménagement d'ensembles résidentiels et de terres agricoles, donnent à penser que les milieux humides présents dans ce territoire sont grandement touchés.

Entre Montréal et le lac Saint-Pierre, et précisément dans la région du lac Saint-Louis et de Boucherville, les marécages ont pratiquement disparu puisqu'il s'agit du type d'habitat le plus



sec et donc le premier à succomber aux pressions de l'expansion urbaine. Certaines îles du Saint-Laurent ont été épargnées, comme l'île Dowker, l'île aux Hérons, et l'île des Sœurs, ainsi que les îles de l'archipel de Sorel-Tracy. Les marécages de ces dernières subissent des stress, principalement à cause des activités agricoles. L'île Dowker est l'un des plus beaux exemples de marécage du territoire entier. Des analyses plus précises des changements ont été effectuées pour les communautés métropolitaines de Montréal et de Québec ainsi que pour la région de la Montérégie. Depuis 1990, les communautés métropolitaines de Montréal et de Québec ont perdu respectivement 6 et 7 % de leurs milieux humides<sup>80</sup>. De 1964 à 2006, la région de la Montérégie a perdu 2 800 ha de milieux humides, soit 22 % de la superficie qu'ils occupaient en 1964 (Tableau 6)<sup>80</sup>. Il est à noter que le développement agricole et le renouvellement des forêts sont responsables respectivement de 70 et de 11 % de la perte de milieux humides. Les milieux humides affichent un gradient de fragmentation semblable à celui des forêts, qui va en croissant à mesure que l'on se déplace d'ouest en est et qui reflète la superficie de terres utilisées à des fins d'agriculture et d'expansion urbaine. Dans la région de la Montérégie, la superficie moyenne des milieux humides est de 4 ha, et 86 % de ces milieux humides sont de moins de 5 ha. Dans le reste de l'écozone<sup>+</sup>, la superficie moyenne des milieux humides est de 8 ha, et 84 % d'entre eux sont de moins de 5 ha<sup>80</sup>.

*Tableau 6. Répartition des pertes de milieux humides basée sur le type de terre dans la région administrative de la Montérégie, de 1964 à 2006.*

Type de terre	Superficie (ha)	Pourcentage de perte (%)
Terres résidentielles	92	3
Terres industrielles	108	4
Terres agricoles	1 967	70
Forêts	317	11
Réseau routier	18	1
Autres	300	11

Puisqu'une évaluation des pertes de milieux humides n'est pas disponible pour le reste de l'écozone<sup>+</sup> à cause du manque de données fiables, il est raisonnable de croire que les taux de disparition de milieux humides pour l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup> sont probablement équivalents ou légèrement inférieurs aux taux observés en Montérégie.

### **Marais littoraux**

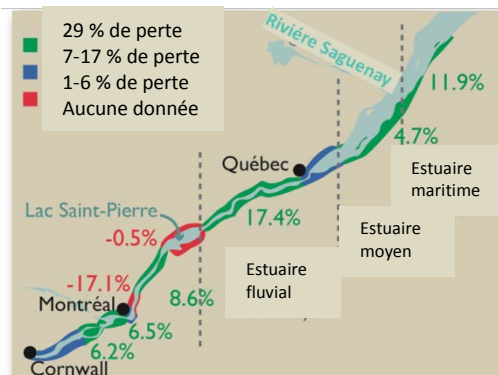
Des marais littoraux d'eau douce et d'eau salée se trouvent dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup>. Les marais littoraux d'eau douce, présents presque en continu sur 200 km (la plupart le long de la rive sud du Saint-Laurent) en amont et en aval de la ville de Québec, sont les plus grands et parmi les moins pollués d'Amérique du Nord. Ils constituent un habitat très rare à l'échelle mondiale<sup>136</sup>.

Plus de 60 km<sup>2</sup> d'habitat riverain le long du Saint-Laurent ont été modifiés de 1945 à 1984<sup>84</sup>. La plupart des changements se sont produits avant le milieu des années 1970 et découlaient du drainage et du remblayage de plans d'eau libre et de milieux humides pour l'aménagement de quartiers résidentiels, de routes et de champs agricoles. Quelques 360 ha ont été remblayés au

profit du développement industriel dans la section amont de l'estuaire, alors que le développement portuaire et la construction d'autoroutes ont mené à la perte de 270 ha autour de Québec. À l'extrémité aval de l'estuaire, plus de 500 ha ont été perdus pour faire place à des installations maritimes et à des activités agricoles<sup>138</sup>. Les pertes près des principaux centres urbains ont été les plus importantes<sup>84, 85</sup>, par exemple 83 % des milieux humides de Montréal ont été perdus jusqu'en 1976<sup>86</sup>. La construction d'ouvrages de régularisation des eaux, notamment des barrages et de la Voie maritime du Saint-Laurent (de 1954 à 1958), était également responsable des changements à la fin des années 1950<sup>85</sup>. Après cette période, c'est plutôt l'urbanisation qui était la source des changements<sup>86</sup>.

Depuis les années 1970, l'étendue globale des milieux humides a augmenté, bien qu'il y ait une variabilité selon le type et l'emplacement du milieu humide (Figure 12)<sup>84</sup>. Alors que la perte de milieux humides se poursuit sous l'effet de l'urbanisation (région de Montréal) et de l'agriculture (lac Saint-Pierre), des efforts de remise en état et de réduction des niveaux d'eau ont entraîné un gain net de 2,7 % en marais et en marécages de 1990 à 2002<sup>84</sup>. Les gains étaient principalement observés dans l'estuaire fluvial et l'estuaire moyen et se sont surtout produits au détriment des eaux libres. La diminution des niveaux d'eau dans les années 1990 a peut-être accéléré la tendance d'assèchement dans certaines régions<sup>84, 87</sup>, transformant les bas marais en hauts marais et en marécages.

a) Changement de 1945 à 1978



b) Changement de 1970-1978 à 2000-2001

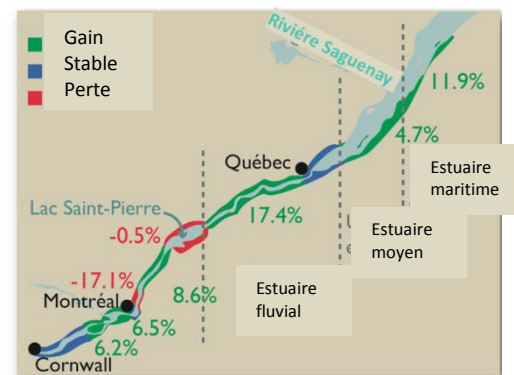


Figure 12. Pourcentage de variation de la superficie des milieux humides par unité physiographique le long du Saint-Laurent.

Source : a) carte adaptée de Lehoux et Chamard (2002)<sup>85</sup>; b) carte adaptée de Jean et Létourneau (2007)<sup>90</sup>.

Compte tenu des conditions environnementales très dynamiques et difficiles (p. ex. fortes marées, courants et vagues, affouillement des glaces) dans l'estuaire, de grandes variations de la superficie des milieux humides sont attendues d'une année à l'autre, d'où l'importance de se concentrer sur les pertes permanentes causées par les activités humaines. Quelque 27 ha de bas marais dominés par la spartine alterniflore (*Spartina alterniflora*) (marais salé) ont été perdus à cause de l'érosion des berges et des activités agricoles dans la région de Kamouraska.

Des conditions de marées difficiles (marées jusqu'à 6 m de haut, 2 fois par jour) ont favorisé l'établissement de nombreuses espèces spécialisées, dont certaines sont des espèces endémiques en péril telles que la gentiane de Victorin (*Gentianopsis virgata* ssp. *victorinii*) et la cicutaire de

Victorin (*Cicuta maculata* var. *victorinii*), alors que d'autres espèces comme l'ériocaulon de Parker (*Eriocaulon parkeri*) et la zizanie naine (*Zizania aquatica* var. *brevis*) se trouvent dans les autres estuaires de la côte Est.

Les marais deviennent de plus en plus saumâtres en aval de la pointe est de l'île d'Orléans et sont de véritables marais salés, juste à l'est de Kamouraska, à l'extrémité est de l'écozone<sup>+</sup>. Ces marais salés sont très riches et sont également caractérisés par un assemblage unique d'espèces tempérées, boréales, et même arctiques. Les espèces de spartines américaines (*Spartina alterniflora*, *S. patens*, et *S. pectinata*) cohabitent avec des espèces caractéristiques de la région circumpolaire arctique, comme le carex subspathacé (*Carex subspathacea*), et des espèces boréales amphiatlantiques (c'est-à-dire se trouvant des deux côtés de l'Atlantique), comme le carex paléacé (*C. paleacea*), le carex dressé (*C. recta*), le carex salin (*C. salina*) et le carex vacillant (*C. vacillans*)<sup>136</sup>.

En 2000-2001, les plantes exotiques envahissantes comprenaient 14 % de plantes vasculaires dans les milieux humides du Saint-Laurent<sup>88</sup>. Leur expansion peut être attribuée à l'altération des berges, à l'excavation du chenal de navigation et à la régularisation des niveaux d'eau, qui ont réduit l'ampleur des variations de niveau d'eau, l'hydrodynamique dans les zones littorales peu profondes et la capacité du fleuve à emporter les nutriments des sédiments et à déraciner la végétation émergente<sup>89</sup>.

Bien que le nombre d'espèces exotiques soit sensiblement stable le long du Saint-Laurent, leur couverture varie, de 44 % dans le secteur de Montréal à 6 à 10 % dans l'estuaire fluvial et l'estuaire moyen<sup>88</sup>. Le butome à ombelle (*Butomus umbellatus*) et la salicaire commune (*Lythrum salicaria*) sont de loin les espèces envahissantes les plus communes dans les marais, mais leur impact n'est peut-être pas aussi grand que celui d'autres envahisseurs, comme le roseau commun (*Phragmites australis*). Par exemple, le roseau commun peut être considéré comme rare, mais sa couverture est supérieure à 50 % dans 71 % des sites où il se trouve. En revanche, la salicaire commune peut avoir une telle couverture dans seulement 9 % des nombreux sites où elle se trouve dans les marais du Saint-Laurent<sup>88</sup>.

## Lacs et cours d'eau

### Constatation clé à l'échelle nationale

Parmi les tendances influant sur la biodiversité des lacs et des cours d'eau observées ces 40 dernières années figurent les variations saisonnières des débits, les hausses de la température des cours d'eau et des lacs, la baisse des niveaux d'eau, et la perte et la fragmentation de l'habitat.

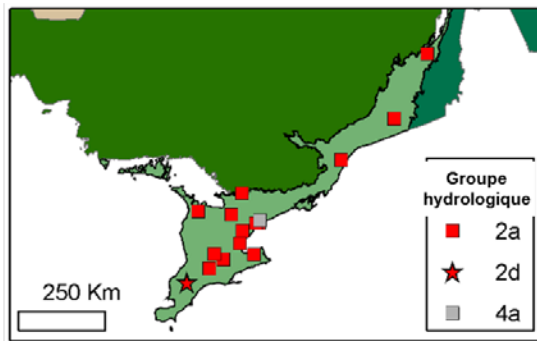
L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes comprend des portions du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Outaouais ainsi que plusieurs autres grands cours d'eau et leur bassin versant, mais exclut les eaux des Grands Lacs laurentiens. Des centaines de lacs et des milliers de kilomètres de cours d'eau représentent environ 3 % de la superficie totale de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>91</sup>. Les plaines à forêts mixtes sont des paysages caractérisés par les activités humaines et fortement fragmentés. L'agriculture domine l'utilisation des terres de l'écozone<sup>+</sup>, et la région est fortement touchée par la croissance urbaine (plusieurs grandes villes et couverture urbaine étendue)<sup>92, 93</sup>. La combinaison de la sédimentation et de la pollution organique provenant des exploitations agricoles intensives<sup>94, 95</sup>, la fragmentation créée par les barrages<sup>96, 97</sup>, l'introduction d'espèces aquatiques envahissantes<sup>98, 99</sup>, et les proportions croissantes de surfaces imperméables dans les zones urbaines<sup>100</sup> sont tous des facteurs de stress pour les écosystèmes d'eau douce.

### Débits des cours d'eau

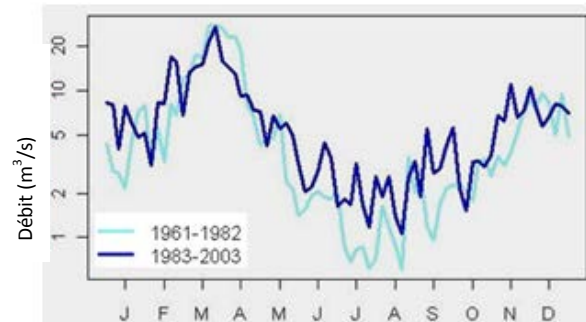
Une analyse des variations du débit des cours d'eau avec régularisation du débit et effets en amont minimales a été effectuée dans le cadre du RETE<sup>101</sup>, ce qui a mis à jour les résultats publiés en 2000, qui comparaient les données de 1976-1985 à celles de 1986-1995<sup>102</sup>. Afin de faciliter l'analyse des tendances à l'échelle nationale, les sites ont été organisés en six groupes aux tendances intrasaisonnières semblables en termes de débit (groupes hydrologiques).

Entre les périodes de 1961 à 1982 et de 1983 à 2003, la plupart des cours d'eau des plaines à forêts mixtes ont montré une tendance unique pour le Canada, présentant un débit accru toutes les saisons, sauf au printemps. Au cours des mois à forts débits, une augmentation moyenne de 50 % du débit par rapport à la donnée médiane a été observée dans la plupart des stations. La majorité des débits dans l'écozone<sup>+</sup> dépendent des processus de mélange de pluie et de neige. Le ruissellement le plus important se produit au printemps, alors que le ruissellement est faible en été et plus fort en automne. La fonte des neiges au début de l'année est l'origine du pic printanier, tandis que les forts débits automnaux sont dus aux précipitations de pluie<sup>101</sup>. Les variables climatiques associées à ce groupe de cours d'eau ont montré des températures plus élevées presque tout au long de l'année, avec des étés et des automnes plus pluvieux. La Figure 13 indique l'emplacement des stations hydrométriques utilisées dans l'analyse et présente la variation du débit d'une période à l'autre dans la rivière Nith, qui affiche des changements typiques de ce groupe de cours d'eau. La figure montre également les changements de température et de précipitation. Puisque cette analyse est fondée sur des sites de référence se trouvant dans des cours d'eau et des bassins versants peu modifiés par les

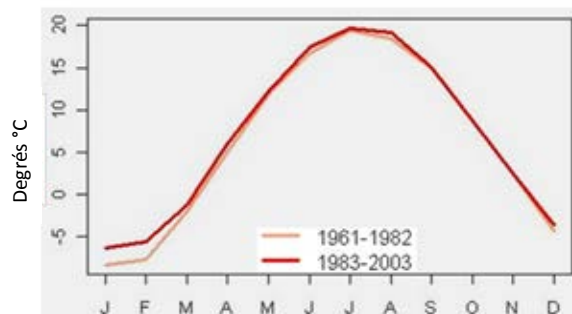
activités humaines, les changements observés au fil du temps sont probablement liés aux tendances des températures et des précipitations.



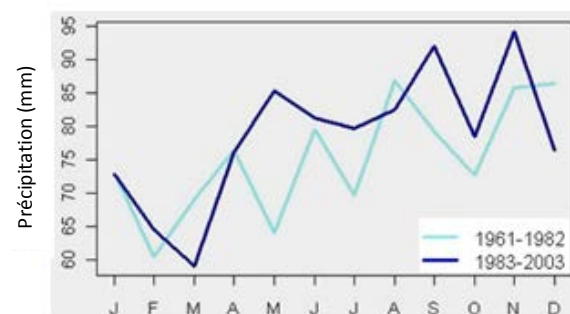
a) Stations dans les plaines à forêts mixtes



b) Variation du débit de la rivière Nith



c) Variation de la température de la rivière Nith



d) Variation des précipitations dans la rivière Nith

Figure 13. Variation du débit, de la température et des précipitations entre la période de 1961 à 1982 et la période de 1983 à 2003 de la rivière Nith, dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Les groupes hydrologiques correspondent à des grappes de cours d'eau présentant des réponses hydrologiques semblables aux variations du climat. Pour obtenir des renseignements sur les groupes hydrologiques susmentionnés, veuillez consulter Cannon et al. (2011)<sup>101</sup>.

a) Emplacements et groupes hydrologiques des stations dans les plaines à forêts mixtes, dont la rivière Nith. b) Variation du débit de la rivière Nith, représentative du groupe hydrologique 2a.

c) Variation de la température de la rivière Nith. d) Variation des précipitations dans la rivière Nith.

Source : Cannon et al. (2011)<sup>101</sup>.

Bien qu'aucune analyse exhaustive n'existe sur les tendances hydrologiques des cours d'eau touchés par les activités humaines dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup>, les propriétés hydrologiques de la plupart des grands systèmes fluviaux des plaines à forêts mixtes sont altérées par des facteurs de stress communs, comme la destruction des zones riveraines, la présence d'obstacles (barrages), le drainage et la canalisation, qui résultent tous du développement agricole et de l'urbanisation des bassins versants<sup>103, 104, 105</sup>. Les éléments probants de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> montrent que la reforestation depuis les années 1950 a entraîné une augmentation des débits de base, une diminution des débits de pointe et une stabilité de la forme des chenaux dans certains systèmes fluviaux (p. ex. Buttle, 1994<sup>106</sup>; Buttle, 1995<sup>107</sup>).

## **Température de l'eau**

Morris et Corkum (1996)<sup>108</sup> ont démontré que la perte de couvert riverain des cours d'eau dans les zones agricoles de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes a entraîné une augmentation des températures mensuelles moyennes de l'eau, une augmentation des fluctuations quotidiennes de la température et une augmentation des apports de nutriments. L'augmentation des températures de l'eau, due au raccordement d'étangs au réseau et à la déforestation, est également un facteur de stress important pour les cours d'eau froide se jetant dans le lac Ontario<sup>105</sup> et dans nombre d'autres bassins versants (p. ex. GRFMPIC, 2005<sup>103</sup>; Ontario Ministry of Natural Resources et Toronto and Region Conservation Authority, 2005<sup>104</sup>). Malgré les récentes améliorations des conditions riveraines dans certains bassins versants, les tronçons intacts comportant des milieux non perturbés ont tendance à se trouver dans les secteurs d'amont. Par le passé, nombre de ces habitats d'eau froide s'étendaient beaucoup plus loin en aval dans les bassins versants<sup>105</sup>. Par contre, certains systèmes fluviaux ont des réservoirs lâchant des eaux hypolimniques, ce qui refroidit artificiellement les tronçons en aval et altère les communautés ichthyologiques et benthiques (p. ex. réservoir Bellwood, sur la rivière Grand)<sup>109, 110</sup>.

Au cours des 30 à 40 dernières années, une hausse des températures de l'eau a été observée dans les lacs des plaines à forêts mixtes (p. ex. Robbillard et Fox, 2006<sup>111</sup>). Cette tendance au réchauffement est également soulignée par la prolongation de la saison exempte de glace et la survenue précoce de la débâcle printanière dans les lacs au cours d'une période semblable<sup>112</sup>.

## **Niveaux d'eau**

La construction de canaux dans le passé (p. ex. canal Rideau, voie navigable Trent-Severn) a modifié les niveaux d'eau et l'état trophique de nombreux grands cours d'eau et lacs des plaines à forêts mixtes<sup>113, 114</sup>. Par exemple, le niveau d'eau du lac Rideau supérieur a été élevé de 1,5 m pendant la construction du canal<sup>113</sup>. Les cours d'eau froide et chaude ont subi une fragmentation, une altération de l'habitat, une baisse de la qualité de l'eau et une modification des niveaux d'eau due à la présence d'ouvrages de régularisation des eaux, de petits vestiges de barrages et d'étangs récréatifs raccordés<sup>103, 104</sup>. De tels obstacles sont omniprésents dans l'écozone<sup>+</sup>. Les débits naturels de la rivière des Outaouais et du fleuve Saint-Laurent ont également été grandement altérés par la construction de barrages aux fins de régularisation des niveaux d'eau et de production d'électricité ces 130 dernières années<sup>96, 115</sup>. Dans une étude internationale, Nilsson *et al.* (2005)<sup>116</sup> ont déterminé que les grands systèmes fluviaux de l'ensemble des plaines à forêts mixtes (et ailleurs) sont fortement touchés par la fragmentation causée par l'aménagement de barrages et la régularisation des débits.

## **Biodiversité aquatique**

L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes soutient la plus grande biodiversité de poissons d'eau douce du Canada<sup>117</sup>, abritant 97 % du nombre total de taxons de l'Ontario, 86 % du nombre total du Québec et 78 % du nombre total du Canada. L'écozone<sup>+</sup> possède également la faune de moules d'eau douce la plus diversifiée du Canada (41 espèces sur un total de 55 au pays)<sup>118</sup>.

Les communautés de poissons et les autres communautés aquatiques changent en réponse aux changements dans les milieux aquatiques partout dans l'écozone<sup>+</sup>. Les principaux facteurs de stress comprennent l'eutrophisation des lacs d'eau froide, les changements dans la productivité des lacs d'eau chaude (voir la section « Charge en nutriments et proliférations d'algues »), la modification des débits, la fragmentation de l'habitat, l'envasement, l'enrichissement en nutriments et en contaminants, et l'endiguement des cours d'eau<sup>103, 115, 119, 120</sup>.

Une tendance typique des changements dans les communautés ichtyologiques des systèmes lotiques des plaines à forêts mixtes est la contraction de l'aire de répartition des espèces des eaux froides, qui se confinent aux eaux d'amont. Les espèces des eaux chaudes, quant à elles, élargissent leur aire de répartition vers les zones amont des systèmes (p. ex. Mahon *et al.* 1979<sup>121</sup>). L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), autrefois le plus grand prédateur dans de nombreux lacs d'amont peu profonds et systèmes fluviaux d'eau froide, est maintenant confiné aux eaux d'amont<sup>104, 122, 123, 124, 125, 126</sup>. En plus de présenter des milieux d'eau froide plus adéquats, ces zones d'eaux d'amont sont grandement isolées et exemptes des salmoninés migrateurs introduits (p. ex. saumon atlantique [*Salmo salar*], truite brune [*Salmo trutta*]).

Les tendances de la dominance des espèces de poisson dans les lacs de l'écozone<sup>+</sup> ont également changé par rapport aux répartitions historiques en réponse à des facteurs de stress, comme les introductions non autorisées ou non intentionnelles (p. ex. crapet de roche [*Ambloplites rupestris*], moule zébrée [*Dreissena polymorpha*], gobie à taches noires [*Noegobius melanostomus*]) et les déplacements entre les bassins versants autrefois isolés<sup>105</sup>. Par exemple, les communautés de poissons indigènes du bassin versant de la rivière Crowe différaient de celles des lacs Kawartha avant l'aménagement de la voie navigable Trent-Severn, mais un changement des niveaux d'eau a permis aux poissons de se déplacer d'un système à l'autre, ce qui a homogénéisé les communautés de poissons ces 150 dernières années. Des lacs proches de ces systèmes, mais non reliés à la Voie-Navigable (p. ex. les lacs Dalrymple et Head), conservent toujours des communautés ichtyologiques différentes<sup>105</sup>.

La biodiversité dans les eaux douces est le plus à risque dans l'ensemble des bassins versants dominés par les activités humaines de l'écozone<sup>+</sup>, reflétant ainsi la dégradation de l'habitat et de la qualité de l'eau. La perte de zones riveraines, l'isolement de cours d'eau de leur plaine inondables, la fragmentation de l'habitat et l'augmentation du développement urbain et agricole dans les bassins versants ont grandement contribué à la perte de biodiversité en eaux douces<sup>127, 128, 129, 130</sup>.

Des 131 taxons de poissons indigènes dans l'écozone<sup>+</sup>, 36 sont préoccupants sur le plan de la conservation. Les poissons sont ainsi le groupe de vertébrés qui comptent le plus de taxons préoccupants au sein de l'écozone<sup>+</sup><sup>131</sup>. Plusieurs programmes de rétablissement en cours de mise en œuvre visent la remise en état des milieux aquatiques dont dépendent ces espèces.

Metcalfe-Smith *et al.* (1998)<sup>132</sup> ont documenté une réduction de la diversité des moules d'eau douce et un changement dans la dominance des communautés au cours des 140 dernières années. Plusieurs études décrivent des déclin de populations et des contractions de l'aire de répartition des espèces<sup>120, 133, 134</sup>. Parmi les 41 espèces de moules d'eau douce vivant dans les

plaines à forêts mixtes, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné 10 espèces en voie de disparition et une préoccupante.

Plusieurs efforts visent à favoriser le rétablissement des moules d'eau douce dans les plaines à forêts mixtes. Des programmes de rétablissement écosystémique ont été élaborés pour certains systèmes. Metcalfe-Smith *et al.* (2000)<sup>135</sup> ont constaté que les populations de moules de la rivière Grand s'étaient rétablies depuis le creux historique des années 1970. Le nombre d'espèces dans l'ensemble du système a augmenté, passant de 17 à 25 entre le début des années 1970 et la fin des années 1990. Dans les tronçons aval du chenal principal, le nombre d'espèces a augmenté, passant de 6 à 21. L'augmentation du nombre d'espèces dans le système a été associée à l'amélioration de la qualité de l'eau réalisée ces deux à trois dernières décennies.

#### Constatation clé 5

#### Thème Biomes

### Zones côtières

#### Constatation clé à l'échelle nationale

Les écosystèmes côtiers, par exemple les estuaires, les marais salés et les secteurs côtiers à haut fond vaseux, semblent sains dans les zones côtières moins développées, même s'il y a des exceptions. Dans les zones développées, l'étendue des écosystèmes côtiers diminue, et leur qualité se détériore à cause de la modification de l'habitat, de l'érosion et de l'élévation du niveau de la mer.

Les marais littoraux sont présentés sous la constatation clé portant sur les milieux humides.

#### Constatation clé 7

#### Thème Biomes

### Glace dans l'ensemble des biomes

#### Constatation clé à l'échelle nationale

La réduction de l'étendue et de l'épaisseur de la glace de mer, le réchauffement et la fonte du pergélisol, l'accélération de la perte de masse des glaciers et le raccourcissement de la période de glace de lac sont observés dans tous les biomes du Canada. Les effets sont visibles à l'heure actuelle dans certaines régions et sont susceptibles de s'étendre; ils touchent à la fois les espèces et les réseaux trophiques.

### ***Éléments probants de l'Ontario – glace de lac et de rivière***

L'englacement et la débâcle sont d'importants phénomènes saisonniers dans les lacs et cours d'eau des altitudes moyennes à élevées<sup>139</sup>. Les changements de la période de ces phénomènes peuvent avoir de grandes répercussions sur les communautés aquatiques. La couverture de glace limite la quantité d'énergie solaire pénétrant dans l'eau, diminue la quantité d'évaporation et réduit le temps pendant lequel les lacs et les cours d'eau sont une source de gaz à effet de serre<sup>140</sup>. La couverture de glace touche la flore et la faune des écosystèmes aquatiques<sup>141</sup>. Les effets de la glace vont également au-delà des rives puisque



l'affouillement glaciaire a des répercussions sur les espèces vivant dans les zones riveraines, alors que les inondations causées par les embâcles et les crues printanières normales découlant de la fonte de la glace et de la neige influent considérablement sur les sols et, par conséquent, sur les espèces dans les plaines inondables et les zones riveraines<sup>142</sup>. De façon générale, les petits lacs gèlent plus tôt que les lacs de grande taille, et les lacs profonds ont tendance à geler plus tard que les lacs peu profonds (en raison de la chaleur massique de l'eau). Les lacs en mesure de se réchauffer davantage au cours de la saison exempte de glace (lacs à eau claire) gèlent plus tard que les lacs aux températures peu élevées. La débâcle survient souvent plus tôt dans les lacs se trouvant plus en aval dans un bassin versant que dans les lacs d'amont, peut-être en raison du débit accru causé par la fonte de la neige dans la partie supérieure du bassin versant<sup>112</sup>.

Les premières données sur la débâcle au sein de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes proviennent du port de Toronto, où la collecte de données a commencé en 1822<sup>143</sup>, et du lac Simcoe, où la collecte de données a commencé en 1853<sup>112</sup>. Lorsque les données du lac Simcoe ont été divisées par périodes, on a constaté que la période associée à la fin du Petit Âge glaciaire (1853-1899) affichait une tendance statistiquement significative indicatrice d'une hausse des températures dans le cas de la débâcle et de la durée de la saison exempte de glace. Pour la période de 1950 à 1995 également, des éléments probants révélaient une hausse des températures, alors que la période de 1900 à 1949 montrait une tendance à la baisse<sup>112</sup>. Selon l'étude de la période entière (de 1853 à 2001) pour les 46 lacs étudiés dans le sud de l'Ontario, une tendance significative vers des débâcles précoces et des saisons exemptes de glace prolongées a été observée<sup>112</sup>. Lorsque les taux moyens de variation de l'englacement et de la débâcle de la période la plus récente de réchauffement climatique rapide (de 1975 à 2004) ont été comparés aux taux historiques observés au sein de l'hémisphère Nord, il a été constaté que, dans la région des Grands Lacs du Canada et des États-Unis, l'englacement se produisait 3,3 jours plus tard par décennie, et la débâcle, 2,1 jours plus tôt par décennie, alors que la durée moyenne de la couverture de glace a diminué de 5,3 jours par décennie<sup>139</sup>.

Le cycle annuel de prise et de fracture des glaces dans les Grands Lacs influe sur les processus physiques au sein des lacs et dans la couche limite atmosphérique adjacente qui, à son tour, touche l'économie et l'écologie de la portion de la région des Grands Lacs<sup>141</sup> se trouvant dans les plaines à forêts mixtes. L'examen de l'intensité des cycles glaciaires dans les Grands Lacs pour la période de 1973 à 2002 a permis de déterminer qu'environ la moitié des cycles glaciaires faibles (apparition tardive de la première glace, disparition précoce de la dernière glace, raccourcissement de la durée de la couverture de glace) se sont produits lors des cinq dernières années de la période d'étude de 30 ans (de 1998 à 2002), alors que plus de la moitié des cycles glaciaires intenses se sont produits dans les 10 premières années de la période d'étude (1977 à 1982)<sup>141</sup>.

Le pourcentage de couverture de glace sur les Grands Lacs a diminué de 1973 à 2008 (Figure 14)<sup>142</sup>. Depuis 1970, une diminution d'environ 40 % de la couverture de glace s'est produite sur les lacs Michigan et Ontario, alors que la couverture de glace a diminué d'environ 35 % sur le lac Supérieur, de 19 %, sur le lac Érié, et de 18 %, sur le lac Huron (Tableau 7). La couverture de glace saisonnière moyenne est habituellement plus élevée sur les lacs Supérieur (en raison de son emplacement plus au nord et de son climat plus frais), Érié et Huron (en

raison de leur profondeur moins élevée) que sur les lacs Michigan et Ontario (qui, bien qu'ils soient plus au sud que le lac Supérieur, sont relativement profonds).

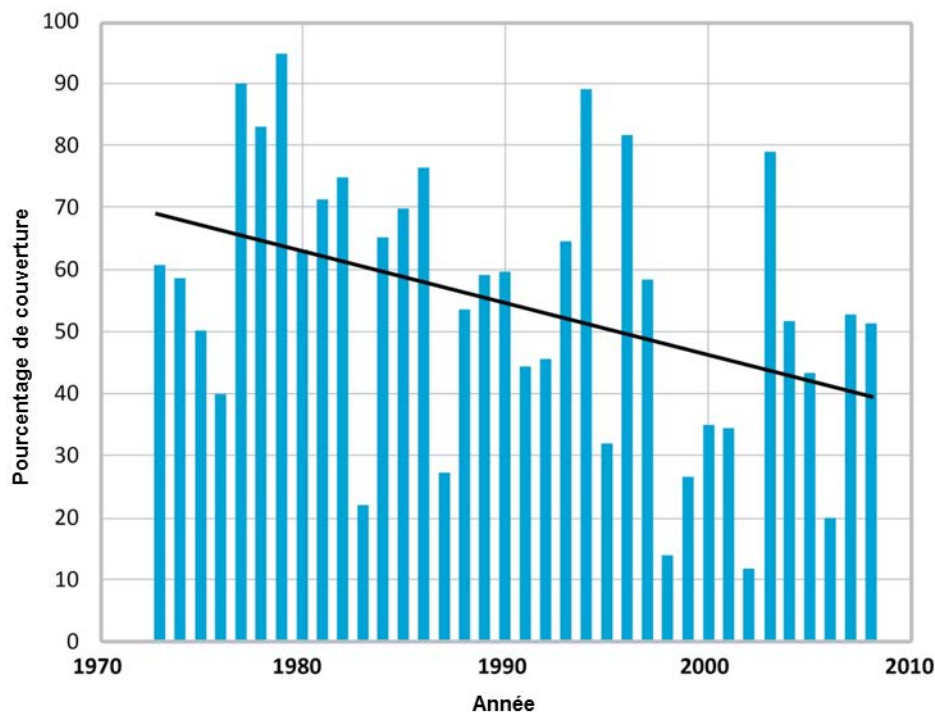


Figure 14. Variation du pourcentage de couverture de glace saisonnière maximale sur les Grands Lacs, de 1973 à 2008.

Source : Karl et al. (2009)<sup>144</sup>, mise à jour à partir de Assel et al. (2003)<sup>145</sup> au moyen de données provenant de la National Oceanic and Atmospheric Administration.

Tableau 7. Couverture de glace maximale moyenne (en %) sur les Grands Lacs par décennie, des années 1970 aux années 2000.

Lac	1970–1979	1980–1989	1990–1999	2000–2008	Variation (%) (1970–2008)
Érié	94,5	90,8	77,3	76,4	-19,2
Huron	71,3	71,7	61,3	58,7	-17,7
Michigan	50,2	45,6	32,4	28,4	-43,4
Ontario	39,8	29,7	28,1	23,9	-39,9
Supérieur	74,5	73,9	62,0	48,0	-35,6

Source : Conseil de la biodiversité de l'Ontario(2010)<sup>146</sup>, mise à jour à partir de Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis (2009)<sup>147</sup> au moyen de données provenant du Résumé saisonnier pour les Grands Lacs (2000-2008) du Service canadien des glaces)<sup>148</sup>.

Les variations de la couverture de glace depuis les années 1970 peuvent être liées aux changements dans les oscillations atmosphériques et océaniques à grande échelle qui influent sur le climat des plaines à forêts mixtes. Des liens ont été établis entre les changements dans le phénomène El Niño-oscillation australe (ENSO) et les variations des températures hivernales<sup>149</sup>.

L'examen des données sur la couverture de glace des Grands Lacs de 1963 à 1990<sup>150</sup> a fait ressortir une tendance relativement forte vers une couverture de glace inférieure à la moyenne (46 % de la couverture de glace annuelle maximale la plus basse), tendance associée à des hivers doux en raison d'El Niño. Depuis le milieu des années 1970, les épisodes El Niño sont plus longs et intenses<sup>149</sup>.

Le succès de reproduction de nombreuses espèces de poissons d'eau froide est directement lié aux conditions thermiques du plan d'eau dans lequel ils vivent. Dans des conditions semi-contrôlées et de laboratoire, le succès de reproduction du grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), poisson d'eau froide, était inversement lié aux conditions thermiques<sup>151</sup>. De plus, les températures de l'eau déterminent directement le moment de la formation de la glace et la quantité de cette dernière. Au cours de l'étude de terrain, les automnes et hivers tardifs de 2003-2004 et de 2004-2005 étaient froids avec une couverture de glace étendue dans l'est du lac Ontario<sup>152</sup>. Les périodes de reproduction ont été suivies par une abondance de larves de grand corégone dans la baie de Chaumont en 2004-2005<sup>152</sup>. Par contre, les hivers de 2005-2006 et 2006-2007 ont été doux avec une couverture de glace relativement petite, et les populations de larves de grand corégone étaient faibles<sup>152</sup>. Le succès de reproduction du touladi (*Salvelinus namaycush*) est touché de façon semblable. Lorsque la survie des alevins de touladi a été examinée en fonction de la température de l'eau et de la période d'éclosion, les températures élevées étaient associées à une éclosion précoce, à une résorption précoce du vitellus et à la mort, alors que les températures basses étaient associées à un lent développement, à une éclosion tardive et à une survie élevée (Figure 15)<sup>153</sup>. La perte de couverture de glace semble être indicatrice des effets négatifs sur les corégones et les autres espèces d'eau froide.

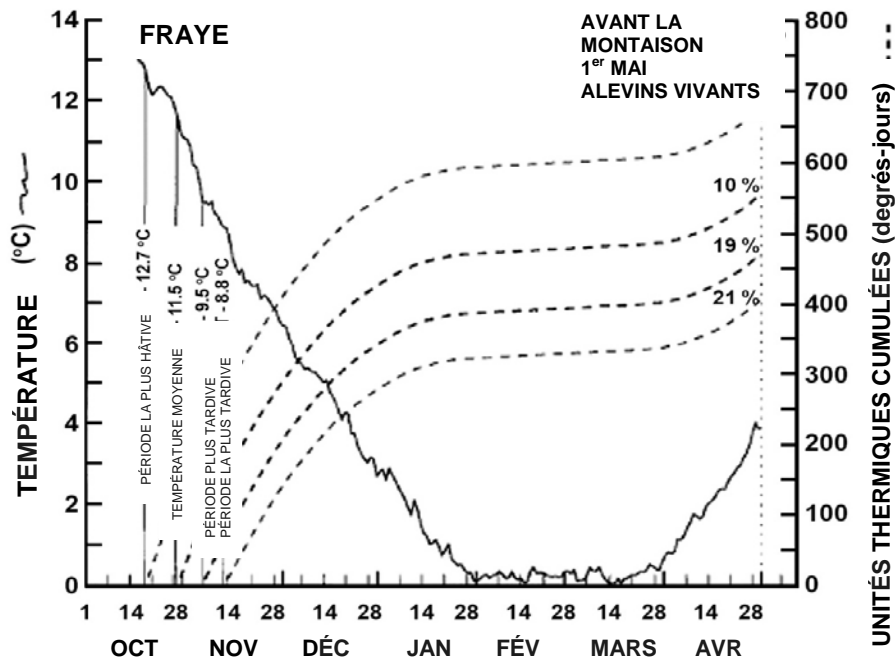


Figure 15. Températures journalières moyennes de l'eau liées à la fraye du touladi à Yorkshire Bar, dans l'est du lac Ontario, de 1989 à 1993.

Les températures moyennes journalières de l'eau ont été prises à la surface du substrat de roches et de galets (4,5 m), où les incubateurs étaient situés à Yorkshire Bar, du début de la période de fraye jusqu'à la fin avril, le printemps suivant. Les mois sont délimités par de longs traits foncés, les traits plus clairs indiquent les intervalles de 7 jours. Comprend le début et la fin de la période d'incubation in situ. Les températures journalières moyennes de l'eau associées à la période de fraye du touladi dans l'est du lac Ontario sont délimitées par des lignes verticales pleines correspondant chacune à une période donnée : période la plus hâtive, température la plus élevée; température moyenne; date plus tardive, température plus basse (9,5 °C); date la plus tardive, température la plus basse. Les dates auxquelles ces températures sont atteintes correspondent à des périodes possiblement importantes où devrait commencer l'incubation des œufs de touladi naturellement fécondés et déposés dans l'est du lac Ontario. Les courbes tiretées illustrent les unités thermiques cumulatives commençant aux dates respectives (19 octobre, 29 octobre, 7 novembre et 13 novembre). Le pourcentage de survie avant la montaison, extrapolé à partir de ces dates au 1<sup>er</sup> mai (ligne verticale pointillée), est également présenté. Source : Casselman, 1995<sup>153</sup>

Des températures élevées créent près des rives une fine couverture de glace qui est facilement brisée et poussée par les vents de terre, ce qui entraîne l'empilement de glace et la perte d'habitat pour les espèces invertébrées<sup>154</sup>. Une telle situation a été observée au lac Ontario en mars 1986, alors que la glace du lac à Kingston s'était fragilisée sous la hausse rapide de la température ambiante (17 °C) et l'action des vents de terre, qui ont créé un empilement de glace le long des rives jusqu'à une hauteur de 2,5 m. Des roches de la rive, pesant jusqu'à 206 kg, ont été déplacées au sommet des piles de glace<sup>155</sup>. Une étude sur l'utilisation de l'habitat par les invertébrés des milieux humides côtiers du lac Huron a montré que la structure de la communauté des invertébrés près de la rive des zones exposées aux vagues différait de celles dont les lieux sont protégés<sup>156</sup>.

La superficie des zones exemptes de glace des Grands Lacs influe considérablement sur le nombre de précipitations de neige dues à l'« effet de lac » qui surviennent dans les ceintures de neige autour des Grands Lacs. Dans une étude portant sur les données sur les précipitations de neige de 1925 à 2007 dans la région des Grands Lacs, une tendance à la hausse des précipitations de neige a été constatée dans les ceintures de neige des lacs Supérieur et Michigan<sup>157</sup>. Les températures ambiantes affichaient aussi une tendance à la hausse dans les lacs Supérieur et Michigan, ce qui donne à penser que des eaux de surface plus chaudes et une couverture de glace réduite contribuent à la tendance à la hausse des précipitations de neige en réchauffant les lacs et en faisant augmenter les flux d'humidité pendant les poussées d'air froid<sup>157</sup>.

Un des rares changements positifs qui peuvent résulter de la contraction de la couverture de glace des lacs est la diminution de la mortalité hivernale (mort de poissons causée par un appauvrissement en oxygène sous la glace). D'après la modélisation de l'impact de la contraction de la couverture de glace sur les lacs eutrophes de moins de 40 m de profondeur du nord des États-Unis (adjacent aux plaines à forêts mixtes) utilisant un scénario où la quantité de CO<sub>2</sub> serait le double, la mortalité hivernale devrait être éliminée de ces lacs puisque les teneurs en oxygène dissous sous la glace ne causeraient plus de conditions anoxiques<sup>158</sup>.

Constatation clé propre à l'écozone<sup>+</sup>

Thème Biomes

## Dunes

### *Dunes côtières des Grands Lacs*

Les dunes côtières d'eau douce sont des écosystèmes de sable à découvert situés principalement le long des rives des Grands Lacs (figure 16). On considère qu'elles font partie des écosystèmes les plus fragiles de l'Amérique du Nord<sup>159</sup>. Elles comprennent à la fois les zones sablonneuses à découvert et les zones stabilisées par les graminées, les herbes et les arbustes. Des arbres individuels ou épars ou de petites parcelles d'arbres peuvent être présents. Puisque les dunes côtières sont des formations linéaires étroites confinées aux rives des principaux lacs et cours d'eau, leur superficie totale dans les plaines à forêts mixtes est relativement petite. Les principaux systèmes dunaires se trouvent dans les Grands Lacs canadiens, soit à Sauble Beach, à Carter Bay, dans le parc provincial Pinery, dans la Grande île Duck et à Wasaga Beach (lac Huron); dans le parc national de la Pointe-Pelée, à Long Point et à Point Abino (lac Érié); dans les parcs provinciaux Sandbanks et Presqu'île (lac Ontario). Les dunes se trouvent également le long de la rivière des Outaouais<sup>160</sup>, à Westmeath (la baie Constance ne compte plus de zones de dunes à découvert, bien qu'il y en ait eu par le passé).

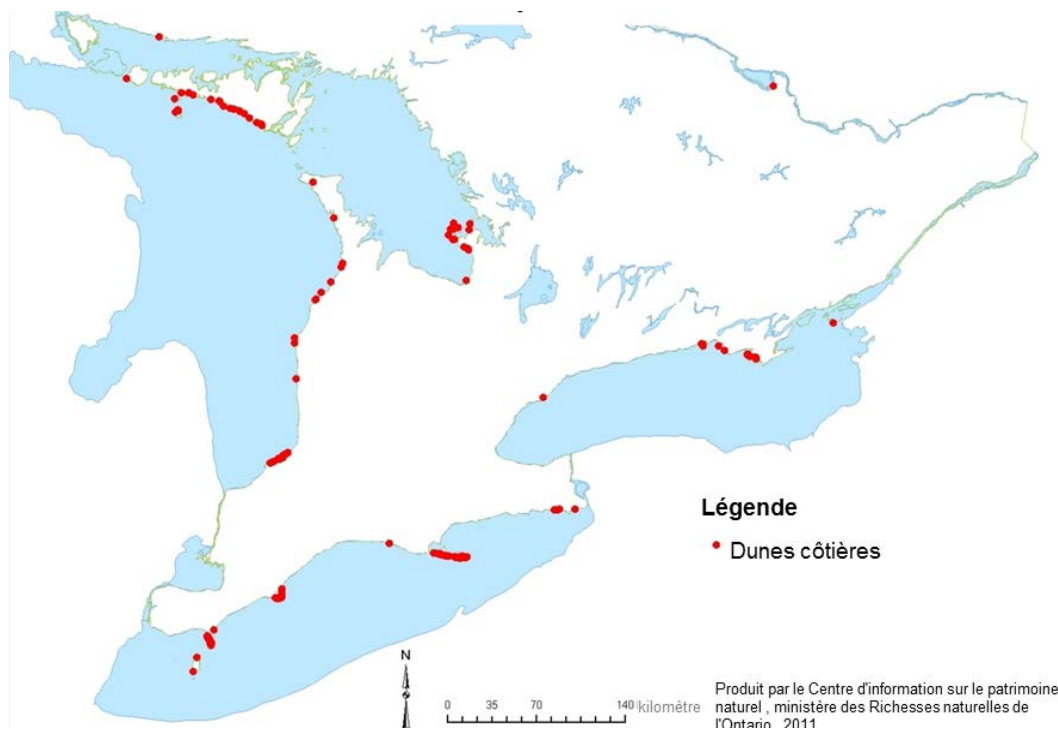


Figure 16. Dunes côtières de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.  
Source : Natural Heritage Information Center (2011)<sup>47</sup> Reproduit avec permission.

Les écosystèmes dunaires ouverts sont rares à l'échelle provinciale<sup>161</sup> et abritent de nombreuses espèces végétales rares, comme le barbon à balais (*Schizachyrium scoparium*), le barbon de Gérard (*Andropogon gerardii*), le grémil de Caroline (*Lithospermum caroliniense*), le grémil incisé (*Lithospermum incisum*), le faux-sorgho penché (*Sorghastrum nutans*) et l'élyme du Canada (*Elymus canadensis*). Le chardon de Pitcher (*Cirsium pitcheri*) et le grand calamovilfa (*Calamovilfa longifolia* var. *magna*), qui se rencontrent également dans ces écosystèmes, sont endémiques dans les Grands Lacs. Au moins 24 autres espèces de plantes rares sont réputées se trouver dans les dunes côtières de l'écozone<sup>+</sup> à l'échelle provinciale<sup>162</sup>.

Le pluvier siffleur (*Charadrius melodus*), oiseau en voie de disparition qui nichait autrefois dans les dunes côtières des Grands Lacs, avait entièrement disparu de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> en 1976<sup>45</sup>. L'espèce a commencé à revenir dans cette région en 1993. Dans une étude examinant le succès de reproduction de 1993 à 2008<sup>163</sup>, il a été établi que la prédation par le faucon émerillon (*Falco columbarius*), autre espèce dont les effectifs étaient réduits dans le passé et qui effectue aujourd'hui un retour, était à l'origine de la plupart des abandons de nid. Les individus abandonnés représentaient 5,7 % de la population de pluviers bagués.

Il existe également de nombreuses espèces d'insectes rares dans les dunes côtières, notamment des espèces de cicindèles, de sauterelles, de papillons et de papillons nocturnes. Certaines espèces, comme le criquet du lac Huron (*Trimerotropis huroniana*), sont rares à l'échelle mondiale<sup>45</sup>.

Les dunes côtières sont des écosystèmes très fragiles et peuvent être facilement perturbées tant par les activités humaines que par les forces naturelles. Seuls deux cents passages de

randonneurs sur les dunes peuvent tuer la végétation<sup>159, 164</sup>. Le durcissement des rives et la création d'épis, de brise-lames et de quais, qui changent l'érosion naturelle et le dépôt de sable par les courants, ont des effets négatifs sur les dunes<sup>165, 166</sup>. La chaleur des feux de camp sur les dunes tue les racines des plantes adjacentes<sup>167</sup>. La baisse des niveaux d'eau du lac et la diminution des réserves d'eaux souterraines que devraient causer les changements climatiques<sup>168</sup> auront des effets négatifs sur les écosystèmes dunaires. Le développement continuera probablement à exercer des pressions le long des rives des Grands Lacs<sup>165</sup>.

## THÈME : INTERACTIONS HUMAINS-ÉCOSYSTÈMES

### Constatation clé 8

### Thème Interactions humains-écosystèmes

#### Aires protégées

##### Constatation clé à l'échelle nationale

La superficie et la représentativité du réseau d'aires protégées ont augmenté ces dernières années. Dans nombre d'endroits, la superficie des aires protégées est bien supérieure à la valeur cible de 10 % fixée par les Nations Unies. Elle se situe toutefois en deçà de la valeur cible dans les zones fortement développées et dans les océans.

Une analyse des aires protégées des plaines à forêts mixtes a été effectuée pour le RETE au moyen des données du Système de rapport et de suivi pour les aires de conservation (SRSAC) et des limites de l'écozone<sup>+</sup> établies aux fins du projet<sup>169</sup>. La base de données du SRSAC, gérée par le Conseil canadien des aires écologiques (CCAE), héberge des données sur les aires protégées du Canada, classées dans des catégories normalisées élaborées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). Les catégories font référence à l'objectif principal de gestion des aires protégées.

Avant 1992 (année de la signature de la Convention sur la diversité biologique), 0,7 % de l'écozone<sup>+</sup> était protégé. En mai 2009, les aires protégées des plaines à forêts mixtes couvraient 1,6 %<sup>i</sup> du territoire (Figure 17). Les aires protégées totalisaient 1 887 km<sup>2</sup> et comprenaient<sup>170</sup> (Figure 18) :

- 843 km<sup>2</sup> dans 172 aires protégées (0,7 % de l'écozone<sup>+</sup>) classées dans les catégories I à IV de l'UICN, catégories comprenant des réserves naturelles, des régions sauvages et d'autres réserves et parcs gérés aux fins de la conservation des écosystèmes et des caractéristiques naturelles et culturelles, ainsi que des aires gérées principalement pour la conservation de l'habitat et des espèces sauvages<sup>104</sup>;

<sup>i</sup> Une analyse de l'Ontario a déterminé que 1,8 % de l'écozone était protégé en mai 2009. Les raisons de l'écart entre les résultats de cette analyse et ceux de l'analyse du RETE ne sont pas entièrement connues, mais reflètent possiblement les interprétations divergentes de la limite de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes par les gouvernements fédéral et provinciaux. Néanmoins, les deux valeurs montrent que la superficie des aires protégées de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est faible comparativement à celle des autres écozones<sup>+</sup> du Canada et à l'objectif de la Convention sur la diversité biologique de protéger 10 % de chaque région écologique mondiale.

- 1 044 km<sup>2</sup> dans 283 aires protégées (3,3 % de l'écozone<sup>+</sup>) classées dans la catégorie VI de l'UICN, catégorie qui mise sur l'utilisation durable par la tradition culturelle établie<sup>104</sup>;
- 0,16 km<sup>2</sup> dans 12 aires protégées (toutes établies depuis 2000; moins de 0,01 % de l'écozone<sup>+</sup>) non classées dans une catégorie de l'UICN.

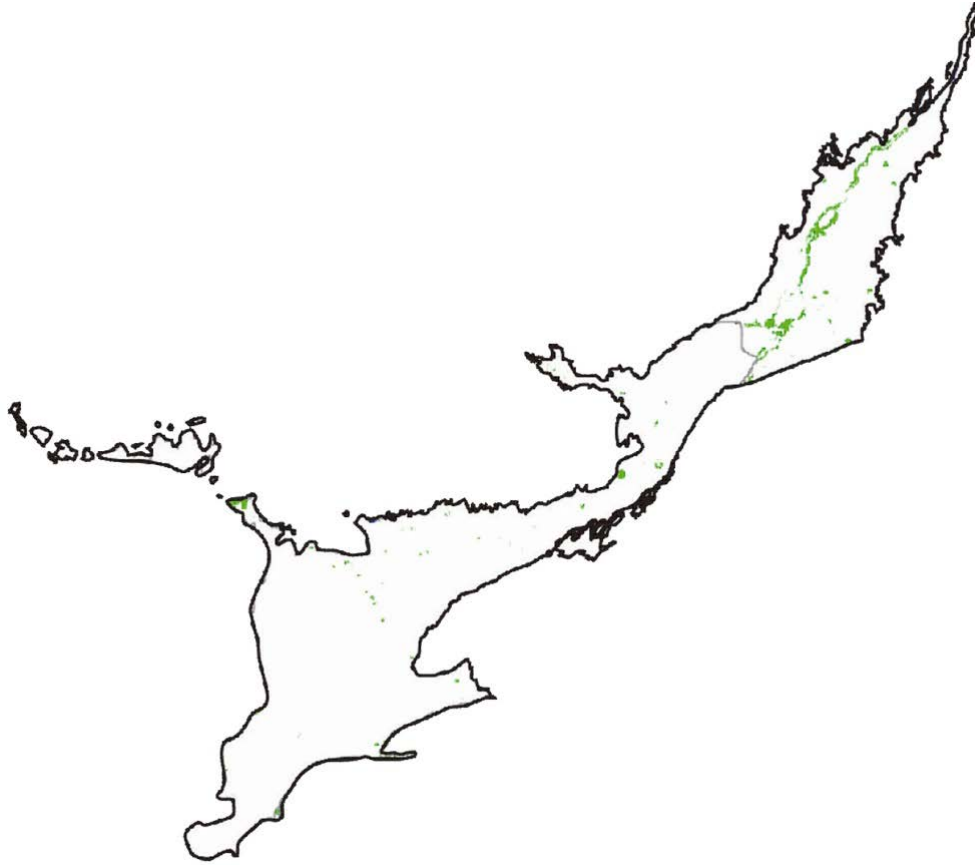


Figure 17. Répartition des aires protégées de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, mai 2009.  
Source : Environnement Canada (2009)<sup>171</sup>, d'après les données du SRSAC (2009)<sup>172</sup>; données fournies par les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux.



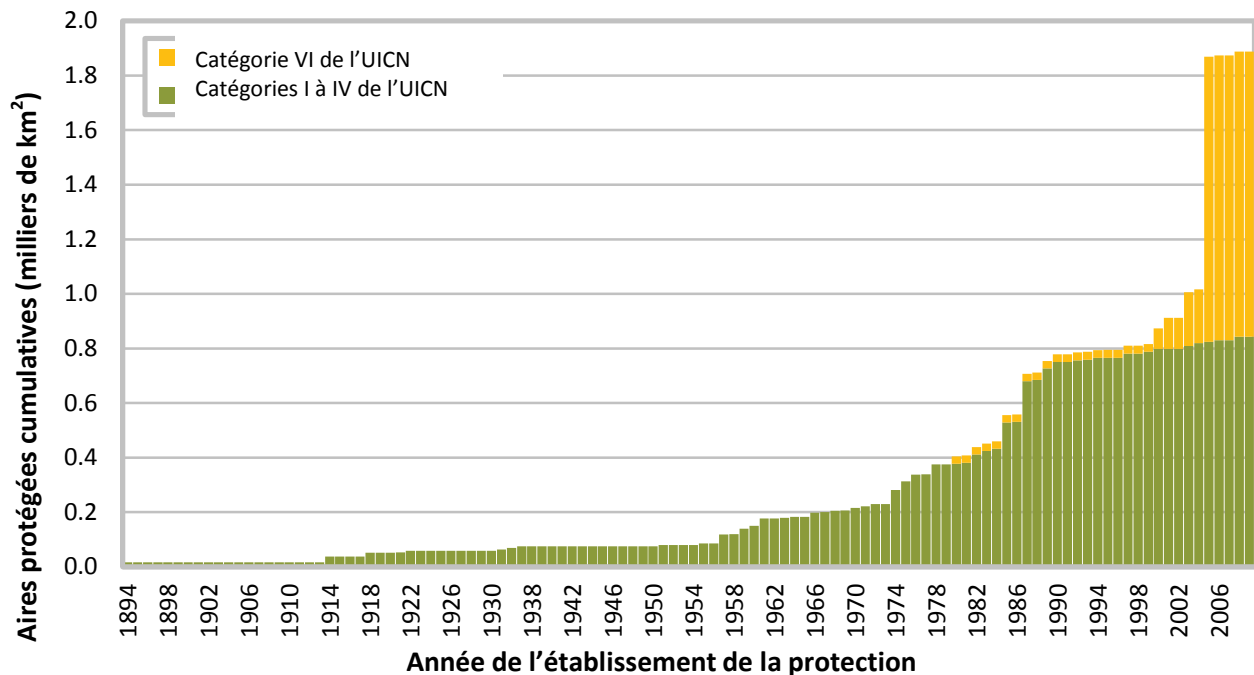


Figure 18. Augmentation de la superficie des aires protégées de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1984 à 2009.

Données fournies par les gouvernements fédéral et provinciaux, actualisées en mai 2009. Seules les aires protégées par la loi ont été incluses. Les catégories d'aires protégées de l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature) sont fondées sur les principaux objectifs de gestion (veuillez consulter le texte pour plus de renseignements).

Source : Environnement Canada (2009)<sup>171</sup>, d'après les données du SRSAC (2009)<sup>172</sup>; données fournies par les gouvernements fédéral et provinciaux.

Fondé sur les données du SRSAC, le nombre d'aires protégées dans les plaines à forêts mixtes est le plus faible de toutes les écozones<sup>+</sup> terrestres du Canada et est bien inférieur à l'objectif de la Convention sur la diversité biologique, soit de protéger 10 % de chacune des régions écologiques du monde.

Puisque l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est principalement constituée de terres privées et que peu de terres publiques sont disponibles aux fins de protection, il est difficile d'accroître la superficie des aires protégées traditionnellement désignées. On a donc eu recours, et continue de recourir, à d'autres approches réglementaires pour protéger les terres importantes sur le plan de la conservation de la biodiversité<sup>173</sup>. La protection est assurée par plusieurs désignations et mécanismes, et le niveau de protection varie (voir les sections « Éléments probants de l'Ontario » et « Éléments probants du Québec » ci-dessous).

## **Éléments probants de l'Ontario**

Dans la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes, seules les aires protégées de catégories I à III de l'UICN ont été classées et soumises à la base de données du SRSAC. Il existe donc un grand nombre d'aires protégées en Ontario qui n'ont pas été classées et qui seraient des candidats probables des catégories IV à VI de l'UICN. Par conséquent, le nombre d'aires protégées de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> est actuellement sous-estimé. (Par contre, au Québec, toutes les aires protégées ont été assignées à une catégorie de l'UICN).

Historiquement, la première aire protégée de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> était le parc de la Reine Victoria à Niagara Falls, créé en 1887. Le deuxième plus vieux parc provincial de l'Ontario, qui est aussi le plus vieux parc de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>, est le parc provincial Rondeau, créé en 1894 sur la rive nord du lac Érié. La hausse de la superficie des aires protégées réglementées est lente, et de grands écarts de représentation ou de protection de la biodiversité demeurent. Le taux de protection a commencé à augmenter en Ontario à la fin des années 1960 et s'est poursuivi dans les années 1970. Les fonds au cours de cette période provenaient de deux sources : la *Loi sur la remise en valeur et l'aménagement des terres agricoles* (qui deviendra plus tard la *Loi sur l'aménagement rural et le développement agricole*) (LRVATA) du gouvernement fédéral et le Comité Canada-Ontario Rideau-Trent-Severn (CORTS) (Killan, 1993). Conformément à la LRVATA, de 1967 à 1975, le gouvernement fédéral a fourni une aide financière, en fonction d'un partage des coûts, afin d'assumer les coûts liés à l'achat et au démarrage des nouveaux parcs provinciaux dans les régions rurales en crise et en déclin économique<sup>ii</sup> (Killan, 1993). En 1975, les gouvernements du Canada et de l'Ontario ont accepté les recommandations du CORTS, qui visaient notamment à acquérir les parcs à fréquentation prolongée et à fréquentation diurne le long du canal Rideau et de la voie navigable Trent-Severn. La plupart des acquisitions de terres le long du canal Rideau consistaient à prolonger des parcs et des réserves de parc existants. La deuxième augmentation importante de la superficie des aires protégées en Ontario a été réalisée en réponse au programme de planification stratégique de l'utilisation des terres et aux Directives sur l'aménagement du territoire des districts (DATD), rédigées entre 1980 et 1983 (Killan, 1993). Le programme de planification stratégiques de l'utilisation des terres et les DATD constituaient des efforts de planification à grande échelle visant à accommoder des intérêts concurrents (p. ex. foresterie, tourisme, aires protégées, exploitation minière) sur les terres de la Couronne de l'Ontario. Après la prise de décisions dans le cadre du programme et des DATD, environ 26 nouveaux parcs provinciaux ou ajouts aux parcs ont été créés dans la partie ontarienne de l'écozone de 1983 à 1989<sup>iii</sup>.

Un résumé des principales désignations et des principaux mécanismes, de même que de leur politique et de leur niveau de protection correspondants, est présenté dans le Tableau 8. Une description plus détaillée figure ci-après.

---

<sup>ii</sup> Les parcs provinciaux Carillon, Charleston Lake, Awenda et McRae Point ont été créés en vertu de la LRVATA.

<sup>iii</sup> Les parcs provinciaux Black Creek, Fish Point, Komoka, Bass Lake, Cabot Head, Stoco Fen, James N. Allan et de nombreux autres ont été créés (OMNR, 1983).

Tableau 8. Diversité des aires protégées de la partie ontarienne de l'écozone des plaines à forêts mixtes, lois et classification générale de l'UICN<sup>iv</sup>.

Désignation/mécanisme	Loi ou politique clé	Protection/classification de l'UICN
<b>Sites fédéraux et provinciaux</b>		
Parcs fédéraux* <sup>v</sup>	<i>Loi sur les parcs nationaux du Canada (2000)</i>	Protection complète – UICN II
Parcs provinciaux*	<i>Loi de 2006 sur les parcs provinciaux et les réserves de conservation (2006)</i>	Protection complète – réserve naturelle – UICN Ia; milieu naturel, voie navigable et lieu récréatif – UICN II; patrimoine culturel – UICN III
Réserves de conservation*	<i>Loi de 2006 sur les parcs provinciaux et les réserves de conservation (2006)</i>	Protection complète – UICN II
Régions sauvages*	<i>Loi sur la protection des régions sauvages (1959)</i>	Les régions sauvages de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes bénéficiant d'une protection complète représentent moins de 260 ha – UICN III.
Réserves nationales de faune*	<i>Loi sur les espèces sauvages du Canada (1994)</i>	Protection complète – UICN Ia, Ib, II, III ou IV
Refuges d'oiseaux migrants*	<i>Loi de 1994 sur la convention concernant les oiseaux migrants (1994)</i>	Protection complète seulement si le refuge fait l'objet d'une désignation réglementaire telle que « réserve nationale de faune ». Le cas échéant, la catégorie de l'UICN peut varier entre Ia, II, III ou IV.
Aires de gestion de la faune provinciales	<i>Loi de 1997 sur la conservation du poisson et de la faune (1997)</i>	Protection complète si l'aire est réglementée – UICN IV ou V
Lieux historiques nationaux	<i>Lois sur les lieux et monuments historiques (1985) et Loi sur les parcs nationaux du Canada (2000)</i>	Protection complète – UICN III
Ceinture de verdure de la Commission de la capitale nationale	<i>Loi sur la capitale nationale</i>	Protection complète dans la Ceinture de verdure des zones naturelles principales (UICN Ia), des zones tampons naturelles (UICN II) et des liaisons de zones naturelles (UICN II).
<b>Exemples de désignations et de mécanismes provinciaux-municipaux</b>		
Terres des offices de protection de la nature	<i>Loi sur les offices de protection de la nature (1990)</i>	Protection complète des terres situées sur les propriétés des offices de protection de la nature qui sont gérés aux fins de la protection de la biodiversité – UICN Ia, II, III ou IV.
Milieux humides d'importance provinciale	Déclaration de principes provinciale	Protection complète prévue par une politique – UICN Ia, III ou IV
Zones d'intérêt naturel et scientifique	Déclaration de principes provinciale	Protection partielle possible en vertu de la politique pour le développement et la modification d'emplacements. Protection

<sup>iv</sup> L'UICN suit les recommandations de Gray *et al.* (2009) et la version 2009.05 du SRSAC. Il faut noter que le niveau de protection des catégories de l'UICN varie d'une protection complète à une protection partielle, en fonction des politiques en place.

<sup>v</sup> Indique que la catégorie d'aire protégée se trouve dans la base de données 2009.05 du SRSAC.

Désignation/mécanisme	Loi ou politique clé	Protection/classification de l'UICN
		complète aux termes des plans officiels des catégories UICN 1a ou III. Protection complète de la zone si elle fait l'objet d'une autre désignation de protection, par exemple si elle fait partie d'un parc provincial.
Zones écosensibles, forêts communautaires et/ou autres zones	Telles qu'elles sont définies dans un plan municipal officiel, un plan du MRNO ou un plan d'un office de protection de la nature	Trop variable pour fournir le niveau de protection ou la catégorie de l'UICN. Des évaluations des sites au cas par cas seraient nécessaires.

### Sites fédéraux et provinciaux

En Ontario, les aires protégées réglementées incluent les parcs nationaux et provinciaux, les réserves de conservation et les régions sauvages. Les parcs nationaux (3) sont une désignation fédérale conformément à la *Loi sur les parcs nationaux du Canada* (2000) et couvrent 17 820 ha. Les principales désignations provinciales sont les parcs provinciaux<sup>vi</sup> (45 597 ha) et les réserves de conservation (2 632 ha), tous deux désignés conformément à la *Loi de 2006 sur les parcs provinciaux et les réserves de conservation*. Les régions sauvages désignées conformément à la *Loi sur la protection des régions sauvages* (1959) font l'objet d'une protection complète et comptent seulement un site (39 ha) sur les dix situés à l'extérieur des parcs provinciaux<sup>vii</sup>. Cet ensemble d'aires protégées englobe 66 088 ha, soit 0,7 % de l'écozone<sup>viii</sup>, et entrent dans les catégories de l'UICN Ia, II ou III.

Plusieurs autres désignations fédérales et provinciales (2) et un mécanisme de conservation sont destinés à la gestion des espèces et des populations d'espèces à l'intérieur de l'écozone<sup>+</sup>. À l'échelle fédérale, les réserves nationales de faune (RNF) représentent 5 143 ha, auxquels s'ajoutent 5 026 ha de refuges d'oiseaux migrateurs (ROM). En ajoutant les aires de gestion de la faune provinciales (25 826 ha), le total général pour cette catégorie générale d'aire protégée est de 35 995 ha, soit 0,4 % de l'écozone<sup>+</sup>. Les aires de gestion de la faune sont des mécanismes de conservation des espèces, des habitats et des écosystèmes. Elles fournissent une protection complète ou partielle par l'intermédiaire de la *Loi de 1997 sur la conservation du poisson et de la faune*, des directives sur la planification de l'utilisation des terres de la Couronne ou des ententes avec les propriétaires fonciers sur les terres privées. Certaines aires de gestion de la faune se trouvent à l'intérieur des terres d'un office de protection de la nature ou d'un parc provincial et sont assujetties à des lois et à des activités de planification particulières. Les RNF peuvent se qualifier dans les catégories de l'UICN Ia, Ib, II, III ou IV, et les AGPF, dans les catégories IV ou V. Les ROM peuvent entrer dans une catégorie de l'UICN seulement s'ils font partie d'une RNF.

<sup>vi</sup> Le résumé complet se trouve dans le Rapport sur l'état des zones protégées de l'Ontario du MRN. Les données présentées portent sur le patrimoine culturel, l'environnement naturel, les réserves naturelles, les voies navigables et les parcs provinciaux récréatifs renfermant des zones protégées chevauchant les limites de l'écozone.

<sup>vii</sup> P. Kor, comm. pers. (22 juillet 2010) et SOPAR (2011).

<sup>viii</sup> Aux fins de ce résumé, « écozone » renvoie à la partie ontarienne seulement.

Parmi les lieux historiques et culturels fédéraux figurent les lieux historiques nationaux (LHN) de la Voie-Navigable-Trent-Severn et du Canal-Rideau (site du patrimoine mondial de l'UNESCO). La majorité de ces deux LHN se trouvent à l'intérieur de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes et viennent s'ajouter aux terres entièrement protégées (jusqu'à 0,01 % de l'écozone). La classification des aires protégées de l'UICN n'est toujours pas connue pour ces sites du patrimoine; toutefois, selon la conformité aux critères de l'UICN et l'évaluation, ils peuvent se qualifier comme aires protégées de catégorie III de l'UICN.

Enfin, la Commission de la capitale nationale (environ 10 000 ha) assure une gestion de la biodiversité supplémentaire en protégeant des écosystèmes locaux et régionaux à l'intérieur d'une ceinture de verdure de 20 000 ha. La ceinture de verdure de la Commission de la capitale nationale prévoit des aires naturelles entièrement ou partiellement protégées, selon la zone examinée. Trois types de zones au sein de la ceinture de verdure – zones naturelles principales, zones tampons naturelles et liaisons de zones naturelles – se qualifiaient à titre de terres entièrement protégées. La reconnaissance de la totalité de la ceinture de verdure comme zone de catégorie V de l'UICN pourrait nécessiter la considération d'autres facteurs<sup>173</sup>.

### **Désignations et mécanismes provinciaux-municipaux**

Parmi les désignations et mécanismes de conservation provinciaux et municipaux de zones du patrimoine naturel propres aux sites figurent les zones d'intérêt naturel et scientifique (ZINS) d'importance provinciale, les milieux humides d'importance provinciale (MHIP), les boisés importants, les propriétés des offices de protection de la nature (OPN), les zones écosensibles (ZES) et les forêts communautaires ou municipales et les espaces ouverts gérés aux fins de conservation. La protection de ce groupe de zones du patrimoine naturel varie énormément, de complète à partielle, et est assurée grâce à plusieurs mécanismes interdépendants et souvent complémentaires. Par exemple, c'est le MRN qui établit (ou confirme) si les milieux humides sont d'importance provinciale (MHIP), mais la protection peut être assurée par un règlement d'un office de protection de la nature ou par une désignation d'une municipalité dans son plan officiel pour la protection. D'autres mécanismes comme des règlements municipaux sur le zonage et l'altération des sites peuvent être requis en vue de la mise en œuvre des politiques du plan officiel et de la gestion de l'utilisation des terres. La Déclaration de principes provinciale (DPP) de l'Ontario, publiée conformément à la *Loi sur l'aménagement du territoire*, aide les intérêts du patrimoine naturel (parmi un éventail d'intérêts provinciaux) à orienter les politiques sur la planification de l'utilisation des terres. Les ZINS, les MHIP et les propriétés des OPN bénéficient d'une protection complète ou partielle. Quand ils sont entièrement protégés, ils sont classés dans les catégories de l'UICN Ia ou III (ZINS), Ia, II ou IV (MHIP), ou Ia, II, III et IV (propriétés des OPN). Toutefois, il n'existe pas d'évaluation des sites au cas par cas site, et le degré de gestion axée sur la protection n'est pas uniforme dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup>. La présence de terres privées vient compliquer davantage la désignation puisque les caractéristiques de ces terres ne sont pas protégées à perpétuité – elles risquent donc de disparaître à moyen ou à long terme. La superficie totale des ZINS, des MHIP et des terres des OPN s'élève à près de 900 000 ha, soit 10,5 % de l'écozone<sup>+</sup>. Enfin, la DPP offre aux municipalités une occasion de reconnaître les systèmes du patrimoine naturel (p. ex. les principaux lieux du patrimoine naturel avec liaisons) dans leurs processus et produits de

planification. À ce jour, la désignation et la protection des LHN dans les plans officiels des municipalités sont encore un concept nouveau et nécessitent un plus grand nombre d'efforts dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup>.

Les catégories de l'UICN des ZES, des forêts communautaires ou des aires partiellement protégées sont inconnues puisque ces sites sont désignés au cas par cas. Par exemple, les ZES englobent des désignations telles que les ZINS, mais peuvent également comprendre des zones d'intérêt local (p. ex. des sites de nidification d'oiseaux, des quartiers d'hivernage des cerfs, des zones d'alimentation). Le degré de protection est déterminé par les politiques contenues dans les plans officiels et par des restrictions dans les règlements de zonage qui s'appliquent seulement lorsque les approbations conformément à la *Loi sur l'aménagement du territoire* sont recherchées; par conséquent, la protection varie grandement dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup>. Afin d'établir et de maintenir un certain degré de protection de l'UICN, il faudrait des évaluations périodiques des sites axées sur les valeurs et les politiques, de même que des engagements améliorés de protection de la part des propriétaires fonciers et des gouvernements.

### **Mécanismes à l'échelle du paysage**

Les désignations et les mécanismes de protection décrits ci-dessus sont améliorés par des directives provinciales visant des zones géographiques spécifiques à l'échelle du paysage. Des plans d'utilisation des terres comme le Plan de la ceinture de verdure (couvrant 728 450 ha), le Plan de conservation de la moraine d'Oak Ridges (190 000 ha), des portions portant sur la section sud du Plan de l'escarpement du Niagara et le Plan du bassin versant du lac Simcoe fournissent une orientation à l'échelle du paysage aux municipalités aux fins de planification et de gestion de leurs terres protégées. Dans l'ensemble, ces plans élargis à l'échelle du paysage orientent les politiques sur la protection complète ou partielle d'un plus vaste éventail de lieux et de caractéristiques du patrimoine naturel que les désignations et mécanismes de la DPP susmentionnés. Malheureusement, certaines activités d'utilisation des terres sortent du cadre de la *Loi sur l'aménagement du territoire* et de la DPP. De telles activités peuvent avoir des effets négatifs sur les lieux et caractéristiques du patrimoine naturel, et ce, quelle que soit la protection offerte dans ces lieux par des mécanismes de planification. Enfin, un partenariat de protection entre les intérêts fédéraux, provinciaux, régionaux et locaux est prévu par l'Alliance du parc de la Rouge. Cette zone géographique, de quelque 4 072 ha, correspond à une échelle du paysage. Elle peut renfermer des terres candidates au statut d'aire protégée des catégories de l'UICN Ia, II, III et IV, et sa superficie totale entre dans la catégorie V.

### **Mécanismes destinés aux propriétaires fonciers**

Les mécanismes destinés aux propriétaires fonciers et les contributions à la protection du patrimoine naturel et de la biodiversité incluent un grand nombre de mesures, par exemple des programmes gouvernementaux visant les propriétaires fonciers (Programme d'encouragement fiscal pour les terres protégées [PEFTP] et Programme d'encouragement fiscal pour les forêts aménagées [PEFFA]), des terres gérées par des organisations non gouvernementales (ONG) telles que Conservation de la nature Canada et Ontario Nature, des programmes d'organisations nationales privées sans but lucratif (Canards illimités) et des propriétés de l'Ontario Heritage Land Trust (organisme gouvernemental sans but lucratif). Il existe également

des fiducies foncières individuelles à l'intérieur de l'écozone. Les fiducies foncières sont des organismes de charité qui aident à la réalisation d'ententes sur les terres et la conservation ou qui participent à l'intendance de telles ententes. La protection varie de complète à partielle dans le cas des activités de gestion durable des forêts menées dans le cadre du PEFPA. La diversité des terres privées et des objectifs et mécanismes utilisés rendent difficile la classification dans une catégorie de l'UICN. Lorsque la protection complète est atteinte, les propriétés peuvent être classées dans les catégories de l'UICN Ia, III ou IV. Les mécanismes destinés aux propriétaires fonciers peuvent viser 0,1 % de l'écozone<sup>+</sup>.

### ***Éléments probants du Québec***

Au Québec, d'importantes aires protégées ont été ajoutées en 1993, en 2000 et en 2005. La plupart des augmentations récentes résultent de l'ajout des catégories IV (« aire de gestion des habitats ou des espèces ») et VI (« aire protégée avec une utilisation durable des ressources naturelles ») d'aires protégées. Au Québec, les aires protégées sont classées dans 21 désignations, lesquelles correspondent aux catégories d'aires protégées de l'UICN largement adoptées<sup>174</sup>. Actuellement, les aires protégées ne sont pas énumérées par écozone<sup>+</sup>; le registre provincial résume les renseignements par désignation pour l'ensemble du territoire.

L'empreinte humaine dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est évaluée à 62 %, où l'agriculture occupe à elle seule plus de 50 % du territoire<sup>175</sup>. Dans un tel contexte, il n'est pas surprenant que le réseau d'aires protégées affiche l'indice de connectivité le plus faible des 13 provinces naturelles; la perte et la fragmentation de l'habitat sont l'un des problèmes les plus importants dans la partie sud du Québec. Le régime foncier empêche la mise en œuvre d'un réseau étendu de conservation des habitats clés. Malgré ces considérations, la proportion d'aires protégées a augmenté de plus de 1 400 km<sup>2</sup> de 2002 à 2009<sup>175</sup>. Plus de 90 % des aires protégées sont des habitats fauniques différents d'une superficie inférieure à 10 km<sup>2</sup> qui appartiennent à la catégorie VI de l'UICN. Les parcs nationaux du Québec (5) et le parc de la Gatineau (Commission de la capitale nationale) représentent respectivement 77,8 km<sup>2</sup> et 361,5 km<sup>2</sup>, alors que les ROM (12) et les réserves écologiques (15) protègent plus de 76,6 km<sup>2</sup> et plus de 24,5 km<sup>2</sup>, respectivement. La représentativité des différents habitats dans l'écozone<sup>+</sup> serait améliorée par l'ajout de peuplements mixtes tels que la bétulaie jaune à sapin baumier et à érable à sucre, la bétulaie jaune à érable à sucre, l'érablière à sucre à tilleul et la pessière noire<sup>175</sup>. Une évaluation du réseau actuel d'aires protégées en vue de protéger l'habitat des espèces en péril et d'améliorer le rétablissement des populations végétales et animales est également nécessaire.

## Intendance

### Constatation clé à l'échelle nationale

Les activités d'intendance au Canada, qu'il s'agisse du nombre et du type d'initiatives ou des taux de participation, sont à la hausse. L'efficacité globale de ces activités en ce qui a trait à la préservation et à l'amélioration de la biodiversité et de la santé des écosystèmes n'a pas été entièrement évaluée.

Les deux programmes nationaux de conservation les plus complets, le Programme des dons écologiques (PDE) et le Programme de conservation des zones naturelles (PCZN), sont très profitables sur le plan environnemental dans l'écozone<sup>+</sup>. De 1995 à 2010, le PDE a permis aux fiduciaires foncières, aux groupes de conservation, aux municipalités ainsi qu'aux ministères provinciaux et fédéraux de protéger 13 057 ha sur 339 propriétés en Ontario et 2 381 ha sur 43 propriétés au Québec, soit intégralement, soit en tant que servitudes de conservation. En juin 2011, Conservation de la nature Canada et des groupes partenaires, comme Canards illimités Canada, protégeaient 7 199 ha grâce à 87 projets de conservation (5 441 ha en Ontario et 1 758 ha au Québec) menés dans le cadre du PCZN de 225 millions de dollars.

Les habitats protégés dans le cadre de ces programmes doivent respecter des critères d'importance écologique stricts<sup>176, 177</sup>. La majorité des terres protégées sont des milieux humides et des terres boisées. Les propriétés acquises par l'intermédiaire du PCZN et du PDE protègent 72 espèces inscrites sur la liste de la LEP, dont le chêne de Shumard (*Quercus shumardii*; espèce préoccupante), le rosier sétigère (*Rosa setigera*; espèce préoccupante), le frêne bleu (*Fraxinus quadrangulata*; espèce préoccupante), le ginseng à cinq folioles (*Panax quinquefolius*; espèce en voie de disparition), le renard gris (*Urocyon cinereoargenteus*; espèce menacée), la paruline polyglotte (*Icteria virens*; espèce en voie de disparition), la pie-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus*; espèce en voie de disparition); le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*; espèce préoccupante), le hibou des marais (*Asio flammeus*; espèce préoccupante), le petit blongios (*Ixobrychus exilis*; espèce menacée), la salamandre sombre du nord (*Desmognathus fuscus*; espèce en voie de disparition), la couleuvre fauve de l'Est (*Pantherophis gloydi*; espèce en voie de disparition), la couleuvre agile bleue (*Coluber constrictor foxii*; espèce en voie de disparition), la couleuvre tachetée (*Lampropeltis triangulum*; espèce préoccupante), la couleuvre d'eau du lac Érié (*Nerodia sipedon insularum*; espèce en voie de disparition), la tortue molle à épines (*Apalone spinifera*; espèce menacée) et des espèces endémiques telles que le chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*; espèce en voie de disparition) dans la rivière Richelieu et la gentiane de Victorin (*Gentianopsis virgata*; espèce menacée) ainsi que le ciculaire de Victorin (*Cicuta maculata*; espèce préoccupante) dans les marais littoraux du Saint-Laurent.

### Éléments probants de l'Ontario

Comme une forte proportion de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est située sur des propriétés privées, les activités d'intendance volontaire sont une composante essentielle de la conservation de la biodiversité. L'intendance comprend les activités de protection comme les



programmes de servitude et de protection des terres, les programmes incitatifs et les activités de remise en état (p. ex. la plantation d'arbres). Des activités d'éducation et de sensibilisation, comme celles des centres d'interprétation de la nature et les programmes qui s'adressent aux jeunes peuvent favoriser l'intendance. Les activités d'intendance dans les plaines à forêts mixtes sont organisées par un large éventail d'organismes et de participants provenant du secteur non gouvernemental, du secteur agricole, de l'industrie, des Premières Nations et du gouvernement, de même que par des citoyens.

En règle générale, l'intendance dans la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes est le mieux résumée par deux tendances à long terme : augmenter la participation du public et augmenter l'échelle des activités d'intendance.

Les activités d'intendance ont connu une croissance considérable ces dernières années, comme le montrent les tendances récentes des niveaux de participation à de nombreux programmes d'intendance. Le Programme d'encouragement fiscal pour les forêts aménagées (PEFFA) et le Programme d'encouragement fiscal pour les terres protégées (PEFTP) administrés à l'échelle provinciale offrent un allègement fiscal foncier pour les propriétés participantes. Le PEFFA a connu une croissance, passant d'un peu moins de 9 000 propriétés participantes en 1998 à plus de 11 000 propriétés participantes en 2008, et couvre plus de 758 000 ha<sup>178</sup>. De même, le nombre de propriétés participant au PEFTP a presque doublé au cours de la même période, comptant actuellement 16 000 propriétés et couvrant 216 000 ha (Figure 19).

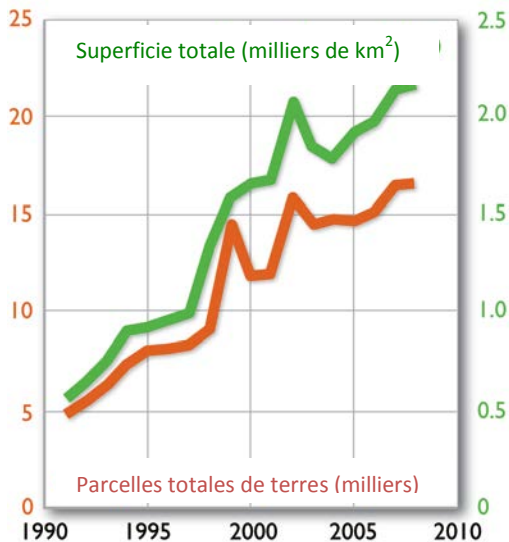


Figure 19. Croissance du Programme d'encouragement fiscal pour les terres protégées, de 1991 à 2008. Source : adapté de Ontario Ministry of Natural Resources (2008)<sup>181</sup>.

L'intendance agricole représente une portion importante des activités d'intendance dans l'écozone\*, 65 % de toutes les fermes ontariennes participant au programme agro-environnemental et 12 % des fermes mettant en œuvre des pratiques exemplaires de gestion, comme la gestion des nutriments ou des rives, de 2005 à 2008<sup>179</sup>. De façon semblable, au cours des 5 dernières années, le nombre de projets menés dans le cadre du programme Intendance environnementale Ontario a augmenté de 15 %; plus de 650 projets ont été réalisés

en 2009<sup>70</sup>. Les nouveaux programmes visent également à élargir le secteur de l'intendance. Un des exemples est le programme 50 millions d'arbres, qui favorise les partenariats appuyant la plantation de 50 millions d'arbres d'ici 2020 pour combattre les changements climatiques<sup>180</sup>.

Parallèlement à cette croissance de la participation à l'intendance, on observe une transition vers des initiatives d'intendance à l'échelle du paysage, lesquelles orientent les activités d'intendance vers les secteurs et les projets prioritaires fondés sur une stratégie de conservation globale. À titre d'exemple, mentionnons le Plan de conservation de la moraine d'Oak Ridges<sup>182</sup> et le Plan de protection du lac Simcoe<sup>183</sup>, qui sont appuyés par des activités d'intendance visant des secteurs prioritaires. De même, l'Accord Canada-Ontario concernant l'écosystème du bassin des Grands Lacs<sup>184</sup> appuie les projets d'intendance liés aux bassins versants prioritaires et aux résultats tels que la restauration des milieux côtiers, l'amélioration de la qualité de l'eau, et le maintien et la mise en valeur des populations de poissons. D'autres exemples comprennent l'élaboration d'un plan directeur de conservation des Grands Lacs par Conservation de la nature Canada<sup>185</sup> et l'élaboration communautaire de systèmes du patrimoine naturel facilitée par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO).

On a vu au cours de la dernière décennie une croissance de la coordination organisationnelle, dont les objectifs sont de favoriser la collaboration, d'élaborer des cadres d'orientation pour les activités d'intendance, d'assurer l'efficacité de la mise en œuvre et d'accroître le profil du secteur dans son ensemble<sup>186</sup>. Cette coordination est réalisée à l'échelle locale, avec le soutien d'organismes comme Intendance environnementale Ontario, certains offices de protection de la nature ou des réseaux tels que la Carolinian Canada Coalition. À l'échelle provinciale, le Stewardship Network of Ontario et le Réseau d'éducation-sensibilisation à la biodiversité soutiennent la mise en œuvre d'activités de mobilisation en vue de l'intendance décrites dans la Stratégie de la biodiversité de l'Ontario<sup>187</sup>.

Bien qu'il y ait de plus en plus de mesures d'intendance, d'efforts de coordination des activités d'intendance et de personnes participant à l'intendance, les résultats cumulatifs de la portée des activités d'intendance ont peu été évalués de manière soutenue<sup>186</sup>. Le caractère adéquat des mesures d'intendance doit être mesuré par rapport à la santé et à la fonctionnalité de l'écosystème. Les tendances à la baisse de la disponibilité de nombreux types d'habitats et les déclin de la richesse spécifique décrits dans ce rapport donnent à penser que l'échelle des efforts d'intendance actuels est insuffisante pour compenser les pertes historiques de biodiversité de la région et faire face aux facteurs de stress actuels au sein de l'écosystème<sup>146, 186, 188</sup>. Malgré les publications telles que *Quand l'habitat est-il suffisant?*<sup>189</sup>, d'autres initiatives sont nécessaires pour définir ce qui constitue un degré adéquat de conservation et d'intendance et pour déterminer les outils d'évaluation et de comparaison de l'efficacité des mesures de protection mises en place. L'élaboration d'objectifs pertinents et le suivi des progrès vers l'atteinte de ces objectifs à l'échelle de l'écozone\*, des écodistricts et des bassins versants aideraient à évaluer l'efficacité globale des mesures d'intendance dans le temps ainsi qu'à assurer la fonctionnalité future de l'écosystème et la prestation des services écosystémiques.

## Conversion des écosystèmes

La conversion des écosystèmes a été désignée initialement comme une constatation clé récurrente à l'échelle nationale, puis des renseignements ont été compilés et évalués pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Dans la version définitive du rapport national<sup>3</sup>, des données liées à la conversion des écosystèmes ont été intégrées à d'autres constatations clés. Ces données sont conservées en tant que constatation clé distincte pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Les plaines à forêts mixtes ont subi certains des changements de la couverture terrestre les plus marqués parmi toutes les écozones<sup>+</sup> du Canada. En 2011, l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes était composée à 68 % de terres agricoles (elle venait au deuxième rang après l'écozone<sup>+</sup> des prairies, qui possède 87 % de terres agricoles<sup>8</sup>). La plupart des terres dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> ont été défrichées entre 1800 et 1880, période associée au premier pic de population dans la région<sup>14</sup>. En Ontario, la quantité de terres défrichées a atteint son maximum autour de 1920<sup>18</sup>. (Les changements dans les biomes ou les écosystèmes naturels importants sont abordés dans les constatations clés 1 à 7.) La présente section examine les moteurs responsables de ces changements, l'expansion des zones urbaines, la conversion des rives, l'intensification des activités agricoles et la perte de terres agricoles.

### ***Expansion des zones urbaines***

Selon le Recensement du Canada de 2006, 53 % de la population canadienne vivait dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Le corridor Windsor-Québec, qui s'étend au cœur de l'écozone<sup>+</sup>, est considéré comme le centre urbain du Canada<sup>190, 191</sup>. De 1971 à 2006, la population des plaines à forêts mixtes a augmenté de 51 %, ce qui était supérieur au taux de croissance démographique du reste du Canada (42 %)<sup>192, 193</sup>. Cette augmentation de la population n'est pas répartie également dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup>. Selon les données sur les tendances et les profils démographiques du Recensement du Canada pour la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> entre 1951 et 2006, en 2006, la superficie des zones peu peuplées (moins de 10 personnes/km<sup>2</sup>) et agricoles (10 à 25 personnes/km<sup>2</sup>) a chuté, pour s'établir à 58 % par rapport au niveau de 1951, alors que la superficie terrestre accueillant des densités de population urbaines (60 à 400 personnes/km<sup>2</sup>) a presque triplé. La croissance la plus importante a été observée dans la catégorie semi-urbaine (25 à 60 personnes/km<sup>2</sup>) (Figure 20). Ces tendances sont caractéristiques de la déconcentration urbaine, processus par lequel la diminution de la population des centres-villes coïncide avec une croissance de la population et une expansion des zones suburbaines<sup>191</sup>.

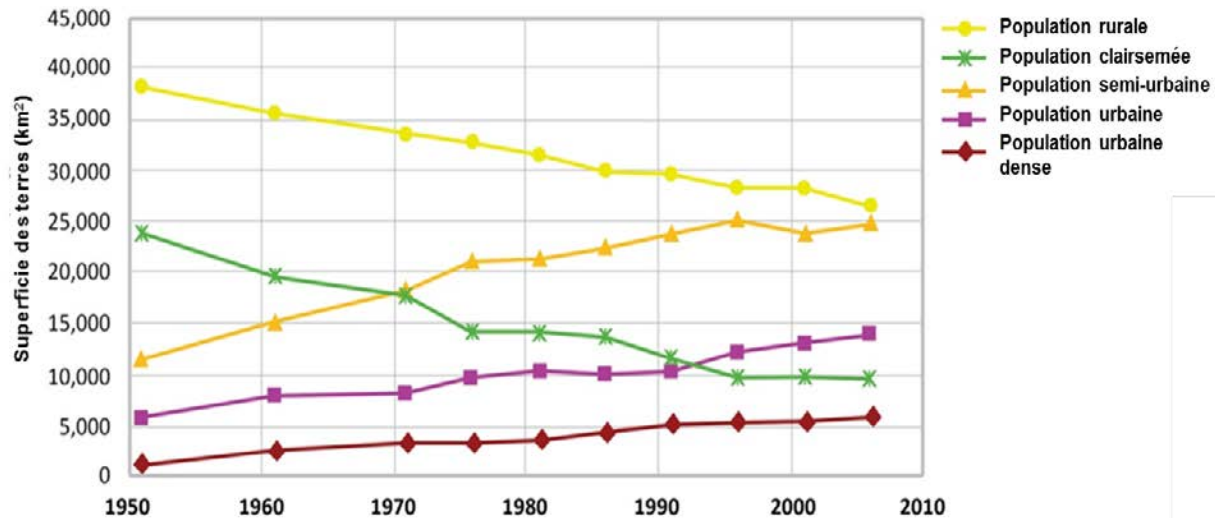


Figure 20. Tendances de la superficie des terres par catégorie de densité de population dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1951 à 2006.

Source des données : Statistics Canada (2010)<sup>194</sup>. Définitions des catégories<sup>191</sup> : population urbaine dense (plus de 400 personnes/km<sup>2</sup>), population urbaine (60 à 400 personnes/km<sup>2</sup>), population semi-urbaine (25 à 60 personnes/km<sup>2</sup>), population rurale (10 à 25 personnes/km<sup>2</sup>), population clairsemée (moins de 10 personnes/km<sup>2</sup>).

L'analyse des données sur la couverture terrestre confirme les données du recensement. En comparant les données Landsat de 1974 à 1990 avec celles de 2005, Ahern *et al.* (2011)<sup>8</sup> ont déterminé que la couverture urbaine a augmenté de 667,1 km<sup>2</sup> (62,2 %) dans la région du Golden Horseshoe, en Ontario. Cette augmentation découle de la perte de terres agricoles et, dans une moindre mesure, de la perte du couvert forestier (pour en savoir plus sur les répercussions de la perte d'habitat des oiseaux de la forêt intérieure, veuillez consulter la section « Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier » à la page 98). La plus grande expansion était concentrée à Toronto. La croissance était relativement faible dans les régions de Hamilton et de Niagara de 1974 à 1990, mais elle semble s'être accélérée de 1990 à 2005. Le taux global d'urbanisation dans la région Toronto-Hamilton-Niagara était de 20,3 km<sup>2</sup>/an de 1974 à 1990, passant à 22,8 km<sup>2</sup>/an entre 1990 et 2005<sup>8</sup>. Lorsque la conversion des terres a été examinée uniquement dans la région de Toronto, des constatations semblables ont été réalisées, la plus importante conversion de l'utilisation des terres de 1993 à 2007 étant aux fins urbaines, suivie par la conversion en terrains de golf et en mines et carrières<sup>195</sup>.

Les analyses du changement du paysage au Québec montrent constamment une hausse de la couverture urbaine entre les années 1950 à 2001<sup>22, 25, 38, 196</sup>. Au Québec, la croissance urbaine est concentrée dans les régions de Montréal et de Québec, la superficie de la zone urbaine ayant augmenté de 227 km<sup>2</sup>, soit 20 % (passant de 1 153 à 1 380 km<sup>2</sup>), de 1993 à 2001. Une grande partie de cette expansion s'est produite sur des sols fertiles de grande qualité<sup>25</sup> plutôt que sur des terres de cultures annuelles et pérennes ou des terres forestières<sup>21, 25</sup>.

L'expansion urbaine fait généralement diminuer les taux de survie et de reproduction des espèces indigènes près des maisons<sup>197</sup>, et la richesse en espèces indigènes diminue souvent avec l'augmentation de la densité urbaine<sup>198</sup>. L'examen des arbres urbains provenant de dix villes du sud de l'Ontario a révélé que ces arbres étaient beaucoup moins colonisés par les champignons mycorhiziens (ils aident les arbres à obtenir les nutriments provenant du sol) que les arbres des milieux ruraux. On n'a toutefois pas trouvé la raison de cette différence<sup>199</sup>. Certaines espèces, adaptées aux milieux urbains, connaissent des baisses. La perte de couvert forestier est réputée être responsable des diminutions des populations d'oiseaux nicheurs de la forêt intérieure (voir la section « Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier ») et des populations de grands prédateurs dans de nombreuses régions de l'écozone<sup>+</sup>.

### ***Conversion des rives***

La perte des rives naturelles est continue depuis l'arrivée des colons européens puisque le développement dans l'écozone<sup>+</sup> était initialement concentré le long des rives<sup>15</sup>. Toutefois, d'autres conversions des rives se sont également produites plus récemment. L'examen des changements de l'utilisation des terres dans la partie américaine des Grands Lacs a révélé que, entre 1992 et 2001, 2,5 % du bassin versant des Grands Lacs a connu un changement de ses rives. Les changements attribuables aux nouvelles constructions comprenaient une augmentation de 33,5 % du développement à faible intensité et une augmentation de 7,5 % du réseau routier. Les terres agricoles et forestières ont connu une diminution de 2,3 % en superficie, et le développement était concentré en grande partie près des zones côtières<sup>200</sup>. La majorité des pertes de milieux humides ont eu lieu dans un rayon de 1 km des rives<sup>200</sup>.

Des données semblables n'étaient pas disponibles pour la partie canadienne des Grands Lacs; toutefois, dans une étude détaillée portant sur 660,8 km de côte le long de la baie Georgienne, l'étendue de l'altération des rives a été cartographiée et évaluée (Figure 21)<sup>201</sup>. Les degrés d'altération des rives les plus élevés ont été observés dans la ville de Midland (51,7 %), la ville d'Owen Sound (39,1 %) et la ville de Collingwood (34,8 %). L'altération est très faible dans la municipalité de Northern Bruce Peninsula (1,2 %), dont un fort pourcentage de rives se trouve dans des aires protégées (y compris des parcs nationaux et provinciaux, des réserves naturelles de Conservation de la nature Canada et des réserves naturelles provinciales) et qui comprend des terrains rocheux et escarpés limitant l'aménagement des rives. Les degrés d'altération élevés observés dans les villes de Midland et de Collingwood (Figure 22) ont été associés aux plus faibles distances à parcourir les fins de semaine à partir des centres urbains dans la grande région métropolitaine de Toronto, aux sols plus profonds et au terrain plus plat<sup>201</sup>.

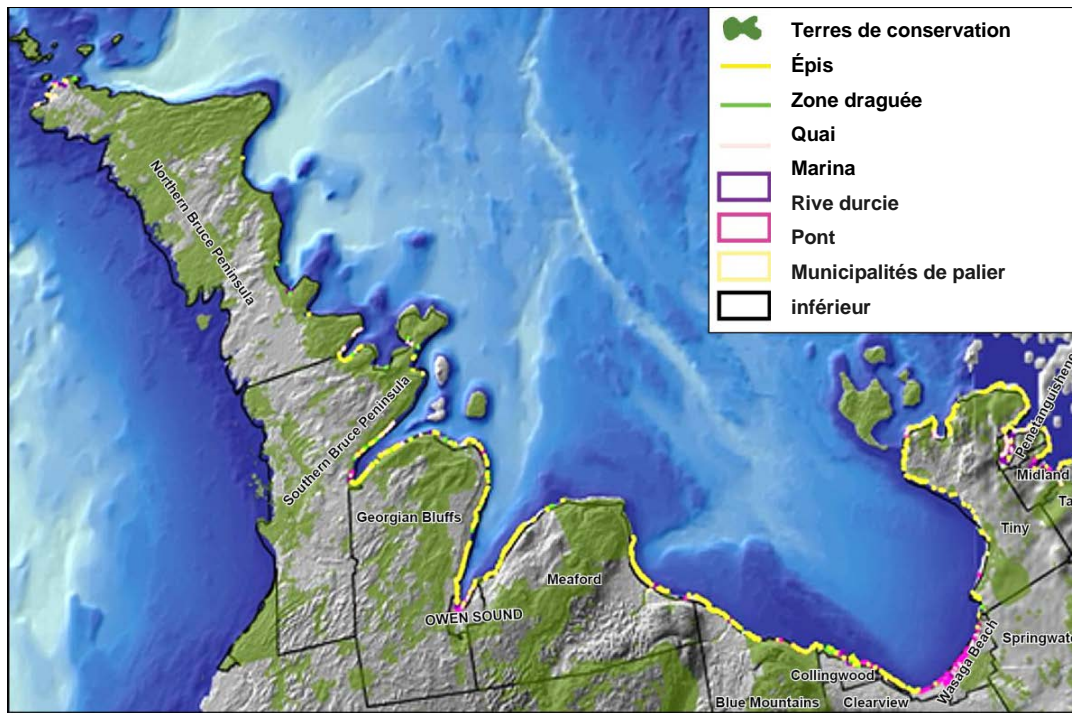


Figure 21. Altération des rives dans le sud de la baie Georgienne.

Source : Buck et al. (2010)<sup>201</sup>.



Figure 22. Photos montrant le degré d'altération des rives dans la région de Collingwood, en Ontario : à gauche, photo de 2008; à droite, photo de 1954.

Source : Buck et al. (2010)<sup>201</sup>.

La perte de rives naturelles a été associée aux changements dans la composition spécifique en poissons<sup>202, 203, 204</sup>. Dans une étude de 62 milieux humides côtiers des Grands Lacs, les milieux humides côtiers des lacs Érié et Michigan caractérisés par des bassins versants agricoles, des eaux troubles et peu de végétation submergée étaient dominés par des poissons généralistes et tolérants<sup>204</sup>. En comparaison, le bassin versant essentiellement naturel du lac Supérieur présentait des eaux claires, une végétation submergée abondante et une grande diversité d'espèces de poissons<sup>204</sup>. On a également établi un lien entre des conditions perturbées et un nombre élevé d'espèces non indigènes<sup>204</sup>. Au Minnesota (juste à l'extérieur de l'écozone<sup>+</sup>), la marigane noire (*Pomoxis nigromaculatus*) et l'achigan à grande bouche (*Micropterus salmoides*)

étaient plus susceptibles de nicher près de rives peu aménagées que près de rives aménagées<sup>203</sup>. Une étude des communautés de poissons le long de la rive sud-est du lac Ontario a déterminé que les effectifs de poissons, tout comme la fréquence des espèces de poissons de petite taille, augmentaient significativement avec la superficie du couvert végétal. Les poissons de grande taille, comme la carpe (*Cyrinus carpio*), étaient associés à des zones abritant moins de végétation submergée<sup>205</sup>.

### **Perte de terres agricoles et intensification des activités agricoles**

Les sols agricoles les plus productifs du Canada se trouvent au sein de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Bien que l'écozone<sup>+</sup> ne renferme que 9 % des terres agricoles canadiennes, elle rapporte 38 % de la production agricole du pays<sup>206, 207</sup>. Selon les données de recensement sur la période de 1971 à 2006 pour la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> (Figure 23), la superficie totale de terres agricoles, le nombre d'animaux d'élevage et la quantité de pâturage amélioré ont diminué, tandis que la superficie des terres cultivables a augmenté<sup>208</sup>.

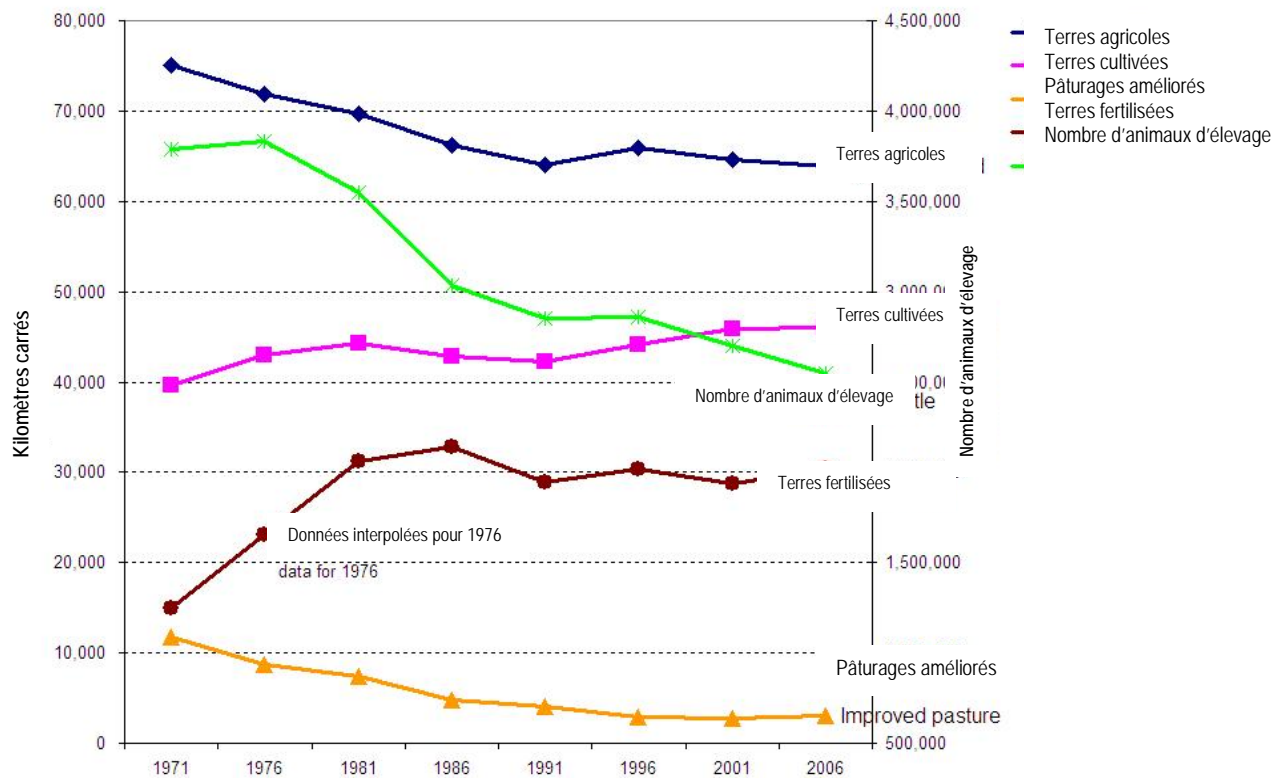


Figure 23. Tendances de caractéristiques agricoles sélectionnées dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1971 à 2006.

Source : Statistics Canada (2008)<sup>208</sup>.

Quand on examine les cultures en production dans l'écozone<sup>+</sup>, on constate une augmentation importante de la production de soja (Figure 24), qui reflète l'introduction de variétés adaptées à un climat nordique<sup>209, 210</sup>.

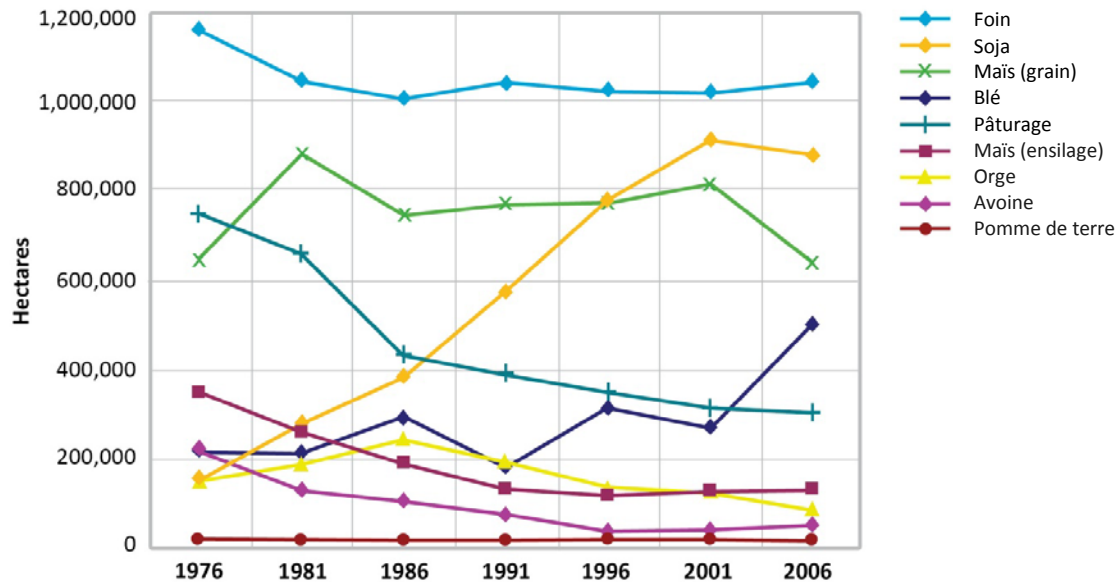


Figure 24. Tendances des hectares cultivées dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, de 1976 à 2006.

Source : Statistique Canada, 2008<sup>208</sup>.

Selon les données sur la couverture terrestre obtenues par imagerie satellite, de 1985 à 2005, la superficie des terres agricoles dans l'écozone<sup>+</sup> a diminué de 0,13 %<sup>8</sup>. Les pertes sont le résultat de l'urbanisation, de l'expansion des résidences rurales non agricoles éparses, de l'abandon des terres agricoles marginales et de la régénération des forêts. À l'intérieur des terres agricoles restantes, l'intensification des activités agricoles réduit la superficie des pâturages et accroît celle des terres cultivables. Lorsque le changement du paysage a été étudié dans la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup>, une transition à grande échelle des activités agricoles destinées à la production laitière vers des activités agricoles plus intensives a été observée<sup>25</sup>. La couverture des cultures annuelles a augmenté de 7 % de 1993 à 2001, tandis que la couverture des cultures pérennes a diminué de 6 %<sup>25</sup>. La forte augmentation de la production porcine expliquerait ce changement de l'utilisation des terres. En effet, le maïs sert de nourriture pour ces animaux, et 98 % de la production de maïs du Québec se trouve dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>25</sup>. De plus, de nouveaux hybrides de maïs ont été mis au point et adaptés à cette région. La conversion des cultures pérennes en cultures annuelles a également été observée à long terme (de 1950 à 1997) dans le sud du Québec<sup>21, 22</sup>. Une étude détaillée effectuée dans la région du haut Saint-Laurent de l'écozone<sup>+</sup> a montré que les pratiques agricoles se sont intensifiées entre 1958 et 1993 : le nombre de champs a diminué de 1964 à 1998, et la taille moyenne des champs a augmenté, passant de 2,51 à 3,04 ha.

L'intensification des pratiques agricoles a été associée à une diminution globale du caractère convenable des terres agricoles en tant qu'habitat d'espèces sauvages (voir la section « Paysages agricoles servant d'habitat »), à une baisse des populations d'oiseaux des prairies et des terres dégagées/agricoles (voir la section « Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou



écologique particulier ») et à un déclin des populations de bourdons (voir la section « Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier »)<sup>211</sup>.

La perte de végétation naturelle, la fragmentation de l'habitat et la perte d'espèces ont également été associées à la transmission de maladies d'origine faunique. Un lien a été établi entre, d'une part, la transmission du virus du Nil occidental et de la maladie de Lyme et, d'autre part, les pertes d'habitat naturel et de diversité des espèces (voir la section « Conclusion: Bien-être humain et biodiversité »).

#### Constatation clé 10

#### Thème Interactions humains-écosystèmes

### Espèces non indigènes envahissantes

#### Constatation clé à l'échelle nationale

Les espèces non indigènes envahissantes imposent un stress important sur les fonctions, les processus et la structure écosystémiques des milieux terrestres, marins et d'eau douce. Les effets se font sentir de plus en plus à mesure que le nombre de ces espèces augmente et que leur aire de répartition géographique s'élargit.

La Convention des Nations Unies sur la diversité biologique considère les espèces non indigènes envahissantes comme l'une des plus grandes menaces qui pèsent sur la biodiversité à l'échelle mondiale<sup>212</sup>. Les espèces envahissantes peuvent prendre de nombreuses formes : plantes aquatiques ou terrestres (p. ex. hydrocharide grenouillette [*Hydrocharis morsus-ranae*] et alliaire officinale [*Alliaria petiolata*]), invertébrés aquatiques (p. ex. moule zébrée [*Dreissena polymorpha*]), poissons (p. ex. gobie à taches noires [*Neogobius melanostomus*] et le rotengle [*Scardinius erythrophthalmus*]), lombric commun (*Lumbricus terrestris*) ou ravageurs forestiers (p. ex. agrile du frêne [*Agrilus planipennis*] et sirex européen du pin [*Sirex noctilio*]). On ne dispose d'aucune donnée exhaustive sur la répartition et les taux d'expansion et d'invasion de nombreux groupes d'espèces (taxons)<sup>213</sup>. L'information est disponible pour certaines espèces végétales terrestres. En 2008, l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes comptait 139 espèces végétales non indigènes envahissantes, soit le nombre le plus élevé dans une écozone<sup>+</sup> au Canada (les autres écozones<sup>+</sup> abritant un nombre très élevé d'espèces non indigènes envahissantes sont l'écozone<sup>+</sup> maritime de l'Atlantique [130 espèces], l'écozone<sup>+</sup> maritime du Pacifique [124 espèces] et l'écozone<sup>+</sup> du bouclier boréal [123 espèces])<sup>214</sup>.

La colonisation des plaines à forêts mixtes remonte à il y a très longtemps, ce qui a facilité l'introduction et la propagation d'espèces non indigènes. Les peuples autochtones de l'écozone<sup>+</sup> transportaient probablement des animaux et des plantes vers la région des Grands Lacs, et cette tendance s'est accélérée avec l'arrivée des Européens<sup>215</sup>. L'invasion par les espèces non indigènes s'est produite par l'intermédiaire de nombreux processus, notamment les lâchers intentionnels et non intentionnels, l'arrivée à bord de bateaux, par les canaux ou par les dérivations de cours d'eau ainsi que le transport le long des voies ferrées et des routes. L'augmentation de l'activité humaine et du commerce international dans le bassin versant des Grands Lacs a entraîné la hausse du taux d'introduction d'espèces exotiques. Sur les 185 espèces

non indigènes connues dans les Grands Lacs, 54 % (c.-à-d. 100) se sont introduites dans les lacs pendant la période de 1959 à 2006<sup>216</sup>.

Les espèces envahissantes peuvent avoir de nombreuses répercussions : elles peuvent entrer en compétition avec des espèces indigènes pour la nourriture et l'habitat<sup>217, 218, 219, 220</sup>, être de nouveaux prédateurs<sup>221</sup>, constituer des proies moins nourrissantes<sup>222</sup> et fournir un habitat de qualité moindre aux espèces sauvages<sup>223, 224</sup>. Une analyse préliminaire de la liste des espèces évaluées par le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) de 1998 indiquait que 25 % de toutes les espèces en voie de disparition, 31 % de toutes les espèces menacées et 16 % de toutes les espèces vulnérables (aujourd'hui appelées « espèces préoccupantes ») au Canada étaient mises en péril d'une façon ou d'une autre par les espèces envahissantes<sup>225</sup>. Venter *et al.* (2006)<sup>226</sup> ont plus tard indiqué que les espèces exotiques ou introduites menaçaient 22 % des espèces évaluées par le COSEPAC (espèces disparues, disparues du pays, en voie de disparition, menacées ou préoccupantes).

L'alliaire officinale, par exemple, a évincé de nombreuses espèces ligneuses et herbacées indigènes de l'écozone<sup>+</sup>. Le taux de propagation estimé de cette espèce exotique dans les aires limitrophes des États-Unis est de 64 000 km<sup>2</sup> par an<sup>227</sup>. Aucun processus ne peut à lui seul expliquer l'exploit de cette espèce, sauf la combinaison de caractères de la plante, tous légèrement différents de ceux des végétaux indigènes, laquelle lui permet de s'établir sans grande difficulté dans les nouveaux milieux qu'elle envahit<sup>227, 228</sup>.

Les forêts de l'écozone<sup>+</sup> se sont développées sans la présence de lombrics. Par conséquent, l'introduction et l'établissement de ces espèces modifient les fonctions naturelles des forêts. L'écozone<sup>+</sup> compte 15 espèces de lombricidés considérées comme des espèces envahissantes introduites accidentellement avec l'arrivée des Européens<sup>229, 230</sup>. Ces vers de terre peuvent consommer la litière de feuilles mortes beaucoup plus rapidement que les décomposeurs indigènes, et modifier ainsi le cycle des nutriments (carbone et azote) et les interactions dans le réseau trophique des sols<sup>231, 232</sup>. Les lombrics peuvent également faire augmenter les émissions de N<sub>2</sub>O (oxyde d'azote) et, par conséquent, contribuer à la production de gaz à effet de serre<sup>233</sup>.

Les modèles des taux de disparition des espèces dulcicoles nord-américaines prévoient un taux de disparition de 4 % par décennie, compte tenu des diverses menaces, dont la présence d'espèces envahissantes<sup>234</sup>. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*) illustre bien le genre de changements que les espèces envahissantes peuvent produire dans les écosystèmes aquatiques. La moule zébrée forme d'immenses colonies et filtre des quantités importantes de plancton dans la colonne d'eau. La colonisation d'un plan d'eau est suivie par un déclin ou une perte totale des espèces de moules indigènes<sup>99, 235, 236</sup>. La moule zébrée est une proie du gobie à taches noires dans son aire de répartition naturelle ainsi que dans l'aire qu'elle a envahie. Par conséquent, la propagation de la moule zébrée favorise la propagation du gobie à taches noires<sup>221</sup>. La moule zébrée bioaccumule des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), le fluoranthène, le pyrène, le chrysène, le benzo[*a*]anthracène, le polychlorobiphényle (PCB) Aroclor®, l'arsenic, le chrome et le baryum<sup>237</sup>. On considère que l'accumulation de ces polluants dans les tissus de la moule zébrée ainsi que le botulisme de type E représentent des risques potentiels réels pour les prédateurs (poissons et oiseaux)<sup>237</sup>. Entre 1989, année de la découverte de la moule zébrée dans le lac St. Clair, et 2004, les dégâts de cette espèce aux installations de

traitement de l'eau potable et aux centrales électriques au sein de son aire de répartition nord-américaine s'élevaient à environ à 267 millions de dollars; les coûts annuels étaient d'environ 30 000 dollars par année, par installation<sup>238</sup>.

La Figure 25 montre l'aire de répartition de la moule zébrée dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> en 2009.

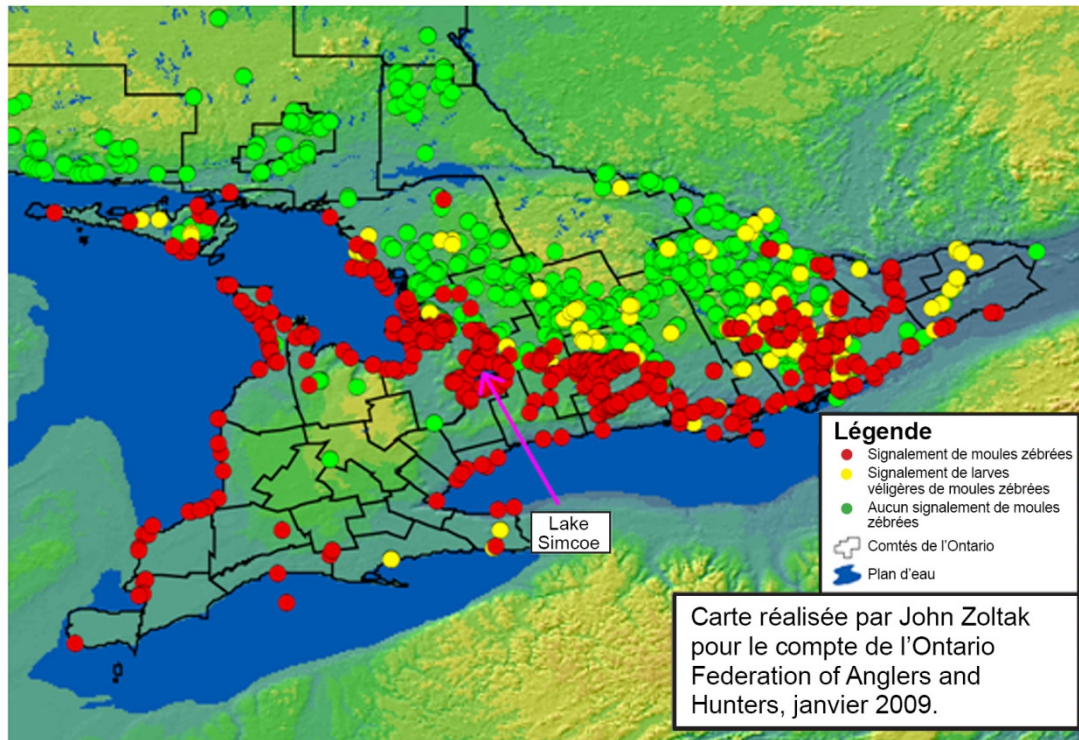


Figure 25. Répartition de la moule zébrée dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, 2009.

La répartition de l'espèce est très étendue, ce qui pourrait faciliter l'invasion par d'autres espèces envahissantes aquatiques, notamment le gobie à taches noires.

Source : Ontario Federation of Anglers and Hunters, 2009<sup>239</sup>.

Malgré les énormes répercussions négatives des espèces envahissantes sur l'écozone<sup>+</sup>, ces dernières ont eu quelques effets positifs. Des études effectuées dans des zones limitrophes de l'État de New York sur les populations de moules de la rivière Hudson indiquent que les populations des quatre espèces de bivalves indigènes communes se sont stabilisées, voire rétablies, et ce, même si la population de moules zébrées n'a pas diminué. On n'arrive pas très bien à expliquer ce phénomène, mais ce cas peut redonner espoir; en effet, même après une infestation, les bivalves indigènes peuvent survivre à des densités de population d'environ un ordre de grandeur plus petites que celles d'avant l'infestation<sup>240</sup>.

Au début des années 1990, la salicaire pourpre (*Lythrum salicaria*) étouffait les milieux humides en Ontario. Après une étude approfondie, on a commencé, dès 1992, à relâcher deux espèces de coléoptères du genre *Galerucella* en tant que moyens de lutte biologique. Même si les coléoptères n'éradiqueront jamais complètement la salicaire pourpre de l'Ontario<sup>241, 242, 243</sup>, cette dernière est

désormais considérée comme contrôlée. En effet, les densités de la plante ainsi que sa capacité à produire d'importantes quantités de graines ont considérablement diminué. La salicaire pourpre fait désormais partie intégrante d'écosystèmes naturellement fonctionnels<sup>224, 239, 244, 245</sup>.

Depuis la découverte du longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*) dans la région de Toronto-Vaughan en 2003<sup>246</sup>; des mesures d'éradication ont été prises, et la surveillance se poursuit. Bien que l'espèce ne soit pas considérée comme éradiquée, il n'y a eu aucune nouvelle découverte ni détection de cet insecte en Ontario depuis décembre 2007. Si, après cinq années, aucun longicorne asiatique n'est repéré, alors l'espèce sera considérée comme éradiquée<sup>247</sup>.

#### Constatation clé 11

#### Thème Interactions humains-écosystèmes

### Contaminants

#### Constatation clé à l'échelle nationale

Les concentrations de contaminants hérités du passé dans les écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce ont, dans l'ensemble, diminué au cours des 10 à 40 dernières années. Les concentrations de nombre de nouveaux contaminants sont à la hausse chez les espèces sauvages; les teneurs en mercure sont en augmentation chez certaines espèces sauvages de certaines régions.

Les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques sont longévives et peuvent s'accumuler chez les espèces sauvages et les humains à des concentrations potentiellement nuisibles à la santé des écosystèmes et des humains<sup>248</sup>. Les règlements pris par les gouvernements dans les années 1970 et 1980, qui interdisent l'utilisation de composés tels que les polychlorobiphényles (PCB), de pesticides tels que le dichlorodiphényltrichloréthane (DDT) et de métaux lourds tels que le plomb et le mercure, et qui en limitent les émissions, ont permis de réduire considérablement les quantités de substances persistantes, bioaccumulables et toxiques dans l'environnement (voir par exemple Hites, 2006<sup>248</sup>). Des effets négatifs demeurent toutefois, à cause des utilisations passées (sites contaminés connus et non connus), des utilisations actuelles (PCB et mercure) et de la présence de sous-produits d'autres processus (voir par exemple Nizzetto *et al.* 2010<sup>249</sup>). Toutefois, des substances chimiques à utilisation plus récente, par exemple les polybromodiphényléthers (PBDE), composés ignifuges utilisés dans des produits de consommation et des matériaux de construction, peuvent se lessiver dans l'air et les eaux usées. Ces substances affichent des concentrations de plus en plus élevées dans l'environnement (voir par exemple Zhu et Hites, 2004<sup>250</sup>). Certains toxiques bioaccumulables persistants (TBP) sont transportés sur de grandes distances à partir d'autres régions jusqu'en Ontario et semblent contaminer des lacs et des cours d'eau éloignés (voir par exemple Ma *et al.*, 2005<sup>251</sup>).

### Éléments probants de l'Ontario

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario surveille les teneurs en substances persistantes, bioaccumulables et toxiques dans différents milieux de l'environnement (air, eau, sédiments et

poissons). Les données de surveillance sont utilisées notamment pour déterminer les problèmes de pollution propres à un site, évaluer l'efficacité des politiques de réduction de la pollution et des mesures de gestion de la pollution, et informer le public sur la consommation de poissons provenant d'un endroit précis<sup>252</sup>.

Les concentrations de mercure (Figure 26) et de PCB chez les poissons visés par la pêche récréative des lacs intérieurs ont généralement diminué grâce à l'application de différentes mesures de réglementation<sup>252</sup>. Toutefois, selon le lieu, la taille et l'espèce, les teneurs actuelles peuvent obliger l'imposition de certaines restrictions entourant la consommation de poisson<sup>252</sup>. Pour la majeure partie des zones intérieures en Ontario, le mercure reste une substance préoccupante importante, responsable de 85 % des restrictions de consommation de poisson<sup>252</sup>.

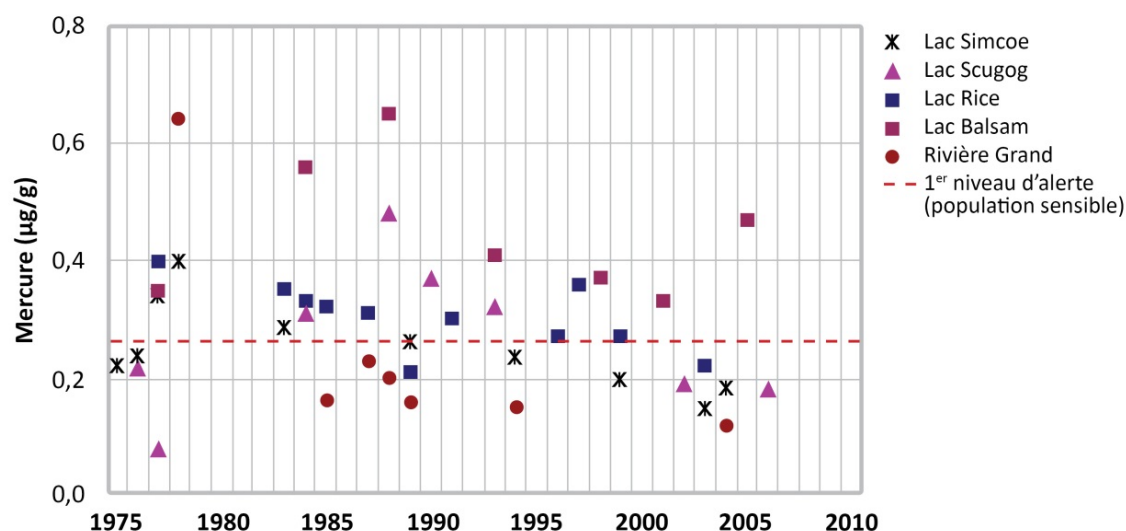


Figure 26. Concentration de mercure chez les dorés de 50 cm provenant du lac Simcoe, du lac Scugog, du lac Rice, du lac Balsam et de la rivière Grand, de 1975 à 2006.

Source : Données provenant du Programme de surveillance de la contamination du poisson-gibier du ministère de l'Environnement de l'Ontario<sup>253</sup>.

Récemment, le ministère de l'Environnement de l'Ontario a commencé à surveiller les concentrations de nouveaux contaminants préoccupants, dont les PBDE, les naphthalènes polychlorés et les composés perfluorés, dans l'eau et les poissons de certaines zones intérieures. On ne dispose actuellement que de peu de données sur ces composés. Bien que des directives sur la consommation soient toujours en cours d'élaboration, on estime que la prise récente de mesures telles que l'interdiction de certains composés (voir par exemple Environnement Canada, 2006<sup>254</sup>) éliminera la nécessité d'émettre des avis de consommation de poisson, compte tenu de la concentration relativement faible de ces composés.

Les efforts visant à réduire les répercussions des substances reconnues comme toxiques, bioaccumulables et persistantes se poursuivent dans la région puisque la surveillance de l'eau, des sédiments et des poissons (jeunes de l'année) identifie des zones localisées affichant des concentrations élevées. L'assainissement de plusieurs sites (par exemple, le ruisseau Pottersburg, le lac Clear) est le fruit de ces efforts<sup>255</sup>.

Bien que l'on ait observé des améliorations quant aux concentrations de certaines substances toxiques telles que le PCB et le mercure chez les poissons ces 10 à 20 dernières années<sup>252</sup>, les contaminants continuent de nuire à la biodiversité, comme en témoignent les restrictions de consommation de poisson dues aux concentrations de substances toxiques utilisées dans le passé.

#### Constatation clé 12

#### Thème Interactions humains-écosystèmes

### Charge en nutriments et proliférations d'algues

#### Constatation clé à l'échelle nationale

Les apports de nutriments dans les systèmes marins et d'eau douce et, plus particulièrement, dans les paysages urbains ou dominés par l'agriculture, ont entraîné la prolifération d'algues qui peuvent être désagréables et/ou nocives. Les apports de nutriments sont en hausse dans certaines régions et en baisse dans d'autres.

Dans les lacs et les cours d'eau, le phosphore est un nutriment essentiel à la croissance des plantes aquatiques et des algues qui servent de nourriture aux animaux aquatiques. La présence de phosphore dans l'eau résulte notamment de l'altération naturelle des roches, de l'érosion des sols, de la décomposition des plantes et de l'activité humaine (épandage d'engrais, rejet d'eaux usées traitées et lixiviation à partir des fosses septiques). Des apports excessifs en phosphore peuvent causer l'eutrophisation des plans d'eau où il y a surabondance de plantes et d'algues.

#### *Éléments probants de l'Ontario*

La surveillance des concentrations de phosphore et d'autres paramètres en vue de vérifier la qualité de l'eau est menée dans le cadre de plusieurs programmes du ministère de l'Environnement de l'Ontario qui, avec des partenaires, effectue des prélèvements dans les cours d'eau par l'intermédiaire du Réseau provincial de contrôle de la qualité des eaux. En général, les concentrations de phosphore ont diminué depuis les années 1980 dans les cours d'eau de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes<sup>256, 257</sup>. Toutefois, comme l'illustre la Figure 27, la teneur en phosphore de nombreux cours d'eau de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes dépasse encore l'objectif provincial de qualité de l'eau provisoire de 30 µg/L. C'est le cas notamment de 49 % des 332 stations de surveillance de l'écozone\*. Des concentrations élevées de phosphore dans les eaux de surface sont habituellement observées lorsque les sols sont relativement riches en nutriments et que les terres sont aménagées aux fins de diverses utilisations agricoles et urbaines.

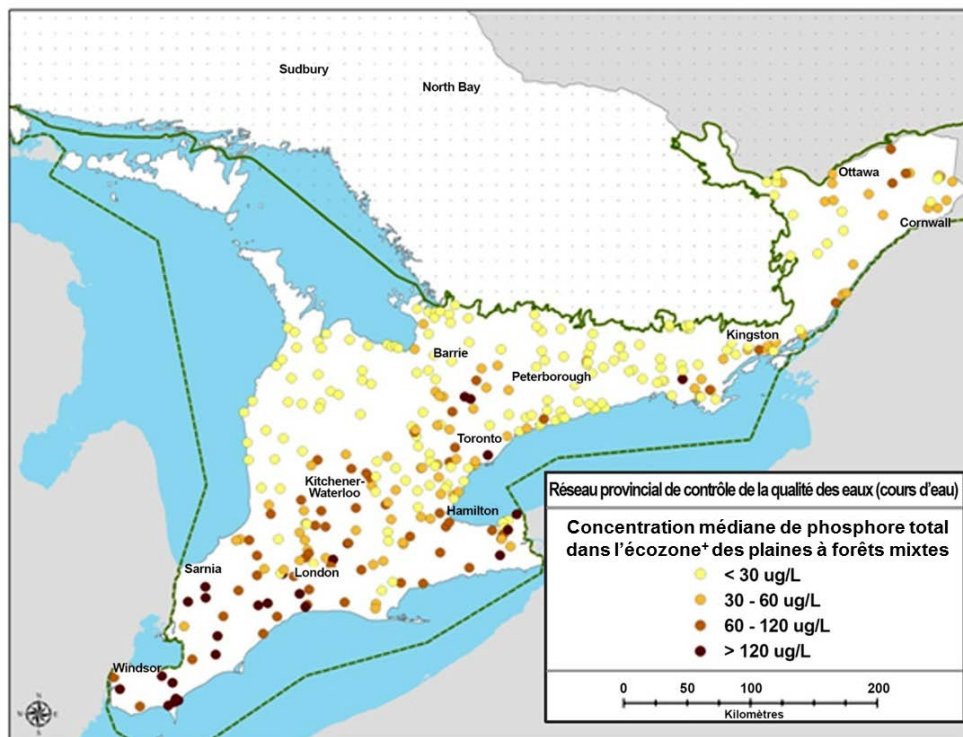


Figure 27. Concentrations médianes de phosphore dans les cours d'eau de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes entre 2003 et 2007.

Source : Données provenant du Réseau provincial de contrôle de la qualité des eaux, comme cité dans Kaltenecker et Todd (2009)<sup>258</sup>.

La prolifération d'algues est définie comme la croissance excessive d'algues dans un lac ou un cours d'eau<sup>259</sup>. Parmi les conditions favorables à la prolifération d'algues figurent les concentrations élevées en nutriments (en particulier le phosphore), les températures élevées et les eaux peu profondes à faible courant. L'acidification et l'invasion des lacs par les Dreissenidés (moule zébrée [*Dreissena polymorpha*] et moule quagga [*D. rostriformis bugensis*]) ont été également mises en cause<sup>260, 261, 262, 263</sup>. Ces proliférations d'algues nuisibles suscitent des préoccupations, car certaines formes d'algues (les cyanobactéries, également connues sous le nom d'algues bleu-vert) produisent des toxines qui peuvent nuire à la santé humaine et animale et modifier les processus des écosystèmes d'eau douce<sup>264</sup>.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario compile des rapports d'identification des algues depuis 1994. Les données indiquent que le nombre de proliférations d'algues (surtout des cyanobactéries) rapportées dans les lacs et les réservoirs ontariens a considérablement augmenté de 1994 à 2009 (Figure 28). Bien que les proliférations d'algues puissent être d'origine naturelle dans les lacs de l'Ontario, elles sont associées à l'augmentation des apports en nutriments dans les lacs, les réservoirs et les cours d'eau de certaines zones plus développées, laquelle favorise la croissance des algues. Des facteurs liés au réchauffement climatique, notamment la hausse de la température de l'eau, la réduction du brassage dans la colonne d'eau et la prolongation de la saison sans glace peuvent exacerber les conditions propices à la prolifération<sup>265, 266</sup>.

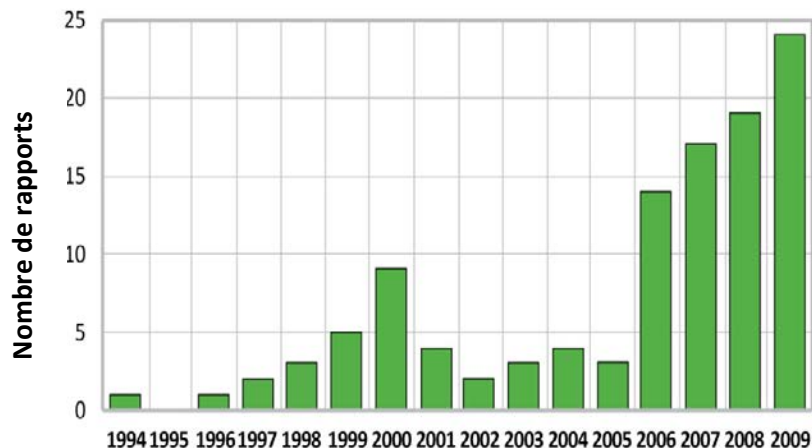


Figure 28. Nombre total de proliférations d'algues dont la prédominance des cyanobactéries (algue bleu-vert) a été confirmée en Ontario, de 1994 à 2009.

Comprend des zones à l'extérieur de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Source : Winter et al. (2011)<sup>267</sup>

### Constatation clé 13

Thème Interactions humains-écosystèmes

## Dépôts acides

### Constatation clé à l'échelle nationale

Les seuils d'incidence écologique des dépôts acides, notamment les pluies acides, sont dépassés dans certaines régions, les émissions acidifiantes sont en hausse dans diverses régions, et le rétablissement biologique ne suit pas le rythme de la réduction des émissions dans d'autres régions.

Les pluies acides sont composées de trois éléments principaux : l'acide carbonique faible, formé au cours de la réaction de l'eau avec le dioxyde de carbone de l'atmosphère; l'acide sulfurique, formé au cours de la réaction de l'eau avec le soufre issu soit de la combustion de charbon ou d'huile contenant du soufre, soit de la fusion de minerais sulfurés; l'acide nitrique, formé lorsque l'eau réagit avec les oxydes d'azote issus principalement de la combustion de combustibles fossiles.

Étant donné la géologie sous-jacente des plaines à forêts mixtes, la plupart des lacs de cette écozone<sup>+</sup> sont bien protégés contre l'acidité<sup>268</sup>; c'est pourquoi les recherches sont surtout axées sur les écosystèmes terrestres. Des répercussions directes des pluies acides ont été documentées dans des forêts à haute altitude du nord-est de l'Amérique du Nord ainsi qu'à proximité de sources ponctuelles telles que les fonderies de Sudbury, en Ontario. À basse altitude et dans des régions éloignées des sources ponctuelles, comme c'est le cas de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, les répercussions indirectes des dépôts acides à la suite de l'acidification des sols sont une source de préoccupation<sup>269</sup>. Pour maintenir l'électroneutralité des eaux de drainage, les cations basiques, essentiellement le  $\text{Ca}^{2+}$ , sont consommés. L'acidification qui en résulte transforme l'hydroxyde d'aluminium inorganique ( $\text{Al}^{3+}$ ) et l'ion hydrogène ( $\text{H}^+$ ) en solution.



L'ion  $\text{Al}^{3+}$  nuit à l'absorption des nutriments, en particulier le phosphore, par les racines de la quasi-totalité des plantes<sup>270</sup>. Le pouvoir tampon des sols et la tolérance des espèces végétales à l'acidification des sols sont très variables<sup>271</sup>.

Certaines régions de l'écozone<sup>+</sup> contiennent des roches ultramafiques, qui sont pauvres en calcium et en potassium, et riches en magnésium<sup>272</sup>. Des évaluations récentes des pluies acides<sup>268,273</sup> montrent que des régions de l'écozone<sup>+</sup> reçoivent des dépôts acides supérieurs à ce que leur charge critique peut supporter<sup>ix</sup>.

Bien qu'en général cette écozone<sup>+</sup> ne soit pas très touchée par l'acidification des sols, certaines régions qui s'y trouvent ont des sols sensibles aux émissions acides, compte tenu de leur passé géologique<sup>274, 275, 276</sup>. L'arche de Frontenac est l'une des deux zones physiographiques au sein de l'écozone<sup>+</sup> dont la surface intacte couverte par la forêt est importante (voir la section « Paysages terrestres et aquatiques intacts »); la zone a également des sols à faible pouvoir tampon, ce qui accroît sa vulnérabilité à la détérioration de la santé des forêts due à l'acidification.

Au cours des 40 dernières années, l'acidification des sols due au transport à grande distance de polluants atmosphériques a réduit les taux de croissance (10 %) et de recrutement (30 %), et doublé le taux de mortalité des peuplements d'érable à sucre (*Acer saccharum*), tout en favorisant le recrutement du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) dans la partie nord de l'écozone<sup>+</sup><sup>277</sup>. L'application de chaux pour améliorer la fertilité et la composition des sols a amoindri le dépérissement (facteur de 4), doublé le taux de croissance, augmenté le recrutement de 30 à 58 % et réduit le recrutement du hêtre de 25 %<sup>277</sup>.

Les données sur les tendances de l'acidité des sols ne sont pas disponibles pour l'écozone<sup>+</sup>, mais une étude de Miller et Watmough (2009)<sup>276</sup> a examiné l'acidification des sols et la teneur en nutriments des feuilles des forêts de feuillus de l'Ontario en 1986 et en 2005. Ils ont découvert que le pH et les concentrations de cations basiques échangeables des sols minéraux étaient plus faibles en 2005, mais que les teneurs en soufre total et en azote ainsi que la capacité d'échange de cations n'avaient pas changé depuis 1986. Les teneurs en calcium des feuilles, liées aux teneurs en calcium des sols, étaient plus faibles en 2005.

L'impact de l'acidification des sols sur la faune terricole est peu connu, mais des changements dans les organismes terricoles ainsi que des variations du pH des sols ont été rapportés. On a constaté que l'augmentation de l'acidité des sols était associée à des changements dans les communautés de collemboles terricoles. En effet, plus les sols sont acides, plus il y a de collemboles dans l'humus et à la surface des sols. À mesure que l'acidité diminue, les collemboles qui demeurent dans la partie supérieure des sols minéraux deviennent prédominants<sup>278</sup>. Lorsque l'acidité des sols diminue, la diversité des champignons mycorhiziens à arbuscules symbiotiques diminue également. En général, l'espace colonisé par les mycorhizes augmente avec le pH<sup>279</sup>.

---

<sup>ix</sup> **Charge critique** : Estimation quantitative de l'exposition à au moins un polluant au-dessous de laquelle il n'existe apparemment pas d'effets néfastes importants sur des éléments particuliers de l'environnement.

## Changements climatiques

### Constatation clé à l'échelle nationale

L'élévation des températures partout au Canada ainsi que la modification d'autres variables climatiques au cours des 50 dernières années ont une incidence directe et indirecte sur la biodiversité des écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce.

### Tendances actuelles

Bien des personnes considèrent les changements climatiques comme l'une des menaces les plus graves qui pèsent sur les écosystèmes et la biodiversité à l'échelle mondiale<sup>280, 281</sup>. Les prévisions climatiques reposent sur les changements déjà observés.

Les plaines à forêts mixtes sont bien représentées géographiquement grâce aux stations climatiques. Le Tableau 9 résume les tendances significatives de diverses variables climatiques pour l'écozone<sup>+</sup> de 1950 à 2007. Il s'agit d'une des régions du Canada affichant la plus faible augmentation des températures annuelles moyennes au cours de cette période<sup>282</sup>. De façon générale, plus une région est près du pôle, plus elle connaît un réchauffement important<sup>283</sup>. Néanmoins, les données climatiques montrent une tendance significative de quelques variables. On a observé une augmentation globale de 1,2 °C des températures estivales, une augmentation de 20 % des précipitations automnales, une augmentation globale du nombre de jours avec précipitations au printemps, en été et en automne, une diminution de 4,7 % du rapport des précipitations de neige sur les précipitations totales, une augmentation du nombre de degrés-jours de croissance dans certaines stations, et une diminution de l'épaisseur de neige dans certaines stations de surveillance (Tableau 9). Les tendances varient selon la saison et la station.

Tableau 9. Aperçu des tendances climatiques dans les plaines à forêts mixtes, de 1950 à 2007.

Variable climatique	Tendances significatives
<b>Température</b> (18 stations)	<ul style="list-style-type: none"> <li>En général, ↑ de 1,2 °C en été par rapport à la moyenne de la période de base (1961-1990)</li> <li><b>Aucune tendance au printemps, en automne ou en hiver</b></li> <li>Les tendances sont semblables dans toute l'écozone<sup>+</sup></li> </ul>
<b>Précipitations</b> (29 stations)	<ul style="list-style-type: none"> <li>En général, ↑ de 20 % de la quantité totale de précipitations automnales</li> <li>Aucune tendance de la quantité totale de précipitations pendant les autres saisons, bien que des changements importants aient été observés dans quelques stations à certaines saisons</li> <li>En général, ↑ du nombre de jours avec précipitations au printemps, en été et en l'automne</li> <li>En général, ↓ de 4,7 % du rapport des précipitations de neige sur les précipitations totales</li> </ul>
<b>Neige</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Aucune tendance de la profondeur maximale annuelle de la neige ou de la durée en général (16 stations)                             <ul style="list-style-type: none"> <li>○ Deux stations dans la partie nord-est de l'écozone<sup>+</sup> au Québec</li> </ul> </li> </ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>indiquent une ↓ de plus de 20 cm de l'épaisseur de neige maximale</li> <li>• Aucune tendance du nombre de jours avec plus de 2 cm au sol <ul style="list-style-type: none"> <li>○ ↓ des périodes de plus de 10 jours avec plus de 2 cm de neige au sol pour 4 stations du sud de l'Ontario entre les mois d'août et de janvier et pour 1 station des basses terres du Saint-Laurent entre février et juillet</li> </ul> </li> </ul>
<b>Indice de sévérité de sécheresse</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aucune tendance pour 6 stations</li> <li>• Aucune année de sécheresse sévère, de forte humidité ou de cas extrême</li> <li>• Les stations ne sont pas réparties uniformément dans l'écozone<sup>+</sup></li> </ul>
<b>Saison de croissance</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aucune tendance quant au début, à la fin ou à la durée de la saison de croissance en général <ul style="list-style-type: none"> <li>○ ↑ du nombre de degrés-jours de croissance à certaines stations</li> </ul> </li> </ul>

Toutes les tendances rapportées sont significatives à  $p < 0,05$ .

Source : données et analyses supplémentaires fournies par les auteurs de Zhang et al. (2011)<sup>282</sup>.

Des changements dans les périodes de migration des oiseaux ont déjà été enregistrés<sup>284, 285, 286</sup>. Une étude menée au Long Point Bird Observatory a révélé que, pour chaque augmentation de 1 °C de la température printanière, la date médiane des captures d'oiseaux migrateurs, déterminée d'après les moyennes pour toutes les espèces, était devancée d'une journée<sup>284</sup>. Au cours d'une étude sur 78 espèces d'oiseaux chanteurs réalisée de 1961 à 2006 en Pennsylvanie (qui se trouve dans la même écorégion de l'Amérique du Nord<sup>287</sup>), la migration printanière est survenue beaucoup plus tôt pendant cette période de 46 ans, alors que la migration automnale n'a présenté aucun changement dans l'ensemble<sup>285</sup>. Une étude sur l'hirondelle bicolore menée à l'échelle de l'Amérique du Nord a révélé qu'elle se reproduisait plus tôt, probablement à cause d'une augmentation à long terme de la température printanière<sup>286</sup>.

On remarque également des changements chez les populations de mammifères. En effet, les limites septentrionales de l'aire de répartition de nombreuses espèces de l'écozone<sup>+</sup> sont restreintes par les conditions hivernales<sup>288</sup>. La moyenne des températures minimales quotidiennes en janvier et en février a augmenté de plus de 2 °C au cours des 100 dernières années, ce qui peut permettre l'expansion vers le nord d'espèces telles que le petit polatouche (*Glaucomys volans*), l'opossum de Virginie (*Didelphis virginiana*) et la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*)<sup>289, 290, 291</sup>. L'augmentation de la taille de la population de pékans (*Martes pennanti*) est peut-être liée à la profondeur réduite de la neige<sup>292</sup>.

## **Changement prévu**

Les systèmes aquatiques sont particulièrement vulnérables aux changements climatiques découlant de l'augmentation des températures et de l'évaporation ainsi que de la diminution possible des précipitations<sup>293</sup>. Les poissons étant incapables de réguler leur température corporelle, ils dépendent fortement de la température de l'eau pour maintenir les importants processus biochimiques, physiologiques et liés au cycle vital. La température de l'eau est une variable essentielle de la croissance, de la survie et de la reproduction des populations de poissons<sup>294</sup>. Si le réchauffement climatique se produit comme prévu, les eaux de surface seront plus chaudes pendant des périodes plus longues au printemps, en été et en automne, ce qui réduira la durée des conditions hivernales<sup>295</sup>. En outre, les périodes de stratification augmenteront, ce qui diminuera les concentrations d'oxygène en eaux profondes à la fin de l'été

et augmentera le risque de mortalité massive estivale pour de nombreuses espèces aquatiques<sup>295</sup>. Les plaines à forêts mixtes possèdent la plus grande diversité de poissons d'eau douce du Canada<sup>117, 161</sup>. Dans une étude sur les communautés de poissons de 43 bassins versants répartis dans l'ensemble de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+296</sup>, il a été déterminé que les espèces de poissons d'eau froide étaient présentes dans 100 % des bassins versants et que 38 des 43 bassins contenaient des poissons d'eau froide dans plus de 66 % des sites d'échantillonnage (note : même si tous les bassins versants de l'écozone<sup>+</sup> contiennent des espèces d'eau froide, l'habitat en eau froide de nombre d'entre eux est limité). L'analyse des répercussions du réchauffement prévu sur ces bassins versants et les 132 espèces de poissons qui y vivent (espèces non indigènes exclues) a montré une contraction de l'aire de répartition des espèces d'eau froide et une expansion de celle des espèces d'eau chaude<sup>296</sup>. Même selon le scénario de changements climatiques le plus optimiste, les espèces d'eau froide seraient limitées à seulement 67 % des sites d'ici 2025 (soit une diminution de 33 % des sites)<sup>296</sup>. On a créé un indice correspondant à la probabilité de rétention des espèces d'eau froide de chaque bassin versant du sud de l'Ontario après les changements climatiques en se fondant sur le scénario du pire. La plupart des bassins versants qui, selon le scénario, devraient conserver les espèces d'eau froide se situaient dans la partie nord de l'écozone (péninsule Bruce, le long des rives du lac Huron, ou le long de la bordure du Bouclier canadien). En revanche, les bassins versants du sud-ouest perdraient probablement ces espèces<sup>296</sup>. La modélisation de l'impact des changements climatiques sur l'omble de fontaine (espèce d'eau froide) au Canada prévoit une diminution de 49 % de l'aire de répartition de cette espèce d'ici 2050, de même que des changements d'envergure pour les plaines à forêts mixtes<sup>297</sup>, où les populations d'ombles de fontaine des lacs plus petits sont considérées comme plus à risque<sup>298</sup>. De nombreux effets indirects ou domino sont associés à la hausse des températures. On prévoit que la période, l'ampleur et la durée des crues printanières ainsi que la fréquence et la durée des sécheresses dans le sud du Canada changeront<sup>299</sup>. Certaines espèces d'eau chaude, comme l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*), sont des prédateurs très efficaces dont leur répartition est actuellement limitée par des effets liés à la température<sup>293</sup>. La modélisation de l'impact de l'expansion de l'aire de répartition de ces espèces résultant des changements climatiques<sup>293</sup> prévoit la disparition de quatre espèces communes de Cyprinidés en Ontario, soit le ventre rouge du nord (*Phoxinus eos*), le ventre citron (*Phoxinus neogaeus*), la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) et le mullet perlé (*Margariscus margarita*).

De nombreuses réponses différentes sont anticipées pour les systèmes terrestres. D'importantes augmentations des maladies des plantes, comme la maladie du rond (*Heterobasidion annosum*), sont prévues, tout comme la diminution des forêts de chênes, de frênes et d'érables<sup>300</sup>. En agriculture, on s'attend à ce que le maïs soit plus touché par le charbon du maïs (*Ustilago maydis*) et le nématode à kystes (*Heterodera glycines*), et une augmentation du nombre de cas de mosaïque jaune du haricot, d'enroulement de la pomme de terre et de mosaïque du concombre est également prévue<sup>300</sup>. Le puceron lanigère de la pruche (*Adelges tsugae*), insecte nuisible à la pruche actuellement limité par la température, devrait augmenter en nombre de façon importante dans son aire de répartition, alors que les répercussions du pourridié-agaric, maladie déjà très répandue, devraient augmenter à cause du stress accru causé par les changements climatiques<sup>301</sup>. Les maladies humaines pourraient également augmenter. Par

exemple, il devrait y avoir plus de cas de maladie causée par le virus du Nil occidental et de maladie de Lyme au Canada, et l'on devrait observer la première expansion de ces maladies à l'intérieur des plaines à forêts mixtes. Pour ce qui est de la maladie de Lyme, la modélisation prévoit une forte probabilité d'établissement dans les régions du sud de l'Ontario et du Québec<sup>302</sup>, la limite de propagation en Ontario correspondant à une ligne située à 130 km de North Bay. Dans le cas du virus du Nil occidental, l'arrivée précoce du printemps prolongerait la période à laquelle la maladie peut se propager chez les humains, alors qu'une augmentation des précipitations pourrait augmenter le nombre de sites de reproduction du moustique (vecteur du virus du Nil occidental chez les oiseaux et les humains)<sup>303</sup>.

Selon les projections climatiques visant les écorégions de l'Ontario, de nouvelles conditions climatiques (combinaisons de températures et de précipitations inexistantes précédemment) pourraient être créées, alors que de nombreuses conditions climatiques existantes disparaîtront de la province<sup>304</sup>. La plupart des espèces végétales forestières vivant dans des paysages très fragmentés montrent une capacité faible ou nulle de colonisation de nouvelles parcelles d'habitat; elles ne se déplacent que de quelques mètres par année<sup>305, 306</sup>. Dans une étude sur l'aire de répartition des essences d'arbres selon différents scénarios climatiques dans la vallée de la Credit, on a estimé que ces dernières devraient se déplacer à un rythme de 3 000 à 5 000 m/an pour être en mesure de s'adapter aux changements climatiques, or, la plupart des essences sont réputées se déplacer à un taux d'environ 50 à 300 m/an<sup>307</sup>. Dans une autre étude, qui examinait les changements potentiels des essences d'arbres selon différents scénarios climatiques (modélisations jusqu'en 2100), scénarios qui, outre le climat, prenaient également en compte la topographie, les sols, l'utilisation des terres et la fragmentation, on a constaté que la moitié sud de la province montrait le degré le plus élevé de changement en termes d'essences et de types de forêts et était la plus vulnérable aux effets des changements climatiques<sup>308</sup>. Dans l'ensemble de l'écozone+, en raison des changements possibles dans la répartition des essences, les types de forêts que nous connaissons aujourd'hui pourraient être moins nombreux et déplacés, tandis qu'un grand nombre de nouvelles combinaisons et de nouveaux assemblages d'essences pourraient faire leur apparition<sup>308</sup>. Dans cette même étude, lorsque les limites ont été ajustées en fonction du taux de déplacement potentiel d'une essence (jusqu'à 1 000 m/an), les changements dans le couvert forestier étaient encore plus prononcés. Selon tous les scénarios climatiques, la richesse en essences d'arbres était plus faible que celle qui se trouve actuellement dans l'ensemble de la province de l'Ontario, et de grandes régions du nord ainsi que du sud de la province présenteraient des types de forêts qui n'existent pas aujourd'hui dans la province<sup>308</sup>. Le degré de fragmentation élevé observé dans l'écozone+ (voir les sections « Forêts », « Prairies », « Milieux humides », « Lacs et cours d'eau », « Zones côtières », « Glace dans l'ensemble des biomes » et « Conversion des écosystèmes ») réduira encore plus la capacité des espèces à se déplacer vers le nord et à s'adapter aux changements climatiques. La capacité des populations à établir une nouvelle aire de répartition à la suite d'un changement climatique pourrait être réduite ou annulée dans les paysages fragmentés<sup>309, 310, 311, 312</sup>. De nombreux exercices de modélisation présument que le déplacement d'espèces est possible en raison de la présence de végétation naturelle. Dans le sud de l'Ontario, où se trouvent de grandes zones urbaines et agricoles, la possibilité que certaines espèces puissent changer leur aire de répartition sera limitée davantage.

## Services écosystémiques

### Constatation clé à l'échelle nationale

Le Canada est bien pourvu en milieux naturels qui fournissent des services écosystémiques dont dépend notre qualité de vie. Dans certaines régions où les facteurs de stress perturbent les fonctions écosystémiques, le coût du maintien des écoservices est élevé, et la détérioration de la quantité et de la qualité des services écosystémiques, de même que de l'accès à ces derniers, est évidente.

### *Éléments probants de l'Ontario*

Les services écosystémiques sont des avantages directs et indirects que les humains tirent des écosystèmes sains et fonctionnels. La perte ou la dégradation des aires naturelles menacent le bien-être économique et social futur en diminuant les fondements naturels sur lesquels la société est bâtie. L'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire a regroupé les services écosystémiques dans quatre grandes catégories :

- les *services d'approvisionnement*, qui fournissent les matières premières essentielles telles que la nourriture, l'eau et les fibres;
- les *services de régulation*, qui maintiennent les services de soutien essentiels à la survie tels que la régulation du climat et la prévention des inondations;
- les *services de soutien* tels que la formation des sols, le cycle des nutriments et la pollinisation;
- les *services culturels*, qui offrent des avantages récréatifs, esthétiques et spirituels<sup>281</sup>.

Le concept des services écosystémiques est globalement très intéressant en tant que justification des mesures de conservation et en tant que méthode appuyant la conception de politiques de gestion efficace des ressources<sup>313</sup>. Les services écosystémiques peuvent être compris en termes biophysiques, par exemple la superficie forestière nécessaire pour séquestrer une quantité précise de carbone. Ils peuvent également être exprimés en termes économiques, par exemple l'avantage économique estimé de la séquestration de carbone d'une superficie forestière donnée.

L'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes subit une altération importante de l'habitat depuis la colonisation par les Européens. Cette altération influe sur le flux des services écosystémiques pouvant être assurés par les caractéristiques naturelles restantes de la région. Les répercussions précises n'ont pas été complètement ou quantitativement mesurées, mais les tendances des services écosystémiques sont fonction des tendances dans la structure, la fonction et la composition des écosystèmes<sup>281, 314</sup>. La transformation de la végétation des forêts, des milieux humides et des plaines de l'écozone<sup>+</sup> en zones agricoles et urbaines nuit aux services écosystémiques de soutien naturels tels que la formation des sols, le cycle des nutriments et la pollinisation, de même qu'aux services de régulation tels que la régulation de l'eau et l'approvisionnement en eau.

Par exemple, une étude pilote dans l'est de l'Ontario dans le cadre de l'Initiative nationale d'élaboration de normes agroenvironnementales (INENA) a conclu qu'une forte proportion de la zone d'étude ne contenait pas un couvert naturel suffisant à l'échelle du paysage pour fournir des services complets ou partiels de pollinisation dans les champs agricoles<sup>315</sup>. Bien qu'il y ait des signes d'amélioration<sup>106, 107</sup>, la perte de couvert naturel, l'urbanisation et l'expansion de l'agriculture touchent les services écosystémiques qui assurent la régulation et la qualité de l'eau ainsi que l'approvisionnement en eau. Cela est dû à la fragmentation et à la canalisation des cours d'eau, à l'aménagement de barrages, à la modification des débits et à l'augmentation des teneurs en sédiments et en nutriments<sup>104, 105, 115, 122</sup>.

Même si l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes est grandement perturbée, elle assure d'importants services écosystémiques. L'agriculture est le service d'approvisionnement principal au sein de l'écozone<sup>+</sup>. Bien qu'elle occupe seulement 9 % de la couverture terrestre du Canada, les plaines à forêts mixtes rapportent 38 % de la production agricole canadienne<sup>206, 207</sup>. Les forêts sont importantes à la fois du point de vue traditionnel de l'économie et du point de vue des services écosystémiques qu'elles offrent<sup>316</sup>. Le réseau de forêts et d'autres aires naturelles de l'écozone<sup>+</sup> est également crucial dans la lutte contre les changements climatiques : il contribue à la séquestration du carbone et permet aux plantes et aux animaux de réagir aux changements environnementaux en colonisant de nouvelles aires. La chasse et la pêche sont des composantes importantes de l'économie du secteur des loisirs reposant sur les ressources. Par exemple, dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, la pêche sportive représentait 570 millions de dollars de dépenses liées aux biens et aux services en Ontario en 2005<sup>317</sup>. D'autres avantages importants des services écosystémiques sont associés aux aires protégées de l'écozone<sup>+</sup>, y compris des avantages culturels, sociaux et spirituels ainsi que des avantages économiques directs résultant de l'utilisation récréative des parcs<sup>318</sup>.

Plusieurs études récentes se fondent sur l'évaluation des services écosystémiques pour déterminer la valeur économique indirecte des aires naturelles restantes dans le sud de l'Ontario. Selon ces études, ces aires, qui représentent une partie importante de la valeur économique totale du paysage, sont souvent ignorées<sup>319</sup>. Par exemple, une étude de 2004 a estimé que les avantages économiques indirects (non considérés) des services écosystémiques du bassin versant de la rivière Grand équivalaient environ aux avantages économiques directs des terres agricoles du bassin, lesquels sont pris en compte<sup>320</sup>. Deux études achevées en 2008 estimaient la valeur annuelle des services écosystémiques mesurables, mais non considérés, de la ceinture de verdure de l'Ontario et du bassin du lac Simcoe à respectivement 2,6 milliards de dollars et 975 millions de dollars annuellement<sup>321, 322</sup>.

Une étude récente a examiné les services écosystémiques pour l'ensemble de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes au moyen d'une évaluation économique spatialement explicite. Selon les estimations prudentes de l'étude, les services écosystémiques de la région fournissent au moins 84 milliards de dollars par année en avantages économiques, lesquels ne sont pas considérés<sup>319</sup>. Les milieux humides urbains et suburbains fournissent les services écosystémiques que sont la filtration de l'eau, l'approvisionnement en eau et l'atténuation des inondations, ce qui représente au moins 40 milliards de dollars annuellement<sup>319</sup>. Les systèmes fluviaux urbains et suburbains fournissent des services

écosystémiques estimés à 236 000 dollars par hectare par année, soit parmi les plus grands avantages économiques compte tenu de leur taille, principalement parce qu'ils profitent à de grandes populations humaines<sup>319</sup>.

L'étude et l'évaluation des services écosystémiques sont encore des domaines de recherche relativement nouveaux, et plusieurs priorités nécessitent un examen approfondi, dont les suivantes :

- déterminer si des aires naturelles suffisantes existent afin de fournir les services écosystémiques requis par la population grandissante de l'écozone+;
- établir avec plus de précision l'influence de la perte ou de la remise en état des aires naturelles sur la prestation des services écosystémiques;
- combler les lacunes dans la littérature traitant de l'évaluation des services écosystémiques et examiner la manière dont des facteurs contextuels tels que les pénuries ou la configuration du paysage influent sur les valeurs<sup>313, 319</sup>.

## THÈME : HABITATS, ESPÈCES SAUVAGES ET PROCESSUS ÉCOSYSTÉMIQUES

Thème Habitats, espèces sauvages et processus écosystémiques

### Paysages terrestres et aquatiques intacts

De vastes étendues de paysages terrestres et aquatiques naturels relativement intacts, où l'on sait ou présume que les processus écosystémiques fonctionnent adéquatement, se trouvent dans de nombreuses régions, mais surtout dans le nord et l'ouest. Parmi ces étendues figurent les corridors de déplacement terrestres, marins et d'eau douce importants du point de vue tant national qu'international.

### *Éléments probants de l'Ontario*

#### **Paysages**

Vu le degré de fragmentation élevé dans l'écozone+ des plaines à forêts mixtes, les zones de couvert naturel intact (paysages terrestres et aquatiques) sont plutôt petites. En Ontario, le pourcentage de couvert végétal naturel qui se trouve dans l'écozone+ varie de 18 % dans la zone physiographique du Sud-Ouest à 57 % dans la zone de l'arche de Frontenac et à 51 % dans la zone de l'escarpement, tandis que les zones de l'Est et du Centre renferment respectivement 37 et 35 % de végétation naturelle (Figure 29)<sup>161</sup>.



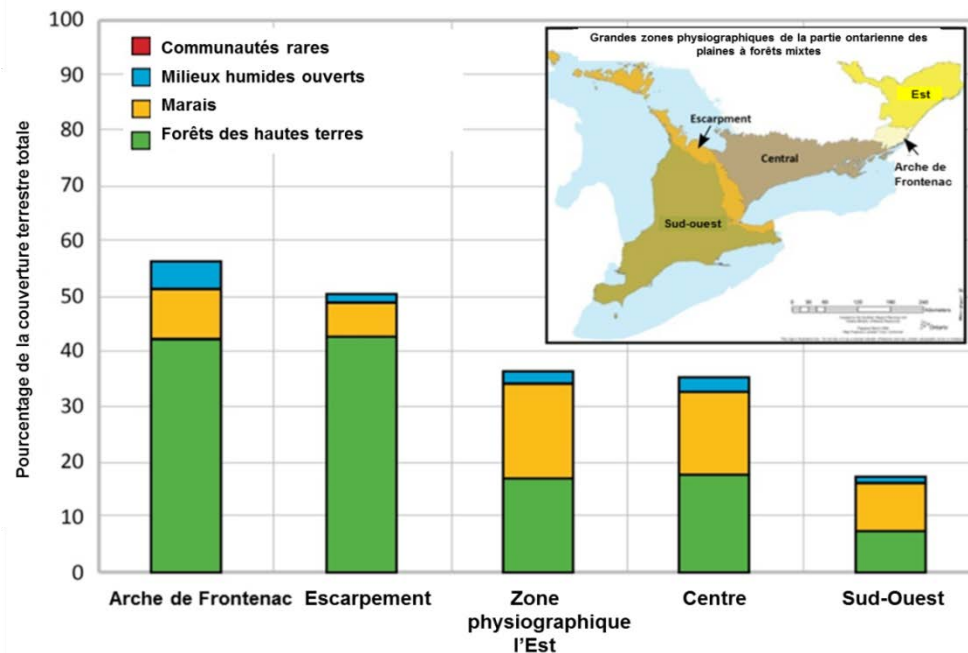


Figure 29. Pourcentage de couvert végétal naturel dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Représente tous les écosystèmes naturels (forêts, milieux humides, prairies, savanes, etc.) qui se trouvent dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes par zone physiographique.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2010)<sup>161</sup>.

D'après un examen de la distribution par taille des parcelles de terres forestières à l'intérieur de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>, les zones physiographiques de l'escarpement et de l'arche de Frontenac contenaient respectivement 41 et 40 % de parcelles de plus de 200 ha; celles du Centre et de l'Est, respectivement 21 et 24 %; celles du Sud-Ouest, seulement 5 % (Figure 30)<sup>161</sup>. Des recherches ont montré que, habituellement, lorsque la superficie des parcelles de forêts dépasse les 200 ha, 80 % des espèces d'oiseaux sensibles à la superficie se trouvent un habitat convenable; toutefois, lorsque les parcelles de forêts mesurent moins de 75 ha, la tendance va vers des espèces de la lisière des forêts<sup>189</sup>. La disponibilité de l'habitat des espèces d'oiseaux forestiers sensibles à la superficie dans le sud-ouest de l'Ontario est gravement limitée. De plus, si l'habitat doit comprendre des forêts des hautes terres, la situation est d'autant plus limitée puisque le sud-ouest de l'Ontario ne compte que 1 % de parcelles de terres forestières de plus de 200 ha dans des hautes terres<sup>161</sup>. Lorsque Global Forest Watch<sup>323</sup> a examiné l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, il a constaté qu'aucune zone ne répondait à leur définition de paysage forestier intact (parcelles de forêt d'une taille minimale de 5 000 ha). Toutefois, l'organisme a déterminé que 1,5 % de l'écozone<sup>+</sup> contenait des parcelles de forêts de 1 000 ha à moins de 5 000 ha. Puisque le couvert forestier est converti à d'autres fins telles que l'agriculture et l'urbanisation, les répercussions peuvent toucher les écosystèmes des cours d'eau<sup>324</sup>. Plusieurs études dans cette écozone<sup>+</sup> révèlent l'absence des espèces de poissons et d'invertébrés benthiques sensibles quand le développement dans les bassins versants d'amont dépasse un seuil relativement faible. Cet effet s'observe même dans des cas où il reste encore jusqu'à 50 % de couvert forestier<sup>100</sup>.

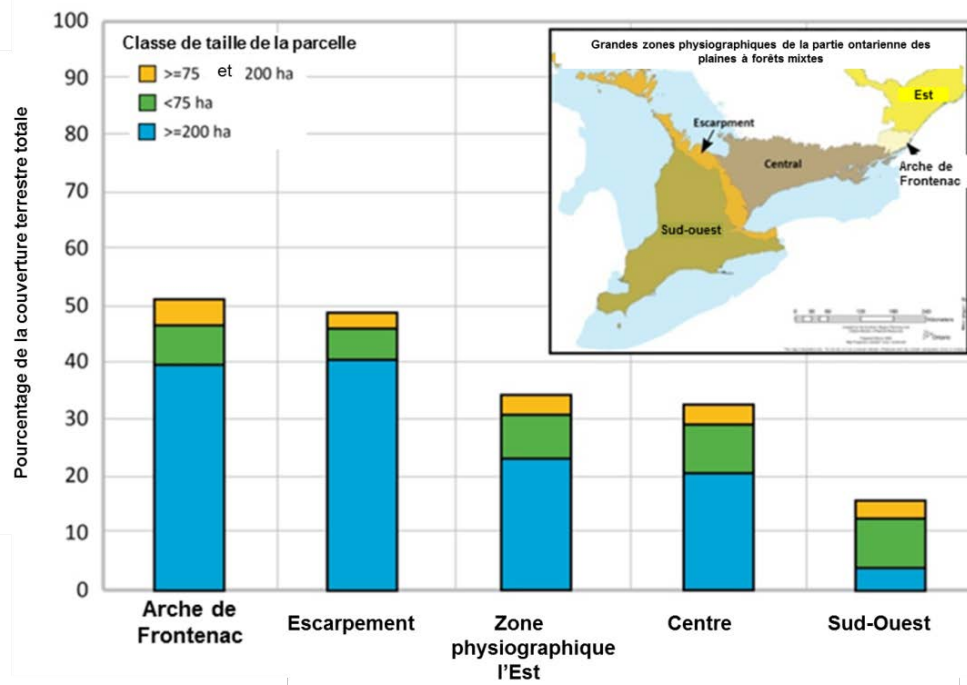


Figure 30. Pourcentage de terres forestières dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> qui forment des parcelles mesurant moins de 75 ha, de 75 à moins de 200 ha, et de 200 ha ou plus.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2010)<sup>161</sup>

L'impact négatif des routes sur les espèces sauvages et les écosystèmes est reconnu comme l'un des grands responsables de la crise mondiale de la biodiversité<sup>325, 326, 327, 328</sup>. Par conséquent, le degré de « pavage » d'un paysage est un autre indice du niveau d'intégrité de ce dernier<sup>329</sup>. La région la plus densément pavée de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> est la zone physiographique du Centre, qui présente une densité routière moyenne de 1,89 km/km<sup>2</sup>. L'arche de Frontenac, quant à elle, affiche la plus faible moyenne, soit 1,14 km de route par kilomètres carrés. La grande majorité de ces routes de l'écozone<sup>+</sup> sont des routes principales et des chemins de concession (Tableau 10).

Tableau 10. Densité routière par zone physiographique.

Zone physiographique	Autoroutes (km/km <sup>2</sup> )	Routes principales et chemins de concession (km/km <sup>2</sup> )	Rues locales (km/km <sup>2</sup> )	Total par zone physiographique (km/km <sup>2</sup> )
Centre	0,15	1,09	0,65	1,89
Escarpelement	0,12	0,88	0,49	1,49
Sud-Ouest	0,09	1,05	0,27	1,41
Est	0,10	0,92	0,33	1,35
Arche de Frontenac	0,11	0,92	0,11	1,14
Ensemble de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes	0,11	1,02	0,40	1,53

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2009)<sup>330</sup>.

Une évaluation des parcelles de végétation naturelle de plus de 200 ha dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> visait à déterminer le nombre de ces parcelles qui se trouvaient à plus de 100 m, à plus de 500 m et à plus de 1 000 m d'une route. Il a été déterminé que 45 % de ces parcelles se trouvaient à plus de 100 m d'une route et que seulement 10 % se trouvaient à plus de 1 000 m. Une fois les résultats répartis par zone physiographique, on constate que l'escarpement présentait le pourcentage le plus élevé de parcelles de couvert végétal naturel de plus de 200 ha situées à plus de 1 km d'une route, soit 27 %. Viennent ensuite l'arche de Frontenac (14 %), l'Est et le Centre (8 et 5 % respectivement) et, enfin, le Sud-Ouest (seulement 2 %) (Tableau 11)<sup>330</sup>.

Tableau 11. Végétation naturelle dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Zone physiographique	Pourcentage de couvert naturel	Pourcentage de parcelles de couvert naturel de ≥ 200ha	Pourcentage de couvert naturel situé à > 100 m d'une route	Pourcentage de parcelles de couvert végétal de ≥ 200ha situées à >100 m d'une route	Pourcentage de couvert naturel situé à > 500 m d'une route	Pourcentage de parcelles de couvert naturel de >200 ha situées à >500 m d'une route	Pourcentage de couvert naturel total situé à > 1 000 m d'une route	Pourcentage de parcelles de couvert naturel de ≥ 200 ha situées à > 1 000 m d'une route.
Centre	35 %	68 %	85 %	43 %	35 %	19 %	8 %	5 %
Est	37 %	74 %	88 %	53 %	43 %	28 %	12 %	8 %
Escarpement	51 %	84 %	89 %	68 %	54 %	45 %	30 %	27 %
Arche de Frontenac	57 %	83 %	87 %	64 %	47 %	35 %	19 %	14 %
Sud-Ouest	18 %	33 %	86 %	18 %	35 %	6 %	4 %	2 %
Ensemble de l'écozone <sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes	30 %	64 %	87 %	45 %	41 %	23 %	13 %	10 %

*Superficie de végétation naturelle (forêts, milieux humides, prairies, tous les types d'écosystèmes naturels) et parcelles de 200 ha situées à plus de 100 m, à plus de 500 m et à plus de 1 000 m d'une route dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>.*

*Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2009)<sup>330</sup>.*

Un examen spatial permet d'observer (Figure 31) que la majorité des parcelles de 200 ha de l'escarpement se trouvent sur l'île Manitoulin et à l'extrémité nord de la péninsule Bruce et que l'extrémité sud de l'escarpement ne contient aucune parcelle de 200 ha située à plus de 1 km d'une route. La zone du Sud-Ouest renferme très peu de parcelles situées à plus de 1 km d'une route, et la majorité d'entre elles se trouvent sur l'île Walpole. On en trouve quelques autres ailleurs, notamment dispersées à l'ouest de Chepstow et à l'ouest de Badjeros.

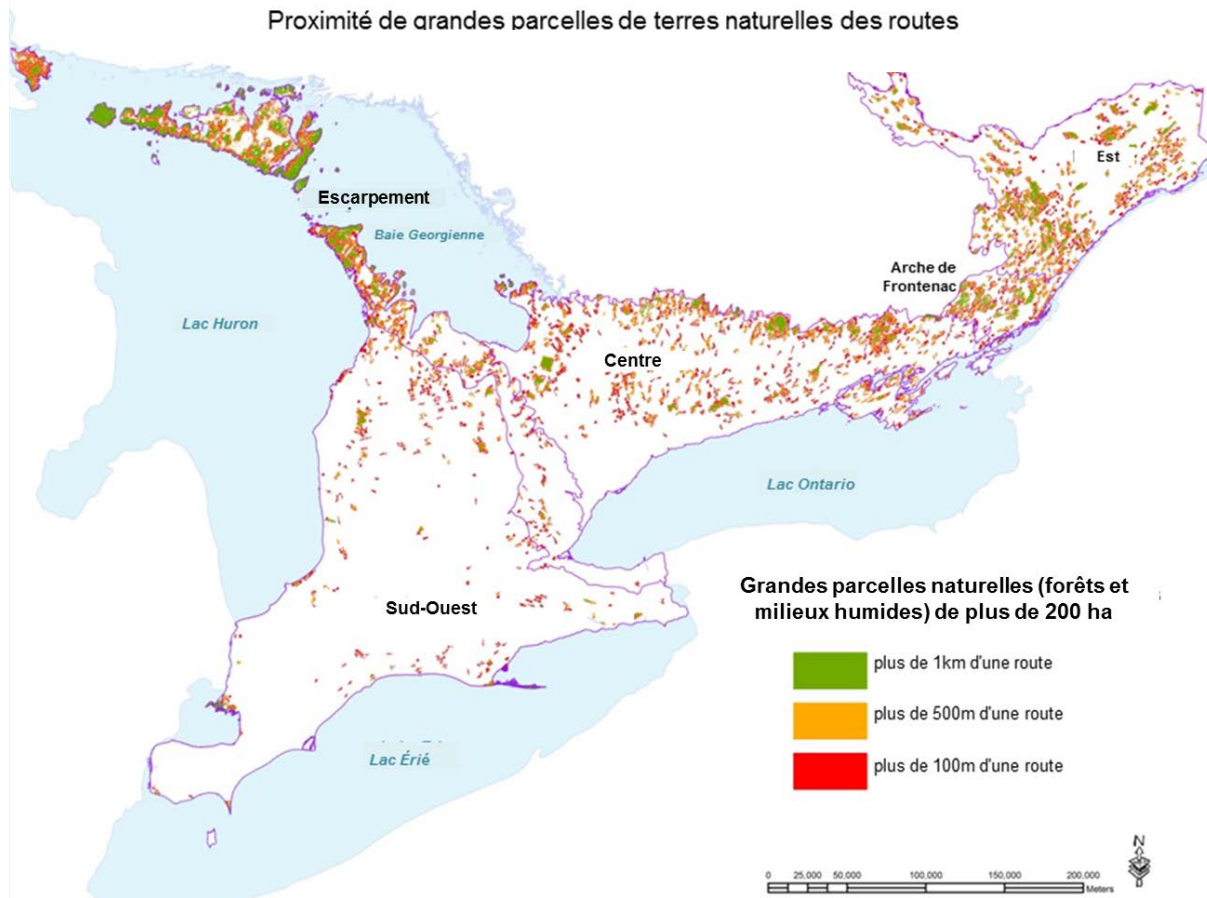


Figure 31. Distance entre les grandes parcelles naturelles et les routes dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2009)<sup>330</sup>.

L'impact des routes varie grandement selon l'espèce, la taille des routes et le volume du trafic. La construction de routes détruit non seulement le couvert naturel, mais elle crée aussi des obstacles aux déplacements, en plus d'être souvent source de mortalité<sup>331</sup>. Les autoroutes à quatre voies ont des répercussions sur les corridors de déplacement des orignaux et l'utilisation de l'habitat par les oiseaux de prairies. De plus, les sels de voirie peuvent causer des dommages dans un rayon de 1 km<sup>332</sup>. Une étude des populations de grenouilles le long de l'autoroute 401 (autoroute principale à quatre voies ou plus) a indiqué que la richesse spécifique était touchée dans un rayon de 450 à 800 m de la route. Les populations de rainettes faux-grillon, quant à elles, étaient touchées dans un rayon de 100 à 2 400 m<sup>325</sup>. À l'inverse, des études sur les chemins forestiers montrent que les répercussions sur la composition en espèces végétales ne s'étendent pas sur plus de 15 m de la route<sup>333</sup>.

### **Paysages aquatiques**

La fragmentation des systèmes aquatiques par les barrages, les déversoirs et les autres obstacles est un enjeu important de la biodiversité mondiale<sup>116, 334, 335</sup>. L'impact des obstacles sur le déplacement des espèces aquatiques entraîne une perte de diversité spécifique et de structure

écosystémique<sup>116, 335, 336</sup>. Dans un aperçu global des répercussions des barrages sur de grands systèmes fluviaux, il a été déterminé que l'ensemble de l'écozone des plaines à forêts mixtes est fortement touché<sup>116</sup>. Lorsque les obstacles aux déplacements ont été examinés dans cinq bassins versants de la zone physiographique du Centre de l'Ontario, on a constaté que les cinq bassins contenaient des obstacles, mais que le degré de fragmentation variait grandement entre ceux-ci. Les ruisseaux Wilmot et Oshawa présentent peu d'obstacles le long de leur chenal principal, le ruisseau Wilmot étant le cours d'eau qui en compte le moins. Les bassins versants de la rivière Ganaraska et des ruisseaux Cobourg et Duffins renferment tous de nombreux obstacles, ce qui complique considérablement le déplacement des espèces (Figure 32). Il est impossible d'établir des rapports de causalité entre la présence d'obstacles et la productivité, mais il est reconnu que le ruisseau Wilmot est le cours d'eau froide le plus productif qui se jette dans le lac Ontario<sup>337, 338</sup>.

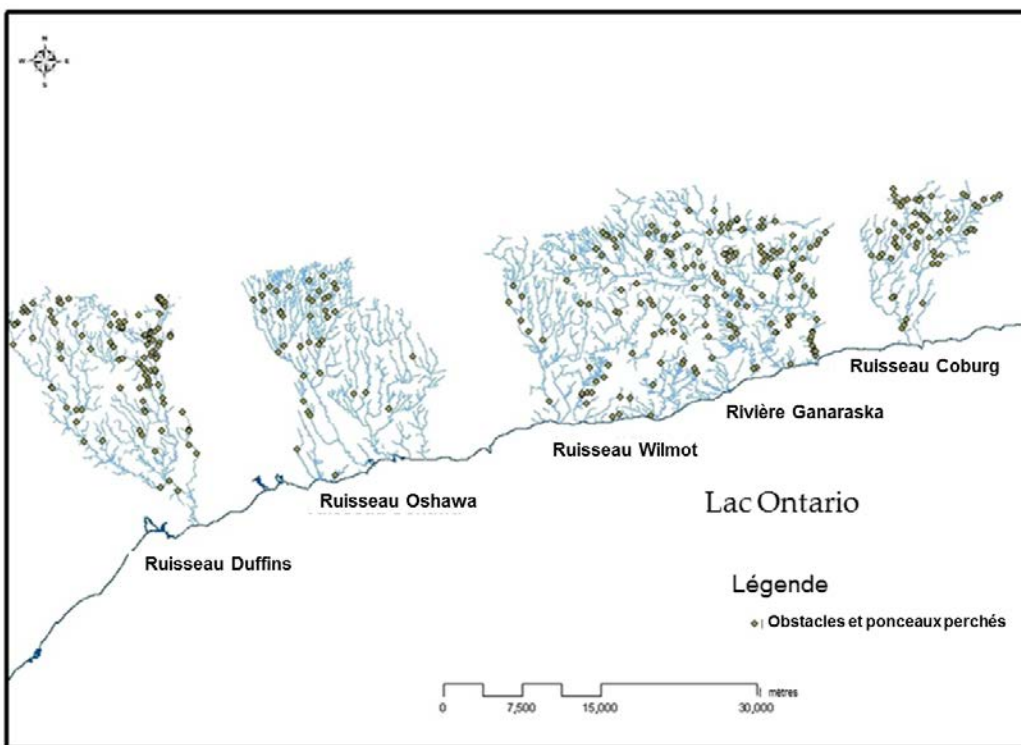


Figure 32. Étendue des obstacles aux déplacements des poissons dans cinq bassins versants du sud de l'Ontario.

Source : Ontario Ministry of Natural Resources (2010)<sup>339</sup>.

## Paysages agricoles servant d'habitat

### Constatation clé à l'échelle nationale

Le potentiel des paysages agricoles à soutenir les espèces sauvages au Canada a diminué ces 20 dernières années, principalement en raison de l'intensification des activités agricoles et de la perte de couverture terrestre naturelle et semi-naturelle.

Les terres agricoles, qui représentent plus de 60 % de l'écozone<sup>+</sup>, sont le principal type de couverture terrestre des plaines à forêts mixtes<sup>8, 340</sup>. L'utilisation des terres agricoles a été associée à la mise en péril des espèces de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>341</sup>. Un total de 355 espèces de vertébrés terrestres (252 espèces d'oiseaux, 58 espèces de mammifères, 24 espèces de reptiles et 21 espèces d'amphibiens) utilisent ces terres agricoles. Puisqu'une grande partie de l'écozone<sup>+</sup> est constituée de terres agricoles, la capacité de ce type de terre à accueillir la faune est essentielle à la préservation de la biodiversité de l'écozone<sup>+</sup>.

Lorsqu'un indice de capacité d'habitat faunique des terres agricoles dans les plaines à forêts mixtes a été examiné pour la période de 1986 à 2006, il a été déterminé que l'indice a diminué considérablement<sup>340</sup> dans l'ensemble de l'écozone<sup>+</sup> (la capacité est passée de moyenne à faible)<sup>340</sup>. Au cours de cette période, la capacité d'habitat a diminué dans 35,5 % des terres agricoles, a augmenté dans 19,9 % et est restée stable dans 44,6 % (Figure 33). Ce changement était dû en grande partie à la diminution des pâturages et de « tous les autres types de terres » (majoritairement des forêts et des milieux humides), diminution de 37,6 et de 4,8 %, respectivement<sup>340</sup>.

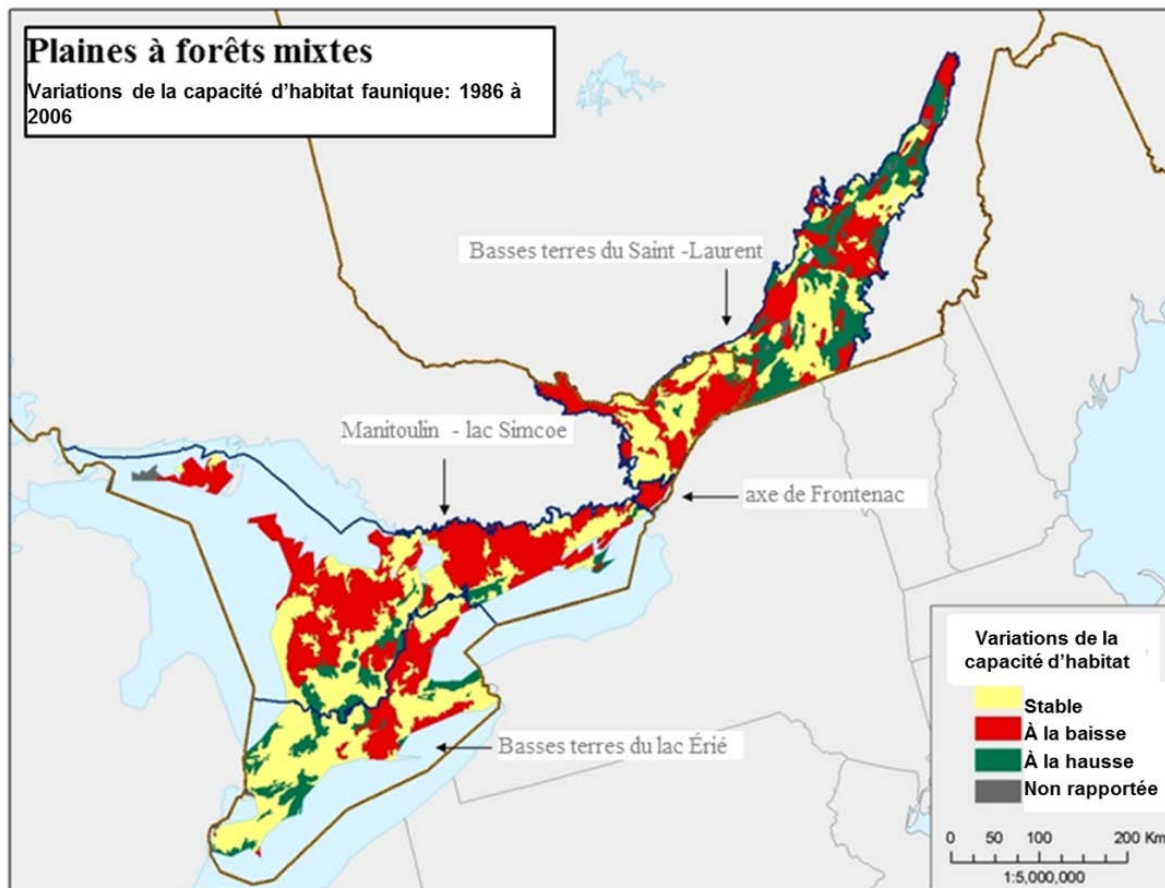


Figure 33. Variations de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes de 1986 à 2006.

ANOVA, différence très significative de Tukey  $p < 0,05$ .

Source : Javorek et Grant (2011)<sup>340</sup>.

Au cours de la période d'étude, la superficie des terres cultivables a augmenté, passant de 65 à 72 % de la superficie totale des terres agricoles. Cela reflète une intensification des activités agricoles fondée principalement sur des hausses importantes de la production de soja (de 6 à 16 %)<sup>340</sup>. Les variations de la capacité d'habitat faunique sont illustrées à la Figure 34<sup>340</sup>.

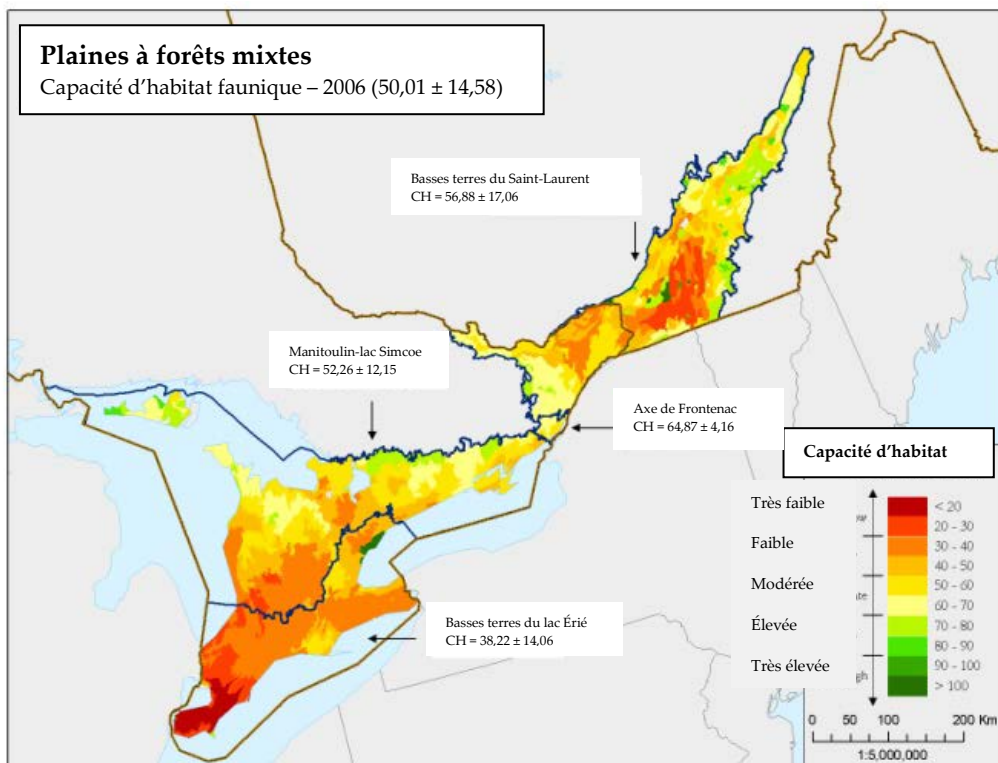
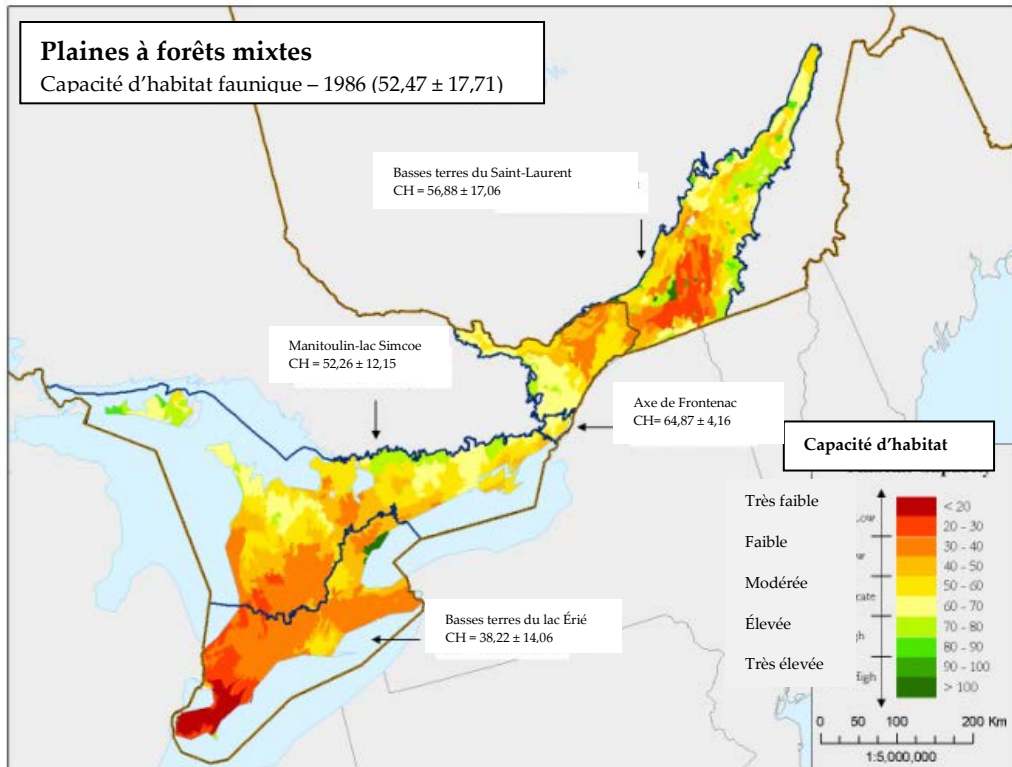


Figure 34. Capacité d'habitat faunique des terres agricoles dans les plaines à forêts mixtes en 1986 (image du dessus) et en 2006 (image du dessous).  
Source : Javorek et Grant (2011)<sup>319</sup>



La forte variabilité de la capacité d'habitat entre les régions des plaines à forêts mixtes en 2006 découlait principalement de la superficie et du type de terre cultivable ainsi que de la proportion relative de pâturages et de terres naturelles et semi-naturelles. Les basses terres du lac Érié affichaient la plus faible capacité d'habitat, les terres cultivables étant formées à 82 % de terres agricoles (près de 50 % pour la culture du maïs et du soja), et à seulement 13 % de « tous les autres types de terres » et 2 % de pâturages non améliorés. Les basses terres du lac Érié font partie de la zone physiographique du Sud-Ouest (voir la section « Conversion des écosystèmes » et « Paysages terrestres et aquatiques intacts »). Le Sud-Ouest contient seulement 8 % de couvert forestier et 10 % de couverture de milieux humides. Cette faible étendue de couvert naturel limite la capacité des espèces à utiliser les terres cultivables pour répondre à un seul besoin en matière d'habitat et à utiliser d'autres types de couvertures à l'extérieur des terres agricoles pour répondre à leurs autres besoins en matière d'habitat, compromettant ainsi le potentiel de l'habitat. La capacité d'habitat plus élevée des régions de l'axe de Frontenac, de Manitoulin-lac Simcoe et des basses terres du Saint-Laurent était due à la faible proportion relative des terres cultivables (52, 66 et 66 % respectivement) et à une plus grande proportion de « tous les autres types de terres » (21, 18 et 26 % respectivement). Ces régions contiennent également des proportions plus élevées de couvert naturel hors des terres agricoles que les basses terres du lac Érié, avec des pourcentages de couvert naturel variant de 35 à 57 %<sup>161</sup>. Les espèces dont une partie de l'habitat se trouve sur des terres agricoles peuvent être en mesure de trouver une couverture terrestre naturelle avoisinante leur permettant de répondre à leurs autres besoins en matière d'habitat. La composante « tous les autres types de terres » (forêts et milieux humides se trouvant sur des terres dites « agricoles ») significativement plus élevée au sein des terres agricoles des basses terres du Saint-Laurent explique principalement pourquoi cette région affichait la capacité d'habitat en terres agricoles la plus élevée de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Ce constat est intéressant, compte tenu du fait que la zone physiographique associée aux basses terres du Saint-Laurent, soit la zone physiographique de l'Est (voir la section « Conversion des écosystèmes »), ne présente pas le pourcentage le plus élevé de couverture terrestre naturelle de l'écozone<sup>+</sup> (33 % dans la partie québécoise et 37 % dans la partie ontarienne), lequel se trouve en fait dans la zone de l'arche de Frontenac (57 %)<sup>161</sup>, ce qui indique que la capacité faunique élevée des terres agricoles n'est pas nécessairement liée à une capacité faunique élevée de l'ensemble du paysage. D'autres différences dans l'utilisation des terres agricoles parmi ces régions influaient sur la capacité d'habitat faunique. La production intensive de maïs et de soja était considérablement élevée dans les basses terres du Saint-Laurent (32 %) et dans Manitoulin-lac Simcoe (30 %), comparativement à l'axe de Frontenac, où la culture de maïs et de soja était de moins de 1 % et de 17 %, respectivement<sup>340</sup>. L'axe de Frontenac comptait considérablement plus de pâturages non améliorés (20 %), deuxième type de couverture en importance pour la faune, que les basses terres du Saint-Laurent (5 %) et Manitoulin-lac Simcoe (9 %)<sup>340</sup>. Cette différence s'explique en partie par le fait que l'arche de Frontenac est un prolongement du Bouclier canadien, dont les sols peu profonds sur le substrat rocheux ne sont pas propices à l'agriculture en général ou à l'exploitation de terres cultivables en particulier, contrairement aux plaines d'argile des basses terres du Saint-Laurent<sup>161</sup>.

Dans la littérature, les répercussions de la fragmentation sur les espèces d'oiseaux sont surtout abordées relativement aux espèces d'oiseaux forestiers; toutefois, l'intensification des activités agricoles peut également avoir un impact sur les populations d'espèces d'oiseaux.

Jobin *et al.* (1996)<sup>342</sup> ont étudié les populations d'oiseaux des terres agricoles dans la vallée du Saint-Laurent en se basant sur 24 années de relevés d'oiseaux nicheurs, lesquels ont commencé dans les années 1960. Ils ont constaté que la diversité des espèces d'oiseaux était plus élevée dans les régions à types de couvertures diversifiés que dans les régions dominées par les cultures annuelles ou commerciales. L'effectif des populations de nombreuses espèces associées aux fermes laitières et aux cultures pérennes, comme le bruant des prés (*Passerculus sandwichensis*), le goglu des prés (*Dolichonyx oryzivorus*), le vacher à tête brune (*Molothrus ater*) et la sturnelle des prés (*Sturnella magna*), a diminué de 1966 à 1990<sup>342</sup>.

Lorsque les tendances des oiseaux des milieux ouverts et des prairies ont été examinées dans l'ensemble de l'écozone<sup>+343</sup>, il a été déterminé que ces deux assemblages subissaient des baisses. Les populations d'oiseaux de prairies ont grandement diminué, particulièrement depuis les années 1980. Plusieurs espèces ont perdu 50 % ou plus de leur population au cours des quatre dernières décennies, probablement en raison des effets combinés de la perte de terres agricoles marginales au profit des forêts et de l'utilisation plus intensive des terres agricoles restantes, où la plupart de ces oiseaux nichent et hivernent (Figure 35)<sup>343</sup>. L'analyse des données à long terme tirées de plusieurs relevés d'oiseaux différents confirme une baisse importante des populations d'oiseaux des prairies et des milieux ouverts/agricoles dans les plaines à forêts mixtes<sup>213</sup>. Cette tendance n'est pas unique aux plaines à forêts mixtes puisque les oiseaux des prairies sont en baisse partout en Amérique du Nord<sup>344</sup>.

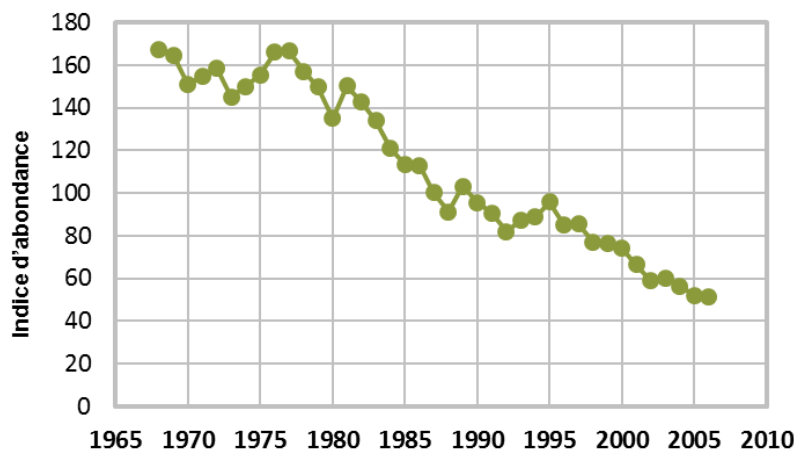


Figure 35. Indices annuels de variation de la population d'oiseaux des prairies dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Source : Downes *et al.* (2011)<sup>343</sup>

Le nombre de parcs éoliens en Ontario a augmenté considérablement ces dernières années, et cette tendance devrait se poursuivre. On craint que la présence des éoliennes réduise la densité de nidification du goglu des prés, de la sturnelle des prés et d'autres oiseaux des prairies à cause de l'évitement ou de l'abandon, par les oiseaux, des zones trop près des structures<sup>345, 346</sup>.

Une menace encore plus grave découlerait des pratiques agricoles intensives dans certaines régions, de même que de la perte de haies<sup>343</sup>.

Lorsque les oiseaux des milieux ouverts ou agricoles ont été examinés<sup>343</sup> (Figure 36), les baisses semblaient toucher les rapaces, les passereaux, les espèces migratrices de courte distance et les espèces néotropicales, ce qui donne à penser que les problèmes sur les lieux de reproduction peuvent être un facteur commun<sup>343</sup>. Dans cet assemblage, on a observé des baisses chez les insectivores aériens, groupe également en déclin à l'échelle nationale<sup>347, 348</sup>. La perte d'habitat des champs abandonnés due à la succession et à l'utilisation intensive des terres agricoles restantes peut avoir contribué aux baisses<sup>343</sup>.

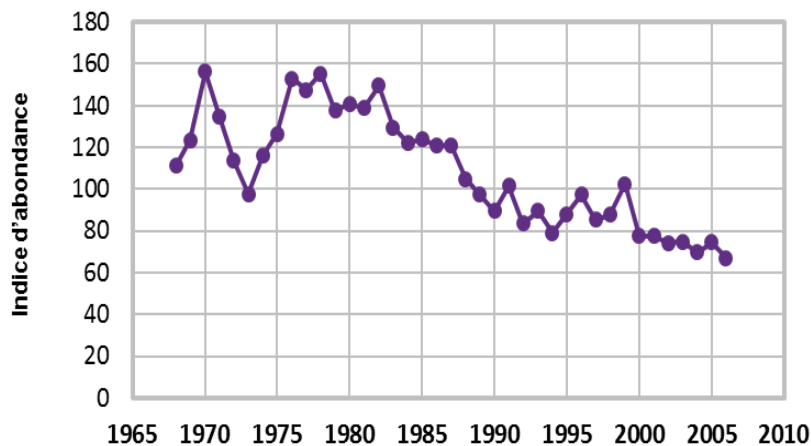


Figure 36. Indices annuels de variation de la population d'oiseaux des milieux ouverts dans l'écozone+ des plaines à forêts mixtes.

Source : Downes et al. (2011)<sup>343</sup>.

#### Constatation clé 17

Thème Habitats, espèces sauvages et processus écosystémiques

### Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier

#### Constatation clé à l'échelle nationale

De nombreuses espèces d'amphibiens, de poissons, d'oiseaux et de grands mammifères présentent un intérêt économique, culturel ou écologique particulier pour les Canadiens. Certaines espèces voient leurs populations et aire de répartition diminuer, d'autres restent stables, et d'autres encore sont saines ou en voie de se rétablir.

On estime qu'approximativement 30 000 espèces vivent dans la province de l'Ontario<sup>146</sup>. Alors que la situation de nombreuses espèces est bien connue, les données d'occurrence de la majorité des espèces sont incomplètes, et leur situation sur le plan de la conservation est par conséquent obscure. Par exemple, il existe peu de données sur la présence de champignons<sup>349</sup> dans l'écozone+ et, alors que la présence de certains ordres d'insectes comme les *Lepidoptera* (papillons) et les *Odonata* (libellules et demoiselles) est bien connue, les connaissances sur la

plupart des groupes d'invertébrés sont généralement pauvres. En 2005, le Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP) a évalué la situation de 4 217 espèces de l'Ontario aux fins de la publication de « Les espèces sauvages 2005 »<sup>258</sup>. Bien que la plupart des groupes d'espèces évalués comprennent des espèces dont les populations sont en sécurité, la majorité des espèces de moules d'eau douce et de reptiles font partie de catégories qui suscitent des préoccupations sur le plan de la conservation (c.-à-d. sensibles, possiblement en péril, en péril) (Figure 37).

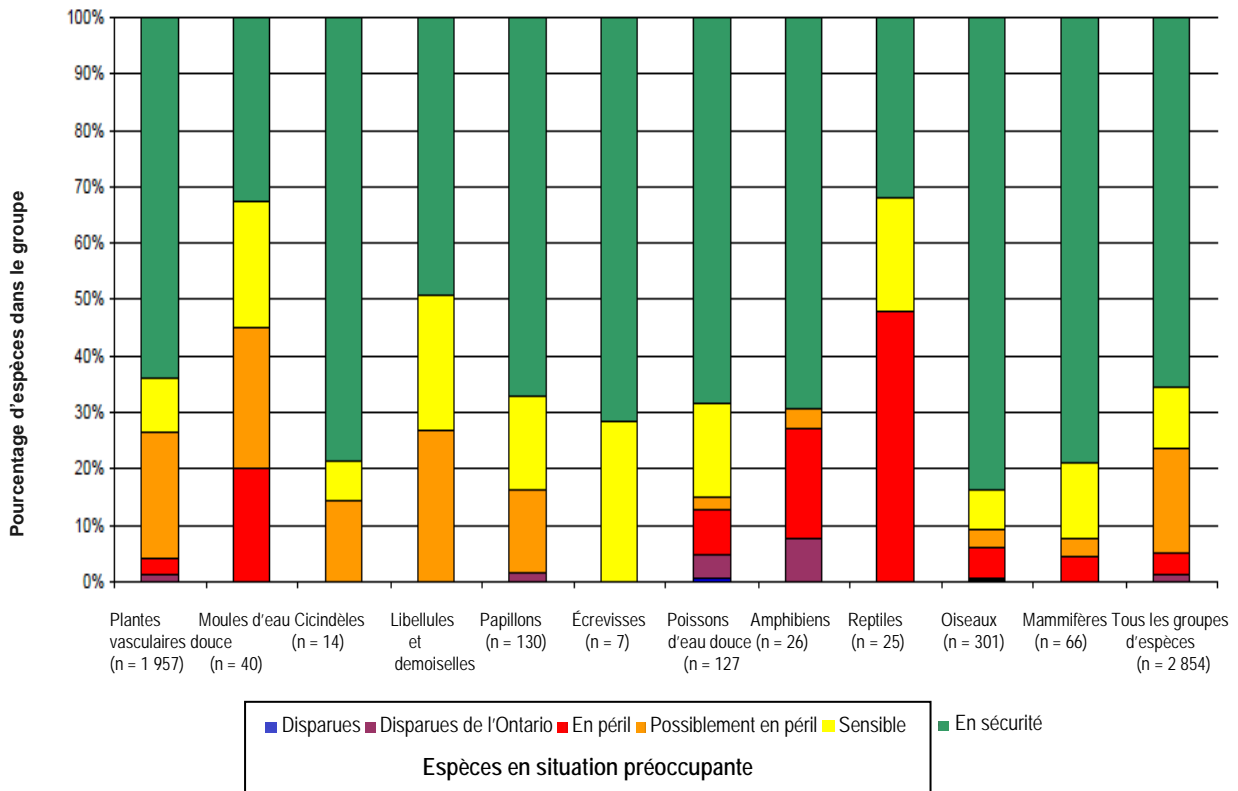


Figure 37. Nombre d'espèces indigènes de l'Ontario qui sont en sécurité ou en situation préoccupante, d'après les catégories de classification de la situation générale (2005).

Source : Conseil de la biodiversité de l'Ontario (2010)<sup>213</sup>. Fondé sur les données initiales du Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (2006).

D'après les catégories d'espèces en péril du COSEPAC et les espèces qui font l'objet d'un suivi par les centres de données sur la conservation des provinces, 865 espèces suscitent des préoccupations sur le plan de la conservation dans les plaines à forêts mixtes (Tableau 12). Environ deux tiers des espèces évaluées étaient des plantes vasculaires, et le taxon ayant le plus grand nombre d'espèces suscitant des préoccupations sur le plan de la conservation était les plantes vasculaires.

Tableau 12. Espèces suscitant des préoccupations sur le plan de la conservation dans les plaines à forêts mixtes, 2009.

Taxon	Nombre d'espèces suivies	COSEPAC			
		P	M	VD	DP
Mammifères	12	2	1	1	
Oiseaux	37	7	4	6	
Reptiles	24	4	10	5	1
Amphibiens	12	1	3	3	1
Poissons et lamproies	45	13	7	5	1
Insectes	74	0	0	1	1
Autres invertébrés	40	0	0	8	
Plantes vasculaires	584	11	19	39	2
Plantes non vasculaires	37	3	3	1	
Totale	865	41	47	69	6

Les espèces suivies par le Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario et le Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec sont comprises, tout comme les espèces désignées en péril par le COSEPAC. P = espèce préoccupante; M = espèce menacée; VD = espèce en voie de disparition; DP = disparue du pays. Les espèces inscrites sur la liste du COSEPAC sont un sous-ensemble des espèces suivies. Les données sont valides en date du 12 février 2009.

Lorsque le nombre d'espèces au sein d'un groupe d'espèces est pris en considération, on constate que les reptiles sont proportionnellement le groupe le plus préoccupant, puis viennent les moules, les amphibiens et les poissons. L'établissement de mesures de conservation adaptées ne doit pas être uniquement fondé sur l'existence de tendances démographiques à la baisse<sup>350</sup>; l'abondance, l'étendue de l'aire de répartition, le taux de perte d'habitat, et le fait que la tendance fait partie ou non d'un déclin à long terme ou que l'espèce a des antécédents de fluctuations démographiques sont également tous des facteurs importants<sup>350</sup>. Les baisses observées chez les moules d'eau douce, les poissons, les bourdons, les reptiles et les amphibiens sont présentées dans cette constatation clé en tant qu'exemples de changements que subissent les populations d'espèces présentes dans les plaines à forêts mixtes.

### **Moules d'eau douce**

On trouve la plus grande diversité de moules d'eau douce au Canada dans le sud de l'Ontario<sup>118</sup>; la totalité des 41 espèces présentes en Ontario se trouvent dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>351</sup>. La plupart des espèces de moules d'eau douce ont une stratégie du cycle vital spécialisée et unique : elles ont besoin d'un poisson-hôte pour disperser leurs larves<sup>352</sup>. Cette relation signifie que le rétablissement des espèces de moules rares dépend fortement des espèces de poissons-hôtes<sup>353</sup>. L'examen des populations de moules du bassin des Grands Lacs pour la période de 1860 à 1996 (136 ans) a révélé une diminution du nombre d'espèces et un changement dans la composition des communautés<sup>132</sup>, lesquels sont dus à la baisse de la quantité de limon et du nombre d'espèces résistantes aux polluants (sous-famille des *Anodontinae*). Au cours des deux à trois dernières décennies, quatre espèces de moules ont

disparu de la rivière Sydenham, dix, de la rivière Thames, et neuf, de la rivière Grand. Les populations des Grands Lacs se sont presque effondrées, probablement à cause des effets combinés de l'agriculture intensive, du développement urbain et de l'invasion par la moule zébrée<sup>354</sup>. Plusieurs refuges pour les moules ont été découverts dans la région des Grands Lacs, soit à Metzger Marsh, à Crane Creek Marsh et à Thompson Bay, aux abords du lac Érié en Ohio<sup>355</sup>. Le delta du lac St. Clair abrite la plus grande communauté de moules des Grands Lacs inférieurs, laquelle compte, parmi ses populations, plusieurs espèces désignées espèces en voie de disparition ou espèces menacées au Canada et/ou au Michigan. Le delta représente donc un refuge important pour la conservation des moules indigènes<sup>355</sup>. Les courants extracôtiers du delta font en sorte que la capacité des larves véligères des moules zébrées à infester les espèces de moules indigènes (les moules zébrées utilisent les moules indigènes comme substrat, se fixant à leur surface pour y croître, ce qui diminue le taux de survie des espèces indigènes) est plus faible en eaux côtières qu'en eaux extracôtières; les zones littorales constituent donc un refuge pour les moules indigènes<sup>355</sup>. La plus grande diversité de moules d'eau douce au Québec est observée dans l'écozone des plaines à forêts mixtes; la rivière Saint-François abrite 12 des 23 espèces vivant au Québec<sup>356</sup>.

## Oiseaux

Lorsque les résultats des années 1970 aux années 2000 du Relevé des oiseaux nicheurs ont été examinés, il a été déterminé que les tendances différaient selon le groupe d'habitat. Les oiseaux des milieux forestiers se portent globalement mieux que les oiseaux des prairies et les oiseaux des autres milieux ouverts/agricoles, qui subissent des baisses en tant que groupe depuis les années 1970 (Tableau 13). Les oiseaux des prairies ont subi la baisse la plus importante de tous les groupes, leur effectif au sein de l'écozone<sup>+</sup> ayant diminué de plus de 60 % depuis les années 1970<sup>343</sup>.

Tableau 13. Tendances de l'abondance des oiseaux terrestres de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes.

Assemblages d'espèces	Tendance (%/an)	P	Indice d'abondance				Variation (%)
			1970	1980	1990	2000	
Oiseaux forestiers	1,1		50,6	56,9	64,2	67,3	33
Oiseaux des arbustives/zones de début de succession	0,1		117,2	123,5	122,5	125,2	7
Oiseaux des prairies	-3,1	*	155,4	120,3	86,4	59,9	-61
Oiseaux d'autres milieux ouverts	-1,8	*	133,8	124,9	90,4	74,8	-44
Oiseaux urbains/suburbains	-0,7	*	425,9	394,3	364,4	352,2	-17

« P » renvoie à la signification statistique : \* indique que  $P < 0,05$ ; n indique  $0,05 < P < 0,1$ ; aucune valeur n'est non significative.

« Variation » correspond au pourcentage de variation de l'indice d'abondance moyen entre la première décennie faisant l'objet de résultats (années 1970) et la décennie des années 2000 (de 2000 à 2006).

Source : Downes et al. (2011)<sup>343</sup>.

L'augmentation générale de l'abondance des oiseaux des milieux forestiers résulte probablement des hausses de superficie du couvert forestier dans certaines parties de l'écozone<sup>+</sup> (voir la section « Forêts»). Toutefois, ce ne sont pas toutes les espèces sylvicoles qui vont bien; par exemple, l'abondance du pioui de l'Est a diminué de 55 % depuis les années 1970<sup>343</sup>. Cette espèce entreprend une migration de longue distance jusqu'en Amérique du Sud et est également l'une des nombreuses espèces à se nourrir d'insectes volants, qui connaissent eux aussi des baisses de population. Certaines des autres espèces présentant une baisse, comme la grive fauve (-31 %), sont des oiseaux nichant dans les forêts intérieures, et leurs effectifs tendent également à diminuer dans les parcelles forestières comptant moins de 20 ha de forêt intérieure<sup>357</sup>. Les baisses observées chez les oiseaux des prairies sont associées à l'intensification des activités agricoles, à la perte de haies, à la succession de la végétation et à l'utilisation accrue de pesticides chimiques (voir également les sections « Conversion des écosystèmes » et « Paysages agricoles servant d'habitat »<sup>343</sup>). Une recherche états-unienne a également soulevé des préoccupations concernant l'augmentation du nombre d'éoliennes dans les prairies et le comportement d'évitement possible des zones se trouvant à proximité d'éoliennes par des espèces comme le goglu des prés et la sturnelle des prés<sup>345</sup>. Les baisses d'effectifs d'oiseaux des milieux ouverts/agricoles sont également attribuables à la perte d'habitat due à la succession et à l'intensification de l'utilisation des terres agricoles restantes.

Le déclin des populations d'oiseaux urbains/suburbains est difficile à expliquer, car les espèces qu'on y trouve tolèrent généralement la présence des humains. Les déclin de la population de martinets ramoneurs (-77 %) suivent les déclin des populations d'autres insectivores aériens ainsi que l'abandon des cheminées traditionnelles (qui sont recouvertes et revêtues)<sup>343</sup>, mais les baisses observées chez des espèces introduites telles que le moineau domestique (-56 %) et l'étourneau sansonnet (-35 %) sont plus dures à expliquer. En Europe, des baisses semblables chez le moineau domestique sont liées aux baisses du nombre d'oisillons prenant leur envol en raison de la diminution de l'abondance des proies invertébrées<sup>358</sup>. D'autres sources possibles de ces baisses sont la perte d'habitat de nidification et l'augmentation de la pollution et des prédateurs<sup>343</sup>.

Des déclin importants des populations reproductrices d'oiseaux de rivage ont été observés de 1968 à 2006 chez 4 des 5 espèces étudiées par le Relevé des oiseaux nicheurs, les plus grands déclin touchant le chevalier grivelé (80 %) et la bécasse d'Amérique (64 %)<sup>359</sup>. Les oiseaux des milieux humides connaissent également des baisses. Quatre des dix espèces d'oiseaux aquatiques coloniales sont en baisse dans les Grands Lacs. Les baisses d'effectif du goéland marin sont dues au botulisme, et celles de la sterne pierregarin, sans doute à la compétition avec le goéland à bec cerclé<sup>360</sup>. De nombreux oiseaux des marais connaissent également une baisse en raison de facteurs contributifs, y compris la perte et la dégradation de l'habitat, l'altération des niveaux d'eau et la présence d'espèces envahissantes<sup>360</sup>.

### **Canard noir**

Plus de 90 % de la population mondiale de canards noirs se reproduisent dans l'est du Canada<sup>361</sup>. La population a diminué d'environ 50 % de 1955 à 1985<sup>362</sup>. Le canard noir est l'un des canards les plus abondants de l'est du Canada. Sa population est restée stable, à environ 450 000 individus depuis 1990, bien qu'une baisse soit toujours observée dans les plaines à forêts mixtes<sup>363, 364</sup>. Les causes de la baisse ne sont pas claires, mais comprennent probablement la perte d'habitat attribuable au développement et à l'agriculture<sup>362, 365, 366</sup> et le déplacement causé par la compétition avec le canard colvert<sup>367</sup>, dont l'abondance et l'aire de répartition sont en croissance<sup>362, 365, 368</sup>. Les hausses démographiques dans d'autres régions pourraient être dues aux changements dans les pratiques de gestion, par exemple l'augmentation des restrictions de chasse<sup>369</sup>.

### **Poissons d'eau douce**

Les plaines à forêts mixtes possèdent la plus grande diversité de poissons d'eau douce du Canada<sup>117</sup>. Les poissons de cette écozone<sup>+</sup> représentent 97 % de tous les taxons de poissons de l'Ontario et 86 % de tous ceux du Québec. L'ensemble de l'écozone<sup>+</sup> représente ainsi 78 % du nombre total d'espèces du Canada<sup>370</sup>. La majorité des espèces de poissons rares de l'écozone<sup>+</sup> sont des spécialistes fluviaux (elles vivent obligatoirement en eaux vives)<sup>371, 372</sup>. L'absence de données complètes empêche l'analyse des tendances globales, mais des études distinctes fournissent certaines pistes de réflexion au sujet des types de changements qui ont cours dans les communautés de poissons au sein de l'écozone<sup>+</sup>.

Des 21 espèces faisant l'objet de données de surveillance dans le lac Simcoe, sept espèces ont connu une baisse d'abondance de 1995 à 2003<sup>373</sup>. Un relevé mené en 2000 dans deux affluents du lac Ontario a permis de capturer 10 des 22 espèces historiques dans le ruisseau Carruthers et seulement 28 des 50 espèces historiques dans le ruisseau Duffins<sup>122</sup>. Dans la rivière Speed (près de Guelph, en Ontario), l'aire de répartition des espèces d'eau froide s'est contractée en direction des eaux d'amont, tandis que les espèces d'eau chaude ont étendu leur aire de répartition vers l'amont au cours des 25 dernières années<sup>121</sup>. Dans la rivière Grand, les populations d'ombles de fontaine ont disparu ou ont fortement diminué dans certains tronçons. Dans le cadre d'une étude de quatre lacs peu profonds aux eaux chaudes des lacs Kawartha réalisée de 1980 à 2003<sup>111</sup>, des baisses constantes ont été observées dans le cas des populations de dorés (*Sander vitreus*), alors que des tendances à la hausse ont été relevées dans le cas des populations d'achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) et d'achigans à grande bouche (*Micropterus salmoides*).

Une des espèces de poissons les plus à risque dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> est le méné long (*Clinostomus elongatus*), dont l'aire de répartition historique englobait ce qui constitue aujourd'hui les parties les plus densément peuplées du sud de l'Ontario. Le méné long est sensible aux altérations des débits, à la température de l'eau et à l'envasement, et ses populations restantes se trouvent dans les zones subissant une urbanisation rapide. En 2007, le COSEPAC a reclassé l'espèce dans une catégorie supérieure, la faisant passer d'espèce menacée à espèce en voie de disparition<sup>374</sup>.



Le chevalier cuivré (*Myxostoma hubbsi*) est l'espèce de poisson qui risque le plus de disparaître dans les basses terres du Saint-Laurent. Les rivières Richelieu (en aval du bassin de Chambly) et des Mille-Îles ainsi que des tronçons du Saint-Laurent reliés à ces dernières représentent l'étendue de l'aire de répartition de cette espèce rare et endémique au Québec. Le COSEPAC a déclaré le chevalier cuivré *espèce menacée* en 1987 et l'a reclassé dans la catégorie *espèce en voie de disparition* en 2004. La population actuelle est estimée à quelques centaines d'individus. Le plan de rétablissement mis en place en 2004 vise notamment à améliorer la reproduction naturelle en protégeant et en restaurant son habitat essentiel, à accroître le recrutement par l'ensemencement et à protéger l'habitat de l'espèce grâce à des mesures réglementaires. La maturité sexuelle tardive (à 10 ans), la fraye se produisant à la fin de l'automne, le faible taux de recrutement et l'alimentation restreinte sont tous des facteurs qui exacerbent la vulnérabilité de l'espèce. D'importantes mesures de protection sont nécessaires pour réduire la pollution par les nutriments et les substances toxiques issus des activités agricoles, municipales et industrielles ainsi que la destruction de l'habitat afin d'éviter la disparition de cette espèce endémique dans les basses terres du Saint-Laurent<sup>375</sup>.

### **Bourdons**

Des déclinés sont observés chez les bourdons en Europe et en Amérique du Nord<sup>376, 377</sup>. La comparaison des populations de bourdons des années 1970 avec celles de la période 2004-2006 dans les environs de Guelph, en Ontario, a révélé que 7 des 14 espèces observées dans les années 1970 n'existaient plus<sup>377</sup>. On a constaté que les populations de bourdons à tache rousse (*Bombus affinis*) avaient diminué de façon spectaculaire non seulement dans le sud de l'Ontario, mais aussi dans l'ensemble de son aire de répartition naturelle<sup>377</sup>. Les raisons du déclin ne sont pas bien connues mais, parmi les explications possibles, il y a la perte d'habitat, l'utilisation de pesticides, l'introduction de maladies par les abeilles d'élevage et les changements climatiques. Le bourdon à tache rousse, désigné espèce en voie de disparition par le COSEPAC, a également été inscrit en tant qu'espèce en voie de disparition sur la liste de la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* de l'Ontario. Les déclinés des populations de bourdons dans le Midwest américain coïncident avec l'intensification des activités agricoles à grande échelle<sup>376</sup>. Lorsque les caractéristiques de trois espèces d'abeilles en déclin (de l'Angleterre, de l'Ontario et du Sichuan) ont été comparées, on a remarqué que les espèces les plus vulnérables étaient celles qui fréquentaient une zone climatique étroite (près des limites) et celles dont la reine devenait active plus tard dans la saison<sup>378</sup>.

### **Reptiles et amphibiens**

Il existe 26 espèces indigènes de reptiles et 25 espèces indigènes d'amphibiens dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Il s'agit des espèces les plus en péril parmi tous les groupes d'espèces évalués. Sur les 51 espèces, 26 (soit environ 51 %) ont été désignées espèces en péril par le COSEPAC en 2008<sup>11</sup>. Au Canada, sur les 12 espèces que l'on trouve uniquement dans les plaines à forêts mixtes, toutes (100 %) sont des espèces en péril<sup>x</sup>. Il semble que la situation des

---

<sup>x</sup> Toutes les espèces désignées par le COSEPAC ont été prises en compte, y compris les espèces considérées comme disparues du pays.

tortues est des plus critiques étant donné que 7 des 8 espèces indigènes (87,5 %) de l'écozone<sup>+</sup> sont en péril<sup>xi</sup>. Les serpents sont tout aussi en péril : 11 espèces sur 17 (65 %) sont considérées comme en péril dans l'écozone<sup>+11</sup>.

En Ontario et au Québec, la plupart des activités de surveillance des amphibiens sont effectuées dans le cadre de programmes scientifiques réunissant des citoyens volontaires. L'analyse des données provenant du Programme de surveillance des marais pour le bassin des Grands Lacs (Canada et États-Unis) a permis d'établir des tendances à la baisse statistiquement significatives chez les espèces suivantes : crapaud d'Amérique, rainette faux-grillon de l'Ouest, grenouille verte et grenouille léopard (Figure 38). Aucune espèce commune n'affichait une tendance positive. De 1995 à 2007, on a observé une tendance à la hausse significative chez la grenouille du Nord (qui est moins commune)<sup>147</sup>. D'autres auteurs ont également signalé des déclin chez la rainette faux-grillon, la grenouille verte et la grenouille des bois<sup>379, 380</sup>. Au Québec, la rainette faux-grillon de l'Ouest subit un déclin spectaculaire. Depuis 1950, l'espèce a disparu de 90 % de son aire de répartition dans la région de la Montérégie. La raison principale de ce déclin est la perte d'habitat due à l'urbanisation et à l'agriculture. L'espèce est également en déclin dans la région de l'Outaouais<sup>381</sup>.

---

<sup>xi</sup> La tortue-boîte n'a pas été prise en compte, car il n'a pas été établi qu'elle est une espèce indigène.

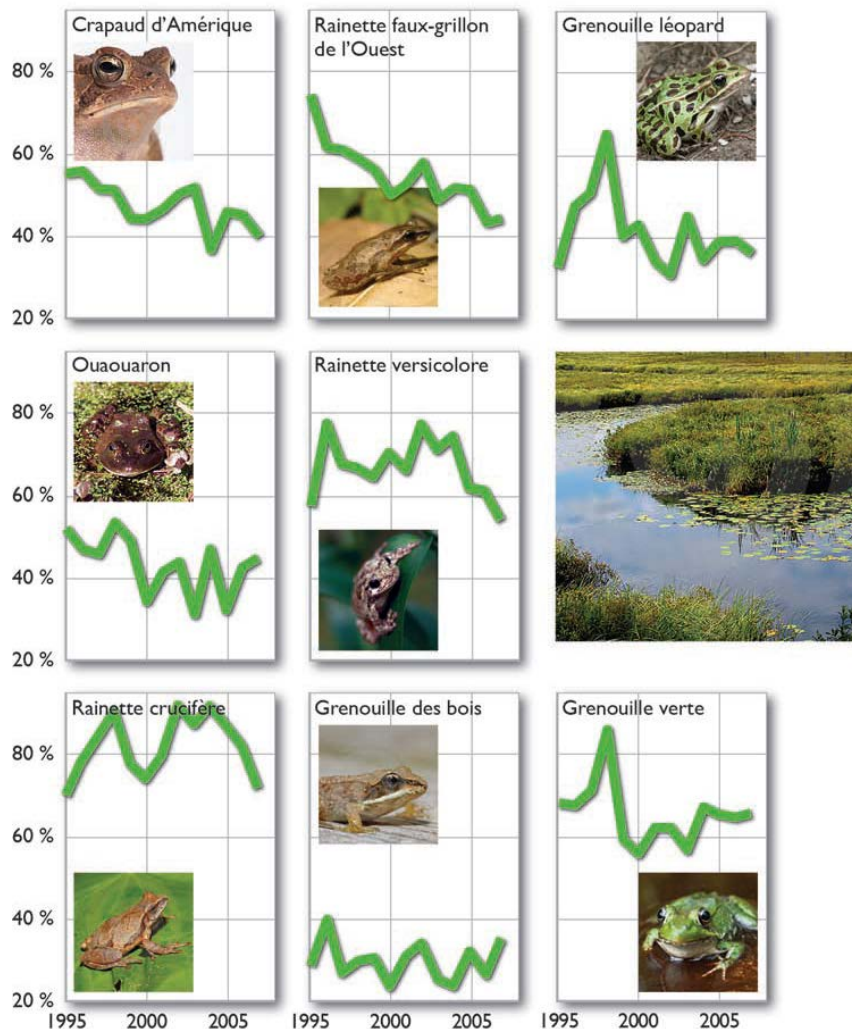


Figure 38. Tendances chez les amphibiens du bassin des Grands Lacs, de 1995 à 2007. Les graphiques illustrent les variations de l'indice d'occurrence annuel correspondant à la proportion de stations de surveillance ayant répertorié les espèces dans le cadre du Programme de surveillance des marais.

Source : Adapté d'Archer et al. (2009)<sup>147</sup>.

Photos : dreamstime.com (crapaud d'Amérique, rainette crucifère, grenouille des bois et grenouille verte); iStock.com (rainette faux-grillon de l'Ouest, grenouille léopard, ouaouaron et rainette versicolore).

Les rapports de situation du COSEPAC sur le massasauga (2008), la couleuvre agile bleue (2002), la couleuvre à nez plat (2001) et la tortue des bois (2002) révèlent une grave contraction des aires de répartition ainsi que des disparitions à l'échelle locale dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>382, 383, 384, 385</sup>.

De nombreuses raisons expliquent le déclin des populations de reptiles et d'amphibiens. Comme pour la plupart des espèces de l'écozone<sup>+</sup>, un facteur clé est la perte et la fragmentation de l'habitat<sup>386</sup>. La mortalité sur les routes est également problématique pour les reptiles et les amphibiens<sup>325, 387, 388</sup>. Daigle et Jutras (2005)<sup>389</sup> ont constaté qu'une population de tortues des bois

a diminué de 50 % en 7 ans et ont attribué ce déclin à la modification de l'habitat, à la mortalité sur les routes et à la mortalité causée par la machinerie agricole. Les tortues femelles sont particulièrement à risque, car les collisions avec des véhicules surviennent souvent pendant la migration aux fins de nidification<sup>390, 391</sup>.

Les polluants atmosphériques peuvent également expliquer les déclin. Les herbicides à large spectre à base de glyphosate tuent entre 68 et 86 % des amphibiens juvéniles après un jour<sup>392</sup>. On a rapporté des concentrations élevées de PCB, de pesticides organochlorés et de dioxines/furanes chez les tortues en Ontario<sup>393</sup>.

La chytridiomycose (causée par le *Batrachochytrium dendrobatidis*), maladie fongique qui touche les amphibiens, a de vastes répercussions sur les amphibiens du monde entier, y compris dans les plaines à forêts mixtes. La maladie a été détectée chez plusieurs espèces d'amphibiens communes dans 30 localités de la vallée du Saint-Laurent, au Québec<sup>394</sup>. D'autres recherches sont nécessaires pour déterminer les meilleurs moyens d'atténuer l'impact de la chytridiomycose et comprendre comment des facteurs tels que l'altération de l'habitat, les changements climatiques prévus et l'exposition aux polluants chimiques interagissent et causent les effets observés chez les populations.

#### Constatation clé 18

Thème Habitats, espèces sauvages et processus écosystémiques

### Productivité primaire

#### Constatation clé à l'échelle nationale

La productivité primaire a augmenté dans plus de 20 % des terres recouvertes de végétation au Canada ces 20 dernières années, de même que dans certains écosystèmes d'eau douce. L'ampleur et la période de productivité primaire changent dans tout l'écosystème marin.

#### Éléments probants de l'Ontario

La productivité primaire nette (PPN) est une mesure de la quantité de biomasse végétale par unité de superficie produite dans le temps. Ainsi, les facteurs qui influent sur la croissance des plantes régissent également la quantité de production primaire dans toute région donnée<sup>395</sup>. Les estimations à grande échelle de la PPN en milieu terrestre, habituellement effectuées au moyen de données de télédétection, ont tendance à ne pas tenir compte de la production de biomasse souterraine; par conséquent, la production primaire réelle est probablement sous-estimée<sup>396</sup>.

Les estimations de la PPN à partir de données satellites rapportées pour le Canada varient entre un pic de 700 grammes de carbone par mètre carré par année ( $\text{g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ ) dans la partie sud-est de l'île de Vancouver et un creux de moins de  $1 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$  dans le Grand Nord<sup>397</sup>. La PPN moyenne des plaines à forêts mixtes est estimée à  $257 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ , mais les zones forestières au sein de l'escarpement du Niagara et de l'arche de Frontenac (qui contiennent 43 % de couvert forestier) présentent des valeurs élevées pouvant atteindre les  $500 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ , soit certaines des PPN les plus élevées du pays. La PPN moyenne de l'écozone+ est moins élevée en raison de la faible production des terres cultivables (PPN moyenne de  $220 \text{ g C m}^{-2} \text{an}^{-1}$ ) ainsi que des zones urbaines et industrielles.

Hicke *et al.* (2002)<sup>398</sup> ont examiné les tendances de la PPN de l'Amérique du Nord à partir d'observations par satellite de 1982 à 1998. La plus grande partie des plaines à forêts mixtes (sauf une zone de l'Ontario dans les environs de Guelph et de Midhurst) a affiché une tendance positive croissante de la PPN d'environ  $2 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , les hausses étant de l'ordre de 2 à 20 %. Les plus fortes hausses se sont produites dans l'est de la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup>. Ces auteurs ont constaté que la tendance mensuelle maximale de la PPN survenait en août, en septembre et en octobre dans les plaines à forêts mixtes. Bien que les travaux aient été réalisés à une échelle très grossière, ils semblent montrer que les régions de l'écozone<sup>+</sup> caractérisées par des terres cultivables atteignaient la PPN maximale en août, alors que celles caractérisées par un couvert forestier étendu l'atteignaient en septembre et en octobre. Hicke *et al.* (2002)<sup>398</sup> ont également déterminé que, au cours de la période d'étude de 16 ans dans l'ensemble de l'Amérique du Nord, les terres cultivables affichaient la plus grande augmentation moyenne de PPN, suivies des forêts de feuillus. Ces types de couvertures sont communs dans les plaines à forêts mixtes. Les auteurs ont associé les augmentations de PPN observées en été dans les plaines à forêts mixtes à une augmentation des précipitations dans cette partie du continent au cours de la période d'étude.

Il existe peu d'estimations de la PPN tirées de l'échantillonnage physique ou de l'échantillonnage au sol dans les plaines à forêts mixtes. Moore *et al.* (2002)<sup>399</sup>, qui ont étudié la tourbière ombrotrophe de la Mer bleue, près d'Ottawa, ont déterminé que la PPN variait d'un microsite à l'autre au sein de la tourbière. La PPN des buttes de la tourbière, par exemple, était estimée à  $290 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , alors que la PPN des dépressions de la tourbière était de  $330 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ . La PPN moyenne de la tourbière était d'environ  $302 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ , alors que celle d'une tourbière minérotrophe voisine s'élevait à  $360 \text{ g C m}^{-2} \text{ an}^{-1}$  (toutes les strates de végétation combinées). Ces valeurs semblent élevées par rapport à celles rapportées par Liu *et al.* (2002) pour les terres cultivables<sup>397</sup>. Toutefois, comme les tourbières ombrotrophes et les tourbières minérotrophes ont un couvert végétal continu et de multiples strates de végétation (mousses, herbes, arbustes et arbres), cela peut expliquer les valeurs de PPN plus élevées de cette région de tourbières ombrotrophes et minérotrophes, comparativement à celles rapportées par Liu *et al.* (2002) pour les terres cultivables<sup>397</sup>.

Peu de publications sur la PPN s'appliquent à cette écozone<sup>+</sup>, mais les observations suivantes sont tout de même avancées :

- Les écosystèmes naturels (du moins dans cette écozone<sup>+</sup>) présentent généralement une PPN plus élevée que les systèmes altérés par les humains, comme les zones agricoles et urbaines.
- Même les écosystèmes traditionnellement associés à une croissance lente, comme les tourbières ombrotrophes et minérotrophes, présentent des valeurs de PPN plus élevées que les systèmes altérés par les humains.

## Perturbations naturelles

### Constatation clé à l'échelle nationale

La dynamique des régimes naturels de perturbation, notamment les feux et les infestations d'insectes indigènes, change, ce qui re façonne le paysage. La direction et le degré du changement sont variables.

Comme la plupart des plaines à forêts mixtes ont été peuplées pendant au moins deux siècles, il convient de s'appuyer sur les récits historiques traitant des perturbations pour mieux comprendre le rôle qu'elles ont joué dans ce paysage. Historiquement, les épidémies d'insectes, les incendies, les vents violents et les tempêtes de pluie verglaçante étaient les quatre principaux types de perturbations naturelles régissant la dynamique des forêts dans l'écozone<sup>+</sup>.

### *Incendies*

La reconstitution de la végétation et des tendances des perturbations de la période précédant l'arrivée des Européens obtenue par l'analyse des sédiments révèle que les Premières Nations utilisaient le feu dans l'écozone<sup>+</sup> tant pour le défrichage des terres agricoles que pour la gestion des espèces sauvages<sup>400</sup>. L'étendue de l'utilisation du feu par ces peuples est difficile à déterminer, mais il est certain que la superficie brûlée était supérieure à ce qu'aurait occasionné la foudre<sup>401</sup>. La superficie de certaines zones brûlées autour des collectivités des Premières Nations mesurait plusieurs kilomètres carrés<sup>12</sup>. Les estimations du cycle de feu de la période précédant la colonisation vont de 900 ans<sup>402, 403</sup> à 700-93 000 ans<sup>404</sup>. Le cycle de feu de la période post-colonisation est estimé à 5 081 années<sup>402, 403</sup>. Si les incendies entraînant le remplacement des peuplements avaient constitué la principale perturbation des plaines à forêts mixtes, les communautés de début de succession auraient alors pratiquement disparu du paysage en raison du cycle très long des grands incendies d'origine naturelle. On croit que les feux de surface fréquents étaient le principal type d'incendie dans les plaines à forêts mixtes<sup>405</sup> et que les perturbations créant des ouvertures à petite échelle constituaient les agents de perturbation courants à l'origine de la composition spécifique.

En Ontario, aujourd'hui, l'extinction complète des incendies est assurée dans les plaines à forêts mixtes par les services d'incendie municipaux et par le MRNO, selon le régime foncier. Il n'existe aucune donnée au sujet de la superficie brûlée dans la portion ontarienne de l'écozone<sup>+</sup><sup>406</sup>. Aujourd'hui, l'écozone<sup>+</sup> ne dispose plus d'un régime naturel des feux.

Au Québec, les incendies dans l'écozone<sup>+</sup> font également l'objet d'une suppression complète assurée par la Société de protection des forêts contre le feu et par les services d'incendie municipaux. Des données ont été recueillies au sujet des feux de forêt pour la période allant du premier inventaire forestier (de 1969 à 1975) et le troisième inventaire (de 1990 à 1995)<sup>23</sup>. Durant cette période, les incendies n'ont touché que 0,06 % de l'ensemble du couvert forestier. Les incendies ont constitué le principal agent de perturbation entre les première et deuxième périodes d'inventaire (1981 à 1988), représentant 76 % de la superficie totale perturbée. Son

importance a considérablement diminué durant la période entre les deuxième et troisième inventaires, ne représentant alors que 14 % de la superficie totale perturbée<sup>23</sup>.

Le feu est un agent de perturbation produisant des conditions uniques de régénération, qui ne peuvent être reproduites par aucune autre force de la nature (comme le vent) ni aucune perturbation anthropique (comme l'exploitation forestière)<sup>407, 408, 409</sup>. Les incendies n'étant plus un agent de perturbation, la quantité de végétation naturelle dont la succession tend vers les stades de fin de succession dépasse parfois celle des niveaux naturels dans les zones protégées où l'exploitation forestière n'est pas autorisée. Dans le reste du paysage, l'exploitation forestière tend à limiter le développement de peuplements anciens. L'élimination complète des incendies peut avoir une incidence sur la composition des forêts, car le feu assure certains processus de régénération chez des essences d'arbres telles que le pin blanc, le pin gris et toutes les variétés de chênes<sup>410</sup>.

Les communautés de prairies et de savanes sont particulièrement touchées par l'élimination des incendies; elles se développeront très rapidement dans les autres types d'écosystèmes où elles ne sont pas brûlées. Ces écosystèmes font partie des quelques rares communautés à l'intérieur desquelles on recourt actuellement à des brûlages dirigés en tant qu'outil de gestion de la végétation dans la portion ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>. Bon nombre de ces brûlages dirigés sont pratiqués sur des terres privées, sans obligation de rendre compte; il n'existe donc aucune donnée disponible à leur sujet<sup>406</sup>. En général, les brûlages dirigés imitent les feux de surface, ceux-ci ne pouvant jamais avoir lieu dans des conditions météorologiques qui engendreraient des incendies entraînant un remplacement des peuplements. Il s'agit là d'un effet bénéfique pour la biodiversité de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, car ces feux de surface sont probablement le type de feu dominant dans l'état naturel du système<sup>405, 411</sup>. Bien qu'il n'existe aucune donnée permettant de quantifier les tendances des incendies dans les plaines à forêts mixtes, on semble reconnaître de plus en plus l'importance du rôle écologique du feu dans les écosystèmes et l'utilisation du brûlage dirigé comme outil de gestion de la végétation, tout particulièrement pour les communautés de prairies et de savanes<sup>406</sup>. Le rôle écologique du feu dans la régénération et la perturbation des forêts de pins<sup>412</sup> et de chênes<sup>413, 414</sup> est bien connu. L'utilisation du feu en vue de favoriser la conservation de ces espèces pourrait bien soutenir les objectifs en matière de biodiversité<sup>412</sup>.

### ***Infestations d'insectes***

Les données portant sur les terres forestières ravagées par les insectes et les maladies dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> pour la période comprise entre 2001 et 2005 révèlent que 14,8 % de ces terres ont subi des dommages<sup>415</sup>; la quasi-totalité (98,2 %) a été ravagée par les infestations d'une seule espèce, et seulement 1,8 % a subi des dommages dus à l'infestation par plusieurs espèces. La livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) et la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Christoneura fumiferana*) ont été responsables de près de la moitié des dommages dans la zone touchée de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> (soit 6,9 % de celle-ci); le restant (7,9 %) a été ravagé par toutes les autres espèces combinées<sup>415</sup>.

En ce qui concerne les forêts de la partie québécoise de l'écozone<sup>+</sup> durant la période comprise entre le premier programme d'inventaire (de 1969 à 1975) et le troisième (de 1990 à 1995), la

zone modérément ou sévèrement touchée par les infestations d'insectes ne représentait que 0,05 % du couvert forestier<sup>23</sup>. Alors que ce type de perturbation ne représentait qu'environ 19 % de la superficie totale perturbée entre les premier et deuxième programmes d'inventaire (de 1981 à 1988), il est passé à 57 % durant la période allant du deuxième au troisième programme d'inventaire<sup>23</sup>. Dans le nord-est de l'Amérique du Nord, la défoliation du sapin baumier (*Abies balsamea* [L.] Mill.) causée par l'infestation de tordeuses des bourgeons de l'épinette est l'une des principales perturbations naturelles responsables de la mortalité des arbres dans les peuplements de sapins baumiers et d'épinettes<sup>416</sup>. Les infestations de tordeuses des bourgeons de l'épinette surviennent avec un cycle de récurrence d'environ 30 ans, et leur impact sur la productivité des forêts n'a d'égal chez aucun autre insecte de l'est de l'Amérique du Nord<sup>416, 417</sup>. À l'échelle provinciale, la dernière infestation au Québec (de 1975 à 1985) a défolié en moyenne 14 millions d'hectares annuellement<sup>418</sup> et détruit, chaque année, entre 139 et 238 millions de mètres cubes de conifères sur les terres publiques<sup>419</sup>, causant ainsi d'importantes pertes économiques.

Il est très difficile de déterminer si les degrés actuels d'infestation d'insectes par des espèces indigènes sont plus élevés que par le passé, car aucune donnée permettant une comparaison n'a été recueillie auparavant. Dans les zones infestées par les insectes forestiers envahissants non indigènes tels que la spongieuse (*Lymantria dispar*), l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) et le sirex européen du pin (*Sirex noctilio*), le degré de perturbation naturelle est dépassé, car ces espèces n'ont jamais été présentes de manière naturelle dans l'écozone<sup>+161</sup>.

## **Vents violents**

Historiquement, les perturbations causées par le vent sont considérées comme plus graves que celles causées par le feu dans cette écozone<sup>+32, 33, 404, 420</sup>. Un expert ayant effectué un inventaire dans le nord du Wisconsin<sup>404</sup> a constaté que les tempêtes de vent étaient plus courantes que les incendies dans les forêts d'avant la colonisation (la végétation du Wisconsin fait partie de la même écozone<sup>+</sup> internationale) et que les zones de chablis étaient plus petites et plus complexes que les zones touchées par les incendies de forêt. La fréquence du cycle des vents a été établie à 450-10 500 ans<sup>404</sup> à 1210 ans<sup>420</sup>. Le cycle des vents varie d'un paysage à l'autre, et certaines zones ont un cycle plus long que d'autres, et ce, de plusieurs ordres de grandeur, en fonction du substrat, de la composition en espèces forestières, du climat et du régime des tempêtes<sup>404</sup>.

Certaines zones des plaines à forêts mixtes se trouvent dans l'un des quelques « corridors à tornades » canadiens, là où la fréquence des tornades est plus élevée que partout ailleurs au pays. Un corridor étroit s'étendant depuis l'extrême sud-ouest de l'Ontario, près du lac St. Clair, vers le nord-est de Stratford, puis vers Shelburne et Barrie, a été le site de nombreuses tornades, parmi les pires du Canada<sup>421, 422, 423</sup>. Une partie du sud-est du Québec est touchée de manière semblable.

Bon nombre des essences d'arbres retrouvées dans l'écozone<sup>+</sup> possèdent un système racinaire et une morphologie qui les rendent moins sensibles au renversement par le vent<sup>424</sup>. Les données recueillies sur les terres boisées de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> révèlent que les zones de chablis correspondaient à seulement 0,01 % de la superficie de 2001 à 2005<sup>161</sup>. Une situation similaire a été observée au Québec<sup>23</sup>, où il a été constaté qu'entre le premier programme



d'inventaire (de 1969 à 1975) et le troisième (de 1990 à 1996), les zones de chablis partielles ou entières ne représentaient que 0,02 % de la superficie forestière totale. La superficie touchée a augmenté avec le temps, 0,025 % de la forêt ayant été touchée entre les deuxième et troisième programmes d'inventaire (de 1981 à 1988), alors que seulement 0,003 % de la forêt avait été touchée entre le premier inventaire et le second<sup>23</sup>. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat<sup>425</sup> a laissé entendre que le réchauffement climatique dans cette zone se traduira par une chaleur accrue dans la basse atmosphère et, donc, par une fréquence plus élevée des tempêtes de vent.

### ***Tempêtes de verglas***

Les tempêtes de verglas constituent une autre perturbation courante des forêts de l'écozone<sup>+</sup> et surviennent à des intervalles de 20 à 100 ans<sup>27</sup>. La tempête de verglas de 1998 a endommagé les forêts de l'est de l'Ontario et du sud-ouest du Québec. Dans le sud-ouest du Québec, la glace a atteint des épaisseurs de 80 à 100 mm. Seulement 3 % des arbres d'un diamètre de plus de 10 cm ont été épargnés, alors que 35 % ont perdu au moins la moitié de leur cime<sup>26</sup>. Dans l'est de l'Ontario, la tempête de verglas s'est étendue sur 604 000 km<sup>2</sup><sup>426</sup> et a isolé davantage les parcelles forestières ou a entraîné une fragmentation<sup>27</sup>. L'étude de l'impact de la tempête de verglas sur la production acéricole dans l'est de l'Ontario a révélé que les dommages aux cimes des érables à sucre pouvaient avoir des effets notables sur la sucrosité de la sève et sur la capacité de production de sirop pendant les six années suivant la tempête. Après six ans, les arbres dont la cime avait subi des dommages modérés ou considérables avaient suffisamment récupéré pour maintenir des concentrations racinaires d'amidon semblables à celles des arbres qui avaient subi des dommages légers<sup>426</sup>. La croissance des arbres modérément ou considérablement endommagés a également diminué les trois années qui ont suivi la tempête<sup>426</sup>.

#### **Constatation clé 20**

**Thème** Habitats, espèces sauvages et processus écosystémiques

### **Réseaux trophiques**

#### **Constatation clé à l'échelle nationale**

Des changements profonds des relations interspécifiques ont été observés dans les milieux terrestres, marins et d'eau douce. La diminution ou la disparition d'éléments importants des réseaux trophiques a considérablement altéré certains écosystèmes.

### ***Éléments probants de l'Ontario***

Les activités humaines dans l'écozone<sup>+</sup> à forêts mixtes ont entraîné plusieurs changements des relations interspécifiques. Que ce soit par l'altération de la disponibilité et de la qualité de l'habitat ou par la récolte d'espèces, les humains ont changé les relations entre les prédateurs et les proies et, par conséquent, la dynamique des populations des espèces vivant dans l'écozone<sup>+</sup>. La perte et la fragmentation de l'habitat ont d'énormes répercussions sur les relations entre les prédateurs et leurs proies<sup>427</sup>, mais la nature du changement dépend grandement du fait que le prédateur est un spécialiste ou un généraliste. Les prédateurs spécialistes dépendent d'un éventail étroit de proies et, lorsque l'habitat de leur proie est perdu, ils en subissent eux aussi les

conséquences. Si le prédateur est généraliste, on présume qu'il peut s'attaquer à de nombreuses espèces et qu'il est donc mieux adapté aux changements environnementaux. Un prédateur généraliste peut même tirer profit de la perte d'habitat si l'habitat de remplacement lui offre une plus grande variété de ressources<sup>427, 428</sup>. Bien que le nombre d'espèces de mammifères dans l'écozone<sup>+</sup> ait augmenté depuis la colonisation (grâce aux introductions et à l'expansion des aires de répartition), la biodiversité a, quant à elle, diminué à cause de la réduction de la taille des populations de nombreuses espèces importantes et de la disparition d'autres<sup>429</sup>.

De nombreux grands carnivores qu'on rencontrait autrefois partout dans les plaines à forêts mixtes ont disparu d'une partie ou de la totalité de leur aire de répartition historique au sein de l'écozone<sup>+</sup>. Le carcajou (*Gulo gulo*) et le cougar (*Felis concolor*) ont disparu de l'écozone<sup>+</sup> peu après l'établissement des Européens à cause de la destruction de l'habitat et de la persécution par les humains<sup>429</sup>. L'ours noir (*Ursus americanus* – espèce omnivore), le loup de l'Est (*Canis lycaon*), le lynx du Canada (*Lynx canadensis*) et le lynx roux (*Lynx rufus*) se rencontrent encore dans les régions de l'écozone<sup>+</sup> ayant un important couvert forestier<sup>429</sup>, mais ne sont plus présents dans la plus grande partie du sud de l'écozone<sup>+</sup>. Des espèces introduites par les colons européens, comme le lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*), le rat surmulot (*Rattus norvegicus*) et la souris commune (*Mus musculus*), sont maintenant des espèces naturalisées. D'autres espèces, qui étaient présentes dans le passé et qui tolèrent bien les humains, ont tiré profit des activités humaines et ont augmenté en nombre. C'est le cas de la marmotte commune (*Marmota monax*), du raton laveur (*Procyon lotor*), de la moufette rayée (*Mephitis mephitis*) et de l'écureuil gris (*Sciurus carolinensis*)<sup>429</sup>. Le coyote (*Canis latrans*) a migré dans l'écozone<sup>+</sup> à partir de la péninsule inférieure du Michigan, près de Détroit, jusque dans le sud de l'Ontario, où il s'est reproduit avec le loup de l'Est<sup>430</sup>. L'hybridation a permis au coyote d'avoir un corps plus gros et des caractéristiques crâniennes ressemblant davantage à celles du loup, lui permettant probablement de mieux chasser le cerf et se propager plus facilement<sup>430</sup>. En l'absence de prédateurs plus gros, le coyote<sup>431</sup> et le renard roux (*Vulpes vulpes*) sont devenus les principaux prédateurs dans l'écozone<sup>+</sup>.

Le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) est une espèce vivant dans les habitats de lisière associés à des perturbations environnementales. Grâce à la fragmentation du paysage des plaines à forêts mixtes créant de l'habitat, à l'abondance de nourriture issue des activités agricoles, aux hivers plus doux et à la disparition de grands prédateurs, le cerf de Virginie a étendu son aire de répartition dans l'écozone<sup>+</sup>, et sa densité a dépassé les niveaux historiques<sup>432</sup>. Dans le sud de l'Ontario, comme ailleurs, la recherche a montré que la forte densité du cerf de Virginie modifie les communautés végétales des forêts et, par conséquent, a une incidence sur l'habitat d'autres espèces. Dans de telles conditions, le nombre d'espèces végétales indigènes peut être grandement réduit et les fleurs printanières (éphémères) sont souvent en nombre réduit ou absentes<sup>433</sup>. Cette relation entre les fleurs printanières et le broutage par les cerfs ont amené les chercheurs à croire que la hauteur des trilles blancs (*Trillium grandiflorum*) pourrait servir à déterminer les densités relatives des populations de cerfs<sup>434</sup>. Le wapiti (*Cervus elaphus canadensis*), qui avait disparu de l'écozone<sup>+</sup>, a été réintroduit en Ontario et a étendu son aire de répartition dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes<sup>432, 435</sup>. Dans la région de Bancroft, où la

prédation sur le wapiti est faible, la population réintroduite a crû, passant de 170 en 2001 à environ 500 en 2008<sup>436</sup>.

La population de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*; ci-après « cormorans ») fournit un exemple intéressant de la manière dont une population de prédateurs généralistes peut être influencée par les changements dans sa relation avec l'environnement et les autres espèces<sup>437</sup>. Le cormoran est une espèce indigène de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes et, bien que des effectifs élevés aient été répertoriés pour cette espèce dans d'autres parties du Canada avant les années 1800, il est difficile de déterminer leurs effectifs d'avant la colonisation au sein de l'écozone<sup>+</sup> vu le manque de registres<sup>438</sup>. À la fin du XIX<sup>e</sup> siècle et au début du XX<sup>e</sup> siècle, les populations étaient, selon les estimations, en déclin à cause de la persécution soutenue par les humains, qui percevaient l'espèce comme un compétiteur pour les ressources halieutiques<sup>438</sup>. La population s'est partiellement rétablie jusqu'au milieu des années 1950 au moins, mais a subi une baisse importante entre les années 1950 et les années 1970<sup>438</sup>. À la fin des années 1950, un programme de contrôle des cormorans a été instauré par le gouvernement de l'Ontario pour répondre aux préoccupations entourant les pêches sportives et commerciales<sup>437</sup>. Au cours des années 1960 et au début des années 1970, les populations de cormorans ont connu une baisse soudaine due à l'échec de la reproduction, lequel découlait de l'amincissement de la coquille des œufs au point que ces derniers ne pouvaient plus soutenir le poids de l'adulte qui les couvait<sup>437</sup>. L'amincissement était causé par les teneurs élevées en pesticides organochlorés (principalement le DDT) dans les Grands Lacs absorbés par les cormorans par l'intermédiaire de leur alimentation<sup>439, 440</sup>. Une nouvelle réglementation, l'application renforcée de la loi et la sensibilisation du public aux contaminants toxiques ont mené à l'interdiction d'utiliser le DDT, ce qui a permis de réduire substantiellement les concentrations de produits chimiques toxiques et de rétablir le succès de reproduction des cormorans à des taux relativement normaux à la fin des années 1970<sup>437</sup>. Le rétablissement a également bénéficié d'un taux de survie accru en hiver grâce à la consommation de barbes de rivière issues de l'industrie aquacole dans le sud des États-Unis<sup>437, 441</sup>. Au même moment, le gaspareau et l'éperlan arc-en-ciel, qui constituaient les principales proies des cormorans dans les Grands Lacs, ont connu d'importantes hausses démographiques attribuables au déclin de grands poissons prédateurs<sup>437, 442</sup>.

Au cours des années 1990, les populations de cormorans dans les Grands Lacs ont continué d'augmenter<sup>437</sup> à un taux d'environ 29 % par année<sup>443</sup>. De 2000 à 2005, les populations ont commencé à montrer des signes de stabilisation (Figure 39). Une comparaison de l'alimentation des cormorans avant et après l'introduction du gobie à taches noires (*Neogobius melanostomus*) a montré que les cormorans ont cessé de se nourrir de perchaudes (*Perca flavescens*), de gaspareaux, d'épinoches à trois épines (*Gasterosteus aculeatus*) et d'achigans à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) pour privilégier principalement le gobie à taches noires<sup>443</sup>. Non seulement les cormorans ont changé de proies, mais ils ont également modifié leur méthode d'alimentation puisque le gobie à taches noires est benthique (vit près du fond des plans d'eau). Le gobie à taches noires peut réduire la prédation exercée sur les espèces indigènes autrefois consommées par les cormorans<sup>443</sup>.

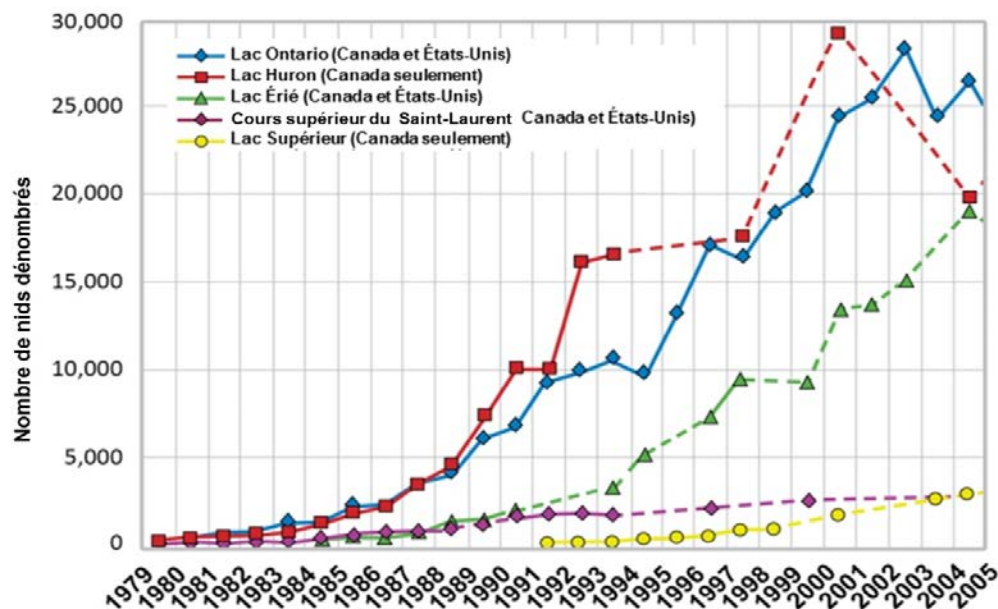


Figure 39. Nombre de nids de cormorans à l'échelle des Grands Lacs, de 1979 à 2005. Les lignes tiretées indiquent le nombre de nids prévus pour les années dont les données sont manquantes ou incomplètes.

Source : Weseloh et al. (1995, 2002, 2006); Service canadien de la faune, données inédites; MRNO, données inédites; Shieldcastle, données inédites, telles qu'elles sont rapportées; Ontario Ministry of Natural Resources (2006)<sup>437</sup>

## THÈME : INTERFACE SCIENCE-POLITIQUE

### Constatation clé 21

### Thème Interface science-politique

## Surveillance de la biodiversité, recherche, gestion de l'information et communication

### Constatation clé à l'échelle nationale

Les données de surveillance à long terme, normalisées, spatialement détaillées et facilement accessibles, complétées par des recherches sur les écosystèmes, fournissent les constatations les plus utiles pour les évaluations de l'état et des tendances par rapport aux politiques. Le manque de ce type d'information dans de nombreux secteurs a nui à l'élaboration de la présente évaluation.

### Éléments probants de l'Ontario

Malgré qu'elles accueillent 53 % de la population du Canada<sup>444</sup> et qu'elles présentent la plus grande accessibilité, les plaines à forêts mixtes font l'objet de données limitées, ce qui empêche la réalisation d'une évaluation pertinente de l'écosystème. La plupart des données disponibles pour cette écozone<sup>+</sup> ont été produites pour répondre à des questions de recherche ou de gestion

précises et ne faisaient pas partie d'un programme de surveillance à long terme. Généralement, les programmes de surveillance à grande échelle et à long terme qui pourraient fournir des données visant à appuyer des initiatives comme le RETE n'ont pas été conçus, financés ou mis en œuvre pour la partie ontarienne de cette écozone<sup>+</sup>.

À l'échelle du paysage de la partie ontarienne des plaines à forêts mixtes, l'établissement de rapports est limité par l'inexistence d'un inventaire forestier (qui permettrait la surveillance des changements dans les essences d'arbres) et par l'absence d'engagements quant à la mise à jour du Système d'information sur les terres du sud de l'Ontario (SOLRIS), lequel constitue une couche de couverture terrestre à échelle grossière qui permettrait un suivi des changements à grande échelle du paysage au fil du temps. Outre le fait que les données sur la couverture terrestre sont grossières et non actualisées, on en sait peu sur la quantité et la configuration de la végétation naturelle nécessaires à la protection de la biodiversité et des services écologiques. Le récent rapport sur l'état de la biodiversité de l'Ontario de 2010 présentait 25 indicateurs concernant l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. De ces indicateurs, 8 présentaient des données d'une grande fiabilité, 15 présentaient des données de fiabilité moyenne, et 2 n'ont pas été évalués en raison soit d'un manque de données, soit d'un manque d'analyse des données à long terme<sup>213</sup>. À l'heure actuelle, seulement 16 de ces indicateurs auront des données disponibles dans le futur, ce qui permettra leur réexamen<sup>213</sup>.

Pour les espèces terrestres, la plupart des données sur les tendances à long terme proviennent de la « science citoyenne ». Les données sur les oiseaux et les amphibiens, comme celles recueillies pour les Atlas d'oiseaux nicheurs, les Relevés d'oiseaux nicheurs, le Recensement des oiseaux de Noël, le Programme de surveillance des marais, le Relevé des amphibiens en bordure de chemin et Attention Grenouilles, sont des exemples de science citoyenne. En partenariat avec le MRNO, l'Ontario Federation of Anglers and Hunters dirige deux programmes de science citoyenne liés aux espèces envahissantes : l'Invading Species Watch Program, qui vise spécifiquement à analyser des échantillons d'eau en vue d'y repérer le cladocère épineux (*Bythotrephes longimanus*) et des larves véligères de moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), et l'Invading Species Awareness Program, qui permet aux citoyens de rapporter leurs observations d'espèces envahissantes<sup>239</sup>. Ces programmes et d'autres programmes semblables peuvent fournir des données scientifiquement fiables, à long terme et à grande échelle<sup>445, 446</sup>, tout en permettant aux citoyens de participer à la conservation de la biodiversité de leur région<sup>447</sup>. Toutefois, ils ne couvrent pas l'étendue entière de la surveillance nécessaire puisqu'ils ont recours à des protocoles de collecte de données adaptés à des non-scientifiques<sup>445</sup>. En plus des données de surveillance citoyenne, de nombreuses espèces en péril profitent également des données obtenues par l'entremise des activités dirigées par les équipes de rétablissement. La plupart des données de surveillances des espèces en péril recueillies en Ontario sont stockées au Centre d'information sur le patrimoine naturel du MRNO; toutefois, il n'existe aucune exigence spécifique en matière de protocoles de surveillance normalisés ou de stockage des données dans un répertoire centralisé<sup>448</sup>. Puisque la majorité des espèces qui se trouvent en Ontario ne sont pas des espèces en péril, des espèces envahissantes ou des espèces propices à la surveillance par les citoyens, les données qui permettent l'examen des tendances à long terme et à grande échelle ne sont pas disponibles dans leur cas.

Très peu d'activités de surveillance et d'inventaire normalisées des espèces aquatiques ont été réalisées dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup> depuis les années 1980<sup>161</sup>. Selon l'examen des données hydrométriques dans l'ensemble du Canada<sup>449</sup>, dans le cours inférieur du Saint-Laurent (dans le sud de l'Ontario, à l'ouest du lac Simcoe), les stations hydrométriques étaient grandement lacunaires dans 25 % de la région et lacunaires dans 50 % de la région. De plus, bien que le réseau semble dense, la vaste étendue des zones présentant ces lacunes donne à penser que le réseau était mal conçu. Seulement 27 % du cours moyen du Saint-Laurent, qui s'étend des environs du lac Simcoe à la région de Montréal, étaient dépourvus de stations hydrométriques, ce qui indiquait que la situation était relativement mieux dans cette région<sup>449</sup>.

Nos connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes sont également très limitées. Les données de base sur le flux du carbone, la productivité primaire, le cycle et la charge des nutriments, les relations entre les eaux souterraines et de surface, et l'écoulement et la qualité des eaux souterraines sont toutes insuffisantes. Les épizooties (par exemple, syndrome du museau blanc chez les chauves-souris; veuillez consulter la section « Changements rapides et seuils ») et les répercussions cumulatives des activités humaines et des contaminants ont peu de données de base et sont mal comprises<sup>161</sup>.

Le manque de données écologiques de base limite également notre capacité à évaluer les écosystèmes. Pour de nombreux auteurs, le manque de données est un obstacle d'envergure à la création d'estimations précises des valeurs des biens et des services écosystémiques<sup>319</sup>,

<sup>321, 450, 451, 452</sup>. Le manque de données est général, mais les écosystèmes des prairies (prairies, alvars, savanes) sont encore plus pauvres en renseignements accessibles que les autres types d'écosystèmes<sup>319, 453</sup>.

Pour compliquer davantage les choses, les données sur un sujet unique peuvent être recueillies au moyen de protocoles différents d'une instance à l'autre, ce qui rend les analyses transfrontalières hautement problématiques, voire impossibles. À l'intérieur de la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>, il y a trois ministères fédéraux, six districts du MRNO, une trentaine d'offices de protection de la nature, plus de 200 municipalités et un nombre inconnu d'organisations non gouvernementales, tous participant d'une manière ou d'une autre à la surveillance environnementale<sup>161</sup>. Actuellement, la plupart des organismes surveillent seulement les tendances des écosystèmes qui font partie de leur mandat et de leur secteur géographique. Et parfois, ils ne surveillent que ce qu'ils peuvent se permettre de surveiller<sup>161</sup>. Un cadre d'évaluation stratégique des écosystèmes intégrant les programmes de surveillance à grande échelle et d'inventaire à échelle grossière et fine est nécessaire. La surveillance à long terme nécessite un financement à long terme. Le commissaire à l'environnement de l'Ontario a récemment indiqué que la partie du budget provincial alloué à l'environnement (0,36 % du budget total) ne correspond pas aux attentes du public en matière de dépenses<sup>454</sup>. Ces questions de compétence, combinées à un manque de fonds, expliquent pourquoi peu de données de surveillance sont disponibles dans la partie ontarienne de l'écozone<sup>+</sup>.

## Changements rapides et seuils

### Constatation clé à l'échelle nationale

À mesure que l'on comprend de plus en plus les changements rapides et inattendus, les interactions et les seuils, en particulier en lien avec les changements climatiques, on voit naître le besoin d'établir une politique qui permet de répondre et de s'adapter rapidement aux indices de changements environnementaux, et ce, afin d'éviter des pertes de biodiversité graves et irréversibles.

Trois maladies, soit le syndrome du museau blanc (SMB; causé par le *Geomyces destructans* sp. nov)<sup>455</sup>, la chytridiomycose (causée par le *Batrachochytrium dendrobatidis*) et la septicémie hémorragique virale (SHV; causée par le génotype IVb du virus de la SHV), qui sévissent actuellement dans l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes, offrent des exemples frappants de la propagation rapide de certaines menaces pesant sur la fonction écologique et la biodiversité de l'écozone<sup>+</sup>, menaces qui demeurent malgré tout mal comprises.

Le SMB (Figure 40) est une maladie s'attaquant aux chauves-souris en hibernation, perchées dans des grottes. Sa présence en Ontario a été confirmée en mars 2010<sup>456</sup>. Le premier cas de SMB a été documenté à l'hiver 2006 dans une grotte près d'Albany, dans l'État de New York<sup>457</sup>. Depuis, la maladie s'est propagée (Figure 41) et a causé la mort de plus de un million de chauves-souris dans le nord-est des États-Unis<sup>458</sup>. Les taux de mortalité liés au SMB dépassent souvent les 75 % chez les chauves-souris des hibernacles infectés et, dans certains d'entre eux, les taux s'élèvent à près de 100 %<sup>458, 459</sup>. Les chauves-souris atteintes du SMB peuvent présenter des anneaux de champignons blancs autour de leur museau, sur les membranes de leurs ailes et sur leurs oreilles. Les champignons pénètrent dans les tissus et remplissent les follicules pileux et les glandes sébacées<sup>455</sup>. Les individus infectés souffrent de perte de poids sévère; des chauves-souris émaciées ont été trouvées à l'extérieur de grands hibernacles au cours de l'hiver; ils étaient probablement à la recherche de nourriture (normalement, les chauves-souris hibernent)<sup>459</sup>. Parmi les espèces touchées figurent la petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), la chauve-souris nordique (*Myotis septentrionalis*), la grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*) et la pipistrelle de l'Est (*Perimyotis subflavus*)<sup>455</sup>.

Les scientifiques ne sont pas sûrs de l'origine du SMB, mais le champignon responsable de la maladie a récemment été détecté chez une chauve-souris en France<sup>458</sup>, qui ne présentait cependant aucun symptôme de la maladie. Les chercheurs en sont donc venus à penser que la présence du champignon en Europe remonte à il y a longtemps et que les chauves-souris sont immunisées contre le SMB. Si cette hypothèse s'avère, le champignon a sans doute été introduit aux États-Unis d'une façon ou d'une autre, et s'est maintenant propagé aux plaines à forêts mixtes. Les conséquences du SMB sont considérables puisque les chauves-souris représentent 13,5 % de la diversité des mammifères de l'écozone<sup>+429</sup> et 20 % de la diversité des mammifères à l'échelle mondiale<sup>458</sup>. Les chauves-souris jouent un rôle écologique important dans l'écozone<sup>+</sup>. Une petite chauve-souris brune, par exemple, consomme environ l'équivalent de sa masse

corporelle en insectes chaque nuit. S'il y a mortalité massive de chauves-souris, la biomasse d'insectes normalement consommée restera intacte, ce qui aura des effets sur les cultures et d'autres répercussions écologiques et économiques<sup>459</sup>.



Figure 40. Chauves-souris atteintes du syndrome du museau blanc, mine Craigmont, Ontario  
Photographe : Lesley Hale, MRNO, Peterborough. Reproduit avec permission.

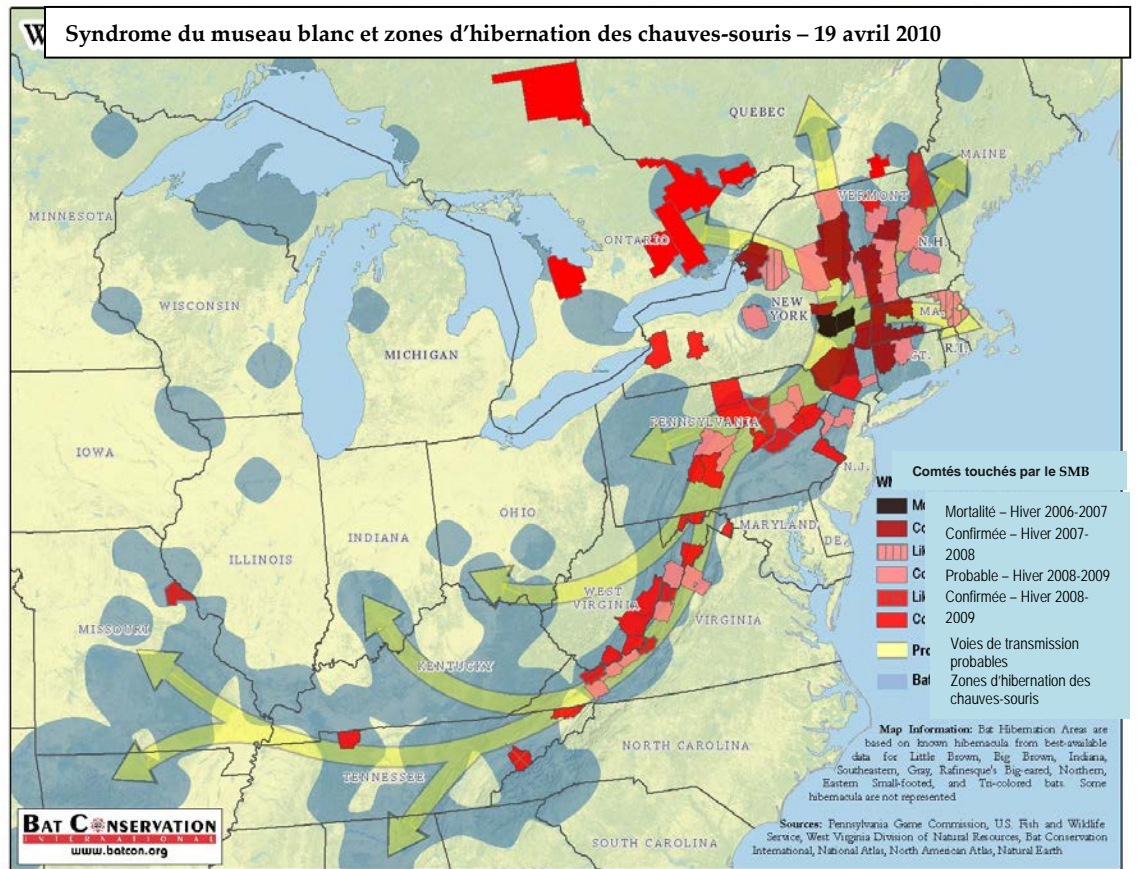


Figure 41. Propagation du syndrome du museau blanc chez les chauves-souris.  
Source : Szymanski et al. (2009)<sup>460</sup>. Carte de base de Bat Conservation International.

La chytridiomycose, détectée chez plus de 200 espèces d'amphibiens sur cinq continents<sup>461, 462</sup>, est considérée comme un grave problème pour la conservation de la biodiversité. La maladie est



présente chez 12 amphibiens communs de cinq provinces canadiennes et de sept États américains, notamment dans 30 des 69 localités examinées dans la vallée du Saint-Laurent, au Québec<sup>394</sup>. On estime que le champignon provient d’Afrique et qu’il s’est propagé grâce au commerce international de la dactylèthre (*Xenopus laevis*)<sup>461, 463</sup>. Certains éléments probants indiquent que le ouaouaron (*Rana catesbeiana*), une de nos espèces indigènes, est un porteur potentiel de l’infection, laquelle est mortelle chez de nombreuses autres espèces d’amphibiens<sup>464</sup>.

La SHV, identifiée dans les années 1960, était initialement connue comme la maladie de la truite arc-en-ciel d’eau douce en Europe<sup>465</sup>. Le virus (VSHV) a été détecté dans la région du Pacifique Nord-Ouest d’Amérique du Nord à la fin des années 1980, où il a été trouvé chez des saumons quinnats et cohos anadromes. Il a depuis été détecté dans une variété d’espèces de poissons marins<sup>466</sup>. La SHV a été reconnue comme maladie grave dans le lac Ontario en 2005, et le VSHV a été mis en cause dans la mortalité massive (environ 100 tonnes métriques) de malachigans (*Aplodinotus grunniens*) dans la baie de Quinte<sup>467</sup>. Le virus a par la suite été trouvé dans des échantillons archivés de maskinongés (*Esox masquinongy*) du lac St. Clair en 2003<sup>468</sup>, ce qui indique qu’il est présent dans les Grands Lacs depuis plusieurs années. Le VSHV est maintenant connu dans de multiples localités de l’ensemble des Grands Lacs (bien que les détections dans le lac Supérieur ne soient pas confirmées au moment de la rédaction du présent rapport<sup>469</sup>) et a été détecté chez une trentaine d’espèces de poissons des Grands Lacs. Un grand nombre, mais pas la totalité, des détections ont été réalisées lors d’épisodes de mortalité importants au sein des Grands Lacs (Figure 42)<sup>466</sup>.

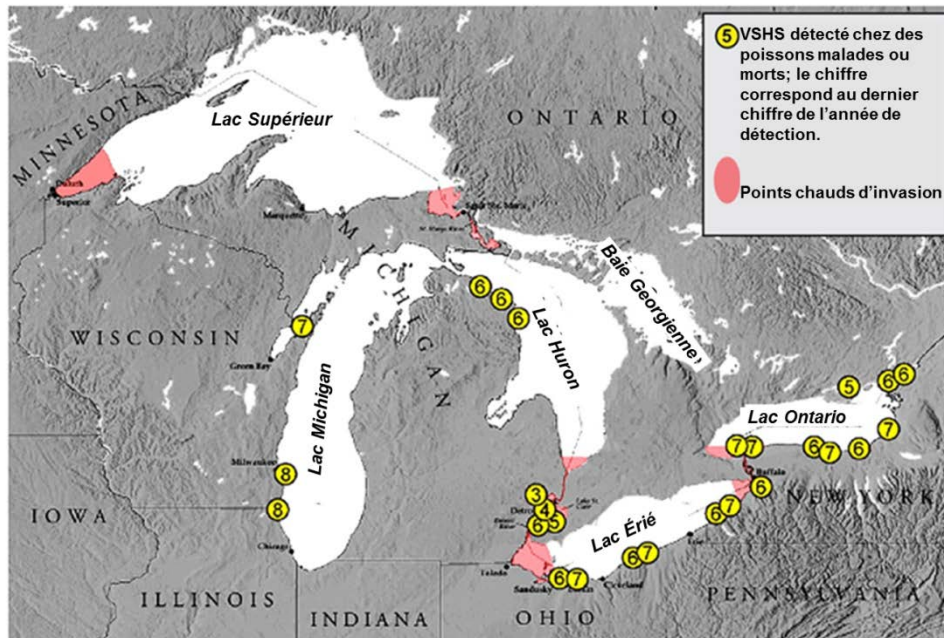


Figure 42. Répartition des poissons infectés par le virus de la septicémie hémorragique virale (VSHV) dans les Grands Lacs, de 2003 à 2008.

Source : Bain et al. (2010)<sup>466</sup>

Les poissons de pêche sportive ne sont pas le seul groupe de poissons porteurs du virus. Ce dernier a également été détecté chez des poissons-appâts, comme la queue à tache noire (*Notropis hudsonius*)<sup>466</sup>; c'est pourquoi l'on craint que le virus puisse se propager par l'entremise du transport de poissons-appâts. Le virus détruit les cellules endothéliales, qui recouvrent la paroi interne des vaisseaux sanguins, faisant en sorte que les vaisseaux ne parviennent plus à contenir le sang. Une hémorragie s'ensuit. D'autres symptômes de la SHV sont notamment l'exophtalmie, la distension de l'abdomen, la décoloration et la présence de plaies sur le corps. Le VSHV figure sur la liste des agents pathogènes à déclarer de l'OIE (Organisation mondiale de la santé animale), et la détection de la SHV dans un nouvel endroit a des conséquences importantes sur le commerce national et international<sup>465</sup>. Des questions demeurent à propos de la voie d'entrée du virus dans les Grands Lacs et de la manière dont il se propage. Le transport maritime est un vecteur possible de la propagation du VSHV, mais un document récent<sup>466</sup> n'a établi aucune relation entre les centres de transport maritime ou les activités nautiques, les points chauds d'invasion (pour les espèces non indigènes envahissantes) et la présence du VSHV (Figure 43).

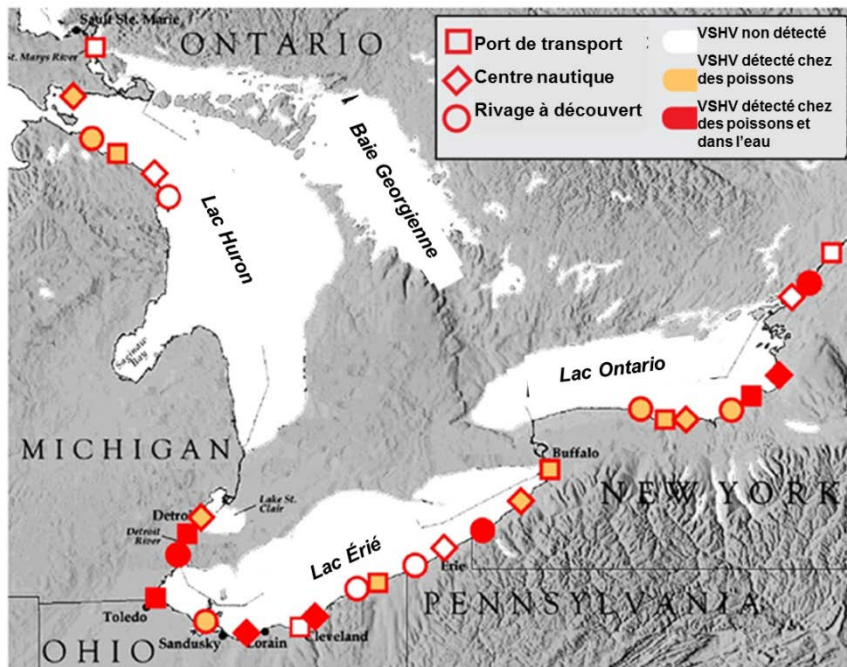


Figure 43. Répartition des poissons et des eaux infectés par le VSHV, des sites associés aux activités de transport et de navigation, et des rives à découvert.

Source : Bain et al. (2010)<sup>466</sup>.

Baine et al. (2010)<sup>466</sup> ont conclu que le VSHV était enzootique (présence continue dans les populations de poissons, mais dans un petit nombre de cas) et épizootique (épidémie parmi les populations d'une espèce unique dans une région en particulier), bien que les infections trouvées au cours de leur vaste enquête dans les Grands Lacs aient souvent été subcliniques (les poissons ne paraissaient pas malades). Faisal et Schulz (2010)<sup>470</sup> ont déterminé que le VSHV était présent chez la sangsue (*Myzobdella lugubris*), espèce répandue dans les lacs Érié et St. Clair, et ont laissé entendre qu'elle pouvait jouer un rôle dans la transmission du virus. De récents essais

ont montré que la désinfection aux iodophores des œufs de doré et de grand brochet (*Esox lucius*) élimine le VSHV, mais les auteurs ont signalé que certains régimes réduisaient l'éclosion des œufs<sup>471</sup>. La désinfection aux iodophores lors de la récolte de gamètes de salmonidés et de non-salmonidés immédiatement après la fécondation peut réduire la transmission du VSHV<sup>471</sup>.

La propagation rapide et le nombre élevé d'espèces touchées par ces trois maladies, qui touchent les populations de chauve-souris, de grenouilles et de poissons des plaines à forêts mixtes, font ressortir le genre de surprises, de répercussions imprévues et d'interactions que les gestionnaires de la faune et les décideurs ont du mal à traiter.

## CONCLUSION : BIEN-ÊTRE HUMAIN ET BIODIVERSITÉ

Le Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes pour les plaines à forêts mixtes (constatations clés 1 à 22) ciblait les répercussions des activités humaines sur la biodiversité de l'écozone<sup>+</sup> (structure, composition et fonction). Toutefois, la biodiversité de l'écozone<sup>+</sup> joue un rôle essentiel dans la détermination du bien-être des humains qui y vivent. Le maintien des niveaux naturels de biodiversité est nécessaire au bon fonctionnement des écosystèmes et à la prestation des services écosystémiques pour les humains<sup>472</sup>.

Les services écosystémiques sont les aspects des écosystèmes utilisés directement ou indirectement pour assurer le bien-être humain (voir la section « Services écosystémiques »)<sup>281, 473, 474, 475</sup>. Ces services vitaux sont généralement sous-évalués par la société et notre économie de marché<sup>281, 475</sup>. Leur valeur passe souvent inaperçue puisque notre compréhension des services écosystémiques est toujours en développement<sup>476</sup>. Ces services valent des milliards de dollars par année, mais ont besoin d'être évalués de façon plus précise parce que leur perte a des répercussions économiques considérables sur la santé, la production alimentaire, la stabilité climatique et les besoins essentiels, comme avoir de l'air et de l'eau de qualité<sup>281, 319, 451, 477, 478 479</sup>.

L'examen le plus complet de l'état de la planète et de l'état du bien-être humain qui en résulte est l'Évaluation des écosystèmes pour le millénaire. Établie en 2001 en tant que programme collaboratif international, l'Évaluation a déterminé que les activités humaines ont changé la plupart des écosystèmes et menacent la capacité de la Terre à soutenir les générations futures<sup>281</sup>. L'ampleur des changements à notre planète est si grande que la Stratigraphy Commission de la Geological Society of London a mis sur pied un groupe de travail qui tente d'établir si une nouvelle période géologique, l'Anthropocène, sera reconnue comme telle dans l'histoire géologique de la Terre, compte tenu de l'étendue des changements qui ont cours sous l'effet des activités humaines<sup>480</sup>. Il a été avancé<sup>314</sup> qu'il existe des limites planétaires à l'intérieur desquelles l'humanité doit fonctionner pour éviter d'importants changements environnementaux causés par les humains à l'échelle mondiale. Sept de ces limites mondiales ont été établies : des quantités de CO<sub>2</sub> inférieures à 350 ppm, une baisse de la concentration d'ozone inférieure à 5 % par rapport à une concentration de 290 unités Dobson, une fixation d'azote d'au plus 35 Tg N par an, un apport de phosphore dans les océans d'au plus dix fois la quantité provenant des processus de météorisation naturels, une consommation d'eau douce de moins de 4 000 km<sup>3</sup> par

an, l'utilisation de moins de 15 % des terres libres de glace à des fins agricoles, et un taux de disparition des espèces de moins de 10 extinctions par million d'espèces par an<sup>314</sup>. Si nous demeurons dans ces limites, nous devrions être en mesure de poursuivre le développement social et économique à long terme sans devoir nous inquiéter d'une catastrophe environnementale. À l'échelle mondiale, nous avons déjà dépassé trois de ces limites (CO<sub>2</sub>, azote et disparition d'espèces). La situation des plaines à forêts mixtes à l'égard de ces mesures n'est pas connue, mais l'utilisation des terres à des fins agricoles dépasse visiblement les 15 % puisque l'écozone<sup>+</sup> compte 68 % de terres agricoles. Bien que l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes soit l'une des plus petites écozones<sup>+</sup> du Canada, elle abrite 53 % de la population humaine canadienne<sup>444</sup> et présente l'une des plus grandes diversités d'espèces végétales du pays<sup>13</sup>. Avec la hausse continue prévue de la population humaine, la couverture terrestre à prédominance agricole (voir la section « Paysages agricoles servant d'habitat »), l'intensification continue des activités agricoles et l'expansion urbaine (voir la section « Conversion des écosystèmes »), les hauts taux d'introduction d'espèces envahissantes et de pollution (voir les sections « Espèces non indigènes envahissantes », « Contaminants », « Charge en nutriments et proliférations d'algues » et « Dépôts acides »), l'on s'inquiète pour la santé globale des écosystèmes à l'intérieur de l'écozone<sup>+</sup> et l'on craint les conséquences pour ses habitants humains.

Le Conseil de la biodiversité de l'Ontario, en partenariat avec le MRNO, a examiné la situation de la biodiversité de l'Ontario en consultant *L'état de la biodiversité de l'Ontario 2010 : Rapport sur les faits saillants de la biodiversité de l'Ontario*. Ce rapport évalue la santé de la biodiversité de l'Ontario au moyen de 29 indicateurs<sup>213</sup>. Des 20 indicateurs qui étudient les pressions sur la biodiversité ou la situation de la biodiversité de l'Ontario (mesures directes de l'écosystème), la principale tendance qui est ressortie est la détérioration (8 indicateurs sur 20)<sup>213</sup>. De nombreux indicateurs ont montré que les menaces à la biodiversité de l'Ontario étaient plus intenses dans l'écozone des plaines à forêts mixtes<sup>213</sup>. Des 9 mesures de conservation et d'utilisation durable, la plupart ont affiché une amélioration (5 indicateurs sur 9)<sup>213</sup>. Bien que l'état des écosystèmes de l'Ontario ne se soit pas encore amélioré, des améliorations de la conservation et de l'intendance ont été apportées. Les constatations clés pour les plaines à forêts mixtes correspondent aux résultats du rapport *L'état de la biodiversité de l'Ontario 2010* puisqu'elles soulignent des pressions sur la biodiversité découlant de la perte et de la fragmentation de l'habitat (voir « Thème : Biomes », et les sections « Conversion des écosystèmes » et « Paysages terrestres et aquatiques intacts »), de la disparition d'espèces (voir les sections « Paysages agricoles servant d'habitat », « Espèces présentant un intérêt économique, culturel ou écologique particulier » et « Réseaux trophiques »), de la présence d'espèces envahissantes (voir la section « Espèces non indigènes envahissantes »), des changements climatiques (voir les sections « Glace dans l'ensemble des biomes » et « Changements climatiques ») et de la pollution (voir les sections « Contaminants », « Charge en nutriments et proliférations d'algues » et « Dépôts acides »), tout en soulignant les améliorations en matière d'intendance (voir la section « Intendance »).

Tous les services écosystémiques contribuent à la santé et au bien-être des humains, mais trois services écosystémiques entretiennent des liens directs avec la santé humaine : obstacle aux

maladies infectieuses, prestation de ressources médicinales et amélioration de la qualité de vie<sup>481</sup>.

### ***Obstacle aux maladies infectieuses***

À l'échelle mondiale, de plus en plus de signes montrent qu'une riche biodiversité peut protéger la santé humaine en réduisant le risque de certaines maladies infectieuses<sup>482, 483</sup>. Lorsque l'incidence mondiale des fièvres hémorragiques transmises par les rongeurs a été examinée<sup>484</sup>, on a constaté que toutes les éclosions se sont produites dans des habitats fortement perturbés, où la biodiversité était faible, et que, dans chaque cas, le rongeur hôte était une espèce généraliste ou opportuniste qui s'établissait bien dans les zones perturbées par les humains. Au Panama, des baisses de diversité des petits mammifères provoquées expérimentalement ont entraîné une hausse de la prévalence de l'hantavirus (l'hantavirus peut infecter les humains) chez la population hôte ainsi qu'une augmentation de la taille de la population de cette dernière<sup>485</sup>. Lorsque les répercussions de la fragmentation de l'habitat et de la disparition d'espèces ont été examinées dans un essai de terrain au Panama<sup>486</sup>, il a été déterminé que la perte et la fragmentation de l'habitat et la disparition d'espèces altéraient la dynamique infectieuse de l'hantavirus et qu'une plus grande diversité spécifique réduit le nombre de rencontres entre les hôtes infectés et les hôtes potentiels, réduisant par conséquent la propagation du virus<sup>486</sup>. Des résultats semblables ont été constatés lors d'une éclosion d'hantavirus dans le centre de la Bolivie<sup>487</sup>.

Le virus du Nil occidental (VNO), transmis par les moustiques, et la maladie de Lyme, transmise par les tiques, sont présents dans les plaines à forêts mixtes, et des recherches sur leur dynamique infectieuse ont révélé des constats semblables à ceux faits au sujet de la biodiversité et de la transmission de maladies à l'échelle mondiale. Lorsqu'une grande diversité d'espèces est accessible aux moustiques et aux tiques porteurs, et que la plupart des espèces sont de faibles réservoirs des maladies préoccupantes, le taux d'infection est très faible au sein de la population humaine. En revanche, lorsqu'il y a peu d'espèces qui peuvent nourrir les moustiques et les tiques, et que les espèces disponibles sont de bons réservoirs d'agents pathogènes, on observe un taux élevé d'infection au sein de la population humaine<sup>488</sup>.

Certains des meilleurs réservoirs du VNO sont des espèces d'oiseaux communs, comme le merle d'Amérique, la corneille d'Amérique, le moineau domestique, le geai bleu, le quiscalc bronzé et le roselin familier, qui se sont tous très bien adaptés aux milieux modifiés par les humains. L'examen de la fréquence de la maladie causée par le VNO et de la diversité des oiseaux à l'échelle des comtés aux États-Unis a révélé que, à mesure que la diversité des oiseaux chutait, la fréquence de la maladie causée par le VNO augmentait<sup>488</sup>.

Les principaux réservoirs de la maladie de Lyme sont la souris à pattes blanches, le tamia rayé, la grande musaraigne et la musaraigne cendrée, et toutes, sauf la dernière, se trouvent en abondance dans les habitats dégradés et fragmentés. Un des principaux facteurs déterminant la richesse spécifique des mammifères terrestres dans de nombreuses régions est la superficie réelle de l'habitat. Lorsque la prévalence de la maladie de Lyme chez les tiques a été examinée relativement à la superficie des habitats forestiers dans le comté Dutchess, dans l'État de New York, il a été déterminé que, alors que la taille des parcelles diminuait, le taux d'infection

de la maladie de Lyme augmentait<sup>488</sup>, indiquant encore une fois que la baisse de biodiversité est associée à l'augmentation du risque de maladie.

Une étude sur la prévalence de la résistance aux médicaments antimicrobiens de la bactérie *E. coli* trouvée chez des petits mammifères de la région d'Ottawa<sup>489</sup> a montré que les mammifères sauvages vivant à proximité des fermes étaient généralement plus susceptibles d'héberger des bactéries résistantes aux antibactériens (p. ex. bactérie résistante à la tétracycline) que les animaux sauvages vivants dans des aires naturelles. Ces résultats donnent à penser que l'utilisation d'agents antimicrobiens en agriculture peut avoir des répercussions sur le degré de résistance antimicrobienne observé dans la nature<sup>489</sup>.

### **Prestation de ressources médicinales**

Au cours de l'histoire, les plantes ont été utilisées comme sources de médicaments, et elles continuent aujourd'hui à servir de base à de nombreux produits pharmaceutiques<sup>490</sup>. Le médicament contre le cancer « Taxol » est un exemple de médicament provenant d'une espèce indigène de l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes. Le médicament Taxol peut être fabriqué à partir de l'if du Canada (*Taxus canadensis*) et de l'if de l'Ouest (*Taxus brevifolia*). L'if du Canada est un arbuste de sous-étage commun dans les forêts matures de l'écozone<sup>+</sup>. Considéré autrefois comme peu intéressant du point de vue commercial, il est maintenant prisé par l'industrie pharmaceutique<sup>491</sup>.

Les plantes ne sont pas les seules sources de médicaments : le venin de certains mammifères est également étudié à des fins médicinales<sup>492</sup>. Bien que les recherches ne soient pas terminées, des brevets ont déjà été publiés pour les utilisations de la soricidine<sup>493, 494</sup> (venin de la grande musaraigne [*Blarina brevicauda*], présente dans l'ensemble des plaines à forêts mixtes) suivantes : analgésique, traitement antirides, mécanisme pour immobiliser les muscles afin de traiter les maladies neuromusculaires, et traitement contre la sudation excessive<sup>492</sup>.

Dans une étude sur des plantes traditionnellement utilisées par la Nation crie du Québec dans le traitement du diabète<sup>495</sup>, trois espèces (sarracénie pourpre [*Sarracenia purpurea*], thé du Labrador [*Rhododendron groenlandicum*] et épinette noire [*Picea mariana*]) sont ressorties comme des candidates particulièrement prometteuses à des analyses approfondies. Les trois espèces se rencontrent dans de nombreuses écozones<sup>+</sup> du Canada, y compris les plaines à forêts mixtes.

Ce sont seulement quelques exemples de médicaments provenant d'espèces qui font partie de la biodiversité des plaines à forêts mixtes. De toute évidence, la perte de biodiversité diminue l'approvisionnement en matières premières pour les médicaments<sup>483, 496</sup>.

### **Amélioration de la qualité de vie**

La qualité de vie est également touchée par la biodiversité. De nombreuses études ont montré que les espaces verts avaient des effets psychologiques positifs<sup>497, 498, 499, 500</sup>. Le simple fait de voir la nature par une fenêtre a été associé à des taux de guérison plus rapides dans les hôpitaux<sup>501</sup>, à des taux de maladie plus bas chez les prisonniers, à une fréquence cardiaque moins élevée<sup>502</sup>, à une meilleure satisfaction au travail<sup>503</sup> et à de meilleurs résultats d'examen chez les étudiants<sup>504</sup>. En fait, il a été démontré qu'être en contact avec la nature a un effet positif sur la pression artérielle, le taux de cholestérol, la vision de la vie et la réduction du stress<sup>505</sup>.

Une étude effectuée aux Pays-Bas<sup>498</sup> a constaté que les personnes profitant d'un environnement plus vert dans un rayon de 1 à 3 km autour de leur domicile avaient une meilleure perception de leur propre santé que les personnes vivant dans un environnement moins vert. La santé générale perçue par les personnes vivant dans des zones moins urbaines a tendance à être meilleure. L'analyse des effets des espaces verts sur les différents groupes d'âge (jeune de 0 à 24 ans, adultes de 25 à 65 ans, personnes âgées de 65 ans et plus) a montré que la santé de tous les groupes d'âge bénéficiait considérablement des espaces verts. Lorsque le niveau de scolarité a été examiné, les personnes ayant un niveau d'éducation moins élevé étaient plus sensibles aux caractéristiques environnementales physiques<sup>498</sup>. Le degré d'un avantage psychologique possible d'un espace vert semble être lié à la diversité de la zone. Dans une étude effectuée à Sheffield, en Angleterre<sup>497</sup>, on a découvert que le degré d'avantage psychologique était positivement lié à la richesse en espèces végétales et, à moindre échelle, à la richesse en espèces d'oiseaux. Le sentiment d'identité et la capacité de réflexion des personnes augmentaient avec la diversité végétale, alors que leur sentiment d'attachement à leur voisinage augmentait avec la diversité des oiseaux<sup>497</sup>. Les personnes semblent également apprécier davantage les espaces verts que les zones sans végétation. Une étude effectuée à Chicago, en Illinois<sup>500</sup>, a déterminé que, en moyenne, l'utilisation des espaces verts était 90 % plus élevée que l'utilisation des espaces dépourvus de végétation. De même, en moyenne, la participation à des activités sociales était 83 % plus élevée dans les espaces verts que dans les espaces dépourvus de végétation. Chez les femmes, les espaces verts semblaient accueillir plus d'activités sociales que les espaces dépourvus de végétation, et l'emplacement des espaces (en avant, en arrière ou à côté de l'immeuble à appartements) n'était pas lié au nombre d'activités sociales qui s'y déroulaient<sup>500</sup>.

Vu l'abondance des faits prouvant que le bien-être humain dépend de la biodiversité, il y a lieu de se demander pourquoi les humains autorisent des répercussions négatives sur la biodiversité. Selon des recherches, l'extraction de matières premières de l'environnement et la décharge de déchets dans l'environnement reposent sur la quête visant à réduire le plus possible les coûts de production afin de maximiser les profits<sup>506</sup>. L'hypothèse veut que l'imposition d'un plus grand stress à l'environnement améliore le bien-être humain<sup>506</sup>. Selon les preuves qui s'accumulent, cette dernière affirmation est fautive. Dans une analyse portant sur 135 nations<sup>506</sup>, on a constaté que, lorsque l'on contrôle le capital physique et humain, l'exploitation de l'environnement n'a pas d'effets positifs nets sur le bien-être (l'espérance de vie à la naissance était utilisée comme mesure du bien-être). Lorsque la richesse a été examinée relativement au bonheur<sup>507</sup>, il a été déterminé que la croissance de la richesse dans les pays à faible revenu peut améliorer le bien-être de façon importante, mais que cet avantage diminue rapidement dans les pays riches, où une croissance économique accrue améliore peu le bien-être humain (principe des rendements décroissants<sup>506</sup>). Une étude effectuée en Illinois, où l'on a demandé à des personnes de dire si elles se considéraient comme partie intégrante de la nature et de définir la nature<sup>508</sup>, a apporté certaines constatations très intéressantes et contradictoires. La plupart des participants (76,9 %) considéraient qu'ils faisaient partie de la nature mais, curieusement, 32,3 % de ces participants, ainsi que 63,6 % de ceux qui se sont décrits comme une entité séparée de la nature, percevaient la nature comme une entité qui ne comprend pas les humains. Ces deux perceptions se contredisent. D'après la majorité des recherches, plus les

personnes sont exposées à la nature, plus elles sentent une connexion avec cette dernière<sup>508</sup>. Les répondants à l'étude qui se considéraient comme faisant partie de la nature ont fait part de leur expérience avec la nature, tout en définissant cette dernière précisément par l'absence d'humains. On n'apprécie généralement pas les contradictions, et on se soustrait des perceptions contradictoires en rationalisant ou en repoussant les pensées et comportements ultérieurs<sup>508</sup>. La manière dont ce type de contradiction est atténué pourrait avoir des répercussions sur la gestion des ressources. Aux fins de diminution de la perception contradictoire, la recherche d'une amélioration des niveaux de responsabilité environnementale aura un résultat très différent de celui de la rationalisation des comportements de destruction environnementale<sup>508</sup>.

D'importants défis demeurent pour l'écozone<sup>+</sup> des plaines à forêts mixtes puisque sa population est en croissance, que ses ressources continuent à être utilisées, que les répercussions des changements climatiques augmentent et que les écosystèmes continuent de se dégrader. Du point où nous sommes aujourd'hui à celui où nous devons nous trouver, il faudra non seulement améliorer nos connaissances scientifiques sur l'écozone<sup>+</sup>, mais aussi trouver des mécanismes par lesquels une bonne intendance n'est pas jugée comme un luxe, mais comme une nécessité assurant le bien-être humain.



## Références

- 1 Environnement Canada. 2006. Un cadre axé sur les résultats en matière de biodiversité pour le Canada. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). 8 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=F14D37B9-1>.
- 2 Groupe de travail sur la biodiversité (Canada). 1995. Stratégie canadienne de la biodiversité : réponse du Canada sur la diversité biologique. Environnement Canada, Bureau de la Convention sur la biodiversité. Hull (Québec). 84 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=560ED58E-1>.
- 3 Gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). vi + 142 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=83A35E06-1>.
- 4 Taylor, K., Dunlop, W.I., Handyside, A., MacCorkindale, D., Pond, B., Thompson, J., McMurtry, M. et Krahn, D. 2012. Mixedwood Plains Ecozone+ status and trends assessment--with an emphasis on Ontario. Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010, Technical Ecozone+ Status and Trends Report. Canadian Councils of Resources Ministers. Ottawa, ON. xx p. Draft report.
- 5 Groupe de travail sur la stratification écologique. 1995. Cadre écologique nationale 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, Service de la conservation de l'environnement, Direction générale de l'État de l'environnement. Ottawa (Ontario) / Hull (Québec). viii + 144 p.
- 6 Rankin, R., Austin, M. et Rice, J. 2011. Système de classification écologique pour le Rapport sur l'état et les tendances des écosystèmes. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 1. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). ii + 18 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-1>.
- 7 Ontario. Ministère des Finances. 2008. Projections démographiques pour l'Ontario. Ministère des Finances de l'Ontario. Toronto (Ontario).
- 8 Ahern, F., Frisk, J., Latifovic, R. et Pouliot, D. 2011. Surveillance à distance des écosystèmes : sélection de tendances mesurées à partir d'observations par satellite du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 17. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). vi + 70 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 9 Environnement Canada. 2009. Analyse inédite des données de population par écozone+ tirée de la série L'activité humaine et l'environnement de Statistique Canada, de 1971 à 2006. Gouvernement du Canada. Ottawa (Ontario). Les données sur le profil des collectivités ont servi à faire les adaptations nécessaires par suite de la modification des limites des écozones<sup>+</sup>.
- 10 Latifovic, R. et Pouliot, D. 2005. Multitemporal land cover mapping for Canada: methodology and products. Canadian Journal of Remote Sensing 31:347-363.
- 11 Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC). 2008. Recherche d'espèces sauvages [en ligne]. [http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/index\\_f.cfm](http://www.cosewic.gc.ca/fra/sct1/index_f.cfm) (consulté en 2009).
- 12 Jenness, D. 1977. The Indians of Canada. 7<sup>th</sup> ed. University of Toronto Press. Toronto, ON. 432 p.

- 13 Suffling, R., Evans, M. et Perera, A. 2003. Presettlement forest of southern Ontario: ecosystems measured through a cultural prism. *The Forestry Chronicle* 79:485-501.
- 14 Simard, H. et Bouchard, A. 1996. The precolonial 19th century forest of the upper St. Lawrence region of Québec: a record of its exploitation and transformation through notary deeds of wood sales. *Canadian Journal of Forest Research* 26:1670-1676.
- 15 Domon, G. et Bouchard, A. 2007. The landscape history of Godmanchester (Quebec, Canada): two centuries of shifting relationships between anthropic and biophysical factors. *Landscape Ecology* 22:1201-1214.
- 16 Bouchard, A. et Domon, G. 1997. The transformations of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management. *Landscape and Urban Planning* 37:99-107.
- 17 Brisson, J. et Bouchard, A. 2003. In the past two centuries, human activities have caused major changes in the tree species composition of southern Québec, Canada. *Écoscience* 10:236-246.
- 18 Larson, B.M., Riley, J., Snell, E. et Godschalk, H. 1999. The woodland heritage of southern Ontario: a study of ecological change, distribution and significance. Federation of Ontario Naturalists. Don Mills, ON. 262 p.
- 19 Ontario Ministry of Natural Resources. 2006. SOLRIS phase 1 wooded areas. Ontario Land Information Directory of Metadata for Geospatial Information Holdings. Toronto, ON.
- 20 Lancaster, P.A., Bowman, J. et Pond, B.A. 2008. Fishers, farms, and forests in eastern North America. *Environmental Management* 42:93-101.
- 21 Latendresse, C., Jobin, B., Baril, A., Maisonneuve, C., Boutin, C. et Côté, D. 2008. Dynamique spatiotemporelle des habitats fauniques dans l'écorégion des Basses terres du fleuve Saint-Laurent, 1950-1997. Série de rapports techniques, n° 494. Environnement Canada, Service canadien de la faune, région du Québec. Québec (Québec). 83 p.
- 22 Rioux, S., Latendresse, C., Jobin, B., Baril, A., Maisonneuve, C., Boutin, C. et Côté, D. 2009. Dynamique des habitats fauniques dans les Basses terres du Saint-Laurent de 1950 à 1997. *Le naturaliste canadien* 133:20-28.
- 23 Ministère des Ressources naturelles et Faune du Québec. 2010. Recompilation at the ecozone scale of the data set used to produce the latest portrait of forest cover changes over the 1970-2000 period. MRNF.
- 24 Bélanger, L. et Grenier, M. 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology* 17:495-507.
- 25 Jobin, B., Latendresse, C., Grenier, M., Maisonneuve, C. et Sebbane, A. 2010. Recent landscape change at the ecoregion scale in Southern Québec (Canada), 1993-2001. *Environmental Monitoring and Assessment* 164:631-647.
- 26 Duguay, S.M., Aree, K., Hooper, M. et Lechowicz, M. 2001. Ice storm damage and early recovery in an old-growth forest. *Environmental Monitoring and Assessment* 67:97-108.
- 27 Pasher, J. et King, D.J. 2006. Landscape fragmentation and ice storm damage in eastern Ontario forests. *Landscape Ecology* 21:477-483.

- 28 Schwan, T. 2009. A case study of current forest management practices in agricultural southwestern Ontario. Unpublished data.
- 29 Elliot, K.A. 2010. Communication personnelle.
- 30 Rowsell, M. 2005. State of the eastern Ontario's forest [en ligne]. Ressources naturelles Canada. [http://sof.eomf.on.ca/Biological\\_Diversity/Ecosystem/Cover/Indicators/Type/i\\_forest\\_type\\_and\\_age\\_class.htm](http://sof.eomf.on.ca/Biological_Diversity/Ecosystem/Cover/Indicators/Type/i_forest_type_and_age_class.htm)
- 31 Dupuis, S. 2009. Reconstitution de la composition des forêts préindustrielles du sud-est du Québec à partir des archives d'arpentage (1846-1949). Programme de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats. Université du Québec à Rimouski. Rimouski (Québec). 86 p.
- 32 Keddy, C. 1993. A forest history of eastern Ontario. Eastern Ontario Model Forest. Ecological Woodlands Restoration Project 2.1/93.
- 33 Puric-Mladenovic, D. 2003. Predictive vegetation modeling of forest conservation and management in settled landscapes. Thèse de doctorat. University of Toronto. Ottawa, ON.
- 34 Jackson, S.M., Pinto, F., Malcolm, J.R. et Wilson, E.R. 2000. A comparison of pre-European settlement (1857) and current (1981-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30:605-612.
- 35 Duchesne, L. et Ouimet, R. 2008. Population dynamics of tree species in southern Quebec, Canada: 1970-2005. *Forest Ecology and Management* 255:3001-3012.
- 36 Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L. et Blais, L. 2009. Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology* 24:171-184.
- 37 Boucher, Y., Arseneault, D. et Sirois, L. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 36:505-517.
- 38 Abrams, M.D. 1998. The red maple paradox: What explains the widespread expansion of red maple in eastern forests? *BioScience* 48:355-364.
- 39 Fei, S. et Steiner, K.C. 2007. Evidence for increasing red maple abundance in eastern United States. *Forest Science* 53:473-477.
- 40 Horsley, S.B., Long, R.P., Bailey, S.W., Hallett, R.A. et Hall, T.J. 2000. Factors associated with the decline disease of sugar maple on the Allegheny Plateau. *Canadian Journal of Forestry Research* 30:1365-1378.
- 41 Horsley, S.B., Long, R.P., Bailey, S.W., Hallett, R.A. et Wargo, P.M. 2002. Health of eastern North American sugar maple forests and factors affecting decline. *Northern Journal of Applied Forestry* 19:34-44.
- 42 Duchesne, L., Ouimet, R. et Houle, D. 2002. Basal area growth of sugar maple in relation to acid deposition, stand health and soil nutrients. *Journal of Environmental Quality* 35:1676-1683.
- 43 Duchesne, L., Ouimet, R. et Morneau, C. 2003. Assessment of sugar maple health based on basal area growth pattern. *Canadian Journal of Forestry Research* 33:2074-2080.

- 44 Driscoll, C.T., Lawrence, G.B., Bulger, A.J., Butler, T.J., Cronan, C.S., Eagar, C., Lambert, K.F., Likens, G.E., Stoddard, J.L. et Weathers, K.C. 2001. Acidic deposition in the northeastern United States: sources and inputs, ecosystem effects, and management strategies. *BioScience* 51:180-198.
- 45 Natural Heritage Information Centre. 2009. Natural heritage information center database. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON.
- 46 Bakowsky, W.D. 1993. A review and assessment of prairie, oak savannah and woodland in site regions 7 and 6 (southern region). Gore and Storrie Ltd. and Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region. Aurora, ON. 89 p.
- 47 Natural Heritage Information Center. 2011. Tallgrass prairies, savannahs and alvars of the Ontario portion of the Mixedwood Plains Ecozone [Map]. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON. Produced by the NHIC for this report.
- 48 Robertson, K.R., Anderson, R.C. et Schwartz, M.W. 1997. Chapter 3 - The tallgrass prairie mosaic. *In* Conservation in highly fragmented landscapes. Publication dirigée par Schwartz, M.W. Chapman & Hall. New York, NY. pp. 55-87.
- 49 Nuzzo, V.A. 1986. Extent and status of midwest oak savanna: presettlement and 1985. *Natural Areas Journal* 6:6-36.
- 50 Rodger, L.J. 1998. Tallgrass communities of southern Ontario: a recovery plan. World Wildlife Fund & Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, ON. 66 pp.
- 51 Oldham, M.J. et Brinker, S.R. 2009. Rare vascular plants of Ontario. 4<sup>th</sup> ed. Natural Heritage Information Centre, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON. 188 p.
- 52 Sutherland, D.A. 2009. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Communication personnelle.
- 53 Hamilton, K.G.A. 1994. Leafhopper evidence for origins of northeastern relict prairies (Insecta: Homoptera: *Cicadellidae*). *In* Proceedings of the Thirteen North American Prairie conference. Windsor, ON. 6-9 August, 1992. Publication dirigée par Wickett, R.G., Lewis, P.D., Woodliffe, A. et Pratt, P. Preney Print and Litho. Ottawa, ON. pp. 61-70.
- 54 Reschke, C., Reid, R., Jones, J., Feeney, T. et Potter, H. 1999. Conserving Great Lakes alvars: final technical report of the International Alvar Conservation Initiative. The Nature Conservancy. Chicago, IL. ix + 241 p.
- 55 Jones, J. et Reschke, C. 2005. The role of fire in Great Lakes alvar landscapes. *The Michigan Botanist* 44:13-27.
- 56 Schaefer, C. 1996. Map of potential alvar habitat in St. Edmund's Township, Bruce County, in the year 1855. Federation of Ontario Naturalists. Toronto, ON.
- 57 Schaefer, C. 1996. Map of potential alvar habitat in Carden Township, Victoria County, Ontario in the mid-1880's. Couchiching Conservancy. Orillia, ON.
- 58 Goodban, A.G. 1995. Alvar vegetation on the Flamborough Plain: ecological features, planning issues and conservation recommendations. Mémoire de maîtrise ès sciences. Faculty of Environmental Studies, York University. North York, ON. 83 p.
- 59 Jones, J. 2009. Winter Spider Eco-consulting. Communication personnelle.

- 60 Brownell, V. R. et Riley, J.L. 2000. The alvars of Ontario: significant alvar natural areas in the Ontario Great Lakes Region. Federation of Ontario Naturalists. Don Mills, ON. 269 p.
- 61 Reschke, C., Reid, R., Jones, J., Feeney, T. et Potter, H. 1999. Conserving Great Lakes alvars: final technical report of the International Alvar Conservation Initiative. The Nature Conservancy. Chicago, IL. ix + 241 p.
- 62 Estes, D. et Small, R.L. 2007. Two new species of *Gratiola* (*Plantaginaceae*) from eastern North America and an updated circumscription for *Gratiola neglecta*. Journal of the Botanical Research Institute of Texas 1:149-170.
- 63 Catling, P.M. et Brownell, V.R. 1995. A review of the alvars of the Great Lakes region: distribution, floristic composition, biogeography and protection. The Canadian Field-Naturalist 109:143-171.
- 64 Gratton, L. 2010. Plan de conservation pour l'écorégion de la vallée du Saint-Laurent et du lac Champlain. Société canadienne pour la conservation de la nature, région du Québec. Montréal (Québec). 150 p.
- 65 Sabourin, A., Paquette, D. et Faubert, J. 2006. L'île des Cascades, un trésor floristique au confluent du Saint-laurent et de l'Outaouais. Le naturaliste canadien 130:14-22.
- 66 Ducks Unlimited Canada. 2010. Final report: Southern Ontario wetland conversion analysis. Ducks Unlimited. Barrie, ON. 44 p.
- 67 Whillans, T.H. 1982. Changes in marsh area along the Canadian shore of Lake Ontario. Journal of Great Lakes Research 8:570-577.
- 68 Irwin, R.W. 1989. Land drainage technology – Canada's leadership role. Scientia Canadensis: Canadian Journal of the History of Science, Technology and Medicine 13:102-109.
- 69 McCullough, G.B. 1985. Wetland threats and losses in Lake St. Clair. In Coastal Wetlands. Publication dirigée par Prince, H.P. and d'Itri, F.M. Lewis Publishers. Chelsea, MI. pp. 201-208.
- 70 Ontario. Ministry of Natural Resources. 2009. Landscape fragmentation analysis, data inputs and assumptions report for the Ecosystem Status and Trends Report for the Mixedwood Plains. Southern Region Planning Unit. OMNR. Données inédites.
- 71 Ingram, J., Dunn, L. et Albert, D. 2005. Indicator #4510: coastal wetland area by type. In State of the Great Lakes 2005. Environment Canada and United States Environmental Protection Agency. pp. 191-193.
- 72 Prince, H.H., Padding, P.I. et Knapton, R.W. 1992. Waterfowl use of the Laurentian Great Lakes. Journal of Great Lakes Research 18:673-699.
- 73 Petrie, S.A. 1998. Waterfowl and wetlands of Long Point Bay and Old Norfolk County: present conditions and future options for conservation. Unpublished Norfolk Land Stewardship council Report. Long Point Waterfowl and Wetlands Research Fund. Port Rowan, ON. 182 p.
- 74 Environnement Canada. 2003. Plan d'action en matière de conservation des terres humides des Grands Lacs : GLWCAP mise à jour. Environnement Canada. Toronto (Ontario). 4 p.
- 75 Environnement Canada. 2006. Plan d'action en matière de conservation des terres humides des Grands Lacs : rapport sur les faits saillants, 2003 à 2005. Environnement Canada. Toronto (Ontario). 24 p.

- 76 Environnement Canada. 2002. À la jonction de la terre et de l'eau : apprécier les terres humides des Grands Lacs. Environnement Canada, Service canadien de la faune. Toronto (Ontario). 72 p.
- 77 Ball, H., Jalava, J., King, T., Maynard, L., Potter, B. et Pulfer, T. 2003. The Ontario Great Lakes coastal wetland atlas: a summary of information (1983-1997). Environment Canada and Ontario Ministry of Natural Resources. 49 p.
- 78 Timmermann, S.T., Badzinski, S.S. et Ingram, J.W. 2008. Association between breeding marsh bird abundances and Great Lakes hydrology. *Journal of Great Lakes Research* 34:351-364.
- 80 Grenier, M. et Allard, M. 2012. Analyse de la situation et de la perte des terres humides de la portion québécoise de l'Écozone Plaines à forêts mixtes. Environnement Canada, Service canadien de la faune. Ottawa, ON. 9 p. Ébauche.
- 81 Canards Illimités Canada. 2006. Plan de conservation des milieux humides et de leurs terres hautes adjacentes de la région administrative du Centre-du-Québec. Canards Illimités Canada. Stonewall (Manitoba). 55 p.
- 82 Buteau, P. 1989. Atlas des tourbières du Québec méridional. Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles. Québec (Québec).
- 83 Couillard, L. et Grondin, P. 1986. La végétation des milieux humides du Québec. Publications du Québec. Québec (Québec). 399 p.
- 84 Jean, M. et Létourneau, G. 2010. Changements dans les milieux humides du fleuve Saint-Laurent de 1970 à 2002. Rapport technique numéro 511. Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau au Québec, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada. Montréal (Québec). 301 p.
- 85 Lehoux, D. et Chamard, L. 2002. Portrait de la biodiversité du Saint-Laurent. Les modification anthropiques du Saint-Laurent : les pertes de milieux humides [en ligne]. Environnement Canada. <http://www.qc.ec.gc.ca/faune/biodiv/en/anthropo/wetlands.html> (consulté le 20 juillet 2010).
- 86 Kessel-Taylor, I. 1984. The application of the Canada Land Data System for quantitative analysis of land use dynamics on wetlands for twenty-three urban centered regions in Canada. Canada Land Data Systems Report No. R003200. Environment Canada, Lands Directorate. Ottawa, ON. 143 p.
- 87 Hudon, C., Gagnon, P., Amyot, J.-P., Létourneau, G., Jean, M., Plante, C., Rioux, D. et Deschênes, M. 2005. Historical changes in herbaceous wetland distribution induced by hydrological conditions in Lake Saint-Pierre (St. Lawrence River, Quebec, Canada). *Hydrobiologia* 539:205-224.
- 88 Lavoie, C., Jean, M., Delisle, F. et Létourneau, G. 2003. Exotic plant species of the St. Lawrence River wetlands: a spatial and historical analysis. *Journal of Biogeography* 30:537-549.
- 89 Hudon, C. 2004. Shift in wetland plant composition and biomass following low-level episodes in the St. Lawrence River: looking into the future. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61:603-617.
- 90 Jean, M. et Létourneau, G. 2007. Monitoring wetland area along the St. Lawrence River (Canada): from state to functions and values. *In* International Society of Wetland Scientists, 2007 Annual Meeting, June 10-15, 2007. Sacramento, CA.

- 91 Ontario Ministry of Natural Resources. 2009. State of Ontario's protected areas: technical report #4— ecological integrity. Ontario Parks. Peterborough, ON. Draft.
- 92 Abell, R., Olson, D., Dinerstein, E., Hurley, P., Diggs, J.T., Eichbaum, W., Walters, S., Wettengel, W., Allnutt, T., Loucks, C.J. et Hedao, P. 2000. Freshwater ecoregions of North America: A conservation assessment. Island Press. Washington, D.C. 368 p.
- 93 World Wildlife Fund et The Nature Conservancy. 2008. Freshwater ecoregions of the world (FEOW) [en ligne]. <http://www.feow.org/> (consulté le 23 octobre 2009).
- 94 Houlahan, J.E. et Findlay, C.S. 2004. Estimating the 'critical' distance at which adjacent land-use degrades wetland water and sediment quality. *Landscape Ecology* 19:677-690.
- 95 Rott, E., Duthie, H.C. et Pipp, E. 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55:1443-1453.
- 96 Haxton, T. et Chubbuck, D. 2002. Review of the historical and existing natural environment and resource uses on the Ottawa River. SCSI Technical report # 119. Ontario Ministry of Natural Resources, Science and Information Resources Division, Southcentral Science and Information Section. 6 p.
- 97 Reid, S.M., Mandrak, N.E., Carl, L.M. et Wilson, C.C. 2008. Influence of dams and habitat condition on the distribution of redbhorse (*Moxostoma*) species in the Grand River watershed, Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 81:111-125.
- 98 Crossman, E.J. 1991. Introduced freshwater fishes: a review of the North American perspective with emphasis on Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48:46-57.
- 99 Martel, A.L., Pathy, D.A., Madill, J.B., Renaud, C.B., Dean, S.L. et Kerr, S.J. 2001. Decline and regional extirpation of freshwater mussels (*Unionidae*) in a small river system invaded by *Dreissena polymorpha*: the Rideau River, 1993-2000. *Canadian Journal of Zoology* 79:2181-2191.
- 100 Stanfield, L. et Kilgour, B.W. 2006. Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and in-stream habitats in Lake Ontario tributaries. *In* Landscape Influences on stream habitats and biological assemblages. Symposium on Influences of Landscape on Stream Habitat and Biological Communities. Madison, WI. 2004. Publication dirigée par Hughes, R.M., Wang, L. et Seelback, P.W. American Fisheries Society. Bethesda, MD. Vol. 48, pp. 577-599.
- 101 Cannon, A., Lai, T. et Whitfield, P. 2011. Tendances dictées par le climat dans les écoulements fluviaux au Canada, de 1961 à 2003. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 19. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). Ébauche.
- 102 Whitfield, P.H. et Cannon, A.J. 2000. Recent variations in climate and hydrology in Canada. *Canadian Water Resources Journal* 25:16-65.
- 103 Grand River Fisheries Management Plan Implementation Committee (GRFMPIC). 2005. A community based approach to fisheries management in the Grand River watershed: Grand River fisheries management plan. Grand River Conservation Authority. Cambridge, ON.
- 104 Ontario Ministry of Natural Resources et Toronto and Region Conservation Authority. 2005. Humber River fisheries management plan. Queens Printer for Ontario.

- 105 Ontario Ministry of Natural Resources. 2008. Background information to fisheries management plan for fisheries management zone 17. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough District and Kawartha Lakes Fisheries Assessment Unit. 73 p.
- 106 Buttle, J.M. 1994. Hydrological response to reforestation in the Ganaraska River Basin, southern Ontario. *The Canadian Geographer* 38:240-253.
- 107 Buttle, J.M. 1995. Channel changes following headwater reforestation: the Ganaraska River, Ontario, Canada. *Geografiska Annaler. Series A, Physical Geography* 77:107-118.
- 108 Morris, T.J. et Corkum, L.D. 1996. Assemblage structure of freshwater mussels (*Bivalvia:Unionidae*) in rivers with grassy and forested riparian zones. *Journal of the North American Benthological Society* 15:576-586.
- 109 Spence, J.A. et Hynes, H.B.N. 1971. Differences in fish populations upstream and downstream of a mainstream impoundment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28:45-46.
- 110 Spence, J.A. et Hynes, H.B.N. 1971. Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 28:35-43.
- 111 Robillard, M.M. et Fox, M.G. 2006. Historical changes in abundance and community structure of warmwater piscivore communities associated with changes in water clarity, nutrients, and temperature. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63:798-809.
- 112 Futter, M.N. 2003. Patterns and trends in southern Ontario lake ice phenology. *Environmental Monitoring and Assessment* 88:431-444.
- 113 Christie, C.E. et Smol, J.P. 1996. Limnological effects of 19th century canal construction and other disturbances on the trophic state history of Upper Rideau Lake, Ontario. *Lake and Reservoir Management* 12:448-454.
- 114 Forrest, F., Reavie, E.D. et Smol, J.P. 2002. Comparing limnological changes associated with 19th century canal construction and other catchment disturbances in four lakes within the Rideau Canal System, Ontario, Canada. *Journal of Limnology* 61:183-197.
- 115 Carignan, R. et Lorrain, S. 2000. Sediment dynamics in the fluvial lakes of the St. Lawrence River: accumulation rates and characterization of the mixed sediment layer. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57:63-77.
- 116 Nilsson, C., Reidy, C.A., Dynesius, M. et Revenga, C. 2005. Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405-408.
- 117 Chu, C., Minns, C.K. et Mandrak, N.E. 2003. Comparative regional assessment of factors impacting freshwater fish biodiversity in Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:624-634.
- 118 Clarke, A.H. 1981. Les mollusques d'eau douce du Canada. Musée national des sciences naturelles, Musées nationaux du Canada. Ottawa (Ontario). 447 p.
- 119 Hudon, C. 1997. Impact of water level fluctuations on St. Lawrence River aquatic vegetation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:2853-2865.
- 120 Staton, S.K., Dextrase, A., Metcalfe-Smith, J.L., Di Maio, J., Nelson, M., Parish, J., Kilgour, B. et Holm, E. 2003. Status and trends of Ontario's Sydenham River ecosystem in relation to aquatic species at risk. *Environmental Monitoring and Assessment* 88:283-310.



- 121 Mahon, R., Balon, E.K. et Noakes, D.L.G. 1979. Distribution, community structure and production of fishes in the upper Speed River, Ontario: a preimpoundment study. *Environmental Biology of Fishes* 4:219-244.
- 122 Toronto and Region Conservation Authority, Ontario Ministry of Natural Resources et Fisheries and Oceans Canada. 2004. Fisheries management plan for Duffins and Carruthers Creek. Toronto, ON. 129 p.
- 123 Central Lake Ontario Conservation Authority. 2000. Bowmanville/Soper Creek watershed aquatic resource management plan. Oshawa, ON. 168 p.
- 124 Central Lake Ontario Conservation Authority. 2002. Oshawa Creek Watershed Aquatic Resource Management Plan. Oshawa, ON. 97 p.
- 125 Ganaraska Region Conservation Authority et Ontario Ministry of Natural Resources. 2007. Ganaraska River Fisheries and Aquatic Habitat Background Report. 160 p.
- 126 Kawartha Region Conservation Authority. 2006. Nonquon River Fisheries Management Plan 2006 Background Report. Lindsay, ON. 32 p.
- 127 Jones, F.C. 2008. Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews* 16:45-69.
- 128 Nottawasage Valley Conservation Authority. 2008. Données inédites.
- 129 Saugeen Valley Conservation Authority. 2008. Saugeen Valley watershed report cards [en ligne]. <http://www.svca.on.ca/water-quality.htm> (consulté en février 2009).
- 130 Toronto Region Conservation Authority. 2008. Données inédites.
- 131 Natural Heritage Information Centre. 2009. NHIC database [en ligne]. Ontario Ministry of Natural Resources. <http://nhic.mnr.gov.on.ca/MNR/nhic/data.cfm> (consulté en 2010).
- 132 Metcalfe-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L. et Lane, N.M. 1998. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the lower Great Lakes drainage basin over the past 140 years. *Journal of Great Lakes Research* 24:845-858.
- 133 Mackie, G.L. et Topping, J.M. 1989. Historical changes in the unionid fauna of the Sydenham River watershed and downstream changes in shell morphometrics of three common species. *The Canadian Field-Naturalist* 102:617-626.
- 134 Poulin, M. 2001. A multidisciplinary, community-based study of the environmental health of the Rideau River: Final report. Research Division, Canadian Museum of Nature. Ottawa, ON. 46 p.
- 135 Metcalfe-Smith, J.L., Mackie, G.L., Di Maio, J. et Staton, S.K. 2000. Changes over time in the diversity and distribution of freshwater mussels (*Unionidae*) in the Grand River, Southwestern Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 26:445-459.
136. Dignard, N., Couillard, L., Labrecque, J., Petitclerc, P. and Tardif, B. 2008. Guide de reconnaissance des habitats forestiers des plantes menacées ou vulnérables. Capitale-Nationale, Centre-du-Québec, Chaudière-Appalaches et Mauricie. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 234 p.

137. Jean, M., Létourneau, G. and Savage, C. 2005. Freshwater wetlands and exotic plant species. Edition 2. Environment Canada and Gouvernement du Québec. Monitoring the State of the St. Lawrence River. 8 p.
- 138 Robitaille, J.A., Vigneault, Y., Shooner, G., Pomerleau, C. et Mailhot, Y. 1988. Modifications physiques de l'habitat du poisson dans le Saint-Laurent de 1945 à 1984 et effets sur les pêches commerciales : données complémentaires sur les pêches commerciales en eau douce au Québec. Rapport statistique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, n° 697. Division de l'habitat du poisson, Direction de la gestion des pêches et de l'habitat, Ministère des Pêches et Océans. Québec (Québec). v + 31 p.
- 139 Jensen, O.P., Benson, B.J., Magnuson, J.J., Card, V.M., Futter, M.N., Soranno, P.A. et Stewart, K.M. 2007. Spatial analysis of ice phenology trends across the Laurentian Great Lakes region during a recent warming period. *Limnology and Oceanography* 52:2013-2026.
- 140 Latifovic, R. et Pouliot, D. 2007. Analysis of climate change impacts on lake ice phenology in Canada using the historical satellite data record. *Remote Sensing of Environment* 106:492-507.
- 141 Assel, R.A. 2005. Classification of annual Great lakes ice cycles: winters of 1973-2002. *Journal of Climate* 18:4895-4905.
- 142 Prowse, T. et Culp, J. 2003. Ice breakup: a neglected factor in river ecology. *Canadian Journal of Civil Engineering* 30:128-144.
- 143 Monk, W.A. et Baird, D.J. 2011. Biodiversité dans les rivières et lacs du Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 20. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). Ébauche.
- 144 Karl, T.R., Mielilo, J.M. et Peterson, T.C. (dir. de publ.). 2009. Global climate change impacts on the United States. Cambridge University Press. New York, NY, USA.
- 145 Assel, R., Cronk, K. et Norton, D. 2003. Recent trends in Laurentian Great Lakes ice cover. *Climatic Change* 57:185-204.
- 146 Conseil de la biodiversité de l'Ontario. 2010. L'état de la biodiversité de l'Ontario 2010 : rapport sur les faits saillants. Conseil de la biodiversité de l'Ontario. Peterborough (Ontario).
- 147 Environnement Canada et Environmental Protection Agency des États-Unis. 2009. État des Grands Lacs, 2009. Niagara Falls (Ontario). 469 p.
- 148 Environnement Canada. 2010. Résumé saisonnier pour les Grands Lacs (2000-2008) [en ligne]. <http://www.ec.gc.ca/Publications/default.asp?lang=En&xml=61D0C157-A37F-42BD-B828-CD3CD84FBEF2>.
- 149 Bonsal, B. et Shabbar, A. 2011. Oscillations climatiques à grande échelle ayant une incidence sur le Canada, de 1900 à 2008. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 4. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). iii + 15 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 150 Assel, R. et Rodionov, S. 1998. Atmospheric teleconnections for annual maximum ice cover on the Laurentian Great Lakes. *International Journal of Climatology* 18:425-442.
- 151 Casselman, J. 2011. Communication personnelle. Professeur auxiliaire, Department of Biology, Queens University. Kingston, ON.

- 152 McKenna, J.E. et Johnson, J.H. 2009. Spatial and temporal variation in distribution of larval lake whitefish in eastern lake Ontario: Signs of recovery? *Journal of Great Lakes Research* 35:94-100.
- 153 Casselman, J.M. 1995. Survival and development of lake trout eggs and fry in eastern Lake Ontario -- in situ incubation, Yorkshire Bar, 1989-1993. *Journal of Great Lakes Research* 21:384-399.
- 154 Casselman, J. 2010. Communication personnelle. Professeur émérite, Queens University, Kingston Ontario.
- 155 Gilbert, R. et Glew, J.R. 1986. A wind-driven ice-push event in eastern Lake Ontario. *Journal of Great Lakes Research* 12:326-331.
- 156 Burton, T.M., Stricker, C.A. et Uzarski, D.G. 2002. Effects of plant community composition and exposure to wave action on invertebrate habitat use of Lake Huron coastal wetlands. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 7:255-269.
- 157 Kunkel, K.E., Ensor, L., Palecki, M., Easterling, D., Robinson, D., Hubbard, K. et Redmond, K. 2009. A new look at lake-effect snowfall trends in the Laurentian Great Lakes using a temporally homogeneous data set. *Journal of Great Lakes Research* 35:23-29.
- 158 Fang, X. et Stefan, H.G. 2000. Research: Projected climate change effects on winterkill in shallow lakes in the northern United States. *Environmental Management* 25:291-304.
- 159 Peach, G.H., Bowles, J. et Porter, L. 2007. Conserving a delicate balance: management plan for North Sauble Beach, Ontario, Canada. The Lake Huron Centre for Coastal Conservation. Goderich, ON.
- 160 Breitung, A.J. 1957. Vascular flora of the sand dunes at Constance Bay, Ontario. *Le Naturaliste Canadien* 84:79-87.
- 161 Taylor, K., Dunlop, W.I., Handyside, A., Hounsell, S., Pond, B., MacCorkindale, D., Thompson, J., McMurtry, M. et Krahn, D. 2014. Mixedwood Plains ecozone status and trends assessment – with an emphasis on Ontario. *Canadian Biodiversity: Ecosystem Status and Trends 2010, Technical Ecozone+ Status and Trends Report*. Canadian Council of Resource Ministers. Ottawa, ON. X + i p.
- 162 Bakowsky, W.D. 1996. *Natural Heritage Resources of Ontario: vegetation communities of southern Ontario*. Natural Heritage Information Center, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON. 21 p.
- 163 Roche, E.A., Arnold, T.W. et Cuthbert, F.J. 2010. Apparent nest abandonment as evidence of breeding-season mortality in Great Lakes piping plovers (*Charadrius melodus*). *The Auk* 127:402-410.
- 164 Bowles, J.M. et Maun, M.A. 1982. A study of the effects of trampling on the vegetation of Lake Huron sand dunes at Pinery Provincial Park. *Biological Conservation* 24:273-283.
- 165 Christian J. Stewart consulting. 2004. A summary of existing land use, land use trends and shoreline land use management policies along the Lake Ontario-St. Lawrence River shoreline: implications for future water level management. *International Joint Commission Lake Ontario-St. Lawrence River Regualtion Study: Task Summary Report*. Coastal Task Working Group. 65 p.
- 166 Jalava, J.V. 2004. Pitcher's thistle - Lake Huron dune grasslands recovery strategy. Lake Huron coastal Dune Grasslands Recovery Team, Parks Canada et Ontario Ministry of Natural Resources. 32 p.
- 167 Bakowsky, W. 2011. Communication personnelle. Centre d'information sur le patrimoine naturel. Écologiste des communautés. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Peterborough (Ontario).

- 168 Hall, N.D., Stuntz, B.B., Schweiger, L., Flanagan, M. et Steel, R. 2007. Climate change and Great Lakes water resources. National Wildlife Federation. Ann Arbor, MI.
- 169 Environnement Canada. 2009. Analyse des données par écozone<sup>+</sup> non publiée de : Système de rapport et de suivi des aires de conservation (SRSAC), v.2009.05 [en ligne]. Conseil canadien des aires écologiques. [http://ccea.org/en\\_carts.html](http://ccea.org/en_carts.html) (consulté le 5 novembre 2009).
- 170 Union mondiale pour la nature (UICN). 1994. Lignes directrices pour les catégories de gestion des aires protégées. La Commission des parcs nationaux et des aires protégées de l'UICN avec l'assistance du Centre mondial de surveillance continue de la conservation de la nature. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. p. 89 à 173.
- 171 Environnement Canada. 2009. Analyse des données par écozone<sup>+</sup> non publiée de : Système de rapport et de suivi des aires de conservation (SRSAC), v.2009.05 [en ligne]. Conseil canadien des aires écologiques. [http://ccea.org/en\\_carts.html](http://ccea.org/en_carts.html) (consulté le 5 novembre 2009).
- 172 SRSAC. 2009. Système de rapport et de suivi des aires de conservation, v.2009.05 [en ligne]. Conseil canadien des aires écologiques. [http://ccea.org/en\\_carts.html](http://ccea.org/en_carts.html) (consulté le 5 novembre 2009).
- 173 Gray, P.A., Paleczny, D., Beechey, T., King, B., Wester, M., Davidson, R., Janetos, S., Feilders, S.B. et Davis, R. 2009. Ontario's natural heritage areas: their description and relationship to the IUCN protected areas classification system: a provisional assessment. Version 1.0. Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON.
- 174 MDDEP. 2014. Registre des aires protégées par désignation [en ligne]. Ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs du Québec. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/registre/reg-design/index.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/registre/reg-design/index.htm) (consulté le 14 avril 2010).
- 175 MDDEP. 2010. Portrait du réseau d'aires protégées du Québec, période 2002-2009. Ministère de l'Environnement, du Développement durable et des Parcs du Québec. 39 p. [http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires\\_protegees/portrait02-09/index.htm](http://www.mddep.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/portrait02-09/index.htm).
- 176 Environnement Canada. 2014. Le Programme des dons écologiques [en ligne]. Environnement Canada. [www.ec.gc.ca/pde-egp](http://www.ec.gc.ca/pde-egp) (consulté le 17 avril 2010).
- 177 Conservation de la nature Canada. 2014. Programme de conservation des zones naturelles [en ligne]. Conservation de la nature Canada. <http://www.natureconservancy.ca/fr/nos-actions/programme-de-conservation/> (consulté le 17 avril 2010).
- 178 Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2008. Données inédites.
- 179 Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales. 2008. Données inédites.
- 180 Trees Ontario. 2007. Fifty million trees program [en ligne]. [http://www.treesontario.ca/programs/index.php/fifty\\_million](http://www.treesontario.ca/programs/index.php/fifty_million) (consulté en septembre 2010).
- 181 Ontario Ministry of Natural Resources. 2008. Participation in Ontario tax incentive programs. Données inédites.
- 182 Ministère des Affaires municipales et du Logement de l'Ontario. 2002. Plan de conservation de la moraine d'Oak Ridges [en ligne]. <http://www.mah.gov.on.ca/Page3970.aspx> (consulté en septembre 2010).

- 183 Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2010. Plan de protection du lac Simcoe [en ligne]. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. <http://www.ene.gov.on.ca/publications/6932e01.pdf> (consulté en septembre 2010).
- 184 Environnement Canada. 2002. Accord Canada-Ontario concernant l'écosystème du bassin des Grands Lacs, 2002 [en ligne]. [http://www.on.ec.gc.ca/laws/coa/agreement\\_e.html#agreement](http://www.on.ec.gc.ca/laws/coa/agreement_e.html#agreement) (consulté en septembre 2010).
- 185 Nature Conservancy of Canada. 2005. Conservation blueprint for the Great Lakes [en ligne]. [http://science.natureconservancy.ca/resources/resources\\_w.php?pageNum\\_rsResources=0&Key=great+lakes+conservation+blueprint&totalRows\\_rsResources=28](http://science.natureconservancy.ca/resources/resources_w.php?pageNum_rsResources=0&Key=great+lakes+conservation+blueprint&totalRows_rsResources=28) (consulté en septembre 2010).
- 186 Centre for Environmental Stewardship and Conservation. 2009. The state of stewardship in Canada. Land Stewardship Centre of Canada. Edmonton, AB. 45 p.
- 187 Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2005. Stratégie de la biodiversité de l'Ontario [en ligne]. [http://www.mnr.gov.on.ca/en/Business/Biodiversity/2ColumnSubPage/STEL02\\_166816.html](http://www.mnr.gov.on.ca/en/Business/Biodiversity/2ColumnSubPage/STEL02_166816.html) (consulté en septembre 2010).
- 188 Gardner, J., Sherlock, C. et Hunter, G. 2003. Appreciating the values, needs and potential of the stewardship and conservation sector in Canada: strategic directions for funding and other support. The Leading Edge Stewardship Conference. Recherche commanditée.
- 189 Environnement Canada. 2004. Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. 2<sup>e</sup> éd. Environnement Canada, Service canadien de la faune. Downsview (Ontario).
- 190 Yeates, M. 1975. La grand'rue : de Québec à Windsor. MacMillan Co. of Canada. Ministère d'État aux affaires urbaines. Toronto/Ottawa (Ontario). 470 p.
- 191 Yeates, M. 1985. Les terres dans le corridor urbain Windsor-Québec. Série de l'utilisation des terres au Canada, n° 27. Direction de la politique et de la recherche sur l'utilisation des terres, Direction générale des terres, Environnement Canada. Ottawa (Ontario). 106 p.
- 192 Statistique Canada. 2000. L'activité humaine et l'environnement, 2000. N° 11-509-XPE au catalogue. Statistique Canada. Ottawa (Ontario). 352 p.
- 193 IUCN/OIF. 2010. Atlas. Biodiversité de la Francophonie : richesses et vulnérabilités. Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et Organisation Internationale de la Francophonie (OIF). Bruxelles (Belgique).
- 194 Statistics Canada. 2010. 1951-2006 Census of Population. Statistics Canada. Ottawa, ON.
- 195 Cheng, R. et Lee, P. 2008. Urban sprawl and other major land use conversions in Ontario's greenbelt from 1993 to 2007: a change analysis project using satellite imagery. Global Forest Watch Canada. Edmonton, AB. 31 p.
- 196 Jobin, B., Latendresse, C., Maisonneuve, C., Sebbane, A. et Grenier, M. 2007. Changements de l'occupation du sol dans le sud du Québec pour la période 1993-2001. Série de rapports techniques, n° 483. Environnement Canada, Service canadien de la faune, Région du Québec. Sainte-Foy, QC.
- 197 Friesen, L.E., Eagles, P.F.J. et MacKay, R.J. 1995. Effects of residential development on forest-dwelling neotropical migrant songbirds. *Conservation Biology* 9:1408-1414.

- 198 Hansen, A.J., Knight, R.L., Marzluff, J.M., Powell, S., Brown, K., Gude, P.H. et Jones, K. 2005. Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications* 15:1893-1905.
- 199 Bainard, L.D., Klironomos, J.N. et Gordon, A.M. 2011. The mycorrhizal status and colonization of 26 tree species growing in urban and rural environments. *Mycorrhiza* 21:91-96.
- 200 Wolter, P.T., Johnston, C.A. et Niemi, G.J. 2006. Land use land cover change in the U.S. Great Lakes basin 1992 to 2001. *Journal of Great Lakes Research* 32:607-628.
- 201 Buck, J., Stroble, S. et Tellier, D. 2010. Status and trends in shoreline alteration along the southern Georgian Bay shoreline. Southern Science and Information Section, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON.
- 202 Goforth, R.R. et Carman, S.M. 2009. Multiscale relationships between Great Lakes nearshore fish communities and anthropogenic shoreline factors. *Journal of Great Lakes Research* 35:215-223.
- 203 Reed, J.R. et Pereira, D.L. 2009. Relationships between shoreline development and nest site selection by black crappie and largemouth bass. *North American Journal of Fisheries Management* 29:943-948.
- 204 Trebitz, A.S., Brazner, J.C., Danz, N.P., Pearson, M.S., Peterson, G.S., Tanner, D.K., Taylor, D.L., West, C.W. et Hollenhorst, T.P. 2009. Geographic, anthropogenic, and habitat influences on Great Lakes coastal wetland fish assemblages. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66:1328-1342.
- 205 Arend, K.K. et Bain, M.B. 2008. Fish communities in coastal freshwater ecosystems: the role of the physical and chemical setting. *BMC Ecology* 8:1-23.
- 206 Environnement Canada. 1996. L'état de l'environnement au Canada. Environnement Canada. Ottawa (Ontario).
- 207 Statistique Canada. 1998. Annuaire du Canada, 1999. Statistique Canada. Ottawa (Ontario). 563 p.
- 208 Statistics Canada. 2008. DUPLICATE USE 440493 2006 Census of agriculture. Government of Canada. Ottawa, ON.
- 209 Keddie, P.D. et Wandel, J. 2001. The 'second wave': the expansion of soybeans across southern Ontario, 1951-96. *The Great Lakes Geographer* 8:15-30.
- 210 Dorff, E. 2007. Le soya, la culture « bonne à tout faire » de l'agriculture, gagne du terrain dans tout le Canada. Un coup d'œil sur l'agriculture canadienne. Composante du produit n° 96-325-XIF2007000. Statistique Canada.
- 211 Pan, D., Domon, G., de Blois, S. et Bouchard, A. 1999. Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use changes in the Haut-Saint-Laurent (Quebec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology* 14:35-52.
- 212 Convention sur la diversité biologique. 2009. Que sont les espèces exotiques envahissantes? [en ligne]. Programme des Nations Unies pour l'environnement. <https://www.cbd.int/idb/2009/about/what/> (consulté le 5 novembre 2009).
- 213 Conseil de la biodiversité de l'Ontario. 2010. L'état de la biodiversité de l'Ontario 2010. Conseil de la biodiversité de l'Ontario. Peterborough (Ontario)..

- 214 Agence canadienne d'inspection des aliments. 2008. Plantes exotiques envahissantes au Canada : rapport sommaire. <http://www.agrireseau.qc.ca/argeneral/documents/SIPC%20Report%20-%20Summary%20Report%20-%20French%20Printed%20Version.pdf> (consulté le 3 mars 2009).
- 215 Mills, E.L., Leach, J.H., Carlton, J.T. et Secor, C.L. 1993. Exotic species in the Great Lakes: a history of biotic crises and anthropogenic introductions. *Journal of Great Lakes Research* 19:1-54.
- 216 Great Lakes Aquatic Nonindigenous Species Information System (GLANSIS). 2009. Great Lakes nonindigenous species list [en ligne]. National Oceanic and Atmospheric Administration. [http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/great\\_lakes\\_list.html](http://www.glerl.noaa.gov/res/Programs/glansis/great_lakes_list.html) (consulté le 20 novembre 2009).
- 217 Vander Zanden, M.J., Casselman, J.M. et Rasmussen, J.B. 1999. Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* 401:464-467.
- 218 French III, J.R.P.I. et Jude, D.J. 2001. Diets and diet overlap of nonindigenous gobies and small benthic native fishes co-inhabiting the St. Clair River, Michigan. *Journal of Great Lakes Research* 27:300-311.
- 219 Janssen, J. et Jude, D.J. 2001. Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research* 27:319-328.
- 220 Laxson, C.L., McPhedran, K.N., Makarewicz, J.C., Telesh, I.V. et Macisaac, H.J. 2003. Effects of the non-indigenous cladoceran *Cercopagis pengoi* on the lower food web of Lake Ontario. *Freshwater Biology* 48:2094-2106.
- 221 Vanderploeg, H.A., Nalepa, T.F., Jude, D.J., Mills, E.L., Holeck, K.T., Liebig, J.R., Grigorovich, I.A. et Ojaveer, H. 2002. Dispersal and emerging ecological impacts of Ponto-Caspian species in the Laurentian Great Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:1209-1228.
- 222 Stetterer, S.L.P., Witzel, L.D., Rudstam, L.G., Einhouse, D.W. et Mills, E.L. 2005. Energetic consequences of diet shifts in Lake Erie rainbow smelt (*Osmerus mordax*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:145-152.
- 223 Thompson, D.Q., Stuckey, R.L. et Thompson, E.B. 1987. Spread, impact, and control of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North American wetlands. United States Department of the Interior Fish and Wildlife Service. Washington D.C.
- 224 Blossey, B., Skinner, L.C. et Taylor, J. 2001. Impact and management of purple loosestrife (*Lythrum salicaria*) in North America. *Biodiversity and Conservation* 10:1787-1807.
- 225 Lee, G. 2002. Sensibilisation du milieu politique aux espèces exotiques envahissantes : leçons des interventions canadiennes contre la salicaire. *In* Envahisseurs exotiques des eaux, milieux humides et forêts du Canada. Sous la direction de Claudi, R., Nantel, P. et Muckle-Jeffs, E. Ressources naturelles Canada, Service canadien des forêts. Ottawa (Ontario). p. 253-258.
- 226 Venter, O., Brodeur, N.N., Nemiroff, L., Belland, B., Dolinsek, I.J. et Grant, J.W.A. 2006. Threats to endangered species in Canada. *Bioscience* 56:903-910.
- 227 Rodgers, V., Stinson, K. et Finzi, A. 2008. Ready or not, garlic mustard is moving in: *Alliaria petiolata* as a member of eastern North American forests. *BioScience* 58:426-436.
- 228 Wolfe, B.E. et Klironomos, J.N. 2005. Breaking new ground: soil communities and exotic plant invasion. *BioScience* 55:477-487.

- 229 Reynolds, J.W. 1976. Catalogue et clé d'identification des lombricidés du Québec. *Le naturaliste canadien* 103:21-27.
- 230 Reynolds, J.W. 1977. The earthworms (*Lumbricidae* and *Sparganophilidae*) of Ontario. Royal Ontario Museum. Toronto, ON.
- 231 Bohlen, P.J., Groffman, P.M., Fahey, T.J., Fisk, M.C., Suárez, E., Pelletier, D.M. et Fahey, R.T. 2004. Ecosystem consequences of exotic earthworm invasion of north temperate forests. *Ecosystems* 7:1-12.
- 232 Wironen, M. et Moore, T.R. 2006. Exotic earthworm invasion increases soil carbon and nitrogen in an old-growth forest in southern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 36:845-854.
- 233 Horn, M.A., Mertel, R., Gehre, M., Kastner, M. et Drake, H.L. 2006. In vivo emission of dinitrogen by earthworms via denitrifying bacteria in the gut. *Applied and Environmental Microbiology* 72:1013-1018.
- 234 Ricciardi, A. et Rasmussen, J.B. 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology* 13:1220-1222.
- 235 Schloesser, D.W. et Nalepa, T.F. 1994. Dramatic decline of unionid bivalves in offshore waters of western Lake Erie after infestation by the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51:2234-2242.
- 236 Gillis, P.L. et Mackie, G.L. 1994. Impact of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, on populations of Unionidae (Bivalvia) in Lake St. Clair. *Canadian Journal of Zoology* 72:1260-1271.
- 237 Roper, J.M., Cherry, D.S., Simmers, J.W. et Tatem, H.E. 1996. Bioaccumulation of toxicants in the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, at the Times Beach Confined Disposal Facility, Buffalo, New York. *Environmental Pollution* 94:117-119, 121-129.
- 238 Connelly, N.A., O'Neill, C.R. Jr, Knuth, B.A. et Brown, T.L. 2007. Economic impacts of zebra mussels on drinking water treatment and electric power generation facilities. *Environmental Management* 40:105-112.
- 239 Ontario Federation of Anglers and Hunters. 2009. Invading species watch [en ligne]. Ontario Federation of Anglers and Hunters. <http://invadingspecies.com/Programs.cfm?A=Page&PID=19>
- 240 Stayer, D.L. et Malcom, H.M. 2007. Effects of zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) on native bivalves: the beginning of the end or the end of the beginning? *Journal of the North American Benthological Society* 26:111-122.
- 241 Palmer, J.M. 2007. Biological control of purple loosestrife using galerucella beetles. Mémoire de maîtrise ès sciences. University of Michigan, Natural Resources and Environment. 34 p.
- 242 Davalos, A. 2008. Interactive effects of predation, plant quality and herbivore movement on the success of the purple loosestrife biocontrol program. Thesis (Ph. D.). Cornell University. Ithaca, NY.
- 243 Norman, K., Cappuccino, N. et Forbes, M.R. 2009. Parasitism of a successful weed biological control agent, *Neogalerucella calmahensis*. *The Canadian Entomologist* 141:609-613.
- 244 Dech, J.P. et Nosko, P. 2002. Population establishment, dispersal, and impact of *Galerucella pusilla* and *G. clamariensis*, introduced to control purple loosestrife in central Ontario. *Biological Control* 23:228-236.



- 245 Corrigan, J. 2004. "Ten years after" -- a summary of results for the 2004 tour of release sites from the 1992-1997 *Galerucella spp.* biological control programs in Ontario. Bio-Logical Alternatives Consulting. Toronto, ON. 45 p.
- 246 Haack, R.A., Hérard, F., Sun, J. et Turgeon, J.J. 2010. Managing invasive populations of Asian longhorned beetle and citrus longhorned beetle: a worldwide perspective. *Annual Review of Entomology* 55:521-546.
- 247 Orr, M. 2010. Communication personnelle. Agence canadienne d'inspection des aliments - Ontario. Downsview (Ontario).
- 248 Hites, R.A. 2006. Persistent organic pollutants in the Great Lakes. *In* The Handbook of environmental chemistry. Publication dirigée par Hutzinger, O. Springer. Berlin Heidelberg, Germany.
- 249 Nizzetto, L., Macleod, M., Borga, K., Cabrerinzo, A., Dachs, J., Di Guardo, A., Ghirardello, D., Hansen, K.M., Jarvis, A., Lindroth, A., Ludwig, B., Monteith, D., Perlinger, J.A., Scheringer, M., Schwendenmann, L., Semple, K.T., Wick, L.Y., Zhang, G. et Jones, K.C. 2010. Past, present, and future controls on levels of persistent organic pollutants in the global environment. *Environmental Science and Technology* 44:6526-6531.
- 250 Zhu, L.Y. et Hites, R.A. 2004. Temporal trends and spatial distributions of brominated flame retardants in archived fishes from the Great Lakes. *Environmental Science and Technology* 38:2779-2784.
- 251 Ma, J., Venkatesh, S., Li, Y.F., Cao, Z.H. et Daggupaty, S. 2005. Tracking toxaphene in the North American Great Lakes Basin. *Environmental Science and Technology* 39:8132-8141.
- 252 Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 2009. Le guide de consommation du poisson gibier de l'Ontario, 2009-2010. Ministère de l'Environnement de l'Ontario. Toronto (Ontario).
- 253 Ontario Ministry of Environment. 2009. Ontario Sport Fish Contaminant Monitoring Program database. Données inédites obtenues auprès de S. Bhavsar. Données inédites.
- 254 Environnement Canada. Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999) : Rapport d'évaluation écologique préalable des polybromodiphényléthers (PBDE). Ottawa (Ontario). 34 p.
- 255 Ontario Ministry of Environment. 2008. Pottersburg Creek and Walker Drain: 2008 PCB sampling results. Ontario Ministry of Environment. Toronto, ON.
- 256 Ontario Ministry of Environment. 1999. Surface water monitoring and assessment 1997 Lake Ontario report [en ligne]. <http://www.ene.gov.on.ca/envision/techdocs/3933-1.pdf>
- 257 Ontario Ministry of Environment. 2002. Surface water monitoring and assessment 1998 Lake Erie report. Ontario Ministry of the Environment. Toronto, ON.
- 258 Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2006. Les espèces sauvages 2005 : Situation générale des espèces au Canada [en ligne]. CCCEP. Ottawa (Ontario). <http://www.wildspecies.ca/wildspecies2005/index.cfm?lang=e> (consulté le 1<sup>er</sup> mai 2009).
- 259 Ontario Ministry of Environment. 2004. Green facts bulletin #1: what are algae? [en ligne]. <http://www.ene.gov.on.ca/programs/4661e.htm> (consulté le 27 septembre 2010).
- 260 Higgens, S.N., Howell, E.T., Hecky, R.E., Guilford, S.J. et Smith, R.E. 2005. The wall of green: the status of *Cladophora glomerata* on the northern shores of Lake Erie's eastern basin, 1995-2002. *Journal of Great Lakes Research* 31:547-563.

- 261 Oliver, R.L. et Ganf, G.G. 2000. Chapter 6 - Freshwater blooms. *In* The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. Publication dirigée par Whitton, B.A. et Potts, M. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. pp. 149-194.
262. Turner, M.A., Howell, E.T., Robinson, G.G.C., Brewster, J.F., Sigurdson, L.J. et Findlay, D.L. 1995. Growth characteristics of bloom-forming filamentous green algae in the littoral zone of an experimentally acidified lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52:2251-2263.
- 263 Vanderploeg, H.A., Liebig, J.R., Carmichael, W.W., Agy, M.A., Johengen, T.H., Fahnensteil, G.L. et Nalepa, T.F. 2001. Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic microcystis blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1208-1221.
- 264 Dow, C.S. et Swoboda, U.K. 2000. Chapter 22 - Cyanotoxins. *In* The ecology of cyanobacteria: their diversity and space. Publication dirigée par Whitton, B.A. et Potts, M. Kluwer Academic Publishers. Coventry, UK. pp. 613-632.
- 265 Jöhnk, K.D., Huisman, J., Sharples, J., Sommeijer, B., Visser, P.M. et Strooms, J.M. 2008. Summer heatwaves promote blooms of harmful cyanobacteria. *Global Change Biology* 14:495-512.
- 266 Paerl, H.W. et Huisman, J. 2008. Blooms like it hot. *Science* 320:57-58.
- 267 Winter, J.G., DeSellas, A.M., Fletcher, R., Heintsch, L., Morley, A., Nakamoto, L. et Utsumi, K. 2011. Algal blooms in Ontario, Canada: increases in reports since 1994. *Lake and Reservoir Management* 27:107-114.
- 268 Environnement Canada. 2005. Évaluation scientifique 2004 des dépôts acides au Canada. Environnement Canada, Service météorologique du Canada. Ottawa (Ontario). 479 p.
- 269 Paré, D. 2009. Communication personnelle. Chercheur scientifique, Centre de foresterie des Laurentides, Sainte-Foy, Québec.
- 270 Lavelle, P., Dugdale, R. et Scholes, R. 2005. Chapter 12 – Nutrient cycling. *In* Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment. Publication dirigée par Hassan, R., Scholes, R. et Ash, N. The millennium ecosystem assessment series v. 1. Island Press. Washington, DC.
- 271 Watmough, S.A. 2008. Element mobility and partitioning along a soil acidity gradient in Central Ontario forests, Canada. *Environmental Geochemistry and Health* 30:431-444.
- 272 Bernier, B., Paré, D. et Brazeau, M. 1989. Natural stresses, nutrient imbalances and forest decline in southeastern Quebec. *Water, air and soil pollution* 48:239-250.
- 273 Watmough, S. et Dillon, P. 2003. Do critical load models adequately protect forests: a case study in south-central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 33:1544-1556.
- 274 Fenn, M.E., Huntington, T.G., McLaughlin, S.B., Eagar, C., Gomez, A. et Cook, R.B. 2006. Status of soil acidification in North America. *Journal of Forest Science* 52 (Special issue):3-13.
- 275 Ouimet, R. et Camiré, C. 1995. Foliar deficiencies of sugar maple stands associated with soil cation imbalances in the Quebec Appalachians. *Canadian Journal of Soil Science* 75:169-175.
- 276 Miller, D.E. et Watmough, S.A. 2009. Soil acidification and foliar nutrient status of Ontario's deciduous forest in 1986 and 2005. *Environmental Pollution* 157:664-672.

- 277 Duchesne, L., Ouimet, R., Moore, J.-D. et Paquin, R. 2005. Changes in structure and composition of maple-beech stands following sugar maple decline in Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* 208:223-236.
- 278 Chagnon, M., Paré, D., Hébert, C. et Camiré, C. 2001. Effects of experimental liming on Collembolan communities and soil microbial biomass in a Southern Quebec sugar maple (*Acer saccharum* Marsh.) stand. *Applied Soil Ecology* 17:81-90.
- 279 Coughlan, A.P., Dalpé, Y., Lapointe, L. et Piché, Y. 2000. Soil pH-induced changes in root colonization, diversity, and reproduction of symbiotic arbuscular mycorrhizal fungi from healthy and declining maple forests. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1543-1554.
- 280 King, D.A. 2004. Climate change science: adapt, mitigate or ignore? *Science* 3003:176-177.
- 281 Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. World Resources Institute. Washington, DC.
- 282 Zhang, X., Brown, R., Vincent, L., Skinner, W., Feng, Y. et Mekis, E. 2011. Tendances climatiques au Canada, 1950-2007. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 5. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). iv + 22 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 283 Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). 2007. Question fréquente 11.1 : Est-ce que les changements climatiques projetés varient d'une région à l'autre? [en ligne]. GIEC. [http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/ar4/wg1/fr/faq-11-1.html](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/fr/faq-11-1.html) (consulté le 27 juin 2011).
- 284 Marra, P.P., Francis, C.M., Mulvihill, R.S. et Moore, F.R. 2005. The influence of climate on the timing and rate of spring bird migration. *Oecologia* 142:307-315.
- 285 Van Buskirk, J., Mulvihill, R.S. et Leberman, R.C. 2009. Variable shifts in spring and autumn migration phenology in North American songbirds associated with climate change. *Global Change Biology* 15:760-771.
- 286 Dunn, P.O. et Winkler, D.W. 1999. Climate change has affected the breeding date of tree swallows throughout North America. *Proceedings of the Royal Society – B Biological Sciences*: 266:2487-2490.
- 287 U.S. EPA. 2011. *Ecoregions of North America* [en ligne]. U.S. Environmental Protection Agency. [http://www.epa.gov/wed/pages/ecoregions/na\\_eco.htm](http://www.epa.gov/wed/pages/ecoregions/na_eco.htm) (consulté le 27 juin 2011).
- 288 Humphries, M.M., Umbanhowar, J. et McCann, K.S. 2004. Bioenergetic prediction of climate change impacts on northern mammals. *Integrated Comparative Biology* 44:152-162.
- 289 Brocke, H.R. 1970. The winter ecology and bioenergetics of the opossum, *Didelphis marsupialis*, as distributional factors in Michigan. Thèse de doctorat (Ph.D.). Michigan State University. Lansing, MI.
- 290 Humphries, M.M., Thomas, D.W. et Speakman, J.R. 2002. Climate-mediated energetic constraints on the distribution of hibernating mammals. *Nature* 418:313-316.
- 291 Bowman, J., Holloway, G.L., Malcolm, J.R., Middel, K.R. et Wilson, P.J. 2005. Northern range boundary dynamics of southern flying squirrels: evidence of an energetic bottleneck. *Canadian Journal of Zoology* 83:1486-1494.
- 292 Carr, D., Bowman, J. et Wilson, P.J. 2007. Density-dependent dispersal suggests a genetic measure of habitat suitability. *Oikos* 116:629-635.

- 293 Jackson, D.A. et Mandrak, N.E. 2002. Changing fish biodiversity: predicting the loss of cyprinid biodiversity due to global climate change. *American Fisheries Society Symposium* 32:89-98.
- 294 Hasnain, S.S., Minns, C.K. et Shutter, B.J. 2010. Key ecological temperature metrics for Canadian freshwater fishes. *Climate Change Research Report, CCRR-17*. Applied Research and Development Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. 44 p.
- 295 Minns, C.K., Shutter, B.J. et McDermid, J.L. 2009. Regional projections of climate change effects on Ontario lake trout (*Salvelinus namaycush*) populations. *Climate Change Research Report, CCRR-14*. Applied Research and Development Branch, Ontario Ministry of Natural Resources. 10 p.
- 296 Chu, C., Jones, N.E., Mandrak, N.E., Piggott, A.R. et Minns, C.K. 2008. The influence of air temperature, groundwater discharge, and climate change on the thermal diversity of stream fishes in southern Ontario watersheds. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:297-308.
- 297 Chu, C., Mandrak, N.E. et Minns, C.K. 2005. Potential impacts of climate change on the distributions of several common and rare freshwater fishes in Canada. *Diversity and Distribution* 11:299-310.
- 298 Sharma, S., Jackson, D.A. et Minns, C.K. 2009. Quantifying the potential effects of climate change and the invasion of smallmouth bass on native lake trout populations across Canadian lakes. *Ecography* 32:517-525.
- 299 Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Wu, S. et Palutikof, J. 2008. Le changement climatique et l'eau. Document technique VI du GIEC (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat). Secrétariat du GIEC. Genève, Suisse. 236 p.
- 300 Boland, G.J., Melzer, M.S., Hopkin, A., Higgins, V. et Nassuth, A. 2004. Climate change and plant diseases in Ontario. *Canadian Journal of Plant Pathology* 26:335-350.
- 301 Dukes, J.S., Pontius, J., Orwig, D., Garnas, J.R., Rodgers, V.L., Brazee, N., Cooke, B., Theoharides, K.A., Strange, E.E., Harrington, R., Ehrenfeld, J., Gurevitch, J., Lerdau, M., Stinson, K., Wick, R. et Ayres, M. 2009. Response of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: what can we predict? *Canadian Journal of Forest Research* 39:231-248.
- 302 Brownstein, J., Holdford, T. et Fish, D. 2005. Effect of climate change on lyme disease risk in North America. *EcoHealth* 2:38-46.
- 303 Greer, A., Ng, V. et Fisman, D. 2008. Climate change and infectious diseases in North America: the road ahead. *Canadian Medical Association Journal* 178:715-722.
- 304 McKenney, D.W., Pedlar, J.H., Lawrence, K., Gray, P.A., Colombo, S.J. et Crins, W.J. 2010. Current and projected future climate conditions for ecoregions and selected natural heritage areas in Ontario. *Climate change research report, CCRR-16*. Ontario Ministry of Natural Resources. Sault Ste. Marie, ON. 42 p.
- 305 Varrin, R., Bowman, J. et Gray, P.A. 2007. The known and potential effects of climate change on biodiversity in Ontario's terrestrial ecosystems: case studies and recommendations for adaptation. *Climate Change Research Report, CCRR-09*. Ontario Ministry of Natural Resources, Applied Research and development Branch. Sault Ste. Marie, ON.
- 306 Hamann, A. et Wang, T. 2006. Potential effects of climate change on ecosystem and tree species distribution in British Columbia. *Ecology* 87:2773-2786.

- 307 Malcolm, J., Kramm, D., Puric-Mladenovic, D. et Shi, H. 2009. Projected tree distributions in the Credit Valley Conservation Authority under global warming. Faculty of Forestry, University of Toronto. 28 p. Données inédites.
- 308 Malcolm, J., Puric-Mladenovic, D. et Shi, J. 2004. Adaptive responses to climate change-induced tree migration in Ontario. Faculty of Forestry, University of Toronto. 61 p.
- 309 Travis, J.M.J. 2003. Climate change and habitat destruction: a deadly anthropogenic cocktail. *Proceedings of the Royal Society - B: Biological Sciences* 266:2487-2490.
310. Inkley, D.B., Anderson, M.G., Blaustein, A.R., Burkett, V.R., Felzer, B., Griffith, B., Price, J. et Root, T.L. 2004. Global climate change and wildlife in North America. Technical Review 04-2. The Wildlife Society. Bethesda, MD.
311. Opdam, P. et Wascher, D. 2004. Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation* 117:285-297.
- 312 Colombo, S.J. 2008. Ontario's Forests and forestry in a changing climate. Climate Change Research Report, CCRR-12. Ministry of Natural Resources. Sault Ste. Marie, Ontario. 22 p.
- 313 Sutherland, W.J., Adams, W.M., Aronson, R.B., Aveling, R., Blackburn, T.M., Broad, S., Ceballos, G., Côté, I.M., Cowling, R.M., Da Fonseca, G.A.B., Dinerstein, E., Ferraro, P.J., Fleishman, E., Gascon, C., Hunter Jr., M., [...] Osborn, D., Pai, M., Parsons, E.C.M., Peck, L.S., Possingham, H., Prior, S.V., Pullin, A.S., Rands, M.R.W., Ranganathan, J., Redford, K.H., Rodriguez, J.P., Seymour, F., Sobel, J., Sodhi, N.S., Stott, A., Vance-Borland, K. et Watkinson, A.R. 2009. One hundred questions of importance to the conservation of global biological diversity. *Conservation Biology* 23:557-567.
- 314 Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Stuart III Chapin, F., Lambin, E., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. et Foley, J. 2009. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society* 14:32.
- 315 Neave, E., Baldwin, D. et Neilson, C. 2008. Tiers 2 and 3 standards - habitat-based biodiversity standards decision support process and results of the eastern Ontario pilot project. National Agri-Environmental Standards Initiative Technical Series No 4-14. Gatineau, QC. 856 p.
- 316 Canadian Urban Institute. 2006. Nature count\$: valuing southern Ontario's natural heritage. Prepared for the Natural Spaces Leadership Alliance and the Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, ON. 45 p.
- 317 Hogg, S.E., Ball, H. et Dunlop, W.I. 2009. Survey of recreational fishing in Canada, 2005: selected results for the fisheries of the Ontario portions of the Mixed Wood Plains, Boreal Shield and Hudson Plains Ecozones. Ontario Ministry of Natural Resources, Fish and Wildlife Branch. Peterborough, ON. 24 p.
- 318 Ontario Parks. 2006. The economic impact of Ontario parks: a summary report for fiscal 2005/2006. Rapport inédit.
- 319 Troy, A. et Bagstad, K. 2009. Estimation of ecosystem service values for southern Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources. Ottawa, ON. 35 p.
- 320 Olewiler, N. 2004. CHANGE TO 17068 The value of natural capital in settled areas of Canada. Ducks Unlimited Canada and the Nature Conservancy of Canada. Stonewall (Manitoba)/Toronto (Ontario). 36 p.

- 321 Wilson, S.J. 2008. Ontario's wealth, Canada's future: appreciating the value of the greenbelt's eco-services. David Suzuki Foundation. Vancouver, BC. 70 p.
- 322 Wilson, S.J. 2008. Lake Simcoe basin's natural capital: the value of the watershed's ecosystem services. Friends of the Greenbelt Foundation. Toronto, ON.
- 323 Smith, W., Lee, P., Hanneman, M., Gysbers, J. et Cheng, R. 2010. Atlas of Canada's intact forest landscapes. 10th Anniversary Publication #1. Global Forest Watch Canada. Edmonton, AL. 70 p.
- 324 Kilgour, B.W. et Barton, D.R. 1999. Associations between stream fish and benthos across environmental gradients in southern Ontario, Canada. *Freshwater Biology* 41:553-566.
- 325 Eigenbrod, R., Hecnar, S.J. et Fahrig, L. 2009. Quantifying the road effect zone: threshold effects of a motorway on anuran populations in Ontario, Canada. *Ecology and Society* 14:24.
- 326 Forman, R.T.T. et Alexander, L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29:207-231.
- 327 Trombulak, S.C. et Frissell, C.A. 2000. Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation Biology* 14:18-30.
- 328 Coffin, A.W. 2007. From roadkill to road ecology: a review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396-406.
- 329 Fenech, A., Taylor, B., Hansell, R. et Whitelaw, G. 2000. Major road changes in southern Ontario 1935-1995: implications for protected areas [en ligne]. University of Toronto, Integrated Mapping Assessment Project. [http://www.utoronto.ca/imap/papers/road\\_changes.htm](http://www.utoronto.ca/imap/papers/road_changes.htm) (consulté le 27 juin 2011).
- 330 Ontario Ministry of Natural Resources. 2009. Landscape fragmentation analysis, data inputs and assumptions report for the ecosystem status and trends report for the Mixedwood Plains.
- 331 Jaeger, J.A.G., Bowman, J., Brennan, J., Fahrig, L., Bert, D., Bouchard, J., Charbonneau, N., Frank, K., Gruber, B. et von Toschanowitz, K.T. 2005. Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling* 185:329-348.
- 332 Forman, R.T.T. et Deblinger, R.D. 2000. The ecological road-effect zone of a Massachusetts (U.S.A.) suburban highway. *Conservation Biology* 14:36-46.
- 333 Watkins, R.Z., Chen, J., Pickens, J. et Brosnoks, K.D. 2003. Effects of forest roads on understory plants in a managed hardwood landscape. *Conservation Biology* 17:411-419.
- 334 Cote, D., Kehler, D., Bourne, C. et Wiersma, Y.F. 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24:101-113.
- 335 Pratt, T.C., O'Connor, L.M., Hallett, A.G., McLaughlin, R.L., Katopodis, C., Hayes, D.B. et Bergstedt, R.A. 2009. Balancing aquatic habitat fragmentation and control of invasive species: enhancing selective fish passage at sea lamprey control barriers. *Transactions of the American Fisheries Society* 138:652-665.
- 336 Dodd, H.R., Hayes, D.B., Baylis, J.R., Carl, L.M., Golstein, J.D., McLaughlin, R.L., Noakes, D.L.G., Porto, L.M. et Jones, M.L. 2003. Low-head sea lamprey barrier effects on stream habitat and fish communities in the Great Lakes basin. *Journal of Great Lakes Research* 29:386-402.
- 337 Jones, M.L. et Stockwell, J.D. 1995. A rapid assessment procedure for the enumeration of salmonine populations in streams. *North American Journal of Fisheries Management* 15:551-562.

- 338 Stanfield, L., Gibson, S. et Borwick, J. 2006. Using a landscape approach to identify the distribution and density patterns of salmonids in Lake Ontario tributaries. *In* Landscape influences on stream habitats and biological assemblages : proceedings of the Symposium on Influences on Stream Habitat and Biological Communities held in Madison, Wisconsin, USA, 25-28 August 2004. Publication dirigée par Huges, R.M., Wang, L. et Seelback, P.W. American Fisheries Society. Bethesda, MD. 48:601-621.
- 339 Ontario Ministry of Natural Resources. 2010. The effect of fragmentation on dendritic systems. Interim project results. Publication dirigée par Stanfield, L. et Aquatic Specialists. Southern Science and Information, Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, ON.
- 340 Javorek, S.K. et Grant, M.C. 2011. Tendances de la capacité d'habitat faunique des terres agricoles du Canada, de 1986 à 2006. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 14. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). vi + 51 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 341 Kerr, J.T. et Cihlar, J. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications* 14:743-753.
- 342 Jobin, B., DesGranges, J.-L. et Boutin, C. 1996. Population trends in selected species of farmland birds in relation to recent developments in agriculture in the St. Lawrence Valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 57:103-116.
- 343 Downes, C., Blancher, P. et Collins, B. 2011. Tendances relatives aux oiseaux terrestres au Canada de 1968 à 2006. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 12. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). xi + 118 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 344 McCracken, J.D. 2005. Where the bobolinks roam: the plight of North America's grassland birds. *Biodiversity* 6:20-29.
- 345 Arnett, E.B., Inkley, D.B., Johnson, D.H., Larkin, S., Manes, S., Manville, A.M., Mason, R., Morrison, M., Strickland, M.D. et Thresher, R. 2007. Impacts of wind energy facilities on wildlife and wildlife habitat. Technical review 07-2. The Wildlife Society. Bethesda, MD, USA.
- 346 CanWEA. 2010. The wind energy industry: the business of wind [en ligne]. Canadian Wind Energy Association. [http://www.canwea.ca/images/uploads/File/NRCan\\_-\\_Fact\\_Sheets/9\\_industry.pdf](http://www.canwea.ca/images/uploads/File/NRCan_-_Fact_Sheets/9_industry.pdf) (consulté le 22 mars 2010).
- 347 Blancher, P.J., Phoenix, R.D., Badzinski, D.S., Cadman, M.D., Crewe, T.L., Downes, C.M., Fillman, D., Francis, C.M., Hughes, J., Hussell, D.J.T., Lepage, D., McCracken, J.D., McNicol, D.K., Pond, B.A., Ross, R.K., Russells, R., Venier, L.A. et Weeber, R.C. 2009. Population trend status of Ontario's forest birds. *The Forestry Chronicle* 85:184-201.
- 348 Nebel, S., Mills, A.M., McCracken, J.D. et Taylor, P.D. 2010. Declines of aerial insectivores in North America follow a geographic gradient. *Avian Conservation and Ecology/Écologie et conservation des oiseaux* 5:1-14.
- 349 Redhead, S.A. 1996. Assessment of species diversity in the Mixedwood Plains ecozone. Agarics, boletes and chanterelles. [en ligne]. <http://www.naturewatch.ca/Mixedwood/fungi/page5.html> (consulté le 3 novembre 2009).
- 350 Dunn, E.H. 2002. Using decline in bird populations to identify needs for conservation action. *Conservation Biology* 16:1632-1637.

- 351 Metcalfe-Smith, J., MacKenzie, A., Carmichael, I. et McGoldrick, D. 2005. Photo field guide to the freshwater mussels of Ontario. St. Thomas Field Naturalist Club Inc. St. Thomas, ON. 60 p.
- 352 Zannatta, D.T. et Murphy, R.W. 2006. Evolution of active host-attraction strategies in the freshwater mussel tribe *Lampsilini* (*Bivalvia:Unionidae*). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 41:195-208.
- 353 Martel, A. et Lauzon-Guay, J. 2005. Distribution and density of glochidia of the freshwater mussel *Anodonta kennerlyi* on fish hosts in lakes of the temperate rain forest of Vancouver Island. *Canadian Journal of Zoology* 83:419-431.
- 132 Metcalfe-Smith, J.L., Staton, S.K., Mackie, G.L. et Lane, N.M. 1998. Changes in the biodiversity of freshwater mussels in the Canadian waters of the lower Great Lakes drainage basin over the past 140 years. *Journal of Great Lakes Research* 24:845-858.
- 354 Morris, T.J. et Burrige, M. 2006. Programme de rétablissement de la dysnomie ventrue jaune, l'épioblasme tricorne, le pleurobème écarlate, la mulette du Necturus et la villeuse haricot au Canada. *Loi sur les espèces en péril. Série de programmes de rétablissement. Pêches et Océans Canada. Ottawa (Ontario). viii + 76 p.*
- 355 McGoldrick, D., Metcalfe-Smith, J., Arts, M., Schloesser, D., Newton, T., Mackie, G., Monroe, E., Biderhofer, J. et Johnson, K. 2009. Characteristics of a refuge for native freshwater mussels (*Bivalvia: Unionidae*) in Lake St. Clair. *Journal of Great Lakes Research* 35:137-146.
- 356 Paquet, A., Picard, I., Caron, F. et Roux, S. 2005. Les mulettes au Québec. *Le naturaliste canadien* 129:78-85.
- 357 Austen, M.J.W., Francis, C.M., Burke, D.M. et Bradstreet, M.S.W. 2001. Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario. *The Condor* 103:701-714.
- 358 Vincent, K.E. 2005. Investigating the causes of the decline of the urban house sparrow *Passer domesticus* population in Britain. Thèse de doctorat. De Montfort University. Leicester, UK.
- 359 Gratto-Trevor, C., Morrison, R.I.G., Collins, B., Rausch, J., Drever, M. et Johnston, V. 2011. Tendances relatives aux oiseaux de rivage canadiens. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 13. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). iv + 33 p.
- 360 Weseloh, D.V.C. 2011. Tendances relatives aux oiseaux aquatiques coloniaux de l'arrière-pays et aux oiseaux de marais au Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 18. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). iv + 40 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.
- 361 BDJV. 2010. Black Duck Joint Venture 2009 annual report. North American Waterfowl Management Plan. 13 p. Publication inédite.
- 362 Lepage, C. et Bordage, D. 2003. Le canard noir. Service canadien de la faune, Région du Québec, Environnement Canada. Québec (Québec).
- 363 Fast, M., Collins, B. et Gendron, M. 2011. Tendances des populations reproductrices de sauvagine au Canada. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010, Rapport technique thématique n° 8. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa (Ontario). vi + 42 p. <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=137E1147-0>.



- 364 Service canadien de la faune. Comité de la sauvagine. 2009. Situation des populations d'oiseaux migrateurs considérés comme gibier au Canada (et réglementation proposée concernant les espèces surabondantes), 2009. Rapport du SCF sur la réglementation concernant les oiseaux migrateurs, n° 28. Environnement Canada, Service canadien de la faune. Ottawa (Ontario). 106 p.
- 365 EHJV. 2007. Ontario Eastern Habitat Joint Venture five-year implementation plan 2006-2010. Ontario Eastern Habitat Joint Venture. Ottawa, ON. 94 p.
- 366 Maisonneuve, C., Bélanger, L., Bordage, D., Jobin, B., Grenier, M., Beaulieu, J., Gabor, S. et Filion, B. 2006. American black duck and mallard breeding distribution and habitat relationships along a forest-agriculture gradient in southern Québec. *The Journal of Wildlife Management* 70:450-459.
- 367 Petrie, M.J., Drobney, R.D. et Sears, D.T. 2000. Mallard and black duck breeding parameters in New Brunswick: a test of the reproductive rate hypothesis. *The Journal of Wildlife Management* 64:832-838.
- 368 Zimmerling, J.R. 2007. Canard colvert. In Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario, 2001-2005. Publication dirigée par Cadman, M.D., Sutherland, D.A., Beck, G.G., Lepage, D. et Couturier, A.R. Environnement Canada, Études d'oiseaux Canada, le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Ontario field ornithologists, et Ontario Nature. Toronto (Ontario). p. 78-79.
- 369 Longcore, J.R., McAuley, D.G., Hepp, G.R. et Rhymer, J.M. 2000. American black duck (*Anas rubripes*). In The birds of North America online. Publication dirigée par Poole, A. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY. <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/481>.
- 370 Crossman, E.J. et Holm, E. 1996. Freshwater fishes. In Assessment of species diversity in the Mixedwood Plains ecozone. Edition 60. Publication dirigée par Smith, I.M. Agriculture Canada. Burlington, ON. pp. 624-634.
- 371 Williams, J.E., Johnson, J.E., Hendrickson, D.A., Contreras-Baldera, S., Williams, J.D., Navarro-Mendoza, M., McAllister, D.E. et Deacon, J.E. Fishes of North America endangered, threatened, or of special concern: 1989. *Fisheries* 14:2-20.
- 372 Jelks, H.L., Walsh, S.J., Burkhead, N.M., Contreras-Balderas, S., Díaz-Pardo, E., Hendrickson, D.A., Lyons, J., Mandrak, N.E., McCormick, F., Nelson, J.S., Platania, S.P., Porter, B.A., Renaud, C.B., Schmitter-Soto, J.J., Taylor, E.B. et Warren, Jr., M.L. 2008. Conservation status of imperiled North American freshwater and diadromous fishes. *Fisheries* 33:372-407.
- 373 Amtstaetter, F. 2003. A fish species list for Lake Simcoe. Lake Simcoe F.A.U. Update No. 2003-4. Ontario Ministry of Natural Resources. 2 p.
- 374 COSEPAC. 2007. Recherche d'espèce sauvage : méné long (*Clinostomus elongatus*) [en ligne]. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. [http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct1/searchdetail\\_f.cfm?id=110&StartRow=1&boxStatus=All&boxTaxonomic=All&location=All&change=All&board=All&commonName=méné long&scienceName=&returnFlag=0&Page=1](http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct1/searchdetail_f.cfm?id=110&StartRow=1&boxStatus=All&boxTaxonomic=All&location=All&change=All&board=All&commonName=méné long&scienceName=&returnFlag=0&Page=1).
- 375 Équipe de rétablissement du chevalier cuivré. 2004. Plan de rétablissement pour la survie du chevalier cuivré (*Moxostoma hubbsi*) 2004-2008. Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction du développement de la faune. Québec (Québec). 77 p.
- 376 Grixti, J.C., Wong, L.T., Cameron, S.A. et Favret, C. 2009. Decline of bumble bees (*Bombus*) in the North American Midwest. *Biological Conservation* 142:75-84.

- 377 Colla, S.R. et Packer, L. 2008. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (*hymenoptera: Apidae*), with special focus on *bombus affinis cresson*. *Biodiversity and Conservation* 17:1379-1391.
- 378 Williams, P., Colla, S. et Xie, Z. 2009. Bumblebee vulnerability: common correlates of winners and losers across three continents. *Conservation Biology* 23:931-940.
- 379 Badzinski, D.S., Archer, R.W., Timmermans, S.T.A., Harrison, K.E. et Jones, K.E. 2008. Évaluation des tendances des populations de grenouilles et de crapauds en Ontario à partir de données de surveillance scientifique recueillies par des citoyens. Bureau de coordination du Réseau d'évaluation et de surveillance écologiques, Environnement Canada. Ottawa (Ontario).
- 380 Garant, M.-P. 2004. Analyse des données du programme de suivi des routes d'écoute d'anoures. Essai pour l'obtention du grade de maître ès sciences. Mémoire de maîtrise ès sciences. Département de mathématiques et de statistique. Faculté des sciences et de génie. Université Laval. 99 p.
- 381 Angers, V.A., Bouthillier, L., Gendron, A.D. et Montpetit, T. 2007. Plan de conservation de la rainette faux-grillon en Montérégie. Présenté à la Ville de Longueuil, Arrondissement Le Vieux-Longueuil. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil, et l'Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec. 38 p.
- 382 Agence Parcs Canada. 2008. Ébauche – Programme de rétablissement du massasauga (*Sistrurus catenatus*) au Canada. *Loi sur les espèces en péril*. Série de programmes de rétablissement. Agence Parcs Canada. Ottawa (Ontario). x + 38 p.
- 383 Scheuler, F.W. 2001. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la couleuvre à nez plat (*Heterodon platirhinos*) au Canada, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la couleuvre à nez plat (*Heterodon platirhinos*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ontario). p. 1-23.
- 384 Cameron, M. et Brooks, R.J. 2002. Maitland River Valley wood turtle populations analysis. Report to the Ministry of Natural Resources. 45 p.
- 385 Wilson, R.J. et Rouse, J.D. 2002. Rapport de situation du COSEPAC sur la couleuvre agile bleue (*Coluber constrictor foxii*) au Canada – Mise à jour, in Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur la couleuvre agile bleue (*Coluber constrictor foxii*) au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa (Ontario). p. 1-20.
- 386 Houlahan, J.E. et Findlay, C.S. 2003. The effects of adjacent land use on wetland amphibian species richness and community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60:1078-1094.
- 387 Crowley, J.F. 2006. Are Ontario reptiles on the road to extinction? Anthropogenic disturbance and reptile distributions within Ontario. Mémoire de maîtrise ès sciences. Department of Zoology, University of Guelph. Guelph (Ontario). 67 p.
- 388 Eigenbrod, F., Hecnar, S.J. et Fahrig, L. 2008. The relative effects of road traffic and forest cover on anuran populations. *Biological Conservation* 141:35-46.
- 389 Daigle, C. et Jutras, J. 2005. Quantitative evidence of decline in a southern Québec wood turtle (*Glyptemys insculpta*) population. *Journal of Herpetology* 39:130-132.
- 390 Steen, D.A. et Gibbs, J.P. 2004. Effects of roads on the structure of freshwater turtle populations. *Conservation Biology* 18:1143-1148.

- 391 Desroches, J.-F. et Picard, I. 2007. Évaluation de l'incidence des routes sur les populations de tortues en Outaouais, au Québec. Ministère des transports du Québec. 135 p.
- 392 Relyea, R.A. 2005. The lethal impact of Roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications* 15:1118-1124.
- 393 de Solla, S.R. et Fernie, K.J. 2004. Characterization of contaminants in snapping turtles (*Chelydra serpentina*) from Canadian Lake Erie areas of concern: St. Clair River, Detroit River, and Wheatley Harbour. *Environmental Pollution* 132:101-112.
- 394 Ouellet, M., Mikaelian, I., Pauli, B.D., Rodrigue, J. et Green, D.M. 2005. Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations. *Conservation Biology* 19:1431-1440.
- 395 Begon, M., Harper, J.L. et Townsend, C.R. 1990. *Ecology: individuals, populations and communities*. Edition Second. Blackwell Scientific Publications. Boston (Massachusetts). 945 p.
- 396 Clark, D.A., Brown, S., Kicklighter, D.W., Chambers, J.Q., Thomlinson, J.R. et Ni, J. 2001. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. *Ecological Applications* 11:356-370.
- 397 Liu, J., Chen, J.M., Cihlar, J. et Chen, W. 2002. Net primary productivity mapped for Canada at 1-km resolution. *Global Ecology and Biogeography* 11:115-129.
- 398 Hicke, J.A., Asner, G.P., Randerson, J.T., Tucker, C., Los, S., Birdsey, R., Jenkins, J.C. et Field, C. 2002. Trends in North American net primary productivity derived from satellite observations, 1982-1998. *Global Biogeochemical Cycles* 16:2.1-2.15.
- 399 Moore, T.R., Bubier, J.L., Forlking, S.E., Lafleur, P.M. et Roulet, N.T. 2002. Plant biomass and production and CO<sub>2</sub> exchange in an ombrotrophic bog. *Journal of Ecology* 90:25-36.
- 400 Clark, J.S. et Royall, P.D. 1995. Transformation of a northern hardwood forest by aboriginal (Iroquois) fire: charcoal evidence from Crawford Lake, Ontario, Canada. *The Holocene* 5:1-9.
- 401 Russell, E.W.B. 1983. Indian-set fires in the forests of the northeastern United States. *Ecology* 64:78-88.
- 402 Drever, M.C. 2006. Spatial synchrony of prairie ducks: roles of wetland abundance, distance, and agricultural cover. *Oecologia* 147:725-733.
- 403 Drever, C.R., Drever, M.C., Messier, C., Bergeron, Y. et Flannigan, M. 2008. Fire and the relative roles of weather, climate and landscape characteristics in the Great Lakes –St. Lawrence forest of Canada. *Journal of Vegetation Science* 19:57-66.
- 404 Schulte, L.A. et Mladenoff, D.J. 2005. Severe wind and fire regimes in northern forests: historical variability at the regional scale. *Ecology* 86:431-445.
- 405 Van Sleenwen, M. 2006. *Natural fire regimes in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources. Toronto, ON. 143 p.
- 406 Heaman, D. 2008. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. Communication personnelle.
- 407 Kembell, K., Wang, G.G. et Dang Q.L. 2005. Response of understory plant community of boreal mixedwood stands to fire, logging, and spruce budworm outbreak. *Canadian Journal of Botany* 83:1550-1560.

- 408 Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J.W. et Paré, D. 2000. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec: a wildfire versus logging comparison. *Canadian Journal of Forest Research* 30:1353-1364.
- 409 McRae, D.J., Duchesne, L.C., Freedman, B., Lynham, T.J. et Woodley, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews* 9:223-260.
- 410 Brown, A.A. et Davis, K.P. 1973. *Forest fire: control and use*. 2<sup>nd</sup> ed. McGraw Hill. New York, NY. 686 p.
- 411 Aldrich, S.R., Lafon, C.W., Grissino-Mayer, H.D., Georgina, G., DeWeese, G.G. et Hoss, J.A. 2010. Three centuries of fire in montane pine-oak stands on a temperate forest landscape. *Applied Vegetation Science* 13:36-46.
- 412 McRae, D.J., Lynham, T.J. et Frech, R.J. 1994. Understory prescribed burning in red pine and white pine. *The Forestry Chronicle* 70:395-401.
- 413 Reich, P.B., Abrams, M.D., Ellsworth, D.S., Krugger, E.L. et Tabone, T.J. 1990. Fire affects ecophysiology and community dynamics of central Wisconsin oak forest regeneration. *Ecology* 71:2179-2190.
- 414 Dey, D.C. et Guyette, R.P. 2000. Anthropogenic fire history and red oak forests in south-central Ontario. *The Forestry Chronicle* 76:339-347.
- 415 Ontario Ministry of Natural Resources. 2008. State of Protected Areas 2001-2005: natural disturbance regimes. Indicator Report for Technical Report No. 4 Ecological Integrity. Ontario Ministry of Natural Resources.
- 416 Morin, H. 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 24:730-741.
- 417 Morin, H., Jardon, Y. et Gagnon, R. 2007. Chapter 17 – Relationship between spruce budworm outbreaks and forest dynamics in eastern North America. *In Plant disturbance ecology: The process and the response*. Publication dirigée par Johnson, E.A. et Miyanishi, K. Academic Press. New York, NY. pp. 555-577.
- 418 Parent, D. et Fortin, C. 2003. Ressources et industries forestières : portrait statistique, 2002. Ministère des Ressources naturelles, de la faune et des parcs, Direction du développement de l'industrie des produits forestiers. Québec (Québec). 64 p.
- 419 Boulet, B., Chabot, M., Dorais, L., Dupont, A. et Gagnon, R. 1996. Entomologie forestière. *In Manuel de foresterie*. Publication dirigée par l'Ordre des ingénieurs forestiers du Québec et les Presses de l'Université Laval. Sainte-Foy (Québec). p. 1008-1043.
- 420 Canham, C.D. et Loucks, O.L. 1984. Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin. *Ecology* 65:803-809.
- 421 King, P.W.S., Leduc, M.J., Sills, D.M.L., Donaldson, N.R., Hudak, D.R., Joe, P. et Murphy, B.P. 2003. Lake breezes in southern Ontario and their relation to tornado climatology. *Weather and Forecasting* 18:795-807.
- 422 Newark, M.J. 1983. Tornades au Canada entre 1950 et 1979. Environnement Canada, Service de l'environnement atmosphérique. Downsview (Ontario). 89 p..
- 423 Newark, M.J. 1984. Canadian tornadoes, 1950-1979. *Atmosphere-Ocean* 22:343-353.

- 424 Canham, C.D., Papaik, M.J. et Latty, E.F. 2001. Interspecific variation in susceptibility to windthrow as a function of tree size and storm severity for northern temperate tree species. *Canadian Journal of Forestry Research* 31:1-10.
- 425 GIEC. 2007. Résumé à l'intention des décideurs. *In* Changements climatiques 2007 : les éléments scientifiques. Contribution du Groupe de travail I au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC). Cambridge University Presse. Cambridge (Royaume-Uni), New York (New York). 18 p.
- 426 Noland, T.L., McVey, G. et Chapeskie, D. 2006. Ice storm and fertilization effects on root starch, sap productivity and sweetness, diameter growth, and tap hole closure in sugar maple stands of eastern Ontario. *Forest Research Note No. 68*. Ontario Forest Research Institute. Sault Ste. Marie, ON. 6 p.
- 427 Ryall, K.L. et Fahrig, L. 2006. Response of predators to loss and fragmentation of prey habitat: a review of theory. *Ecology* 87:1086-1093.
- 428 Swihart, R.K., Feng, Z., Slade, N.A., Mason, D.M. et Gehring, T.M. 2001. Effects of habitat destruction and resource supplementation in a predator-prey metapopulation model. *Journal of Theoretical Biology* 210:287-303.
- 429 Smith, A. et Smith, D. 1996. Mammals. *In* Assessment of species diversity in the Mixedwood Plains Ecozone. Nature Watch Canada. Available at <http://www.naturewatch.ca/MixedWood/mammal/intro.htm>.
- 430 Wheeldon, T., Patterson, B. et White, B. 2010. Colonization history and ancestry of northeastern coyotes. *Biology Letters* 6:246-247.
- 431 Gompper, M.E. 2002. The ecology of northeast coyotes: current knowledge and priorities for future research. WCS Working Paper No. 17. Wildlife Conservation Society. Bronx, NY. 49 p.
- 432 Ontario Ministry of Natural Resources. 2004. Strategy for preventing and managing human-deer conflicts in southern Ontario. Queen's Printer for Ontario. Toronto, ON. 20 p.
- 433 Bazely, D. 2010. White-tailed deer induced changes in the germinable seedbanks of Ontario's Carolinian (deciduous) forest communities. 95th ESA (Ecological Society of America) Annual Meeting, Pittsburgh, PA, August 1-6, 2010.
- 434 Koh, S., Bazely, D.R., Tanetzap, A.J., Voight, D.R. et Da Silva, E. 2010. *Trillium grandiflorum* height is an indicator of white-tailed deer density at local and regional scales. *Forest Ecology and Management* 259:1472-1479.
- 435 Rosatte, R., Hamr, J., Young, J., Filion, I. et Smith, H. 2007. The restoration of elk (*Cervus elaphus*) in Ontario, Canada: 1998-2005. *Restoration Ecology* 15:34-43.
- 436 Rosatte, R. 2008. Communication personnelle. Conversation téléphonique avec T. McIntosh, novembre 2008. Research Scientist, Wildlife Research and Development Section, Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON.
- 437 Ontario Ministry of Natural Resources. 2006. Review of the status and management of double-crested cormorants in Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources Fish and Wildlife Branch, Wildlife Section. Peterborough, ON. 76 pp.
- 438 Wires, L.R. et Cuthbert, F.J. 2006. Historic populations of the double-crested cormorant (*Phalacrocorax auritus*): implications for conservation and management in the 21st century. *Waterbirds* 29:9-37.

- 439 Wesloh, D.V., Hamr, P., Bishop, C.A. et Norstrom, R.J. 1995. Organochlorine contaminant levels in waterbird species from Hamilton Harbour, Lake Ontario: an IJC Area of concern. *Journal of Great Lakes Research* 21:121-137.
- 440 Yamashita, N., Tanabe, S., Ludwig, J.P., Kurita, H., Ludwig, M.E. et Tatsukawa, R. 1993. Embryonic abnormalities and organochlorine contamination in double-crested cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and caspian terns (*Hydroprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. *Environmental Pollution* 79:163-173.
- 441 Glahn, J.F., Dixon, P.J., Littauer, G.A. et McCoy, R.B. 1995. Food habits of double-crested cormorants wintering in the Delta Region of Mississippi. *Colonial Waterbirds* 18:158-167.
- 442 Christie, W. 1974. Changes in the fish species composition of the Great Lakes. *Journal Fish Research Board Canada* 31:827-854.
- 443 Johnson, J.H., Ross, R.M., McCullough, R.D. et Mathers, A. 2010. Diet shift of double-crested cormorants in eastern Lake Ontario associated with the expansion of the invasive round goby. *Journal of Great Lakes Research* 36:242-247.
- 444 Statistique Canada. 2007. Portrait de la population canadienne en 2006, Recensement de 2006. Chiffres de la population et des logements. N° 97-550-XIF au catalogue. Statistique Canada. Ottawa (Ontario).
- 445 Cohn, J.P. 2008. Citizen science: can volunteers do real research? *BioScience* 58:192-197.
- 446 McCaffrey, R.E. 2005. Using citizen science in urban bird studies. *Urban Habitats* 3:70-86.
- 447 Cooper, C.B., Dickinson, J., Phillips, T. et Bonney, R. 2010. Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems [en ligne]. *Ecology and Society* 12:11.  
<http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art11/>
- 448 Risley, C. 2010. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario). Communication personnelle.
- 449 Mishra, A.K. et Coulibaby, P. 2010. Hydrometric network evaluation for Canadian watersheds. *Journal of Hydrology* 380:420-437.
- 450 Wilson, S.J. 2009. Status of current work- Measurement and valuation of ecological goods and services in Canada. Natural Capital Research and Consulting. 83 p.
- 451 Mates, W.J. et Reyes, J.L. 2004. The economic value of New Jersey State parks and forests. New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Science, Research and Technology. 70 p.
- 452 Krantzberg, G. et de Boer, C. 2006. A valuation of ecological services in the Great Lakes Basin ecosystem to sustain healthy communities and a dynamic economy. Ontario Ministry of Natural Resources. Hamilton, ON. 98 p.
- 453 Heidenreich, B. 2009. What are global temperate grasslands worth? A case for their protection: a review of current research on their total economic value. The World Temperate Grasslands Conservation Initiative. Vancouver, BC. 51 p.
- 454 Corporate Research Associates. 2006. Public opinion research: evaluating the provincial budget's allocation to the Ministry of Environment: Summary report. Prepared for Environmental Commissioner of Ontario. Toronto, ON. 7 p.

- 455 Gargas, A., Trest, M.T., Christensen, M., Volk, T.J. et Blehert, D.S. 2009. *Geomyces destructans* sp. nov. associated with bat white-nose syndrome. *Mycotaxon* 108:147-154.
- 456 Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. 2010. Chauves-souris et syndrome du nez blanc [en ligne]. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario. <http://www.mnr.gov.on.ca/en/Business/FW/2ColumnSubPage/278166.html>
- 457 Blehert, D.S., Hisccks, A.C., Behr, M., Meteyer, C.U., Berlowski-Zier, M.B., Buckles, E.L., Coleman, J.T., Darling, S.R., Gargas, A., Niver, R., Okoniewski, J.C., Rudd, R.J. et Stone, W.B. 2008. Bat white-nose syndrome: an emerging fungal pathogen? *Science* 323:227.
- 458 Puechmaille, S.J., Verdeyroux, P., Fuller, H., Ar Gouilh, M.A., Bekaert, M. et Teeling, E.C. 2010. White-nose syndrome fungus (*Geomyces destructans*) in bat, France. *Emerging Infectious Diseases* 16:290-293.
- 459 Boyles, J.G. et Willis, C.K.R. 2010. Could localized warm areas inside cold caves reduce mortality of hibernating bats affected by white-nose syndrome? *Frontiers in Ecology and the Environment* 8:92-98.
- 460 Szymanski, J.A., Runge, M.C., Parkin, M.J. et Armstrong, M. 2009. White-nose syndrome management: report on structured decision making initiative. U.S. Fish and Wildlife Service and State Natural Resource Agencies. Fort Snelling, MN. 51 p.
- 461 Kriger, K.M. et Hero, J.-M. 2010. Chytridiomycosis, amphibian extinctions and lessons for the prevention of future panzootics. *EcoHealth* 6:6-10.
- 462 Murray, K.A., Skerrate, L.F., Speare, R. et McCallum, H. 2009. Impact and dynamics of disease in species threatened by the amphibian Chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Conservation Biology* 23:1242-1252.
- 463 Weldon, C., du Preez, L.H., Hyatt, A.D., Muller, R. et Speare, R. 2004. Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerging Infectious Diseases* 10:2100-2105.
- 464 Daszak, P., Streiby, A., Cunningham, A., Longcore, J., Brown, C. et Porter, D. 2004. Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of Chytridiomycosis, an emerging fungal disease of amphibians. *Herpetological Journal* 14:201-207.
- 465 Bowser, P.R. 2009. Fish disease: viral hemorrhagic septicemia (VHS). NRAC Publication No. 201-2009. Northeastern Regional Aquaculture Center. College Park, MD.
- 466 Bain, M., Cornwell, E., Hope, K., Eckerlin, G., Casey, R., Groocock, G., Getchell, R., Bowser, P., Winton, J., Batts, W., Cangelosi, A. et Casey, J. 2010. Distribution of an invasive aquatic pathogen (viral hemorrhagic septicemia virus) in the Great Lakes and its relationship to shipping. *PLoS ONE* 5:1-8.
- 467 Lumsden, J.S., Morrison, B., Yason, C., Russell, S., Young, K., Yazdanpanah, A., Huber, P., Al-Hussinee, L., Stone, D.M. et Way, K. 2007. Mortality event in freshwater drum (*Aplodinotus grunniens*) from Lake Ontario, Canada associated with viral hemorrhagic septicemia virus, type IV. *Diseases of Aquatic Organisms* 76:99-111.
- 468 Elsayed, E., Faisal, M., Thomas, M., Whelan, G., Batts, W. et Winton, J. 2006. Isolation of viral haemorrhagic septicaemia virus from muskellunge, *Esox masquinongy* (Mitchell), in Lake St Clair, Michigan, USA reveals a new sublineage of the North American genotype. *Journal of Fish Diseases* 29:611-619.
- 469 Wright, E. 2010. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. Personal communication.

- 470 Faisal, M. et Schulz, C.A. 2010. Detection of viral hemorrhagic septicemia virus (VHSV) from the leech *Myzobdella lugubris Leidy, 1851*. *Parasites & Vectors* 2:1-4.
- 471 Tuttle-Lau, M.T., Phillips, K.A. et Gaikowski, M.P. 2010. Evaluation of the efficacy of iodophor disinfection of walleye and northern pike eggs to eliminate viral hemorrhagic septicemia virus. Fact Sheet No. 2009-3107. US Department of the Interior and US Geological Survey. 4 p.
- 472 Sala, O.E., Meyerson, L.A. et Parmesan, C. 2009. Changes in biodiversity and their consequences for human health. *In* Biodiversity change and human health: From ecosystem services to spread of disease. Publication dirigée par Sala, O.E., Meyerson, L.A. et Parmesan, C. Island Press. Washington, DC. 303 p.
- 473 Cairns, S. et Wilson, S.J. 2010. The benefits of Canada's protected areas: a scoping study on ecological goods and services valuation. DRAFT COPY. Completed for Parks Canada by Wrangelia Consulting. Victoria, BC.
- 474 Fisher, B., Turner, R.K. et Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- 475 Daily, G., Alexander, S., Ehrlich, P., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P., Mooney, H., Postel, S., Schneider, S., Tilman, D. et Woodwell, G. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* no 2.
- 476 Kremen, C. et Ostfeld, R.S. 2005. A call to ecologists: measuring, analyzing, and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3:540-548.
- 477 Voora, V. et Barg, S. 2008. Pimachiowin Aki world heritage project area ecosystem services valuation assessment. International Institute for Sustainable Development. Winnipeg, MB.
- 478 Anielski, M. et Wilson, S. 2005. Counting Canada's natural capital: assessing the real value of Canada's boreal ecosystems. The Canadian Boreal Initiative and the Pembina Institute. Ottawa, ON et Drayton Valley, AB. 78 p.
- 479 Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. et van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- 480 Zalasiewicz, J., Williams, M., Steffen, W. et Crutzen, P. 2010. The new world of the anthropocene. *Environmental Science and Technology* 44:2228-2231.
- 481 Meyerson, F., Meyerson, L.A., Parmesan, C. et Sala, O.E. 2009. Human health, biodiversity, and ecosystems services: the intertwined challenging future. *In* Biodiversity change and human health: from ecosystem services to spread of disease. Publication dirigée par Sala, O.E., Meyerson, L.A. et Parmesan, C. Island Press. Washington, DC. 303 pp.
- 482 Ostfeld, R.S. et Keesing, F. 2000. Biodiversity and disease risk: the case of lyme disease. *Conservation Biology* 14:722-728.
- 483 Chivian, E. et Bernstein, A.S. 2004. Embedded in nature: human health and biodiversity. *Environmental Health Perspectives* 122:A12-A13.
- 484 Mills, J.N. 2006. Biodiversity loss and emerging infectious disease: an example from the rodent-borne hemorrhagic fevers. *Biodiversity* 7:9-17.



- 485 Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J.T., Mills, J.N., Ceballos, G., Ostfeld, R.S., Armién, B., Pascale, J.M. et Yates, T.L. 2009. Experimental evidence for reduced rodent diversity causing increased hantavirus prevalence. *PLoS One* 4:e45461.
- 486 Suzán, G., Marcé, E., Giermakowski, J.T., Armién, B., Pascale, J., Mills, J., Ceballos, G., Gómez, A., Aguirre, A.A., Salazar-Bravo, J., Armién, A., Parmenter, R. et Yates, T. 2008. The effect of habitat fragmentation and species diversity loss on hantavirus prevalence in Panama. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1149:80-83.
- 487 Carroll, D.S., Mills, J.N., Montgomery, J.M., Bausch, D.G., Blair, I.J., Burans, J.P., Felices, V., Gianella, A., Iihoshi, N., Nichol, S.T., Olson, J.G., Rogers, D.S., Salazar, M. et Ksiazek, T.G. 2005. Hantavirus pulmonary syndrome in central Bolivia: relationships between reservoir hosts, habitats, and viral genotypes. *The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 72:42-46.
- 488 Ostfeld, R.S. 2009. Biodiversity loss and the rise of zoonotic pathogens. *European Society of Clinical Microbiology and Infection (European Society of Clinical Microbiology and Infectious Diseases)* 15:40-43.
- 489 Kozak, G.K., Boerlin, P., Janecko, N., Reid-Smith, R.J. et Jardine, C. 2009. Antimicrobial resistance in *Escherichia coli* isolates from swine and wild small mammals in the proximity of swine farms and in natural environments in Ontario, Canada. *Applied and Environmental Microbiology* 75:559-566.
- 490 Schmidt, B., Ribnicky, D.M., Poulev, A., Logendra, S., Cefalu, W.T. et Raskin, I. 2008. A natural history of botanical therapeutics. *Metabolism* 57:S3-S9.
- 491 Ministère des richesses naturelles de l'Ontario. 2007. L'if du Canada en Ontario. Rapport sur l'état des ressources. Ministère des richesses naturelles de l'Ontario. Peterborough (Ontario). 5 p.
- 492 Whittington, C.M., Koh, J.M.S., Warren, W.C., Papenfuss, A.T., Torres, A.M., Kuchel, P.W. et Belov, K. 2009. Understanding and utilising mammalian venom via a platypus venom transcriptome. *Journal of Proteomics* 72:155-164.
- 493 CBC News. 2010. Shrew spit tames cancer cells [en ligne]. <http://www.cbc.ca/health/story/2010/05/24/shrew-saliva-cancer.html>
- 494 Sorcimed. 2010. Historique [en ligne]. <http://www.soricimed.com/fr/company/historique>.
- 495 Spoor, D.C.A., Martineau, L.C., Leduc, C., Benhaddou-Andaloussi, A., Meddah, B., Harris, C., Burt, A., Fraser, M.-H., Coonishish, J., Joly, E., Cuerrier, A., Bennett, S.A.L., Johns, T., Prentki, M., Arnason, J.T. et Haddad, P.S. 2006. Selected plant species from the Cree pharmacopoeia of northern Quebec possess anti-diabetic potential. *Canadian Journal of Physiology and Pharmacology* 84:847-858.
- 496 Alves, R.R. et Rosa, I.M. 2007. Biodiversity, traditional medicine and public health: where do they meet? *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine* 3:14. doi:10.1186/1746-4269-3-214.
- 497 Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P., Warren, P.H. et Gaston, K.J. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3:396-394.
- 498 Maas, J., Verheij, R.A., Groenewegen, P.P., de Vries, S. et Spreeuwenberg, P. 2006. Green space, urbanity, and health: how strong is the relation? *Journal of Epidemiology & Community Health* 60:587-592.

- 499 Maller, C., Townsend, M., Pryor, A., Brown, P. et St. Léger, L. 2006. Healthy nature healthy people: 'contact with nature' as an upstream health promotion intervention for populations. *Health Promotion International* 21:45-54.
- 500 Sullivan, W.C., Kuo, F.E. et DePooter, S.F. 2004. The fruit of urban nature vital neighborhood spaces. *Environment and Behaviour* 36:678-700.
- 501 Ulrich, R.S. 1984. View through a window may influence recovery from surgery. *Science* 224:420-421.
- 502 Laumann, K., Gärling, T. et Stormark, K.M. 2003. Selective attention and heart rate responses to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 23:125-134.
- 503 Leather, P., Pyrgas, M., Beale, D. et Lawrence, C. 1998. Windows in the workplace: sunlight, view, and occupational stress. *Environment and Behaviour* 30:739-762.
- 504 Tennessen, C.M. et Cimprich, B. 1995. Views to nature: effects on attention. *Journal of Environmental Psychology* 15:77-85.
- 505 Ulrich, R.S., Simons, R.F., Losito, B.D., Fiorito, E., Miles, M.A. et Zelson, M. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11:201-230.
- 506 Dietz, T., Rosa, E.A. et York, R. 2009. Environmentally efficient well-being: rethinking sustainability as the relationship between human well-being and environmental impacts. *Human Ecology Review* 16:114-123.
- 507 Di Tella, R. et MacCulloch, R. 2006. Some uses of happiness data in economics. *Journal of Economic Perspectives* 20:25-46.
- 508 Vining, J., Merrick, M.S. et Price, E.A. 2009. The distinction between humans and nature: human perceptions of connectedness to nature and elements of the natural and unnatural. *Human Ecology Review* 15:1-11.