

le naturaliste canadien

LA SOCIÉTÉ PROVANCHER
D'HISTOIRE NATURELLE
DU CANADA

Tiré à part

Les parcs nationaux du Québec : herpétofaune, intégrité écologique et conservation

Patrick Galois, Martin Ouellet et Christian Fortin

Volume 131, numéro 1 – Hiver 2007

Pages 76-83

Les parcs nationaux du Québec: herpétofaune, intégrité écologique et conservation

Patrick Galois, Martin Ouellet et Christian Fortin

Résumé

Le Québec compte actuellement 22 parcs nationaux qui couvrent une superficie totale de 6 404 km². La popularité croissante de ces parcs rend la conciliation des mandats de conservation et de récréation de plus en plus conflictuelle. L'intégrité écologique de ces aires protégées est également menacée par des pressions anthropiques périphériques, phénomène accentué par la faible superficie de la majorité des parcs. Le maintien de corridors entre les parcs et les autres aires protégées ainsi que l'intégration des effets anticipés liés aux changements climatiques constituent de nouveaux défis. Ces enjeux de conservation sont abordés en utilisant principalement les amphibiens et les reptiles comme exemples. Nous nous référons à la littérature scientifique et à nos récents travaux de recherche réalisés dans des parcs nationaux du sud du Québec, soit ceux du Mont-Mégantic, du Mont-Saint-Bruno et d'Oka, pour illustrer comment les amphibiens et les reptiles peuvent représenter des espèces sentinelles de l'environnement. Ainsi, l'utilisation de l'herpétofaune gagnerait à être valorisée afin qu'elle joue son plein rôle, avec d'autres indicateurs, dans le programme de suivi de l'intégrité écologique des parcs nationaux du Québec.

Rôle des parcs nationaux et représentativité

Les parcs québécois ont été créés, entre autres, afin de représenter la diversité de la faune, de la flore et des paysages du Québec. Les 22 parcs nationaux actuels sont répartis à travers la province et couvrent une superficie totale de 6 404 km². Ils présentent une grande variabilité en étendue, allant de 0,62 km² (Miguasha) à 1 510 km² (Mont-Tremblant). Différents critères (espèces rares, géologie, paysage naturel ou anthropique, potentiel récréatif) et différentes contraintes ont modulé l'établissement de ces parcs. Ils ont été établis le plus souvent sans connaissance exhaustive de la diversité et de la dynamique de leurs écosystèmes. Ainsi, aujourd'hui, le réseau d'aires protégées du Québec est loin de couvrir toute la richesse en espèces et en habitats de la province, particulièrement dans le sud (Sarakinos *et al.*, 2001). C'est pourtant dans cette région que la biodiversité et le nombre d'espèces à statut précaire sont le plus élevés et subissent les menaces les plus fortes. Cette situation n'est pas unique au Québec et est observée à l'échelle canadienne (Rivard *et al.*, 2000; Deguise and Kerr, 2006), nord-américaine (Scott *et al.*, 2001) et mondiale (Rodrigues *et al.*, 2004). Avec moins de 5,8 % du territoire québécois protégé (Bouchard, 2005), voire autour de seulement 3 % selon la méthode de calcul, les parcs nationaux constituent un chaînon des plus importants dans le

contexte actuel de perte d'habitat, en particulier dans le sud du Québec. D'ailleurs, leur mandat de conservation est prioritaire depuis 2001 à la suite de la modification de la *Loi sur les parcs*.

Les amphibiens et les reptiles comme sentinelles de l'environnement

La mise en place progressive de programmes de suivi de l'intégrité écologique des parcs nationaux depuis 2003 implique la réalisation d'un bilan initial qui servira de point de référence dans le futur (Graillon, 2004). Une première étape consiste à rassembler l'information disponible sur les écosystèmes présents, à la compléter et à identifier les menaces internes et externes. À cet égard, les amphibiens et les reptiles ont été en général négligés. Les connaissances de base sur leur présence, leur répartition et leur abondance sont souvent inexistantes. Pourtant, les amphibiens sont reconnus comme sentinelles de l'environnement, car ils sont d'excellents indicateurs de l'état de santé des milieux (ex. : Ouellet *et al.*, 1997; Davic et Welsh, 2004). Même si leur diversité est moindre dans le nord du Québec, ils ont l'avantage, comme groupe, de présenter une large répartition avec certaines espèces dont l'aire de distribution s'étend jusque dans la zone du pergélisol, ainsi que dans des endroits géographiquement isolés comme le parc national d'Anticosti (Ouellet *et al.*, 2006). De plus, un grand nombre d'amphibiens et de reptiles sont en situation précaire au Québec et subissent des déclinés importants à travers le monde (Gibbons *et al.*, 2000; Houlihan *et al.*, 2000). Une étude récente indique d'ailleurs que 32,5 % des 5 743 espèces d'amphibiens présentement connues sont menacées d'extinction à travers le monde et que ce groupe animal décline plus rapidement que les oiseaux et les mammifères (Stuart *et al.*, 2004). C'est donc dans ce contexte que nous avons entrepris, il y a quelques années, un projet de recherche visant à recueillir des données sur les amphibiens et les reptiles des collines montérégiennes (Ouellet *et al.*, 2005a), ce qui nous a conduits, entre autres, dans des parcs nationaux.

Patrick Galois est docteur en biologie et chercheur spécialisé en herpétologie pour Amphibia-Nature. Martin Ouellet est médecin vétérinaire, herpétologiste et chercheur en environnement pour Amphibia-Nature. Christian Fortin est biologiste spécialisé en écologie animale pour FORAMEC.

Différentes méthodes et analyses doivent être prises en compte dans l'utilisation de l'herpétofaune comme bio-indicateur. Ainsi, la route d'écoute des anoues constitue actuellement dans certains parcs l'un des indicateurs dans le programme de suivi de l'intégrité écologique. Cette méthode présente plusieurs limites rendant difficile la détection des fluctuations de population, notamment en raison de fortes variations naturelles de l'intensité des chants (Bonin *et al.*, 1997; Ouellet et Galois, 2006). Le choix des stations, les conditions météorologiques, l'heure de la journée, la période de reproduction, les sources sonores anthropiques, la subjectivité dans l'attribution des cotes d'abondance selon l'observateur et l'espèce sont d'autres facteurs qui rendent difficile l'interprétation des résultats. Des données complémentaires sont nécessaires, notamment sur la répartition, la dynamique, l'état de santé (maladies infectieuses, malformations) et la génétique des populations. Elles sont aussi complétées par la collecte d'informations sur les habitats essentiels et l'identification des menaces.

Perte et modification d'habitat

Les différences observées aujourd'hui dans la composition des communautés végétales et animales dans une aire donnée reposent sur la biogéographie (ex. : climat, voies de dispersion lors des retraits glaciaires) et la disponibilité en habitats adéquats, mais découlent aussi de l'évolution et de perturbations passées et présentes. Par exemple, une étude portant sur la diversité actuelle des mammifères dans 36 parcs à travers le Canada, par rapport à celle de l'époque précédant la colonisation européenne, indique une perte d'espèces au Québec pour les parcs nationaux des Grands-Jardins, de la Jacques-Cartier et du Mont-Tremblant (Gurd et Nudds, 1999). Une partie de cette perte s'explique notamment par les modifications importantes des habitats lors du passage du paysage forestier au paysage agricole. Ce phénomène de perte et de modification de l'habitat s'est accentué au cours des dernières décennies (Bélanger et Grenier, 2002; Kerr et Cihlar, 2004), associé à des pertes d'espèces, par exemple dans des parcs canadiens fédéraux (Rivard *et al.*, 2000) et dans d'autres aires protégées (Ouellet *et al.*, 2004, 2005a).

Les trois parcs nationaux que nous avons le plus étudiés, soit ceux du Mont-Mégantic (figure 1), du Mont-Saint-Bruno (figure 2) et d'Oka (figure 3), illustrent ces différentes tendances dans le sud du Québec (tableau 1) (Ouellet et Galois, 2004, 2005, 2006). Les parcs du Mont-Saint-Bruno et d'Oka, situés dans la partie du Québec où la biodiversité est la plus riche, présentent une surface protégée très faible et sont soumis à des pressions pourtant plus fortes en périphérie (figure 4). Les impacts anthropiques sur les écosystèmes sont également plus intenses à l'intérieur de ces parcs très fréquentés. Leur surface dédiée à la préservation, incluant la préservation

extrême, ne représente qu'au mieux 65,8 % (parc national du Mont-Saint-Bruno) de leur aire totale. Quant au parc du Mont-Mégantic, le plus étendu des trois, il est à l'écart des grands centres urbains et subit moins de pressions internes. Le maintien à long terme de la biodiversité de ces sites représente donc des défis très variables.

Une question de taille

La théorie de la biogéographie des îles (MacArthur et Wilson, 1963) illustre l'importance de la superficie d'une aire protégée pour la conservation à long terme des espèces. Cette théorie stipule, entre autres, que plus une île est petite et plus elle est isolée, moins elle supportera d'espèces. Dans une étude portant sur 28 îles du parc national du Canada des Îles-de-la-Baie-Georgienne, le nombre d'espèces de vertébrés terrestres présents était expliqué en grande partie par la surface de l'île (Schmiegelow et Nudds, 1987). Une étude



MARTIN OUELLET

Figure 1. Paysage naturel en périphérie du parc national du Mont-Mégantic



PATRICK GALOIS

Figure 2. Matrice agricole et urbaine autour du parc national du Mont-Saint-Bruno

plus récente portant sur l'herpétofaune des îles des Grands Lacs démontre également que les plus grandes îles abritent plus d'espèces (Hecnar *et al.*, 2002). Dans ces deux études, la capacité de dispersion des espèces est un autre facteur qui module la présence des espèces sur les îles en fonction de leur éloignement du continent, notamment pour l'herpétofaune. D'autres études indiquent que plus la dimension et la diversité d'un écosystème sont grandes, plus les chances de maintien à long terme de la biodiversité et de l'intégrité écologique de cet écosystème sont élevées (Fahrig, 1997; Findlay et Houlihan, 1997). La taille réduite d'une population et son isolement sont aussi des facteurs augmentant le risque d'extinction en raison de la perte de diversité génétique et la réduction de son adaptabilité (Reed et Frankham, 2003). Elle est alors plus susceptible de disparaître à la suite d'un événement catastrophique ou d'une épidémie (Frankham, 1995).

Le parc national d'Oka abrite une riche diversité floristique et faunique, mais en raison de l'absence de prédateurs naturels en nombre suffisant, la population de castors est en expansion depuis plusieurs années (figure 5). Certains éléments de l'écosystème et des infrastructures sont affectés, en particulier l'érablière argentée, un des habitats que la création du parc visait à protéger. Le castor modifie de façon importante son milieu, notamment le milieu aquatique dont dépend un grand nombre d'espèces d'amphibiens et de reptiles (Ouellet et Galois, 2006). Des mesures de gestion du castor ont donc été planifiées en tenant compte de l'herpétofaune et d'autres groupes comme l'avifaune et la flore (Fortin *et al.*, 2006). Cet exemple illustre l'importance de la superficie d'un parc en particulier lorsque certaines espèces peuvent avoir un impact marqué sur leur habitat.

Menaces à l'intérieur des parcs

Au-delà des attraits naturels, la localisation géographique des parcs influence certainement leur fréquentation, notamment par la proximité de centres urbains. Ainsi, les parcs du Mont-Saint-Bruno et d'Oka ont reçu plus de 400 000 visiteurs en 2005 alors que le parc du Mont-Mégantic en a reçu dix fois moins au cours de cette même année. Les impacts d'une telle fréquentation sur une aire plus réduite seront donc plus sévères et les risques de dégradation ou de non-respect des règles plus élevés (Pomerantz *et al.*, 1988). Permettre l'accès du public au patrimoine naturel est normal et souhaitable. Cependant, l'accessibilité doit prendre en compte la capacité de support du milieu et sa tolérance aux perturbations. Des décisions telles que la fermeture de secteurs au public et une restriction du nombre de visiteurs sont alors des moyens à considérer sérieusement (Pomerantz *et al.*, 1988).

Une augmentation de la fréquentation s'accompagne généralement du développement des infrastructures (hébergement, piste cyclable, route, stationnement) pour accueillir les visiteurs plus nombreux (Rivard *et al.*, 2000; Sépaq, 2006). Le parc national d'Oka a reçu jusqu'à un million de visiteurs par an jusqu'en 1990, attirés en grande partie par sa plage naturelle de sept kilomètres. Une large route asphaltée, le chemin des Collines, traverse le parc d'est en ouest. Sa construction visait à désengorger la route 344 menant au village d'Oka. Nous constatons aujourd'hui qu'elle constitue une source importante de mortalité animale (figure 6), notamment pour certaines espèces herpétofauniques (Ouellet et Galois, 2006). Par exemple, au moins quatre des cinq espèces de couleuvres inventoriées dans le parc jusqu'à présent sont victimes de la route, dont la couleuvre d'eau, une espèce à statut précaire (figure 7). Un large stationnement a aussi été aménagé en bordure de la plage. Ce secteur, très fréquenté l'été, ne bénéficie actuellement d'aucune zone de préservation à accès restreint. Ce type d'habitat est



Figure 3. Le parc national d'Oka: la colline du Calvaire vue de l'embouchure de la rivière aux Serpents



Figure 4. La carrière et le centre de ski, voisins immédiats du parc national du Mont-Saint-Bruno

Tableau 1. Caractérisation des parcs nationaux du Mont-Mégantic, du Mont-Saint-Bruno et d'Oka^a.

Caractéristique / Parc national	Mont-Mégantic	Mont-Saint-Bruno	Oka
Année de création	1994	1985	1990
Coordonnées géographiques (NAD 83)	45° 27' N, 71° 09' O	45° 33' N, 73° 19' O	45° 31' N, 74° 07' O
Altitude de la base/altitude maximale (m)	430 / 1105	30 / 208	25 / 170
Superficie (km ²)	55	7,9	23,7
Aire de préservation ^b (km ²)	19,4	4,9	5,9
Aire de préservation extrême ^c (km ²)	0	0,3	0,1
Nombre de visiteurs par année	40 000	> 400 000	> 500 000
Réseau de sentiers pédestres (km)	50	29	22
Réseau de piste cyclable (km)	6	7,7	11,9
Réseau de ski de fond et raquette (km)	57	42	68
Réseau routier asphalté ouvert au public (km)	6	3,5	13 (+ 15 en gravier)
Nombre d'emplacements de camping	13	0	891
Nombre de refuges et/ou chalets (capacité en personnes)	10 (66)	9 ^d	1 (48)
Attraits principaux	Observatoire astronomique	Lacs	Plage, Calvaire d'Oka
Activités périphériques	Agriculture, foresterie, pâturage, villégiature	Agriculture intensive, carrière, centre de ski, champ de tir, développement urbain	Agriculture, développement urbain, nautisme, pomiculture

^a Source : Sépaq (2006).

^b Secteur à activité contrôlée et avec limitation des modifications du milieu naturel.

^c Secteur dont l'accès est interdit au public et qui ne supporte aucun aménagement en raison de la fragilité des milieux.

^d Habitations privées.

pourtant propice à de nombreuses espèces, notamment aux tortues pour la ponte (Ouellet et Galois, 2006).

Les routes ont un impact majeur sur les écosystèmes (Forman et Alexander, 1998) et elles sont reconnues comme un facteur de mortalité important des amphibiens et des

reptiles (Ashley et Robinson, 1996; Gibbs et Shriver, 2002). Elles sont utilisées par l'herpétofaune lors de déplacements saisonniers ou réguliers. Elles attirent les couleuvres par leurs caractéristiques thermiques et les tortues par leurs abords aménagés en gravier, propices à la ponte. Elles constituent également des barrières physiques pour certaines espèces à faible mobilité ou nécessitant une continuité d'habitat (Fahrig *et al.*, 1995; Forman et Alexander, 1998; Gibbs, 1998). Une première campagne de sensibilisation sur la traversée des routes du parc national d'Oka par les tortues a été réalisée en 2005 à l'aide de panneaux de signalisation placés dans les secteurs sensibles. D'autres mesures devront être envisagées afin de réduire l'impact de ces infrastructures.

Menaces à l'extérieur des parcs

Certains parcs nationaux sont de plus en plus isolés en raison de la perte d'habitats naturels sur leur périphérie. De plus, toute modification du milieu sur le pourtour engendre généralement de nouvelles sources de perturbation (UQCN, 2005). La diversité en espèces se modifie en faveur d'espèces exotiques et d'espèces indigènes généralistes moins vulnérables au dérangement et elle décline globalement (Rivard *et al.*, 2000). Par exemple, la réserve de la biosphère du mont Saint-Hilaire a perdu



Figure 5. La saine gestion du castor au parc national d'Oka ou comment tenir compte des aspects positifs des activités du castor sur l'habitat de l'herpétofaune



Figure 6. La route des Collines : source de mortalité routière pour les amphibiens et les reptiles dans le parc national d'Oka



Figure 7. La couleuvre d'eau (*Nerodia sipedon*), une espèce à statut précaire au parc national d'Oka

quatre espèces d'amphibiens au cours des 40 dernières années en relation principalement avec la modification des habitats sur son pourtour (Ouellet *et al.*, 2005a). À proximité, le mont Saint-Bruno, comme le mont Saint-Hilaire, a vu disparaître la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) dans sa proche périphérie à la suite de la perte d'habitats au profit du développement urbain et de l'agriculture intensive. Un noyau persiste sur la montagne en périphérie du parc, sur un champ de tir du ministère de la Défense nationale (Fortin *et al.*, 2005), mais l'avenir de cette population est incertain en raison de son isolement. Afin d'assurer la pérennité de ces populations, le maintien et la restauration d'une zone tampon aussi large que possible et permettant de les désenclaver doivent être priorités.

La salamandre à deux lignes (*Eurycea bislineata*) pourrait elle aussi devenir enclavée dans le parc national

d'Oka. Ce dernier abrite le tronçon aval de plusieurs ruisseaux qui traversent des milieux agricoles et des milieux résidentiels avant de rejoindre le lac des Deux-Montagnes. Ces cours d'eau sont altérés le long de leur parcours et la bande riveraine est absente ou réduite sur certains tronçons. Un projet d'exploitation minière de niobium pourrait également affecter le cours amont de l'un d'eux, le ruisseau Rousse, notamment par le réchauffement de l'eau (BAPE, 2005). La population de salamandres pourrait donc être morcelée en petites pochettes et même disparaître de certains secteurs. La restauration des bandes riveraines est donc primordiale (Naiman *et al.*, 1993; Burbrink *et al.*, 1998; Maisonneuve et Rioux, 2001), mais la qualité de l'habitat périphérique doit également être maintenue afin d'assurer la survie de ces salamandres (Willson et Dorcas, 2003). D'autres espèces du parc fréquentant ces ruisseaux et utilisant les plans d'eau qui y sont reliés pourraient également être affectées, car elles sont susceptibles d'être exposées à des contaminants.

De nouveaux parcs et de nouveaux liens

Il peut sembler paradoxal de s'inquiéter de la protection de la biodiversité au sein de parcs, dont la sauvegarde des milieux naturels est un mandat prioritaire. Les parcs se sont dotés de plan d'orientations en conservation (Charest et Mondou, 2005) et mettent en place des programmes de suivi de l'intégrité écologique (Graillon, 2004). Des projets de création de six autres parcs situés sur la Côte-Nord et dans le Grand-Nord sont actuellement en cours et pourraient ajouter plus de 25 525 km² au réseau. Il s'agit de nouvelles encourageantes, mais il faut constater que ces derniers projets se situent dans le nord du Québec. La biodiversité la plus riche et la plus menacée du sud du Québec ne sera pas mieux protégée par ces ajouts. L'agrandissement des parcs existants et la création de nouveaux parcs dans le Québec méridional permettraient de pallier ce déficit de protection (figure 8).

En raison de la fragmentation actuelle des habitats, l'établissement de zones protégées plus vastes ne peut se faire qu'à travers un réseau d'aires naturelles en terres publiques et privées (Scott *et al.*, 2001; Galois et Ouellet, 2005; Deguise et Kerr, 2006). À ces aires doivent s'ajouter la préservation et la création de corridors les reliant afin de permettre les échanges entre les populations. Cette approche est déjà appliquée avec la création de tables d'harmonisation impliquant des acteurs régionaux dans la gestion des parcs nationaux et favorisant la coordination des efforts de conservation. Différents projets de corridors de conservation en Montérégie (ex. : Bastien *et al.*, 2002) ou le Corridor appalachien sont d'autres exemples d'actions concertées de préservation à une échelle régionale.



Figure 8. Le marécage des Scots en bordure du parc national du Mont-Mégantic, un site exceptionnel qui mérite d'être protégé intégralement.

Quand le climat s'en mêle

À ces défis s'ajoutent les changements climatiques qui doivent être pris en considération dans la planification et la gestion de ce réseau d'aires protégées (Hannah *et al.*, 2002). Déjà, certaines tendances des impacts de ces variations climatiques se dessinent (Root *et al.*, 2003). Ces aires devront fournir les espaces et la diversité d'habitats nécessaires afin que les espèces puissent s'adapter à ces changements. La dynamique des populations de la plupart des amphibiens repose sur la reproduction en milieu aquatique. L'hydropériode des milieux humides est un élément clé dans le succès de reproduction et de recrutement des populations (Semlitsch, 2002) et elle sera affectée par les changements anticipés de la pluviométrie et de l'évaporation. La dynamique de ces populations repose également sur la présence d'un réseau de milieux humides et d'habitats terrestres de qualité les reliant (Snodgrass *et al.*, 2000; Marsh et Trenham, 2001). Comme pour bien d'autres espèces, le maintien de la biodiversité au sein des parcs dépendra de la présence et de la qualité des habitats en périphérie. La translocation ne pourra compenser toutes les pertes d'espèces et présente le sérieux problème du risque de dispersion des maladies (Griffith *et al.*, 1993; Ouellet *et al.*, 2005b). Il faut également ajouter les effets liés à l'introduction et à la propagation des espèces exotiques. Par exemple, la tortue à oreilles rouges (*Trachemys scripta elegans*), une espèce exotique commercialisée, est relâchée en nature et régulièrement observée, notamment dans certains parcs (Ouellet *et al.*, 2005a). Elle peut alors entrer en compétition avec les espèces indigènes (Cadi et Joly, 2004) et pourrait être à l'origine de l'introduction de nouvelles souches bactériennes ou de maladies dans le milieu d'introduction (Galois et Ouellet, 2006).

La récréation au détriment de la conservation ?

La popularité des parcs est croissante, avec 9 % d'augmentation de la fréquentation en 2004-2005 (Sépaq, 2006). La conciliation des mandats de préservation et de récréation est de plus en plus conflictuelle et doit également prendre en considération les activités périphériques. Dans le contexte actuel de perte d'habitats, en particulier dans le sud du Québec, et des changements climatiques, il est incontestable que les parcs nationaux seront amenés à jouer un rôle crucial dans la conservation de la biodiversité (figure 9). Des choix décisifs doivent être faits et certains compromis adoptés par le passé ne sont plus possibles aujourd'hui si nous voulons préserver cet héritage naturel unique. L'exemple extrême du parc du Mont-Royal est éloquent. Il reçoit plus de trois millions de visiteurs chaque année sur une surface de 1,88 km². Ce parc est totalement isolé et ne compte plus que quatre espèces d'amphibiens et de reptiles (Ouellet *et al.*,

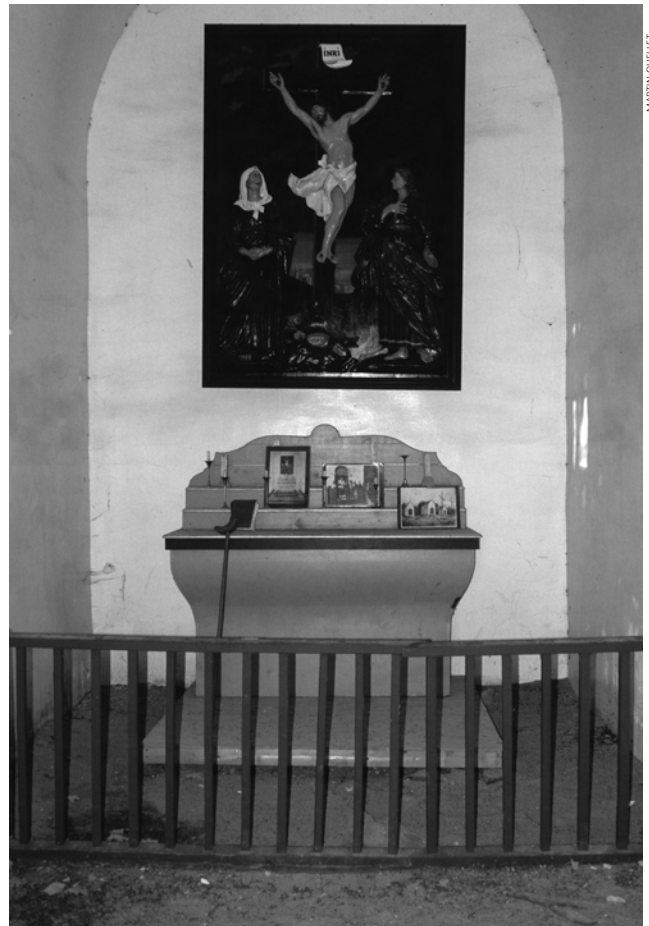


Figure 9. Les espèces à statut précaire se trouvent parfois dans des lieux inattendus à l'intérieur des parcs : ici la chapelle du Calvaire d'Oka (1742), fréquentée notamment par la couleuvre à collier et la couleuvre tachetée.

2004). Au moins quatre autres espèces herpétofauniques y ont disparu au cours du XXe siècle, dont deux au cours de la dernière décennie. Au moins une dizaine d'autres espèces étaient potentiellement présentes au début des années 1900. Les populations actuelles de salamandres cendrées (*Plethodon cinereus*) se caractérisent par une perte significative de diversité génétique par rapport à celles du parc national du Mont-Mégantic (Noël *et al.*, 2007). Bien que la situation n'en soit pas encore à ce point dans les parcs nationaux, cet exemple peut certainement nous inciter à la réflexion, en particulier pour les parcs nationaux du Mont-Saint-Bruno et d'Oka qui subissent des pressions urbaines grandissantes. Cette réflexion est déjà amorcée, comme l'illustre le débat récent entourant le parc national du Mont-Orford.

Conclusion

D'un côté pratique, cette revue de littérature et nos travaux confirment que l'herpétofaune constitue un des bons outils pour le suivi de l'intégrité écologique et des changements dans les écosystèmes. Cependant, afin d'obtenir des informations significatives, différents types de données doivent être collectés parallèlement sur l'état des populations et leurs habitats dans les parcs et leur périphérie. Nous sommes confiants qu'il est encore possible d'assurer le maintien de la majorité des espèces herpétofauniques dans les parcs québécois en mettant en place les mesures appropriées, afin de ne pas léguer aux générations futures des îlots de nature appauvrie.

Remerciements

Nous souhaitons remercier Patrick Graillon, Marie-Claude Gratton et Donald Rodrigue pour leur enthousiasme et leur support tout au long de nos recherches. Nous remercions également Céline Leheurteux et deux réviseurs externes pour leurs commentaires sur la version préliminaire de cet article. Cette étude a été réalisée grâce au soutien financier et logistique et au personnel des parcs nationaux du Mont-Mégantic, du Mont-Saint-Bruno et d'Oka, et d'Amphibia-Nature.

Pour toute information ou pour nous communiquer des observations sur les amphibiens et les reptiles au Québec, veuillez consulter le site suivant :

www.amphibia-nature.org

Références

- ASHLEY, E.P. and J.T. ROBINSON, 1996. Road mortality of amphibians, reptiles and other wildlife on the Long Point causeway, Lake Erie, Ontario. *Canadian Field-Naturalist*, 110: 403-412.
- BAPE, 2005. Les effets potentiels du projet d'exploitation d'une mine et d'une usine de niobium à Oka sur les eaux de surface et les eaux souterraines ainsi que sur leurs utilisations. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, rapport d'enquête 208, Québec, Québec, 93 p.
- BASTIEN, Y., A. LAVOIE, M.-A. GUERTIN, L. DESROCHERS, C. GAGLIARDI, B. HAMEL, M. OUELLET et P. GALOIS, 2002. Projet de protection des habitats forestiers d'intérêt et d'établissement de corridors forestiers dans la municipalité régionale de comté (MRC) de la Vallée-du-Richelieu : proposition de nouveaux modes d'intervention. Centre de la nature du mont Saint-Hilaire, Mont-Saint-Hilaire, Québec, 125 p. + 3 annexes.
- BÉLANGER, L. and M. Grenier, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17: 495-507.
- BONIN, J., J.-L. DESGRANGES, J. RODRIGUE, and M. OUELLET, 1997. Anuran species richness in agricultural landscapes of Québec: foreseeing long-term results of road call surveys. *In*: Green, D.M. (Editor). *Amphibians in decline: Canadian studies of a global problem*. Herpetological Conservation, Vol. 1. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri, pp. 141-148.
- BOUCHARD, A., 2005. Aires protégées : où en est le Québec ? *Quatre-Temps*, 29, (3): 14-18.
- BURBRINK, F.T., C.A. PHILLIPS, and E.J. HESKE, 1998. A riparian zone in southern Illinois as a potential dispersal corridor for reptiles and amphibians. *Biological Conservation*, 86: 107-115.
- CADI, A. and P. JOLY, 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation*, 13: 2511-2518.
- CHAREST, R. et D. MONDOU, 2005. Les parcs nationaux québécois : une mission à deux volets. *Le Naturaliste canadien*, 129, (2): 73-77.
- DAVIC, R.D. and H.H. WELSH, Jr., 2004. On the ecological roles of salamanders. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35: 405-434.
- DEGUISE, I.E. and J.T. KERR, 2006. Protected areas and prospects for endangered species conservation in Canada. *Conservation Biology*, 20: 48-55.
- FAHRIG, L., 1997. Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. *Journal of Wildlife Management*, 61: 603-610.
- FAHRIG, L., J.H. PEDLAR, S.E. POPE, P.D. TAYLOR, and J.F. WEGNER, 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation*, 73: 177-182.
- FINDLAY, C.S. and J. HOULAHAN, 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11: 1000-1009.
- FORMAN, R.T.T. and L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-231.
- FORTIN, C., D. BOUCHARD, F. MORNEAU, P. GALOIS et M. OUELLET, 2005. Étude de suivi environnemental des secteurs d'entraînement du ministère de la Défense nationale. Inventaires des ressources naturelles. Rapport consolidé préparé pour le ministère de la Défense nationale, 5e Groupe de Soutien de Secteur/Conservation des ressources. FORAMEC, Québec, Québec, 104 p. + 6 annexes.
- FORTIN, C., M. LIZOTTE, P. GALOIS et M. OUELLET, 2006. Évaluation du territoire occupé par le castor au parc national d'Oka. Rapport consolidé présenté au parc national d'Oka. FORAMEC, Québec, Québec, 47 p. + 3 annexes.
- FRANKHAM, R., 1995. Conservation genetics. *Annual Review of Genetics*, 29: 305-327.
- GALOIS, P. et M. OUELLET, 2005. Le Grand Bois de Saint-Grégoire, un refuge pour l'herpétofaune dans la plaine montérégienne. *Le Naturaliste canadien*, 129, (2): 37-43.
- GALOIS, P. and M. OUELLET, 2006. Health and disease in Canadian reptile populations. *In*: Seburn, C.N.L. and C.A. Bishop (Editors). *Ecology, conservation and status of reptiles in Canada*. Herpetological Conservation, Vol. 2. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, Saint Louis, Missouri, pp. 131-168.
- GIBBONS, J.W., D.E. SCOTT, T.J. RYAN, K.A. BUHLMANN, T.D. TUBERVILLE, B.S. METTS, J.L. GREENE, T. MILLS, Y. LEIDEN, S. POPPY, and C.T. WINNE, 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience*, 50: 653-666.
- GIBBS, J.P., 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. *Journal of Wildlife Management*, 62: 584-589.

- GIBBS, J.P. and W.G. Shriver, 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology*, 16: 1647-1652.
- GRAILLON, P., 2004. Le programme de suivi de l'intégrité écologique et du développement durable au parc national du Mont-Mégantic. *Le Naturaliste canadien*, 128, (1): 118-120.
- GRIFFITH, B., J.M. SCOTT, J.W. CARPENTER, and C. REED, 1993. Animal translocations and potential disease transmission. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 24: 231-236.
- GURD, D.B. and T.D. NUDDS, 1999. Insular biogeography of mammals in Canadian parks: a re-analysis. *Journal of Biogeography*, 26: 973-982.
- HANNAH, L., G.F. MIDGLEY, T. LOVEJOY, W.J. BOND, M. BUSH, J.C. LOVETT, D. SCOTT, and F.I. WOODWARDS, 2002. Conservation of biodiversity in a changing climate. *Conservation Biology*, 16: 264-268.
- HECNAR, S.J., G.S. CASPER, R.W. RUSSELL, D.R. HECNAR, and J.N. ROBINSON, 2002. Nested species assemblages of amphibians and reptiles on islands in the Laurentian Great Lakes. *Journal of Biogeography*, 29: 475-489.
- HOULAHAN, J.E., C.S. FINDLAY, B.R. SCHMIDT, A.H. MEYER, and S.L. KUZMIN, 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- KERR, J.T. and J. CILHAR, 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications*, 14: 743-753.
- MACARTHUR, R.H. and E.O. WILSON, 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17: 373-387.
- MAISONNEUVE, C. and S. RIOUX, 2001. Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 165-175.
- MARSH, D.M. and P.C. TRENHAM, 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15: 40-49.
- NAIMAN, R.J., H. DÉCAMPS, and M. POLLOCK, 1993. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. *Ecological Applications*, 3: 209-212.
- NOËL, S., M. OUELLET, P. GALOIS, and F.-J. LAPOINTE, 2007. Impact of urban fragmentation on the genetic structure of the eastern red-backed salamander. *Conservation Genetics*. (Sous presse).
- OUELLET, M., J. BONIN, J. RODRIGUE, J.-L. DESGRANGES, and S. LAIR, 1997. Hindlimb deformities (ectromelia, ectrodactyly) in free-living anurans from agricultural habitats. *Journal of Wildlife Diseases*, 33: 95-104.
- OUELLET, M. et P. GALOIS, 2004. Inventaire herpétofaunique du parc national du Mont-Saint-Bruno. Rapport réalisé pour le parc national du Mont-Saint-Bruno, Saint-Bruno-de-Montarville, Québec, 19 p.
- OUELLET, M. et P. GALOIS, 2005. Inventaire des amphibiens et des reptiles dans le secteur du parc national du Mont-Mégantic: synthèse des années 2003 et 2004. Rapport scientifique réalisé pour le parc national du Mont-Mégantic, Notre-Dame-des-Bois, Québec, 25 p.
- OUELLET, M. et P. GALOIS, 2006. Bilan des connaissances et plan de conservation des amphibiens et des reptiles au parc national d'Oka. Rapport scientifique réalisé pour le parc national d'Oka. Amphibia-Nature, Montréal, Québec, 63 p.
- OUELLET, M., P. GALOIS, C. FORTIN et J. OUELLET, 2006. Historique et inventaire des amphibiens et des reptiles de l'île d'Anticosti et du parc national d'Anticosti. Rapport scientifique réalisé pour le parc national d'Anticosti. Amphibia-Nature, Montréal, Québec. En préparation.
- OUELLET, M., P. GALOIS et R. PÉTEL, 2004. Inventaire des amphibiens et des reptiles sur le mont Royal au cours de l'année 2004. Rapport scientifique réalisé pour la Direction des sports, des parcs et des espaces verts de la Ville de Montréal, Montréal, Québec, 34 p.
- OUELLET, M., P. GALOIS, R. PÉTEL et C. FORTIN, 2005a. Les amphibiens et les reptiles des collines montérégiennes: enjeux et conservation. *Le Naturaliste canadien*, 129, (1): 42-49.
- OUELLET, M., I. MIKALIAN, B.D. PAULI, J. RODRIGUE, and D.M. GREEN, 2005b. Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations. *Conservation Biology*, 19: 1431-1440.
- POMERANTZ, G.A., D.J. DECKER, G.R. GOFF, and K.G. PURDY, 1988. Assessing impact of recreation on wildlife: a classification scheme. *Wildlife Society Bulletin*, 16: 58-62.
- REED, D.H. and R. FRANKHAM, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology*, 17: 230-237.
- RIVARD, D.H., J. POITEVIN, D. PLASSE, M. CARLETON, and D.J. CURRIE, 2000. Changing species richness and composition in Canadian national parks. *Conservation Biology*, 14: 1099-1109.
- RODRIGUES, A.S.L. et al., 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428: 640-643.
- ROOT, T.L., J.T. PRICE, K.R. HALL, S.H. SCHNEIDER, C. ROSENZWEIG, and J.A. POUNDS, 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57-60.
- SARAKINOS, H., A.O. NICHOLLS, A. TUBERT, A. AGGARWAL, C.R. MARGULES, and S. SARKAR, 2001. Area prioritization for biodiversity conservation in Québec on the basis of species distributions: a preliminary analysis. *Biodiversity and Conservation*, 10: 1419-1472.
- SCHMIEGELOW, F.K.A. and T.D. NUDDS, 1987. Island biogeography of vertebrates in Georgian Bay Islands National Park. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 3041-3043.
- SCOTT, J.M., F.W. DAVIS, R.G. MCGHIE, R.G. WRIGHT, C. GROVES, and J. ESTES, 2001. Nature reserves: do they capture the full range of America's biological diversity? *Ecological Applications*, 11: 999-1007.
- SEMLITSCH, R.D., 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, 16: 619-629.
- SÉPAQ, 2006. Société des établissements de plein air du Québec. <http://www.sepaq.com>
- SNODGRASS, J.W., M.J. KOMOROSKI, A.L. BRYAN, Jr., and J. BURGER, 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology*, 14: 414-419.
- STUART, S.N., J.S. CHANSON, N.A. COX, B.E. YOUNG, A.S.L. RODRIGUES, D.L. FISCHMAN, and R.W. WALLER, 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science*, 306: 1783-1786.
- UQCN, 2005. Importance et impacts des pressions périphériques sur le maintien de l'intégrité écologique des aires protégées du Québec: six études de cas. Union québécoise pour la conservation de la nature, Québec, Québec, 69 p. + 6 documents en annexes.
- WILLSON, J.D. and M.E. DORCAS, 2003. Effects of habitat disturbance on stream salamanders: implications for buffer zones and watershed management. *Conservation Biology*, 17: 763-771.