

Principes de conservation et
d'aménagement des habitats des
amphibiens: revue de littérature
et recommandations suggérées
pour la rainette faux-grillon
de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*)



Direction du développement de la faune

**PRINCIPES DE CONSERVATION ET D'AMÉNAGEMENT DES HABITATS DES
AMPHIBIENS: REVUE DE LITTÉRATURE ET RECOMMANDATIONS
SUGGÉRÉES POUR LA RAINETTE FAUX-GRILLON DE L'OUEST
(*Pseudacris triseriata*)**

par

Martin Ouellet

et

Céline Leheurteux

Amphibia-Nature

pour

l'Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

Québec, Novembre 2007

Référence à citer:

OUELLET, M. et C. LEHEURTEUX. 2007. Principes de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens: revue de littérature et recommandations suggérées pour la rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*). Amphibia-Nature et ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement de la faune, Québec. 52 pages.

Dépôt légal — Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2007.

ISBN: 978-2-550-48886-6 (version papier)

978-2-550-48887-3 (version pdf)

RÉSUMÉ

Les populations de rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) sont en déclin dans le sud-ouest du Québec depuis plusieurs années. La destruction et le drainage des milieux humides, l'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation, les activités forestières et récréatives, la pollution, la lutte chimique contre les moustiques et l'introduction d'espèces invasives sont autant de menaces qui pèsent sur leur habitat. Depuis quelques années, différentes actions ont été entreprises afin de prévenir la disparition de cette espèce. Cette revue de la littérature scientifique a pour objectif de synthétiser les principes actuels de conservation et d'aménagement des habitats des amphibiens dans le but de formuler des recommandations adaptées à la conservation de *P. triseriata* sur le territoire québécois. Les recommandations émises constituent des lignes directrices pour orienter objectivement les actions sur le terrain. Ces dernières traitent, entre autres, de la conservation des étangs de reproduction, de la connexité des habitats, des bandes de protection autour des étangs de reproduction, des corridors de dispersion, des activités forestières, agricoles, récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation, du drainage et des effets de l'aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales.

TABLE DES MATIÈRES

	<i>Page</i>
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
1. INTRODUCTION	1
2. REVUE DE LITTÉRATURE	3
2.1 Bandes de protection autour des étangs de reproduction des amphibiens	3
2.2 Corridors de dispersion chez les amphibiens	6
2.3 Activités forestières dans les zones de conservation des amphibiens	13
2.4 Activités agricoles dans les zones de conservation des amphibiens	19
2.5 Drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation des amphibiens	25
2.6 Activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation des amphibiens	28
2.7 Effets de l'aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales sur les amphibiens	31
3. RECOMMANDATIONS	37
3.1 Bandes de protection autour des étangs de reproduction de la rainette faux-grillon de l'Ouest	37
3.2 Corridors de dispersion pour la rainette faux-grillon de l'Ouest	37
3.3 Activités forestières dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest	38
3.4 Activités agricoles dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest	38
3.5 Drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation de la rainette faux- grillon de l'Ouest	39
3.6 Activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest	39
3.7 Aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales pour la rainette faux- grillon de l'Ouest	40
4. CONCLUSION	42
5. AUTEURS DU RAPPORT	43
6. REMERCIEMENTS	44
RÉFÉRENCES	45

LISTE DES TABLEAUX

	<i>Page</i>
Tableau 1. Revue de littérature sur les bandes de protection autour des étangs de reproduction des amphibiens.	5
Tableau 2. Revue de littérature sur les corridors de dispersion des amphibiens.	12
Tableau 3. Revue de littérature sur les activités forestières dans les zones de conservation des amphibiens.	17
Tableau 4. Revue de littérature sur les activités agricoles dans les zones de conservation des amphibiens.	24
Tableau 5. Revue de littérature sur le drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation des amphibiens.	27
Tableau 6. Revue de littérature sur les activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation des amphibiens.	30
Tableau 7. Revue de littérature sur les effets de l'aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales sur les amphibiens.	36

1. INTRODUCTION

La rainette faux-grillon de l'Ouest (*Pseudacris triseriata*) est disparue d'une bonne partie de la région de la Montérégie. Telle qu'identifiée historiquement par Bleakney (1959), cette grande région faisait partie, avec l'Outaouais, de son aire de répartition historique au Québec. Le développement immobilier, le secteur industriel et l'agriculture intensive de la banlieue sud de Montréal, de même que le drainage associé à ces activités, menacent aujourd'hui la plupart des sites actuels de reproduction de cette espèce dans la région métropolitaine de Montréal (Daigle, 1997). En effet, le réseau d'aires protégées dans le sud du Québec est loin de couvrir toute la richesse en espèces et en habitats de la province (Sarakinis *et al.*, 2001). C'est pourtant dans cette région que la biodiversité et le nombre d'espèces en situation précaire sont le plus élevés et subissent les menaces les plus sérieuses (Ouellet *et al.*, 2005a; Galois *et al.*, 2007).

Dans la littérature scientifique, la répartition et l'aménagement des habitats sont identifiés fréquemment comme des facteurs contribuant au déclin des populations d'amphibiens dans certaines régions (Knutson *et al.*, 1999). Le remplissage et le drainage des milieux humides, l'agriculture, l'urbanisation, les activités forestières et récréatives, la pollution, la lutte chimique contre les moustiques et l'introduction d'espèces invasives sont autant de menaces qui pèsent sur les étangs temporaires et la faune qui y habite (Colburn, 2004). De nombreuses études confirment que les amphibiens retrouvés dans des habitats dégradés sont très sensibles à la fragmentation des habitats. L'urbanisation, l'agriculture, le réseau routier et l'isolement des autres milieux humides sont autant de facteurs qui y contribuent (Semlitsch, 2000; Hermann *et al.*, 2005). Ces facteurs interfèrent avec la dynamique des populations et altèrent leur structure et leur persistance.

Les espèces d'amphibiens se reproduisant en milieu aquatique nécessitent un habitat terrestre pour, entre autres, s'alimenter et un milieu humide comme site de reproduction pour compléter leur cycle biologique (Semlitsch, 2003). La conservation de ces deux éléments essentiels de l'habitat (Colburn, 2004) tant au niveau de leur qualité que de leur superficie est essentielle au maintien des populations locales de *P. triseriata* (Porej *et al.*,

2004). C'est pourquoi l'on suggère de protéger non seulement les sites de reproduction mais aussi une zone adjacente. La largeur de la bande de protection est établie relativement à la distance de migration possible de l'espèce et elle est définie comme l'habitat terrestre, utilisé par la population locale, qui est biologiquement nécessaire au maintien de l'espèce (Porej *et al.*, 2004). À l'habitat terrestre, s'ajoute une zone tampon nécessaire à la protection de cet environnement face aux activités se pratiquant dans la zone adjacente à la bande de protection (Semlitsch, 2003). Bradford (2005) a étudié les facteurs impliqués dans le déclin des amphibiens aux États-Unis afin d'établir l'importance relative de ces facteurs face à cette baisse des populations. Selon ses recherches, l'utilisation des terres (perte d'habitat, urbanisation, agriculture, foresterie, routes) est le facteur le plus important dans le déclin d'une grande proportion des espèces d'anoures, suivi de l'introduction d'espèces exotiques et de l'exposition aux contaminants chimiques. La dégradation de l'habitat des amphibiens est la menace la plus facilement réversible dans un contexte de conservation conciliant un développement économique et une population humaine grandissante. Il est donc primordial de connaître les facteurs critiques pour la restauration et la conservation des habitats (Semlitsch, 2002).

Cette revue de la littérature scientifique a été faite dans le but de formuler des principes de conservation et d'aménagement des habitats de *P. triseriata* sur le territoire québécois. Cette revue est principalement axée sur la littérature publiée hors Québec et n'avait pas pour but de résumer les nombreux rapports ou plans de conservation disponibles localement sur cette espèce. Son objectif est plutôt de proposer des lignes directrices appuyées de références scientifiques qui guideront nos actions sur le terrain dans le but d'assurer la pérennité des différentes populations de *P. triseriata* au Québec.

2. REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Bandes de protection autour des étangs de reproduction des amphibiens

Plusieurs espèces d'amphibiens se reproduisent et pondent leurs œufs dans un milieu aquatique durant une courte saison de reproduction puis migrent dans des habitats terrestres pour se nourrir et hiberner. L'importance biologique de ces deux habitats dans le maintien de la biodiversité est vitale et ces milieux doivent être gérés ensemble (Semlitsch et Bodie, 2003; Colburn, 2004). L'habitat essentiel est défini comme l'ensemble des milieux aquatiques et terrestres nécessaires à la réalisation de toutes les fonctions du cycle de vie d'une espèce (Semlitsch et Bodie, 2003). Les activités effectuées dans cet habitat incluent en plus de la reproduction, l'alimentation, le refuge et l'hibernation (Denton *et al.*, 1997; Calhoun et Hunter, 2003; Semlitsch et Bodie, 2003). Une approche holistique à l'échelle du paysage doit être adoptée dans la conservation d'une espèce menacée afin de répondre à tous ses besoins écologiques (Denton *et al.*, 1997; Willson et Dorcas, 2003).

L'habitat terrestre adjacent à l'aire de reproduction correspond à la bande de protection. Selon Semlitsch (2003), la bande de protection doit être divisée en trois zones :

- Une zone terrestre immédiatement adjacente à l'habitat aquatique et protégeant ce dernier (*aquatic buffer*);
- L'habitat terrestre proprement dit qui est utilisé par une espèce, incluant la première zone (*core habitat*);
- Une zone tampon protégeant l'habitat terrestre des impacts des activités humaines environnantes (*terrestrial buffer*).

L'effet de lisière forestière (ensoleillement et vents accrus, assèchement du sol, espèces invasives et prédateurs) qui résulte de plusieurs utilisations des terres environnantes, s'étend généralement sur une distance de 50 m (Semlitsch et Bodie, 2003). Afin de pallier à cet impact sur l'habitat essentiel terrestre, une zone tampon de 50 m doit être ajoutée à ce dernier afin de créer une bande de protection adéquate.

Chez la grenouille des bois (*Rana sylvatica*), la proportion de mâles et de femelles affectée par une perturbation varie avec la distance par rapport à l'étang de reproduction et selon la

saison (Regosin *et al.*, 2003). Durant la période de reproduction, les individus se situent dans les étangs et leurs alentours, tandis qu'ils s'éloignent de façon significative au cours de l'été jusqu'au début de l'hibernation. Durant l'hibernation, la proportion de femelles augmente avec la distance par rapport à l'étang de reproduction (Regosin *et al.*, 2003). Les aires d'hibernation doivent être dûment protégées afin de réduire l'impact des activités humaines sur la population. Le mâle *P. triseriata* semble s'éloigner plus loin de l'étang de reproduction que la femelle durant l'été, mais hiberne plus près de ce dernier de façon à être le premier arrivé lors du dégel. Durant l'été, ces derniers ont été retrouvés jusqu'à 213 m de l'étang et peuvent parcourir jusqu'à 42 m par jour et jusqu'à 195 m en 25 jours (Kramer, 1973). Les amphibiens adultes migrent généralement sur une distance minimale de 100 m de l'étang de reproduction vers l'habitat terrestre (Colburn, 2004).

Dans leur revue de littérature, Burke et Gibbons (1995) concluent qu'une bande de protection de 275 m amène une protection adéquate pour de nombreuses espèces dépendantes de milieux isolés. Semlitsch et Bodie (2003) ont évalué dans leur revue de littérature que l'habitat terrestre des amphibiens s'étend selon les espèces de 159 à 290 m du site de reproduction. Dans le cas de *P. triseriata*, il est établi à 213 m, basé sur l'étude de Kramer (1973). À cette estimation, il faut ajouter les 50 m de zone tampon de l'habitat terrestre représentant une bande de protection totale de 263 m.

Certaines études sur l'orientation du mouvement des amphibiens durant la saison de reproduction ont démontré que le mouvement de la plupart des individus suit une ligne droite (Joly *et al.*, 2003). La dispersion des juvéniles est unidirectionnelle et s'étend sur une distance plus longue que celle de la migration annuelle des adultes (Semlitsch et Bodie, 2003). Colburn (2004) rapporte que chez *P. triseriata*, les juvéniles qui quittent l'étang de reproduction pour la première fois franchissent des distances plus importantes que les adultes.

La présence et la densité de plusieurs espèces d'anoures dans certains sites potentiels sont influencées par la superficie, la qualité et la relation du milieu humide avec l'habitat environnant, incluant les champs et les boisés (Findlay *et al.*, 2001). Étant donné que la

qualité de l'habitat est fonction de sa topographie, de sa végétation et de sa superficie, la dimension de la bande de protection peut varier et doit être déterminée pour chaque milieu humide (Semlitsch, 1998).

Tableau 1. Revue de littérature sur les bandes de protection autour des étangs de reproduction des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
Amphibiens	Caroline du Sud, États-Unis	Une bande de protection de 275 m amène une protection adéquate des milieux humides isolés.	Burke et Gibbons, 1995
Amphibiens	-	Une zone tampon de 50 m doit être ajoutée à la superficie de l'habitat terrestre essentiel afin de protéger ce dernier de l'effet de lisière. La dispersion des juvéniles est unidirectionnelle et s'étend sur une distance plus longue que celle de la migration annuelle des adultes.	Semlitsch et Bodie, 2003
Amphibiens	-	Les adultes effectuent une migration moyenne d'au moins 100 m pour atteindre leur habitat terrestre à partir de l'étang de reproduction. Les juvéniles parcourent des distances encore plus importantes.	Colburn, 2004
<i>Pseudacris triseriata</i>	Indiana, États-Unis	Le mâle s'éloigne plus de l'étang de reproduction que la femelle durant l'été, mais hiberne plus près de ce dernier. Certains individus ont été retrouvés jusqu'à 213 m de l'étang et peuvent parcourir jusqu'à 42 m par jour.	Kramer, 1973
<i>Pseudacris triseriata</i>	-	Une bande de protection adéquate s'étend sur une distance de 263 m du site de reproduction.	Semlitsch et Bodie, 2003
<i>Rana sylvatica</i>	Massachusetts, États-Unis	La répartition géographique des individus par rapport à l'étang de reproduction varie selon le sexe et la saison. L'impact de l'activité humaine diffère selon la distance par rapport à l'étang de reproduction et la saison à laquelle elle s'effectue.	Regosin <i>et al.</i> , 2003

2.2 Corridors de dispersion chez les amphibiens

La fragmentation menace la persistance d'une population par l'effet combiné d'une diminution des habitats disponibles et de l'augmentation de la distance entre ces derniers. La relation entre la destruction d'un habitat et l'isolement d'une population est une relation non linéaire (Joly *et al.*, 2003). Les corridors de dispersion visent à faciliter le mouvement des individus entre les habitats afin de maintenir une diversité génétique et permettre la recolonisation des habitats desquels l'espèce peut disparaître sporadiquement (Calhoun et Hunter, 2003; Semlitsch, 2003). Le risque d'extinction locale de l'espèce est relié aux fluctuations démographiques et écologiques stochastiques auxquelles font face chaque espèce (Burbrink *et al.*, 1998).

L'adaptation au milieu aquatique a imposé à de nombreuses espèces vivant dans les milieux humides des contraintes quant à leur déplacement dans le milieu terrestre (Semlitsch et Bodie, 1998). Plusieurs générations peuvent être nécessaires afin qu'une population puisse traverser un corridor de dispersion (Burbrink *et al.*, 1998). Le développement périurbain exerce une pression grandissante sur les milieux humides. Leur conservation représente un défi de taille étant donné les superficies grandissantes de ciment et d'asphalte et la fragmentation de l'habitat par le réseau routier (Calhoun et Hunter, 2003). La stratégie de conservation doit inclure un inventaire des ressources et une priorisation des aires ayant un potentiel de conservation. Le maintien des populations nécessite une gestion proactive incluant la conservation des milieux humides et de leur connexité (*connectivity*) et l'intégration de ces derniers dans l'aménagement du territoire (Pope *et al.*, 2000; Calhoun et Hunter, 2003).

Selon Calhoun et Hunter (2003), un plan de conservation en milieu périurbain devrait inclure :

- La préservation de l'hydrologie des milieux humides existants;
- L'élimination des espèces exotiques invasives;
- Le contrôle des prédateurs tels que les rats laveurs (*Procyon lotor*), les moufettes rayées (*Mephitis mephitis*) et les chats errants (*Felis catus*);

- La réduction de l'application de sel et de pesticides par la municipalité et les particuliers près des aires de conservation et spécialement près des étendues d'eau;
- L'éducation du public au niveau des pratiques écologiques à adopter.

Facteurs à considérer dans le choix d'un corridor

Les besoins biologiques d'une espèce pour réaliser son cycle de vie doivent être pris en considération lors de l'évaluation d'un corridor de dispersion potentiel. Afin d'assurer le mouvement d'une espèce, un corridor doit présenter des sites d'hibernation, de reproduction et d'alimentation (Semlitsch, 1998). Dans le cas de *P. triseriata*, l'étang de reproduction est aussi important que l'habitat terrestre afin de réaliser son cycle de vie. Selon Burbrink *et al.* (1998), la largeur d'un corridor ne semble pas être corrélée positivement avec la richesse en amphibiens dans les bandes riveraines servant de corridors. Selon cette étude, le succès d'une bande riveraine réside principalement dans l'hétérogénéité des habitats rencontrés dans celle-ci. L'accès direct à un boisé peut être déterminant pour certaines espèces (Burbrink *et al.*, 1998), mais ne semble pas crucial pour *P. triseriata*.

Connexité entre les étangs de reproduction

Les populations isolées et de petites tailles sont particulièrement vulnérables à l'extinction (Reed et Frankham, 2003; Gray *et al.*, 2004; Noël *et al.*, 2007). Ainsi, l'aménagement des habitats doit avoir comme objectif de rétablir un lien entre les populations isolées (Denton *et al.*, 1997). Certains adultes peuvent se reproduire dans un étang pour ensuite fréquenter un étang adjacent, mais semblent avoir une préférence (philopatrie) pour un étang en particulier (Kramer 1973; Joly *et al.*, 2003; Semlitsch, 2003; Colburn, 2004). Ainsi, plusieurs auteurs suggèrent que la dispersion de l'espèce se réalise principalement par les juvéniles. Pour cette raison, la connexité entre les étangs est cruciale pour la conservation d'une population. La création d'un réseau d'étangs de profondeur variable améliore la probabilité du maintien d'une population en donnant accès à des étangs de profondeur idéale indépendamment de la variabilité des conditions météorologiques (Denton *et al.*, 1997). Ce réseau permet

également aux individus de se réfugier dans des étangs voisins lors de périodes prolongées de sécheresse ou d'inondation (Colburn, 2004). La restauration de milieux humides de petite taille, même en l'absence de corridors proprement dits, constitue des « relais biologiques » qui diminuent la probabilité d'extinction locale des espèces et favorise la persistance par son effet direct sur la dispersion des juvéniles (Semlitsch, 2000).

Connexité entre les populations

Le concept soutenant l'importance des corridors en conservation de la faune est basé sur l'échange continu d'individus nécessaire à la persistance d'une population. La contribution de quelques individus immigrants est suffisante pour favoriser la persistance d'une population à l'origine isolée par la fragmentation ou la perte d'habitat (Rosenberg *et al.*, 1997). La protection des corridors de dispersion déjà existants favorise la productivité de l'écosystème et la biodiversité régionale et locale. Ces corridors peuvent prendre la forme d'aires linéaires telles que les bandes riveraines, les parcelles boisées résiduelles après une exploitation forestière, les haies en région agricole ou encore les espaces verts en région urbaine ou périurbaine (Rosenberg *et al.*, 1997). L'efficacité du corridor est fonction, entre autres, de la capacité des individus de la population à trouver le corridor, à le sélectionner et à le traverser. Les corridors de dispersion peuvent également, de façon indépendante, représenter un habitat supplémentaire pour les populations (Rosenberg *et al.*, 1997). Les corridors de dispersion semblent favoriser le niveau d'immigration des individus entre les populations, mais de nombreux facteurs interviennent dans l'influence absolue de ces derniers. La largeur du corridor, sa forme et la qualité des habitats environnants sont à considérer. Par exemple, un corridor très large n'est pas nécessairement plus efficace qu'un corridor plus étroit. L'habitat entourant le corridor peut influencer son utilisation en fournissant des éléments attrayants pour une espèce (refuge, hibernacle, source de nourriture, etc.). Le type de déplacement et les relations intraspécifiques de l'espèce ciblée peuvent être compatibles ou non avec l'utilisation d'un corridor linéaire (Rosenberg *et al.*, 1997). Deux possibilités au corridor linéaire se présentent lorsque la qualité d'un habitat n'est pas adéquate ou qu'il est impossible de protéger complètement cet habitat. La première

est de relier deux habitats par une multitude de microhabitats de façon à former une matrice les rapprochant. La deuxième est d'augmenter la surface des deux habitats séparément. Un habitat de qualité et de dimension adéquate requiert un niveau de connectivité moindre pour assurer la persistance de sa population (Rosenberg *et al.*, 1997). Régionalement, la densité de milieux humides visée devrait être de 0,48 à 0,59 milieu humide par km² en restaurant ou en créant des petits milieux humides (< 1 ha) pouvant représenter des « relais biologiques » entre les milieux humides adjacents (Semlitsch, 2002).

Perte des milieux humides

Deux facteurs sont à la base de la dynamique des métapopulations : le nombre d'individus qui migrent entre les étangs et la distance qu'ils doivent parcourir (Semlitsch, 2000). La perte des petits milieux humides devient critique à la suite de la réduction du nombre d'individus qui pourraient migrer vers d'autres habitats et l'augmentation exponentielle de la distance entre les milieux humides (Gibbs, 1993). La perte ou l'altération d'un milieu humide, de grande ou de petite superficie, réduit le nombre d'étangs potentiels où les amphibiens peuvent se reproduire et bénéficier d'un recrutement de juvéniles dans la population (Semlitsch et Bodie, 1998). La distance entre deux milieux humides est directement reliée à la probabilité de migration et de recolonisation et donc, à celle de la sauvegarde d'une population de l'extinction. Chaque milieu humide compte dans l'optique d'une réduction de la distance qui sépare chaque étang. La protection systématique et obligatoire des milieux humides, quelle que soit leur superficie, peut représenter une alternative plus efficace ou un complément à la création de corridors visant à relier les étangs de reproduction plus grands, mais isolés. Les milieux humides de petite taille ont une importance biologique significative en produisant un grand nombre de juvéniles et en préservant la diversité régionale d'amphibiens (Semlitsch et Bodie, 1998). Le succès de reproduction d'une population semble être principalement déterminé par le nombre et la santé des larves se métamorphosant et quittant l'étang (Semlitsch, 2003). Une certaine proportion des sites de reproduction à l'intérieur d'une métapopulation peut présenter des taux de croissance de population négatifs à long terme (Griffiths, 1997; Marsh et Trenham,

2001). L'extinction et les fluctuations drastiques que peut subir une population à court terme sont généralement reliées à des variations climatiques (Corn et Fogleman, 1984; Monello et Wright, 1999). L'humain, quant à lui, cause des variations dans la répartition et l'abondance de la population qui s'inscrivent à long terme (Daigle, 1997). Les populations doivent donc compter sur des recolonisations périodiques pour assurer leur persistance (Griffiths, 1997; Skelly, 2001; Semlitsch, 2003).

Bandes riveraines

Les bandes riveraines préviennent l'érosion, filtrent les fertilisants, les pesticides et les sédiments et régularisent la température de l'eau. En zone agricole québécoise, la bande riveraine obligatoire n'est que de 3 m selon la politique provinciale alors qu'en zone urbaine ou forestière, cette bande doit être de 10 à 20 m (Maisonneuve et Rioux, 2001; Ouellet *et al.*, 2005a). Il est cependant reconnu dans la littérature scientifique qu'une bande riveraine de 30 à 60 m est nécessaire à la protection du milieu aquatique adjacent (Semlitsch et Bodie, 2003). Selon Maisonneuve et Rioux (2001), les bandes riveraines arbustives comportent une plus grande diversité herpétofaunique. Dans les milieux fragmentés, les bandes riveraines agissent comme des corridors de dispersion entre les habitats isolés.

Tunnels et ponceaux

Les routes peuvent avoir de nombreux effets négatifs sur les populations animales (Langton, 1989; Forman et Alexander, 1998; Findlay et Bourdages, 2000). Les collisions des animaux avec des automobiles peuvent résulter en des taux de mortalité élevés. Le réseau routier affecte la qualité de l'habitat en augmentant la pénétration de la lumière et du vent, l'exposition aux polluants et la colonisation par des espèces invasives. Finalement, les routes fragmentent l'habitat en limitant le mouvement des populations animales (Marsh *et al.*, 2005). Selon l'étude de Findlay et Houlahan (1997), la diversité herpétologique diminue en fonction de la densité routière et elle peut être affectée jusqu'à une distance de 2000 m d'un

milieu humide. Une augmentation de 2 m par hectare de la densité routière peut mener à une diminution de 19 % de la richesse en espèces. La présence de la salamandre tigrée (*Ambystoma tigrinum*) est corrélée négativement avec la longueur de route pavée se retrouvant à moins d'un kilomètre autour du site de reproduction (Porej *et al.*, 2004). L'étude de Jackson et Tynning (1989) a évalué au Massachusetts l'efficacité d'un tunnel de 10 m de longueur et de clôtures de dérivation pour la migration de la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*) et de *R. sylvatica*. Le tunnel a été traversé par 68,4 % des salamandres alors que très peu de grenouilles des bois l'ont franchi complètement. Plusieurs grenouilles ont été retrouvées dans les clôtures. Il est possible que le tunnel ait favorisé la migration d'*A. maculatum* tout en représentant un obstacle pour *R. sylvatica*. Certains aménagements maintiennent la connexité entre les habitats alors que d'autres éloignent l'animal de ceux-ci et l'amène à périr dans des habitats hostiles. Ces chemins migratoires doivent être identifiés et leur utilisation doit être étudiée (Pe'er *et al.*, 2005). Dans l'étude d'Ashley et Robinson (1996), les amphibiens constituaient 92,1 % de la mortalité routière. L'espèce la plus affectée était *R. pipiens* avec 85,4 % des mortalités. Quant à *P. triseriata*, elle représentait une proportion négligeable avec 12 mortalités sur 30 034, soit 0,04 % sur une période de 4 ans.

Tableau 2. Revue de littérature sur les corridors de dispersion des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
-	-	La contribution de quelques individus immigrants favorise la persistance d'une population vivant dans un habitat fragmenté. Les corridors de dispersion peuvent représenter un habitat supplémentaire pour les populations. Le type de déplacement et les relations intraspécifiques de l'espèce ciblée peuvent être compatibles ou non avec l'utilisation d'un corridor.	Rosenberg <i>et al.</i> , 1997
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Rana sylvatica</i>	Massachusetts, États-Unis	Une étude a évalué l'efficacité d'un tunnel de 10 m de longueur et de clôtures de dérivation pour la migration. Le tunnel a été traversé par 68,4 % des salamandres alors que peu de grenouilles des bois l'ont franchi.	Jackson et Tynning, 1989
<i>Ambystoma tigrinum</i>	Ohio, États-Unis	La présence de cette espèce est corrélée négativement avec la longueur de route asphaltée se trouvant à moins d'un kilomètre autour du site de reproduction.	Porej <i>et al.</i> , 2004
Amphibiens	-	La perte de petits milieux humides amène une réduction du nombre d'individus pouvant migrer vers d'autres habitats et augmente exponentiellement la distance entre les milieux humides.	Gibbs, 1993
Amphibiens	Ontario, Canada	La diversité herpétologique diminue avec la densité routière dans un rayon de 0 à 2000 m autour d'un milieu humide. Une augmentation de 2 m par hectare de la densité routière peut mener à une diminution de 19 % de la richesse en espèces.	Findlay et Houlahan, 1997
Amphibiens	-	Afin d'assurer le mouvement d'une espèce, un corridor doit présenter des sites d'hibernation, de reproduction et d'alimentation. La perte de milieux humides affecte directement la densité de ces milieux et se manifeste par une augmentation parfois critique de la distance entre deux milieux humides.	Semlitsch, 1998
Amphibiens	-	Deux facteurs sont à la base de la dynamique des métapopulations : la densité des individus qui migrent entre les étangs et la distance qu'ils doivent parcourir.	Semlitsch, 2000
Amphibiens	-	Une densité de 0,48 à 0,59 milieu humide par km ² devrait être visée et peut être atteinte en restaurant ou en créant de petits milieux humides (< 1 ha) pouvant représenter des « relais biologiques » entre les milieux humides adjacents.	Semlitsch, 2002
Amphibiens	-	Une bande riveraine de 30 à 60 m est nécessaire à la protection du milieu aquatique adjacent.	Semlitsch et Bodie, 2003
Amphibiens, reptiles	-	La largeur d'un corridor ne semble pas être corrélée positivement avec la richesse en amphibiens dans les bandes riveraines. Le facteur déterminant pour la qualité d'une bande riveraine réside principalement dans l'hétérogénéité des habitats rencontrés dans le corridor. L'accès direct à un boisé ne semble pas être crucial pour <i>P. triseriata</i> .	Burbrink <i>et al.</i> , 1998
<i>Bufo calamita</i>	Royaume-Uni	La création d'un réseau d'étangs de profondeur variable améliore la probabilité du maintien d'une population en fournissant des étangs de profondeur idéale indépendamment des conditions météorologiques.	Denton <i>et al.</i> , 1997
<i>Pseudacris triseriata</i> , <i>Rana pipiens</i>	Ontario, Canada	La mortalité routière attribuable aux amphibiens est de 92,1 %. <i>R. pipiens</i> représente 85,4 % des mortalités. <i>P. triseriata</i> représente une proportion négligeable avec 12 mortalités sur 30 034 (0,04 %).	Ashley et Roberson, 1996

2.3 Activités forestières dans les zones de conservation des amphibiens

Les amphibiens représentent le groupe de vertébrés le plus abondant dans de nombreux écosystèmes forestiers (deMaynadier et Hunter, 1995; Calhoun et Hunter, 2003). Les zones forestières, même exploitées, présentent un potentiel de conservation important (deMaynadier et Hunter, 1995). Guerry et Hunter (2002) soulignent l'importance d'élaborer des stratégies de conservation spécifiques à chaque espèce. Par exemple, même si l'habitat forestier est généralement optimal pour les amphibiens, les zones ouvertes sont très importantes pour le crapaud d'Amérique (*Bufo americanus*) et *R. pipiens*. L'habitat dans lequel *P. triseriata* est principalement observée est la prairie herbacée (Bleakney, 1959), ce qui confirme son affinité particulière pour cet habitat (Colburn, 2004).

L'habitat forestier fournit de l'ombre et de la litière organique, régularise la température du milieu et retient l'humidité (deMaynadier et Hunter, 1995; Calhoun et Hunter, 2003). Il représente également un corridor de migration et une zone tampon qui protège les jeunes de l'année (deMaynadier et Hunter, 1999). De plus, les milieux humides entourés de couvert forestier sont plus susceptibles de présenter des étangs temporaires et une température de l'eau moins élevée (Findlay *et al.*, 2001; Herrmann *et al.*, 2005; Rubbo et Kiesecker, 2005). Rothermel et Semlitsch (2002) ont observé un taux de recapture deux fois plus bas dans un habitat herbacé que dans un habitat forestier pour *B. americanus* et pour *A. maculatum* et suggèrent que la fragmentation du milieu forestier ralentisse la dispersion de certaines espèces d'amphibiens. Les juvéniles semblent être en mesure de percevoir et de sélectionner les habitats optimaux et de les utiliser comme corridors de dispersion. D'ailleurs, leur taux de mortalité était plus élevé dans l'habitat herbacé que dans le milieu forestier.

La coupe forestière intensive dégrade le potentiel de l'habitat forestier en modifiant les caractéristiques physiques du sol qui sont critiques pour les amphibiens (deMaynadier et Hunter, 1999). Les opérations forestières modifient la disponibilité de débris ligneux au sol (Calhoun et Hunter, 2003; Colburn, 2004; Renken *et al.*, 2004). Elles entraînent également la compaction du sol, la modification de la structure de la litière organique et la sédimentation dans les habitats aquatiques adjacents (deMaynadier et Hunter, 1995;

Semlitsch, 2000; Colburn, 2004). Les activités forestières modifient également le contenu en nutriments des eaux de surface et de la nappe phréatique, entraînent l'augmentation de la pénétration des rayons lumineux et de la température de l'eau, ce qui contribue à une présence anormalement élevée d'algues (Colburn, 2004). Plusieurs espèces d'amphibiens déposent leurs œufs dans des milieux humides liés aux activités humaines tels que les fossés, les voies de drainage et les ornières laissées par le passage de la machinerie lourde (Colburn, 2004). La reproduction dans de tels habitats peut augmenter la population locale, mais aussi représenter des pièges écologiques si cette dernière résulte en une viabilité réduite des métamorphes (DiMauro et Hunter, 2002; Colburn, 2004). Ces ornières peuvent aussi servir de canaux de ruissellement modifiant l'hydrologie des étangs temporaires adjacents (Colburn, 2004). La majorité des espèces d'amphibiens est affectée par la coupe à blanc (Renken *et al.*, 2004), certaines étant plus sensibles que d'autres (deMaynadier et Hunter, 1995). Dans l'étude de Renken *et al.* (2004), l'impact négatif de la coupe forestière sur la densité de *B. americanus* et *A. maculatum* s'est avéré significatif. Dans cette étude, la densité dans la zone témoin a aussi diminué, faisant ressortir l'importance des facteurs environnementaux et de l'échantillonnage des populations avant, pendant et après la récolte et ainsi que dans une zone témoin. Les résultats de 18 études réalisées en Amérique du Nord ont été compilés par deMaynadier et Hunter (1995). Le taux de capture d'amphibiens était en général 3,5 fois plus élevé en milieu forestier témoin que dans une coupe à blanc et il était 1,7 fois plus élevé pour les anoues. La réponse spécifique de *P. triseriata* n'a pas encore été étudiée.

Le degré de maturité d'un milieu forestier est une mesure indirecte des caractéristiques des microhabitats. La quantité de débris ligneux, le couvert forestier, le type et l'épaisseur de litière végétale, la fraîcheur et l'humidité représentent les éléments clé de ces milieux (deMaynadier et Hunter, 1995). Ces derniers ont démontré que la densité d'*A. maculatum* et de *R. sylvatica* diminue significativement entre une forêt mature et un habitat récemment déboisé. Il semble que les juvéniles de ces deux espèces sont encore plus sélectifs que les adultes envers un habitat boisé. Dans l'étude de Bonin *et al.* (1999), aucune relation significative n'a pu être établie entre la densité de la salamandre cendrée (*Plethodon cinereus*) et l'âge des forêts. La densité de *P. cinereus* était dépendante du type d'humus et

de la microtopographie du sol. Cette dernière est déterminée en grande partie par le déracinement naturel des arbres et elle est donc grandement affectée par les activités forestières. Le recrutement de cette espèce est influencé par la quantité de débris ligneux au sol. Selon DiMauro et Hunter (1992), le nombre de masse d'œufs déposés dans des mares anthropogéniques est corrélé positivement avec la présence d'une canopée forestière fermée à moins de 100 m de la mare. Ce résultat suggère que la modification du sol et l'élimination du couvert forestier associés à la coupe nuisent à certaines espèces d'amphibiens.

Herrmann *et al.* (2005) ont démontré que le couvert forestier à l'intérieur d'une zone tampon de 100 m autour d'une zone humide semblait avoir peu d'influence sur la quantité d'espèces d'amphibiens. Par contre, il représentait un facteur déterminant pour les zones tampons se situant de 100 à 1000 m de l'étang. Les efforts doivent donc être mis en place afin de s'assurer que les zones tampons inférieures à 1000 m soient dûment protégées afin d'éviter des impacts directs sur les milieux humides. Selon Findlay et Houlihan (1997), le couvert forestier est associé à la richesse en espèces herpétofauniques, surtout dans un rayon de 0 à 2000 m autour d'un milieu humide. Une perte de 20 % du couvert forestier amène un déclin dans la richesse des espèces de 17 %. Ce déclin est équivalent à celui causé par la perte de 50 % de la superficie d'un milieu humide. Dans une autre étude, la présence de *R. sylvatica* était corrélée positivement avec l'importance du couvert forestier dans un rayon de 200 à 1000 m de l'étang de reproduction et avec l'absence de poissons dans ce dernier (Porej *et al.*, 2004).

Les diverses méthodes de coupe ont des impacts différents sur l'habitat. De prime abord, la coupe sélective semble avoir un impact moindre que la coupe à blanc en créant des aires déboisées en régénération entourées de forêt intacte (Renken *et al.*, 2004). Les arbres laissés par la coupe sélective amènent de l'ombre bénéfique aux microhabitats des amphibiens. Ce type de coupe préserve également les éléments critiques du microhabitat comme la litière végétale, les débris ligneux et le couvert arbustif. Cependant, le plus grand nombre de chemins forestiers à ouvrir et de ruisseaux à traverser en comparaison avec d'autres pratiques doit être pris en considération (deMaynadier et Hunter, 1995). Les chemins forestiers mal conçus augmentent l'apport de sédiments dans les ruisseaux voisins et

peuvent avoir des impacts sur les populations de salamandres qui y vivent (deMaynadier et Hunter, 1995). Les routes forestières (de 5 à 8 m de large) réduisent les mouvements de *P. cinereus* de 51 % (Marsh *et al.*, 2005). Les chaussées abruptes semblent également nuire à ses déplacements.

Les plantations forestières peuvent nécessiter une préparation des sites qui, dépendamment des méthodes employées, a le potentiel de modifier l'habitat et de nuire aux populations d'amphibiens. Ces préparations incluent la récolte, l'enlèvement des souches, l'ouverture de chemins de coupe, le brûlage contrôlé et l'application d'herbicides (deMaynadier et Hunter, 1995). L'impact d'une plantation forestière peut aussi dépendre de l'utilisation de pesticides pour le contrôle des insectes et des maladies (Colburn, 2004). En comparaison avec les plantations de feuillus, celles de résineux présentent généralement un pH du sol plus bas, une réduction de l'épaisseur de la litière végétale et une diminution de la diversité verticale, due à un couvert herbacé et arbustif moins important (deMaynadier et Hunter, 1995). Également, les plantations de résineux ne présentent pas un degré d'hétérogénéité optimal de la maturité des arbres. La quantité de débris ligneux au sol est plus basse dans les plantations que dans les forêts naturelles (deMaynadier et Hunter, 1995). Means (2005) conclut que la sylviculture industrielle du pin dans les plaines côtières américaines ne crée pas un habitat adéquat pour les amphibiens et contribue au déclin de certaines espèces. Les activités acéricoles, quant à elles, amènent inévitablement une réduction du couvert forestier et végétal qui favorise l'évaporation au niveau du sol au détriment de la biodiversité de la faune et de la flore. Des fossés de drainage sont fréquemment aménagés afin de favoriser la croissance des érables (Galois et Ouellet, 2005).

Calhoun et Hunter (2003) ont élaboré des lignes directrices concernant la conservation des amphibiens dans des forêts exploitées :

- La coupe à blanc devrait être éliminée des pratiques de coupe;
- Les forêts matures devraient être conservées pour leur richesse et leur abondance en espèces d'amphibiens;
- La connectivité entre les habitats terrestres et les étangs de reproduction devrait être préservée;

- Les opérations forestières devraient être évitées à proximité des milieux humides. La compaction du sol altère sa capacité de rétention d'eau, sa chimie et nuit aux œufs et aux larves enfouies dans la couche de matière organique. La coupe forestière au niveau des étangs, même durant l'hiver, perturbe la végétation au sol;
- Les bandes riveraines devraient être protégées adéquatement.

Colburn (2004) énumère d'autres lignes directrices volontaires mises en place par les états américains du Maine, du Massachusetts et du Michigan afin de réduire l'impact des activités forestières sur les amphibiens :

- Favoriser l'utilisation de la machinerie lourde lorsque le sol est gelé;
- Limiter la circulation de la machinerie à des chemins définis;
- Éviter la conversion d'un type de peuplement en un autre;
- Laisser des arbres morts au sol et des souches en place.

Tableau 3. Revue de littérature sur les activités forestières dans les zones de conservation des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Bufo americanus</i>	Missouri, États-Unis	Le taux de recapture est deux fois plus bas dans un habitat herbacé que dans un habitat forestier pour ces espèces et suggère que la fragmentation du milieu forestier ralentisse leur dispersion. Les juvéniles semblent être en mesure de percevoir et de préférer des habitats optimaux et de les utiliser comme corridors de dispersion. Leur taux de mortalité est plus élevé dans l'habitat herbacé.	Rothermel et Semlitsch, 2002
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Rana sylvatica</i>	Maine, États-Unis	La densité de ces espèces diminue significativement entre une forêt mature et un habitat récemment déboisé. Les juvéniles de ces deux espèces favorisent plus un habitat boisé que les adultes.	deMaynadier et Hunter, 1999
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Rana sylvatica</i>	Maine, États-Unis	Une canopée forestière fermée à moins de 100 m de l'étang influence positivement le nombre de masses d'œufs déposés dans des mares anthropogéniques. L'élimination du couvert forestier et la modification physique du sol suite à la coupe en bande et à la coupe sélective nuisent aux espèces d'amphibiens qui se reproduisent en milieux humides forestiers.	DiMauro et Hunter, 2002
Amphibiens	États-Unis	La compaction du sol, l'élimination de débris ligneux, la modification de la structure de la litière organique et la sédimentation dans les habitats aquatiques, suite aux opérations forestières, diminuent la qualité de l'habitat des populations d'amphibiens.	Semlitsch, 2000

Amphibiens	États-Unis	La compaction du sol suite aux opérations forestières affecte sa capacité de rétention de l'eau, sa chimie et nuit aux œufs et aux larves enfouis dans la couche de matière organique. Ces opérations modifient la température et l'humidité au sol et la disponibilité de matière ligneuse. Durant l'hiver, la coupe forestière au niveau des étangs perturbe la végétation au sol.	Calhoun et Hunter, 2003
Amphibiens	-	Les activités forestières altèrent le milieu aquatique et terrestre des amphibiens. Le contenu en nutriments des eaux de surface et de la nappe phréatique, la pénétration des rayons lumineux, la température de l'eau, l'érosion, la sédimentation et la population d'algues augmentent alors que la litière végétale diminue. Les pesticides parfois utilisés dans les plantations forestières peuvent être nuisibles pour les amphibiens.	Colburn, 2004
Amphibiens	New Hampshire, États-Unis	Le couvert forestier favorise la richesse en espèces d'amphibiens dans les zones tampons se situant de 100 à 1000 m de l'étang. La protection des habitats devrait s'étendre jusqu'à 1000 m de l'étang de reproduction.	Herrmann <i>et al.</i> , 2005
Amphibiens, Anoures	Amérique du Nord	Le taux de capture en milieu forestier témoin par rapport à une coupe à blanc est de 3,5 fois plus important pour les amphibiens en général et de 1,7 fois plus important pour les anoures.	deMaynadier et Hunter, 1995
Anoures	Maine, États-Unis	La bordure des chemins forestiers présente une plus grande densité d'anoures comparativement au témoin forestier. Un chemin de 12 m de large avec circulation représentait un filtre quantitatif et qualitatif aux mouvements des anoures sans, par contre, causer l'isolement de la population.	deMaynadier et Hunter, 1995
Anoures, <i>Rana sylvatica</i>	Ontario, Canada	La richesse spécifique dans un rayon de 1 km autour d'un milieu humide est corrélée négativement avec la densité du réseau routier et corrélée positivement avec le couvert forestier. La densité de <i>R. sylvatica</i> est corrélée négativement à la densité du réseau routier.	Findlay <i>et al.</i> , 2001
<i>Bufo americanus</i> , <i>Rana pipiens</i>	Maine, États-Unis	Il est important d'élaborer des stratégies de conservation spécifiques. Par exemple, même si l'habitat forestier est généralement optimal pour les amphibiens, les zones ouvertes sont aussi importantes pour ces deux espèces.	Guerry et Hunter, 2002
<i>Plethodon cinereus</i>	Québec, Canada	La densité de la population est influencée par le type d'humus et la microtopographie du sol. Les activités forestières affectent la microtopographie du sol en éliminant le déracinement naturel des arbres. Le taux de recrutement est affecté par la quantité de débris ligneux au sol.	Bonin <i>et al.</i> , 1999
<i>Plethodon cinereus</i>	Virginie, États-Unis	Les routes forestières fragmentent l'habitat et réduisent les mouvements des individus de 51 %. Les chemins avec voies d'accotements abruptes semblent également nuire aux déplacements des individus.	Marsh <i>et al.</i> , 2005
<i>Pseudacris triseriata</i>	Québec, Canada	Les prairies herbacées semblent être l'habitat de choix de <i>P. triseriata</i> et cette dernière est principalement observée dans cet habitat.	Bleakney, 1959
<i>Rana sylvatica</i>	Ohio, États-Unis	La présence de <i>R. sylvatica</i> est corrélée positivement avec le couvert forestier dans un rayon de 200 à 1000 m de l'étang de reproduction. <i>R. sylvatica</i> peut migrer jusqu'à 1,2 km de l'étang.	Porej <i>et al.</i> , 2004

2.4 Activités agricoles dans les zones de conservation des amphibiens

Habitat et hydrologie

L'agriculture industrielle, le développement résidentiel et les routes exercent une pression sans cesse grandissante sur l'intégrité des milieux humides et la survie des espèces qui y vivent (Ouellet *et al.*, 2005a). Au Québec, une proportion importante des fermes familiales ont été converties en unités de production spécialisées largement dédiées à la monoculture du maïs et du soya. Le drainage, le remplissage et la conversion des milieux humides en zone de monoculture intensive par l'agriculture moderne amènent une perte d'habitat critique et continue. La richesse en espèces d'anoures est inversement proportionnelle à l'étendue des monocultures agricoles (Bonin *et al.*, 1997a). Ce phénomène s'explique par la perte d'habitat et l'utilisation de pesticides. Dans la vallée du Saint-Laurent, les milieux humides et les forêts ont été convertis en monoculture et l'irrigation a pris la place du système hydrique naturel (Bonin *et al.*, 1997a; Bélanger et Grenier, 2002).

La coupe forestière secondaire à l'expansion des zones agricoles résulte en une ouverture de la voûte forestière couplée à l'élimination de la strate arbustive. Cette déforestation amène un effet de lisière qui fragilise les milieux humides en les exposant à un assèchement éolien accru favorisant l'évaporation au niveau du sol. La prédation semble être également plus intense au niveau de la lisière que dans la forêt (Galois et Ouellet, 2005). Le drainage qui suit la déforestation résulte en une réduction de l'hydrologie des milieux humides adjacents et par conséquent du recrutement des amphibiens qui s'y reproduisent (Beja et Alcazar, 2003; Galois et Ouellet, 2005). Les terres agricoles en production ou récemment abandonnées et les zones périurbaines du sud-ouest de l'Ontario présentent une hydrologie hautement modifiée par les activités humaines résultant en des perturbations majeures de l'hydrologie (Findlay *et al.*, 2001). Les eaux de surface sont déviées, les ruisseaux canalisés, les terres drainées et par conséquent, les eaux de surface présentent une augmentation des concentrations de nutriments et de pesticides. Beja et Alcazar (2003) ont évalué l'impact des pratiques agricoles sur la richesse en espèces d'amphibiens au Portugal. L'étude a évalué l'impact du labourage, l'intensification des cultures, la conversion d'étangs

en réservoirs d'irrigation et l'introduction de prédateurs exotiques par les canaux d'irrigation. La conversion d'étangs en réservoirs d'irrigation s'est avérée le facteur démontrant l'impact négatif le plus important avec une réduction marquée de la densité de toutes les espèces sauf de la grenouille de Perez (*Rana perezii*). Cet impact est expliqué par la disparition des régimes hydriques naturels.

Certaines pratiques agricoles, telles que la culture du foin et le pâturage, sont plus compatibles et peuvent même être favorables aux anoures, car leur influence sur le milieu et l'utilisation de produits agrochimiques sont moindres que pour les monocultures (Knutson *et al.*, 1999). Également, elles entretiennent de façon économique la végétation à des niveaux optimaux pour la conservation de certaines espèces d'amphibiens (Denton *et al.*, 1997; Marty, 2005). Marty (2005) a évalué l'impact de la présence de troupeaux broutant le pâturage sur la diversité du couvert végétal et la diversité d'invertébrés aquatiques en Californie. Ses résultats indiquent, après 3 ans d'abandon des pâturages par le bétail, une diminution de 25 % de la richesse en espèces végétales indigènes et une diminution de 28 % de la richesse en espèces d'invertébrés aquatiques. Cette étude a également démontré une corrélation positive entre la présence de bétail et l'hydropériode. Durant l'étude, une réduction de 50 à 80 % de la durée d'inondation des étangs sans bétail a été observée, empêchant certaines espèces d'amphibiens de compléter leur cycle biologique. Pyke et Marty (2005) ont démontré l'importance de la présence de bétail en pâture afin de maintenir une hydrologie optimale pour la salamandre tigrée de Californie (*Ambystoma californiense*). Gray *et al.* (2004) ont comparé la densité de population de crapauds du Mexique (*Spea multiplicata*) et de crapauds des plaines (*Spea bombifrons*) d'un milieu humide adjacent à des pâturages abandonnés à celle d'un milieu humide à proximité de cultures de coton et de sorgho. Ces cultures étaient associées à des densités plus élevées de ces deux espèces, mais à des paramètres de viabilité (taille, diversité de la diète et dynamique de la population) affectés négativement.

Contamination agrochimique

La perméabilité cutanée et le cycle de vie biphasique des amphibiens expliquent leur sensibilité particulière aux stress environnementaux et à l'exposition à des produits toxiques (Ouellet *et al.*, 1997). L'application de pesticides au niveau de cultures adjacentes à des milieux humides peuplés d'amphibiens amplifie l'impact de ces facteurs de risque (Sanders, 1970; Lowcock *et al.*, 1997; Bérubé *et al.*, 2005). Ces pesticides contaminent les milieux aquatiques par application directe, ruissellement ou indirectement par la nappe phréatique. La prévalence de modifications génétiques et la génotoxicité de l'eau des champs cultivés indiquent que les pratiques agricoles actuelles menacent la qualité de l'habitat et la santé des grenouilles (Bonin *et al.*, 1997b). Ouellet *et al.* (1997) ont observé une incidence élevée de malformations des pattes (ectromélie et ectrodactylie) chez les anoures (*B. americanus*, ouaouaron [*Rana catesbeiana*], grenouille verte [*Rana clamitans*] et *R. pipiens*) vivant dans des étangs et des fossés agricoles. L'incidence d'ectromélie (absence partielle ou complète d'un ou de plusieurs membres) la plus élevée a été observée chez les métamorphes, suggérant que ces malformations constituent un handicap à la survie. Dans le même ordre d'idées, Bonin *et al.* (1997b) ont observé chez *R. clamitans* une incidence de malformations et de pathologies plus élevée chez les métamorphes provenant des champs de pommes de terre que ceux des champs de maïs ou des milieux témoins. L'évaluation des modifications génétiques des individus réalisée par la cytométrie de flux a révélé que les individus des champs cultivés démontraient tous une modification génétique significative par rapport aux milieux témoins (Lowcock *et al.*, 1997). Une génotoxicité élevée de l'eau de tous les sites cultivés a aussi été observée. Ces études démontrent l'implication des facteurs environnementaux, tels que les pesticides, dans l'incidence élevée de malformations. Plus d'une espèce était affectée dans un même site et plusieurs sites l'ont été simultanément, écartant la possibilité d'incidents accidentels ou uniques (Ouellet, 2000). De plus, la prévalence de malformations variait avec les années. Cette détérioration physiologique semble être le résultat de toxicité aiguë ou chronique (Lowcock *et al.*, 1997). L'étude de la santé des populations est une approche pratique pour l'évaluation des effets des stress environnementaux sur les amphibiens (Bonin *et al.*, 1997b; Ouellet *et al.*, 1997).

Selon Guerry et Hunter (2002), certaines pratiques agricoles utilisées dans l'habitat terrestre affectent négativement les amphibiens jusque dans les milieux humides, par exemple par le ruissellement de produits chimiques. Des études en laboratoire ont démontré que des concentrations sub-létales de produits chimiques, dont les organophosphates, causent en plus d'une réduction de la croissance et du développement, des comportements alimentaires et natatoires anormaux qui contribuent au déclin des amphibiens sans évidence de mortalité directe (Semlitsch, 2000). Ouellet *et al.* (1997) ont observé une métamorphose retardée chez une population de *B. americanus* vivant dans un étang à proximité d'un champ de maïs. Les herbicides et les insecticides réduisent la présence des algues, du périphyton et du zooplancton et peuvent donc avoir un impact négatif sur le taux de croissance des têtards bien après leur application (Semlitsch, 2003). Les nitrates et l'ammoniac retrouvés dans les eaux de ruissellement des champs fertilisés, des terrains de golf et des parcs d'engraissement peuvent causer une mortalité accrue et une diminution de la croissance des métamorphes (Semlitsch, 2000). Les têtards se nourrissent d'algues alors que les individus qui se métamorphosent utilisent seulement leurs propres tissus, particulièrement la queue, comme source d'énergie (Whitaker, 1971). Les adultes, quant à eux, se nourrissent de fourmis, d'araignées, de limaces et d'autres insectes ainsi que de leurs larves (Whitaker, 1971). Il est donc primordial que les plans d'eau ne soient pas contaminés par des insecticides ou leurs résidus.

Partenariat

Les étangs temporaires peuvent être perçus comme une nuisance par les agriculteurs, car ils compliquent les opérations agricoles et diminuent les aires cultivables (Beja et Alcazar, 2003). Le développement de programmes de subvention agro-environnementaux peut contribuer à un partenariat avec le monde agricole afin de conjuguer agriculture et conservation des espèces. Beja et Alcazar (2003) proposent les mesures suivantes :

- Un support dans le développement d'alternatives à la construction de réservoirs d'irrigation;

- La création de barrières prévenant la communication entre l'eau des canaux d'irrigation et les étangs temporaires afin d'éviter la colonisation par des prédateurs exotiques;
- Éviter la culture dans des champs adjacents à des étangs abritant des espèces menacées;
- L'adoption de pratiques agricoles non intensives (pâturage, foin) dans les zones adjacentes aux zones de protection de milieux humides.

Des mesures incitatives encourageant les agriculteurs à préserver la biodiversité ont été développées en Suisse. La Communauté européenne applique des mesures agro-environnementales qui font la promotion des activités agricoles compatibles avec la conservation en compensant les agriculteurs qui contribuent par leurs pratiques agricoles à la conservation des espèces menacées et de leurs habitats (Beja et Alcazar, 2003). Les États-Unis ne subventionnent plus les agriculteurs détruisant les milieux humides (Calhoun et Hunter, 2003). Le Québec devrait se doter de mesures permettant l'établissement d'un partenariat avec le monde agricole en ce qui a trait à l'utilisation des milieux humides et des pratiques écologiques à adopter dans une perspective de développement durable. Par exemple, la gestion des pesticides et des pâturages, l'entretien des fossés de drainage et la conservation de bandes riveraines adéquates peuvent minimiser les impacts négatifs de l'agriculture sur les amphibiens (Calhoun et Hunter, 2003; Jobin *et al.*, 2004).

Tableau 4. Revue de littérature sur les activités agricoles dans les zones de conservation des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
<i>Ambystoma californiense</i>	Californie, États-Unis	La présence de bétail au pâturage favorise une hydrologie optimale pour la réalisation du cycle biologique de cette espèce.	Pyke et Marty, 2005
Amphibiens	Québec, Canada	La richesse en espèces d'anoures est inversement proportionnelle à l'étendue des monocultures.	Bonin <i>et al.</i> , 1997a
Amphibiens	Maine, États-Unis	Certaines pratiques agricoles effectuées dans l'habitat terrestre affectent négativement les amphibiens jusque dans les milieux humides, par exemple par le ruissellement de produits chimiques.	Guerry et Hunter, 2002
Amphibiens	Méditerranée, Portugal	La Communauté européenne encourage les agriculteurs qui contribuent à la conservation des espèces par des compensations économiques. Les activités agricoles non intensives devraient être les seules autorisées à proximité des milieux humides protégés.	Beja et Alcazar, 2003
Amphibiens	-	La gestion des pesticides et des pâturages, l'entretien des fossés de drainage et la conservation de bandes riveraines adéquates peuvent minimiser les impacts négatifs de l'agriculture sur les amphibiens.	Calhoun et Hunter, 2003
Anoures	Iowa et Wisconsin, États-Unis	Les pratiques agricoles telles que la culture du foin et le pâturage peuvent être compatibles et même être favorables avec la conservation des anoures. Leur influence sur le milieu et l'utilisation de produits agrochimiques sont moindres que dans les monocultures.	Knutson <i>et al.</i> , 1999
<i>Bufo americanus</i> , <i>Rana catesbeiana</i> , <i>Rana clamitans</i> et <i>Rana pipiens</i>	Québec, Canada	Une incidence anormalement élevée de malformations des pattes a été observée chez ces quatre espèces dans des étangs et fossés exposés à une contamination par des pesticides. Les métamorphes ont démontré une incidence de malformations plus élevée que celle des adultes.	Ouellet <i>et al.</i> , 1997
<i>Bufo calamita</i>	Royaume-Uni	La culture du foin et le pâturage entretiennent de façon économique la végétation à des niveaux optimaux pour la conservation de certaines espèces d'amphibiens.	Denton <i>et al.</i> , 1997
Plantes et invertébrés aquatiques	Californie, États-Unis	Le bétail au pâturage peut jouer un rôle important dans le maintien de la diversité en espèces. La diversité en espèces indigènes végétales et d'invertébrés aquatiques diminue et l'abondance d'espèces invasives exotiques augmente après 3 ans d'abandon des pâturages par le bétail. Également, l'hydropériode des milieux humides diminue de 50 à 80 % dans ces conditions, ce qui ne permet pas à plusieurs espèces d'amphibiens de compléter leur cycle biologique.	Marty, 2005
<i>Rana clamitans</i>	Québec, Canada	Les individus provenant des champs cultivés démontrent des modifications génétiques et les métamorphes des champs de pommes de terre, une variabilité génétique accrue. L'eau des champs cultivés présente un taux de génotoxicité élevé. Les pratiques agricoles actuelles affectent négativement la qualité de l'habitat et la santé des grenouilles.	Bonin <i>et al.</i> , 1997b; Lowcock <i>et al.</i> , 1997
<i>Spea bombifrons</i> <i>Spea multiplicata</i>	Texas, États-Unis	La densité d'individus des milieux humides adjacents à des cultures est augmentée par rapport à un champ en pâturage mais la taille, la diversité de la diète et la dynamique de la population peuvent être affectées négativement.	Gray <i>et al.</i> , 2004

2.5 Drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation des amphibiens

Le drainage et le remplissage secondaires aux activités humaines sont les facteurs ayant la plus grande influence sur la distribution des milieux humides (Gibbs, 2000; Semlitsch, 2000). Le drainage affecte l'hydropériode des étangs de reproduction adjacents (Babbitt et Tanner, 2000; Semlitsch, 2000, 2002). Le mouvement de l'eau à l'intérieur des étangs temporaires et entre les différents éléments d'un régime hydrique est primordial au maintien de l'hydropériode. Les activités humaines qui détruisent la connexité entre les étangs temporaires, l'habitat forestier adjacent et les plans d'eau permanents menacent la survie à long terme des espèces vivant dans ces milieux aquatiques (Colburn, 2004). De plus, le drainage amène une perte d'habitat et, dans certains cas, une communication avec d'autres plans d'eau pouvant abriter des prédateurs (Babbitt et Tanner, 2000). L'aménagement de systèmes d'irrigation et le détournement des eaux de ruissellement modifient l'hydrologie des milieux humides et affectent les populations d'amphibiens et d'invertébrés (Colburn, 2004). Ces populations d'amphibiens ne peuvent persister qu'en sauvegardant des mosaïques de milieux humides fonctionnelles par la création et le renforcement de lois pertinentes d'un point de vue biologique (Gibbs, 2000). Puisque les fossés de drainage et l'irrigation réduisent l'hydropériode, ces derniers devraient être éliminés de la bande de protection (Semlitsch, 2002).

Bassins versants

Le succès de l'aménagement de milieux humides est compromis par le drainage des bassins versants adjacents qui modifie les conditions hydriques de ces milieux (Mitsch et Wilson, 1996). Le drainage exacerbe l'impact des sécheresses sporadiques en diminuant l'hydropériode et le niveau de la table hydrique et en prolongeant artificiellement les effets des conditions météorologiques qui peuvent mettre en péril la saison de reproduction des anoues (Babbitt et Tanner, 2000). Les milieux humides dépendant d'un bassin versant altéré

présentent un pH plus élevé, plus de substrat minéral et une population d'algues plus importante (Colburn, 2004).

Assèchement des étangs temporaires

La colonisation des milieux humides par des poissons prédateurs devrait être prévenue par l'élimination des fossés de drainage qui relient l'habitat de ces derniers et les étangs de reproduction d'amphibiens (Babbitt et Tanner, 2000; Semlitsch, 2003). La présence de *P. triseriata* est corrélée négativement avec la présence de poissons prédateurs (Hecnar et M'Closkey, 1997). Les têtards de cette espèce constituent un aliment très apprécié des poissons et les adultes continuent à utiliser ces sites pour se reproduire malgré la présence de prédateurs. Les milieux humides permanents peuvent être drainés afin d'éliminer des espèces exotiques et promouvoir la métamorphose d'espèces d'amphibiens (Semlitsch, 2003). Il est recommandé de permettre aux milieux humides de moins de 4 hectares de s'assécher périodiquement (annuellement ou aux deux ans). Cet assèchement favorise l'élimination des invertébrés et des poissons prédateurs et promeut la disponibilité en nutriments provenant des sédiments (Semlitsch, 2002; Colburn, 2004). Dans le milieu naturel, l'assèchement des étangs varie considérablement chaque année pour un même étang et entre les étangs, et peut amener une mortalité importante des larves (Semlitsch, 2000). L'assèchement de l'étang augmente la densité de têtards et résulte en une compétition entre ces derniers. Les têtards de plus grande taille survivent aux dépens des plus petits, mais ce phénomène augmente le succès reproductif de la population dans son ensemble (Griffiths, 1997). Plus la taille au moment de la métamorphose est grande, plus les chances de survie des métamorphes sont élevées (Semlitsch, 2000). La survie des têtards est dépendante du moment de l'assèchement de l'étang, de la température de l'eau, de l'abondance de nourriture, de la compétition entre les larves et de la prédation (Smith 1983; Griffiths, 1997).

Tableau 5. Revue de littérature sur le drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
-	-	L'altération d'un bassin versant amène une augmentation du pH, la présence accrue de substrat minéral et une population d'algues plus importante.	Colburn, 2004
Amphibiens	-	Le drainage effectué au niveau d'un bassin versant adjacent à un milieu humide aménagé compromet le succès biologique de ce dernier.	Mitsch et Wilson, 1996
Amphibiens	Floride, États-Unis	Le drainage affecte le milieu humide et sa population par la perte d'habitat, la diminution de l'hydropériode et par la communication possible entre les fossés abritant des prédateurs et l'étang de reproduction. Le drainage amplifie l'impact négatif des épisodes de sécheresse sur la reproduction des amphibiens.	Babbitt et Tanner, 2000
Amphibiens	New York, États-Unis	Les populations ne peuvent persister que par la création et le renforcement de lois pertinentes d'un point de vue biologique ayant pour objectif de conserver des mosaïques fonctionnelles de milieux humides.	Gibbs, 2000
Amphibiens	-	Les facteurs les plus influents sur la distribution des milieux humides sont le drainage et le remblayage découlant des activités humaines.	Semlitsch, 2000
Amphibiens	-	Les facteurs influençant artificiellement l'hydropériode devraient être éliminés dans l'optique d'un plan de conservation. Les fossés de drainage de même que l'irrigation réduisent l'hydropériode tandis que les canaux et les fossés reliés à des rivières augmentent cette dernière. L'assèchement des milieux humides de moins de 4 ha devrait être rendu possible afin d'éliminer les invertébrés et les poissons prédateurs et d'améliorer la disponibilité des nutriments présents dans les sédiments.	Semlitsch, 2002
Amphibiens	-	Les fossés de drainage qui relient les habitats des prédateurs et les étangs de reproduction d'amphibiens doivent être éliminés.	Semlitsch, 2003

2.6 Activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation des amphibiens

Activités récréatives

Les espaces verts peuvent jouer un rôle important dans l'éducation du public, les activités récréatives et la qualité du paysage (Rosenberg *et al.*, 1997). Certaines activités, telles que la randonnée pédestre et à bicyclette, qui ne modifient pas les habitats essentiels (voûte végétale, débris ligneux et litière végétale) peuvent être réalisées dans la zone extérieure à la bande de protection (Semlitsch et Bodie, 2003) et à certaines conditions. Rodríguez-Prieto et Fernández-Juricic (2005) ont démontré que les activités récréatives diminuent l'utilisation du territoire par la grenouille ibérique (*Rana iberica*) selon la distance de la berge des ruisseaux, la végétation présente et l'intensité de fréquentation par les visiteurs. Leur recommandation consiste à mettre en place, pour *R. iberica*, une zone tampon de 2,5 m à partir de la berge du ruisseau et à réduire l'achalandage à moins de cinq visiteurs par heure. Ces deux recommandations peuvent être combinées en restreignant l'accès au plan d'eau pour le grand public à des zones particulières présentant une qualité d'habitat inférieure pour l'espèce d'amphibien visée.

La création de terrains de golf, de soccer et de jeux altère l'hydrologie, provoque de l'érosion et de la sédimentation, augmente la température, la quantité de nutriments et la concentration de pesticides dans l'eau (Colburn, 2004). De plus, elle représente une perte directe d'habitat. La circulation en véhicules tout-terrains (VTT) détériore l'habitat en créant des ornières profondes et des rigoles qui détournent le cours naturel des eaux d'écoulement et amènent la fragmentation de l'habitat. Ces nouveaux milieux aquatiques constituent des pièges à amphibiens. En effet, les individus colonisent ces milieux inadéquats pour la reproduction, y pondent des œufs et peuvent être écrasés avec ces derniers lors du passage de VTT (Galois et Ouellet, 2005).

Les bruits secondaires aux activités humaines peuvent influencer négativement les amphibiens. Sun et Narins (2005) ont étudié l'influence du bruit des avions et des

motocyclettes sur une population d'anoures en Thaïlande. Leurs résultats révèlent une relation négative entre les sons extérieurs au milieu humide et les chants de reproduction des anoures. La relation entre le succès reproducteur, le taux de survie des anoures et les sons anthropogéniques reste à démontrer. Par contre, d'autres études ont démontré une relation positive entre les chants de reproduction et la viabilité des amphibiens.

Activités éducatives

Les étangs temporaires sont facilement accessibles et présentent un potentiel éducatif exceptionnel. La création et l'étude des étangs temporaires dans les écoles et en milieu urbain permettent d'intégrer des concepts de biodiversité, d'histoire naturelle, d'hydrologie, de météorologie, de géologie et d'écologie dans un contexte pratique et applicable facilement (Gosselin et Johnson, 1995; Colburn, 2004). Ces activités doivent cependant être encadrées sur le terrain de façon à assurer la protection des milieux étudiés.

Tableau 6. Revue de littérature sur les activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation des amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
-	-	Les espaces verts, en plus de représenter des habitats potentiels, contribuent à l'éducation du public, à la réalisation d'activités récréatives et à la qualité du paysage.	Rosenberg <i>et al.</i> , 1997
Amphibiens	-	Les randonnées pédestres et à bicyclette qui n'endommagent pas les habitats essentiels peuvent être réalisées dans la zone extérieure à la bande de protection.	Semlitsch et Bodie, 2003
Amphibiens	-	La création de terrain de jeux, de golf ou de soccer perturbe les propriétés hydriques et terrestres des milieux humides. L'érosion et la sédimentation, l'augmentation de la température, de la quantité de nutriments et de la concentration de pesticides de l'eau nuisent aux populations d'amphibiens.	Colburn, 2004
Amphibiens	Grand Bois de Saint-Grégoire, Québec	La circulation en VTT devrait être interdite dans les zones protégées, car elle crée des ornières et des rigoles qui perturbent le cours naturel des eaux d'écoulement. Les individus et les œufs pondus dans ces nouveaux milieux sont susceptibles d'être écrasés lors du passage des véhicules.	Galois et Ouellet, 2005
Anoures	Thaïlande	Les bruits secondaires aux activités humaines influencent le comportement de chant reproducteur des anoures. Les activités humaines bruyantes devraient être réduites près des milieux humides.	Sun et Narins, 2005
<i>Desmognathus fuscus</i>	Géorgie, États-Unis	La densité de cette espèce est corrélée au degré d'urbanisation et de perturbation de l'habitat et est reliée aux causes et aux conséquences de l'érosion du sol. L'addition sporadique de polluants chimiques aux ruisseaux adjacents au milieu urbain contribue également à la mortalité de la faune locale.	Orser et Shure, 1972
<i>Rana iberica</i>	Espagne	Les activités récréatives en bordure des plans d'eau peuplés par les amphibiens peuvent influencer négativement ces derniers. Des zones d'accès restreintes devraient être mises en place afin de limiter l'achalandage et le contact avec les visiteurs. Le couvert végétal autour du plan d'eau influence la réponse des amphibiens suite au contact visuel avec le visiteur.	Rodríguez-Prieto et Fernández-Juricic, 2005

2.7 Effets de l'aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales sur les amphibiens

L'aménagement d'habitats pour les amphibiens doit être basé sur les besoins spécifiques de l'espèce afin qu'elle puisse réaliser la totalité de son cycle de vie et non sur un modèle d'habitat de compensation standardisé (Calhoun *et al.*, 2003). La qualité de l'habitat aménagé à partir d'un bassin de rétention des eaux pluviales diffère fondamentalement de celle d'un milieu humide naturel (Bishop *et al.*, 2000a). Par exemple, Beasley *et al.* (2005) ont démontré que la reproduction de la rainette grillon (*Acris crepitans*) est dépendante de la présence de berges avec une pente douce et communiquant avec un plan d'eau présentant de la végétation. Ce type d'habitat prévenait également la prédation par *R. catesbeiana* qui privilégie les berges abruptes. La prédation par des oiseaux était aussi réduite par la présence de végétation qui offrait une barrière visuelle. Les étangs permanents et temporaires abritent des espèces différentes (Pechmann *et al.*, 2001). Le cycle hydrique unique aux étangs temporaires fournit le temps nécessaire aux espèces les habitant de réaliser leur cycle biologique alors que l'assèchement du milieu permet l'élimination des prédateurs (Colburn, 2004). Les lacs naturels sont associés à des réseaux de milieux humides qui peuvent difficilement être reproduits par l'humain (Knutson *et al.*, 1999; Pechmann *et al.*, 2001). Les milieux humides adjacents aux lacs optimisent l'habitat pour les anoues par la présence de secteurs peu profonds propices à la reproduction (Whitaker, 1971). Ces secteurs limitent également la pression de prédation durant la reproduction et le développement des têtards (Knutson *et al.*, 1999).

Bassin de rétention des eaux pluviales et d'irrigation

Dans l'étude de Beja et Alcazar (2003), la conversion d'étangs temporaires en bassins d'irrigation démontre un impact négatif marqué sur la densité de toutes les espèces d'amphibiens excepté *R. perezi*. Les milieux humides urbains et périurbains tendent à être permanents (Pechmann *et al.*, 2001) et ne correspondent donc pas aux conditions optimales de conservation pour *P. triseriata*. La création et la restauration d'étangs temporaires

requièrent une planification et une réalisation minutieuses incluant la mesure des fluctuations saisonnières de la table hydrique (Denton *et al.*, 1997; Pechmann *et al.*, 2001). Les variations annuelles dans la quantité des précipitations et les dates de celles-ci affectent l'hydropériode (Babbitt et Tanner, 2000) et la production de juvéniles atteignant la métamorphose (Semlitsch, 2003). La mise en place d'un réseau d'étangs temporaires présentant un gradient d'hydropériode doit être à la base des stratégies de conservation de la biodiversité spécifique d'amphibiens (Beja et Alcazar, 2003).

Hydropériode

Le succès de l'aménagement d'étangs temporaires est souvent compromis par une hydrologie inadéquate pour l'espèce visée (Lichko et Calhoun, 2003). Les particularités physiologiques des espèces d'amphibiens, telles que la longueur des phases de développement et leur habileté à se reproduire en présence de poissons prédateurs, limitent les espèces à certains habitats présentant une hydropériode compatible avec ces dernières (Babbitt et Tanner, 2000). Snodgrass *et al.* (2000) ont évalué la relation entre la superficie, l'hydropériode et la richesse en espèces d'amphibiens des milieux humides dans la perspective de modifier les critères d'éligibilité des règlements les protégeant. Leurs résultats démontrent l'absence d'une relation entre la superficie d'un milieu humide et la richesse en espèces, mais la présence d'une relation entre l'hydropériode et la richesse en espèces. Les étangs présentant des hydropériodes courtes abritent des espèces particulières ne se retrouvant pas dans d'autres habitats. La protection de ces derniers est donc primordiale dans la conservation de la diversité biologique. Ces auteurs recommandent l'adoption d'une approche visant la conservation d'un ensemble de milieux humides démontrant un gradient d'hydropériode complet. L'impact des variations de l'hydropériode sur la richesse en espèces est plus prononcé dans les milieux où cette dernière a tendance à être plus courte (Babbitt et Tanner, 2000).

Création d'habitats

DiMauro et Hunter (2002) ont démontré que la superficie du plan d'eau, le couvert forestier, l'ensoleillement et la profondeur de l'eau étaient les facteurs les plus importants dans la variation de la date d'assèchement des étangs anthropiques. Dans cette étude, les étangs anthropiques présentaient un assèchement plus rapide et une hydropériode plus courte que les étangs naturels. Afin de favoriser le prolongement de l'hydropériode des étangs anthropiques, les conditions suivantes sont recommandées par DiMauro et Hunter (2002) :

- Une aire de plus de 100 m²;
- Une profondeur de plus de 35 cm;
- Sept heures ou moins d'ensoleillement direct;
- Un couvert forestier d'au moins 70 % autour de l'étang avec 70 % de canopée forestière dans un rayon minimum de 100 m.

Une variété d'étangs variant dans leur hydropériode entre 30 jours et 1 à 2 années, permet la présence de sites adéquats pour la reproduction des amphibiens, indépendamment des variations annuelles des précipitations (Semlitsch, 2003). Selon l'étude de Paton et Crouch (2002), l'hydropériode devrait être de l'ordre de 4 à 9 mois, avec une durée optimale variant entre 240 et 300 jours.

Évaluation du potentiel d'un habitat

L'évaluation du potentiel d'un habitat de reproduction pour *P. triseriata* doit commencer par l'évaluation de l'hydropériode afin de déterminer si l'eau disparaîtra avant l'émergence des métamorphes. Il est aussi important de considérer l'âge auquel l'espèce atteint sa maturité sexuelle (Semlitsch, 2002). Dans le cas de *P. triseriata*, la maturité sexuelle est atteinte entre 11 et 14 mois, selon les facteurs environnementaux et climatiques (Caldwell, 1987). L'intervalle entre la ponte et l'émergence des métamorphes chez *P. triseriata* varie de façon importante selon la température de l'eau, la compétition, la prédation et le taux d'assèchement de l'étang. Selon la température, l'incubation des œufs varie de 4 à 46 jours (Whitaker, 1971) avec une moyenne de 14 jours (Colburn, 2004). La période entre la ponte

et la métamorphose peut durer de 7 à 9 semaines (Colburn, 2004). La taille et la viabilité des métamorphes qui émergent est un bon indicateur du potentiel d'un habitat pour la reproduction d'une espèce (Semlitsch, 2000; DiMauro et Hunter, 2002). Dans leur étude, Pechmann *et al.* (2001) ont observé que la grandeur moyenne à la métamorphose de la rainette faux-grillon du Sud (*Pseudacris nigrita*) et de la rainette faux-grillon ornée (*Pseudacris ornata*) était de 2 à 5 mm de moins dans les étangs d'origine anthropique que dans les étangs naturels. Une grande taille à la métamorphose résulte en une meilleure mobilité, un taux de survie des juvéniles plus élevé, une première reproduction plus précoce et une plus grande taille à la maturité (Semlitsch, 2000).

Contamination

Les bassins de rétention des eaux pluviales peuvent contenir plusieurs contaminants (Bishop *et al.*, 2000b). La réduction de l'utilisation de produits chimiques est critique dans la conservation des amphibiens. La croissance et le développement larvaire sont extrêmement sensibles aux stress environnementaux et les contaminants chimiques d'origine anthropique peuvent influencer le succès reproducteur d'une population (Semlitsch et Bridges, 2005). Par exemple, l'utilisation de pesticides sur le bord des routes, de sel sur les routes, de retardateurs de croissance de la végétation sous les lignes électriques, de pesticides en périphérie des piscines, fossés, ruisseaux et étangs doit être limitée le plus possible (Semlitsch, 2000). L'épandage d'insecticides pour éliminer les moustiques peut altérer sévèrement l'équilibre fragile des étangs temporaires (Colburn, 2004). La relation entre le risque limité que représentent les moustiques et l'impact que ces mesures peuvent avoir sur la santé humaine et celle des écosystèmes est démesurée. Par ailleurs, les larves de salamandres aquatiques peuvent être efficaces dans les étangs temporaires pour contrôler les moustiques (Brodman *et al.*, 2003).

Maladies infectieuses

Des maladies infectieuses (chytride, iridovirus) ont été impliquées dans le déclin de certaines populations d'amphibiens à travers le monde (Carey *et al.*, 2003). Un principe de précaution est donc de mise, car il existe un danger réel de propagation de maladies lors de tout mouvement ou translocation d'amphibiens entre différents sites (Ouellet *et al.*, 2005b). La désinfection des bottes et des équipements entre chaque site de reproduction est préconisée afin de prévenir tout transport d'agents pathogènes (Dejean *et al.*, 2007).

Plan d'aménagement

Selon Semlitsch (2000), les éléments critiques d'un plan d'aménagement pour la conservation des amphibiens sont les suivants :

- Maintien et restauration de milieux humides comportant des hydropériodes suivant un gradient;
- Conservation des bandes de protection comportant la végétation et les habitats adéquats afin de protéger les sites de reproduction;
- Protection des amphibiens du contact avec des poissons prédateurs locaux et exotiques;
- Protection de l'intégrité de la connexité entre les milieux humides et l'habitat terrestre;
- Restriction de l'utilisation des produits chimiques (sel, huile, retardateur de feu, inhibiteurs de croissance pour végétaux, herbicides, pesticides) sur les sites, mais aussi dans les fossés, ruisseaux et milieux humides;
- Interdiction de relâcher des amphibiens élevés en captivité ou non, exotiques ou locaux;
- Identification et résolution des conflits entre les pratiques de gestion actuelles et celles nécessaires au maintien des populations d'amphibiens.

Dans leur revue de projets de création d'étangs temporaires en Nouvelle-Angleterre, Lichko et Calhoun (2003) ont identifié différentes causes d'échec de ces derniers à abriter des populations d'amphibiens viables à long terme. La qualité des habitats créés est habituellement en deçà des qualités physiques de l'habitat à remplacer, car l'aménagement est basé sur la conjecture et le suivi est déficient. Un plan de conservation doit absolument

inclure un suivi adéquat incluant l'évaluation du recrutement et de l'émergence de générations successives durant 15 à 20 ans (Mitsch et Wilson, 1996) afin d'assurer son succès à long terme (Semlitsch, 2002). Des lignes directrices précises et standardisées devraient être établies et appliquées à toute création de milieux humides afin d'assurer leur succès dans la protection des espèces et l'optimisation des ressources.

Tableau 7. Revue de littérature sur les effets de l'aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales sur les amphibiens.

Espèce/groupe	Localité	Commentaire	Source
<i>Acris crepitans</i>	Illinois	Cette espèce a besoin de berges en pente douce et un contact avec un plan d'eau présentant de la végétation.	Beasley <i>et al.</i> , 2005
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Rana sylvatica</i>	Maine, États-Unis	Les étangs anthropiques présentent des taux d'assèchement plus élevés et une hydropériode plus courte que les étangs naturels. La superficie, la profondeur de l'eau, le couvert forestier et l'ensoleillement sont les facteurs les plus importants dans la variation de la date d'assèchement des étangs anthropiques.	DiMauro et Hunter, 2002
<i>Ambystoma maculatum</i> , <i>Rana sylvatica</i>	Rhode Island, États-Unis	L'hydropériode des étangs devrait être de l'ordre de 4 à 9 mois, avec une hydropériode optimale entre 240 et 300 jours.	Paton et Crouch, 2002
Amphibiens	Caroline du Sud, États-Unis	La protection de la diversité d'espèces d'amphibiens doit être basée sur la conservation d'un ensemble de milieux humides présentant un gradient d'hydropériode complet. Aucune relation n'a pu être démontrée entre la superficie d'un milieu humide et sa richesse en espèces, mais la présence d'une relation entre l'hydropériode et la richesse en espèces a été rapportée. Les étangs présentant des hydropériodes courtes abritent des espèces particulières ne se retrouvant pas dans d'autres habitats.	Snodgrass <i>et al.</i> , 2000
Amphibiens	Méditerranée, Portugal	La conversion d'étangs temporaires en étangs permanents affecte négativement la densité de toutes les espèces d'amphibiens excepté <i>R. perezi</i> . L'établissement d'un réseau d'étangs temporaires présentant un gradient d'hydropériode devrait être à la base d'une stratégie de conservation de la diversité d'espèces.	Beja et Alcazar, 2003
Amphibiens	États-Unis	Une hydropériode variant dans l'ensemble d'un réseau d'étangs permet la présence de sites adéquats pour la reproduction des amphibiens indépendamment des fluctuations annuelles des précipitations. L'échelle d'hydropériode suggérée est de 30 jours à 1-2 années.	Semlitsch, 2003
<i>Bufo calamita</i>	Royaume-Uni	La création et la restauration d'étangs temporaires doivent inclure la mesure des fluctuations saisonnières de la table hydrique afin d'atteindre l'hydropériode désirée.	Denton <i>et al.</i> , 1997
<i>Pseudacris nigrata</i> , <i>Pseudacris ornata</i>	Caroline du Sud, États-Unis	La taille moyenne des métamorphes des étangs anthropiques est de 2 à 5 mm inférieure à celle des étangs naturels.	Pechmann <i>et al.</i> , 2001

3. RECOMMANDATIONS

3.1 Bandes de protection autour des étangs de reproduction de la rainette faux-grillon de l'Ouest

La largeur de la bande de protection à mettre en place autour des étangs de reproduction de *P. triseriata* devrait être de 300 m ou plus.

3.2 Corridors de dispersion pour la rainette faux-grillon de l'Ouest

Des corridors de dispersion sont essentiels à la conservation de *P. triseriata*. Ces derniers facilitent le mouvement des individus entre les habitats et maintiennent une diversité génétique permettant la recolonisation des habitats desquels *P. triseriata* peut disparaître sporadiquement. Dans l'optique d'une diminution maximale de la distance entre les étangs de reproduction, la protection de tout milieu humide restant est critique. La restauration de milieux humides de petite taille, même en l'absence de corridors proprement dit, assure la présence de « relais biologiques » qui diminuent la probabilité d'extinction locale de *P. triseriata*. Les corridors de dispersion peuvent prendre la forme d'aires linéaires telles que des bandes riveraines, des parcelles boisées, des haies en région agricole ou encore des espaces verts (dont l'usage est encadré) en région urbaine ou périurbaine. Une bande riveraine de 30 à 60 m est nécessaire à la protection du milieu aquatique adjacent. Deux alternatives au corridor linéaire se présentent lorsque la qualité d'un habitat est inadéquate ou lorsqu'il est impossible de protéger cet habitat. La première est de relier deux habitats par une multitude de microhabitats de façon à former une matrice. Celle-ci ne doit pas comporter de barrières majeures (autoroute, route, etc.) aux déplacements. La deuxième est d'augmenter la surface des deux habitats séparément. La densité de milieux humides visée devrait être de 0,48 à 0,59 milieu humide par km² en restaurant ou en créant de petits milieux humides (< 1 ha) entre les milieux humides adjacents.

3.3 Activités forestières dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest

La prairie herbacée est l'habitat de choix de *P. triseriata*. Les activités forestières réalisées en périphérie des habitats d'amphibiens ont un impact significatif sur ces derniers autant durant leur réalisation que par leurs conséquences sur les caractéristiques physiques de l'habitat. Dans ce contexte, toutes opérations forestières à proximité des milieux humides devraient être évitées. Si elles doivent toutefois se réaliser, ces dernières devraient être régies par des mesures précises de bonnes pratiques visant à protéger l'habitat. Par exemple, la coupe à blanc devrait être interdite; les forêts matures devraient être conservées; la connexité entre les habitats terrestres et les étangs de reproduction devrait être préservée et les arbres morts au sol et les souches devraient être laissés en place. La conversion d'un type de forêt en un autre devrait être évitée. L'utilisation de la machinerie lourde devrait être limitée à des chemins définis et lorsque le sol est gelé.

3.4 Activités agricoles dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest

Dans l'optique d'une conciliation entre l'agriculture et la conservation de *P. triseriata*, les mesures suivantes sont proposées : le développement d'alternatives à la construction de réservoirs d'irrigation; la création de barrières prévenant la communication entre l'eau des canaux d'irrigation et les étangs temporaires; l'interdiction des monocultures dans les champs adjacents à des étangs abritant *P. triseriata* et l'adoption de pratiques agricoles non intensives (pâturage, foin) dans les zones adjacentes aux zones de protection de milieux humides. Ces pratiques agricoles non intensives doivent être encouragées, car elles entretiennent de façon économique la végétation à des niveaux optimaux pour la conservation de *P. triseriata* en plus de favoriser le maintien de l'hydropériode. Les amphibiens présentent une sensibilité élevée aux stress environnementaux et à l'exposition à des produits agrochimiques qui est amplifiée par l'application de pesticides au niveau de cultures adjacentes aux milieux humides utilisés par *P. triseriata*. L'usage d'herbicides et d'insecticides devrait être interdit car ils affectent les algues, le périphyton et le zooplancton et peuvent donc avoir un impact négatif sur le taux de croissance des têtards bien après leur

application. Les nitrates et l'ammoniac retrouvés dans les eaux de ruissellement peuvent accroître la mortalité et entraîner une diminution de la croissance des métamorphes. Leurs sources devraient donc être identifiées et régies par des normes de bonnes pratiques visant à limiter leur apparition dans les milieux humides.

3.5 Drainage à l'intérieur et à l'extérieur des zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest

Les fossés de drainage et l'irrigation réduisent l'hydropériode des étangs de reproduction adjacents. Ces ouvrages doivent être éliminés de la bande de protection de façon à préserver l'intégrité de l'hydropériode. Le drainage des bassins versants adjacents aux milieux humides aménagés doit être régi, car il compromet leur succès en modifiant les conditions hydriques de ces milieux. Les fossés de drainage reliant l'habitat des poissons prédateurs à celui de *P. triseriata* doivent être éliminés afin de prévenir la colonisation par ces espèces qui affecte la survie de *P. triseriata*. Il est également recommandé de permettre aux milieux humides de moins de 4 ha de s'assécher périodiquement, annuellement ou aux deux ans, afin de permettre l'élimination des invertébrés et des poissons et de promouvoir la disponibilité des nutriments provenant des sédiments.

3.6 Activités récréatives et éducatives permises dans les zones de conservation de la rainette faux-grillon de l'Ouest

Certaines activités, telles que la randonnée pédestre et la bicyclette qui n'endommagent pas les habitats essentiels, peuvent être réalisées dans la zone extérieure à la bande de protection et à certaines conditions. Les activités nécessitant une modification physique de l'habitat telle que la création de terrains de golf, de soccer et de jeux doivent être évitées en périphérie de l'habitat de *P. triseriata*. En plus de représenter une perte directe d'habitat, ces modifications anthropiques altèrent l'hydrologie, provoquent de l'érosion et de la sédimentation, augmentent la température de l'eau, sa concentration en nutriments et en pesticides. La circulation en véhicules tout-terrains devrait être interdite en périphérie de l'habitat de *P. triseriata*. Cette activité détériore l'habitat en créant des ornières profondes et des rigoles qui détournent le cours naturel des eaux d'écoulement et amènent la

fragmentation de l'habitat. De plus, les bruits liés aux activités humaines peuvent influencer négativement les amphibiens. La création et l'étude des étangs temporaires dans les écoles et en milieu urbain permettent d'intégrer des concepts de biodiversité et d'écologie dans un contexte pratique. Ces activités doivent cependant être encadrées sur le terrain de façon à assurer la protection des milieux étudiés.

3.7 Aménagement des bassins de rétention des eaux pluviales pour la rainette faux-grillon de l'Ouest

La qualité de l'habitat aménagé à partir d'un bassin de rétention des eaux pluviales diffère fondamentalement de celle d'un milieu humide naturel. La conversion d'étangs temporaires en bassins d'irrigation se traduit par un impact négatif marqué sur la densité de la majorité des espèces d'amphibiens. Les milieux humides urbains et périurbains sont en général permanents et ne correspondent donc pas aux conditions optimales de conservation pour *P. triseriata*. La reproduction de *P. triseriata* est dépendante de la présence de berges présentant une pente douce et communiquant avec un plan d'eau présentant de la végétation. La mise en place d'un réseau d'étangs temporaires présentant un gradient d'hydropériode doit être à la base des stratégies de conservation pour cette espèce. Afin de favoriser le prolongement de l'hydropériode des étangs artificiels, les conditions suivantes sont recommandées : une aire de plus de 100 m²; une profondeur de plus de 35 cm; sept heures ou moins d'ensoleillement direct; et un couvert forestier d'au moins 70 % autour de l'étang avec 70 % de voûte forestière dans un rayon minimum de 100 m. Une variété d'étangs variant dans leur hydropériode entre 30 jours et 1 à 2 années, permet la présence de sites adéquats pour la reproduction indépendamment des variations annuelles des précipitations. L'hydropériode optimale devrait être de 240 à 300 jours. L'évaluation du potentiel d'un habitat de reproduction pour *P. triseriata* doit inévitablement commencer par l'évaluation de l'hydropériode afin de déterminer si l'eau disparaîtra avant l'émergence des métamorphes. Chez *P. triseriata*, la métamorphose peut survenir de 7 à 9 semaines après la ponte. L'utilisation de sel sur les routes, de retardateurs de croissance de la végétation sous les lignes électriques, de pesticides près des piscines, fossés, ruisseaux et étangs doit être interdite. L'épandage d'insecticides ou de produits équivalents pour éliminer les moustiques

peut altérer sévèrement l'équilibre fragile des écosystèmes. Dans tout aménagement, un plan de conservation doit absolument être accompagné d'un suivi adéquat de *P. triseriata* incluant l'évaluation du recrutement et de l'émergence de générations successives durant 15 à 20 ans afin d'assurer son succès à long terme.

4. CONCLUSION

La mise en œuvre de ces principes de conservation et d'aménagement des habitats de *P. triseriata* sur le territoire québécois devra être réalisée dans un cadre multidisciplinaire permettant de conjuguer les notions d'hydrologie, de foresterie, d'agronomie et d'urbanisme à celles de la biologie de l'espèce. L'aménagement de milieux humides pour une espèce en particulier nécessite le respect d'une panoplie de conditions subtiles et complexes à réaliser. Le respect de toutes les conditions physiques et chimiques de l'habitat spécifiques à *P. triseriata* (hydropériode, profondeur de l'eau, pente des berges, heures d'ensoleillement, pH de l'eau, absence de prédateurs, etc.) est essentiel à la reproduction de l'équilibre fragile nécessaire à cette espèce. Le succès de tout plan de conservation implique un suivi dans toutes ses étapes depuis sa mise en place et pendant les 15 à 20 années suivantes. La protection de tous les sites de reproduction de *P. triseriata* et de tout milieu naturel reliant ces derniers représente la pierre angulaire de la conservation de cette espèce vulnérable au Québec.

5. AUTEURS DU RAPPORT

Dr Martin Ouellet
Médecin vétérinaire en environnement, herpétologiste et chercheur
mouellet@amphibia-nature.org

Dre Céline Leheurteux
Médecin vétérinaire et naturaliste
celouche75@hotmail.com



Amphibia-Nature
1902, boulevard de Grande-Grève
Gaspé, Québec
G4X 6L6 Canada

Tél.: 418-892-5779
www.amphibia-nature.org

6. REMERCIEMENTS

Nous désirons remercier Patrick Galois (*Amphibia-Nature*) pour ses commentaires sur la version préliminaire de cette revue de la littérature scientifique. Nous remercions également Jacques Jutras (ministère des Ressources naturelles et de la Faune) pour son support et Réhaume Courtois (ministère des Ressources naturelles et de la Faune) pour ses suggestions.

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, (3): 403-412.
- BABBITT, K.J. and G.W. TANNER, 2000. Use of temporary wetlands by anurans in a hydrologically modified landscape. *Wetlands*, 20, (2): 313-322.
- BEASLEY, V.R., S.A. FAEH, B. WIKOFF, C. STAEHLE, J. EISOLD, D. NICHOLS, R. COLE, A.M. SCHOTTHOEFER, M. GREENWELL, and L.E. BROWN, 2005. Risk factors and declines in northern cricket frogs (*Acris crepitans*). *In*: Lannoo, M. (editor). *Amphibian declines: the conservation status of United States species*. University of California Press, California, pp. 75-86.
- BEJA, P. and R. ALCAZAR, 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. *Biological Conservation*, 114, (3): 317-326.
- BÉLANGER, L. and M. GRENIER, 2002. Agriculture intensification and forest fragmentation in the St. Lawrence valley, Québec, Canada. *Landscape Ecology*, 17, (6): 495-507.
- BÉRUBÉ, V.E., M.H. BOILY, C. DEBLOIS, N. DASSYLVA, and P.A. SPEAR, 2005. Plasma retinoid profile in bullfrogs, *Rana catesbeiana*, in relation to agricultural intensity of sub-watersheds in the Yamaska River drainage basin, Québec, Canada. *Aquatic Toxicology*, 71, (2): 109-120.
- BISHOP, C.A., J. STRUGER, D.R. BARTON, L.J. SHIROSE, L. DUNN, A.L. LANG, and D. SHEPHERD, 2000a. Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto Area, Ontario, 1997 and 1998. Part I – Wildlife communities. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35, (3): 399-435.
- BISHOP, C.A., J. STRUGER, L.J. SHIROSE, L. DUNN, and G.D. CAMPBELL, 2000b. Contamination and wildlife communities in stormwater detention ponds in Guelph and the Greater Toronto Area, Ontario, 1997 and 1998. Part II – Contamination and biological effects of contamination. *Water Quality Research Journal of Canada*, 35, (3): 437-474.
- BLEAKNEY, S., 1959. Postglacial dispersal of the western chorus frog in eastern Canada. *Canadian Field-Naturalist*, 73, (4): 197-205.

- BONIN, J., J.-L. DESGRANGES, J. RODRIGUE, and M. OUELLET, 1997a. 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.
- BONIN, J., J.-F. DESROCHES, M. OUELLET et A. LEDUC, 1999. Les forêts anciennes: refuges pour les salamandres. *Naturaliste Canadien*, 123, (1): 13-18.
- BONIN, J., M. OUELLET, J. RODRIGUE, J.-L. DESGRANGES, F. GAGNÉ, T.F. SHARBEL, and L.A. LOWCOCK, 1997b. Measuring the health of frogs in agricultural habitats subjected to pesticides. *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. 246-257.
- BRADFORD, D.F., 2005. Factors implicated in amphibian population declines in the United States. *In*: Lannoo, M. (editor). *Amphibian declines: the conservation status of United States species*. University of California Press, California, pp. 915-925.
- BRODMAN, R., J. OGGER, M. KOLACZYK, R.A. PULVER, A.J. LONG, and T. BOGARD, 2003. Mosquito control by pond-breeding salamander larvae. *Herpetological Review*, 34, (2): 116-119.
- 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, (2): 107-115.
- BURKE, V.J. and J.W. GIBBONS, 1995. Terrestrial buffer zones and wetland conservation: a case study of freshwater turtles in a Carolina bay. *Conservation Biology*, 9, (6): 1365-1369.
- CALDWELL, J.P., 1987. Demography and life history of two species of chorus frogs (Anura: Hylidae) in South Carolina. *Copeia*, 1987, (1): 114-127.
- CALHOUN, A.J.K. and M.L. HUNTER, Jr., 2003. Managing ecosystems for amphibian conservation. *In*: Semlitsch, R.D. (editor). *Amphibian conservation*. Smithsonian Institution, Washington, D.C., pp. 228-241.
- CALHOUN, A.J.K., T.E. WALLS, S.S. STOCKWELL, and M. McCOLLOUGH, 2003. Evaluating vernal pools as a basis for conservation strategies: a Maine case study. *Wetlands*, 23, (1): 70-81.

- CAREY, C., D.F. BRADFORD, J.L. BRUNNER, J.P. COLLINS, E.W. DAVIDSON, J.E. LONGCORE, M. OUELLET, A.P. PESSIER, and D.M. SCHOCK, 2003. Biotic factors in amphibian population declines. *In*: Linder, G., S.K. Krest, and D.W. Sparling (editors). *Amphibian decline: an integrated analysis of multiple stressor effects*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Florida, pp. 153-208.
- COLBURN, E.A., 2004. *Vernal pools: natural history and conservation*. McDonald & Woodward Publishing Company, Blacksburg, Virginia, 426 p.
- CORN, P.S. and J.C. FOGLEMAN, 1984. Extinction of montane populations of the northern leopard frog (*Rana pipiens*) in Colorado. *Journal of Herpetology*, 18, (2): 147-152.
- DAIGLE, C., 1997. Distribution and abundance of the chorus frog *Pseudacris triseriata* in Québec. *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. 73-77.
- DEJEAN, T., C. MIAUD et M. OUELLET, 2007. Proposition d'un protocole d'hygiène pour réduire les risques de dissémination d'agents infectieux et parasitaires chez les amphibiens lors d'intervention sur le terrain. *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 122: 40-48.
- deMAYNADIER, P.G. and M.L. HUNTER, Jr., 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environmental Reviews*, 3: 230-261.
- deMAYNADIER, P.G. and M.L. HUNTER, Jr., 1999. Forest canopy closure and juvenile emigration by pool-breeding amphibians in Maine. *Journal of Wildlife Management*, 63, (2): 441-450.
- DENTON, J.S., S.P. HITCHINGS, T.J.C. BEEBEE, and A. GENT, 1997. A recovery program for the Natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology*, 11, (6): 1329-1338.
- DiMAURO, D. and M.L. HUNTER, Jr., 2002. Reproduction of amphibians in natural and anthropogenic temporary pools in managed forests. *Forest Science*, 48, (2): 397-406.
- FINDLAY, C.S. and J. BOURDAGES, 2000. Response time of wetland biodiversity to road construction on adjacent lands. *Conservation Biology*, 14, (1): 86-94.
- FINDLAY, C.S. and J. HOULAHAN, 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conservation Biology*, 11, (4): 1000-1009.

- FINDLAY, C.S., J. LENTON, and L. ZHENG, 2001. Land-use correlates of anuran community richness and composition in southeastern Ontario wetlands. *Écoscience*, 8, (3): 336-343.
- FORMAN, R.T.T. and L.E. ALEXANDER, 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29: 207-231.
- GALOIS, P. et M. OUELLET, 2005. Le Grand Bois de Saint-Grégoire, un refuge pour l'herpétofaune dans la plaine montréalaise. *Naturaliste Canadien*, 129, (2): 37-43.
- GALOIS, P., M. OUELLET et C. FORTIN, 2007. Les parcs nationaux du Québec: herpétofaune, intégrité écologique et conservation. *Naturaliste Canadien*, 131, (1): 76-83.
- GIBBS, J.P., 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands*, 13, (1): 25-31.
- GIBBS, J.P., 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 14, (1): 314-317.
- GOSSELIN, H.M. and B.R. JOHNSON, 1995. The urban outback – wetlands for wildlife: a guide to wetland restoration and frog-friendly backyards. Metro Toronto Zoo, Toronto, Ontario, 89 p.
- GRAY, M.J., L.M. SMITH, and R. BRENES, 2004. Effects of agricultural cultivation on demographics of southern high plains amphibians. *Conservation Biology*, 18, (5): 1368-1377.
- GRIFFITHS, R.A., 1997. Temporary ponds as amphibian habitats. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 7, (2): 119-126.
- GUERRY, A.D. and M.L. HUNTER, Jr., 2002. Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: an examination of landscape composition and configuration. *Conservation Biology*, 16, (3): 745-754.
- HECNAR, S.J. and R.T. M'CLOSKEY, 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation*, 79, (2-3): 123-131.
- HERRMANN, H.L., K.J. BABBITT, M.J. BABER, and R.G. CONGALTON, 2005. Effects of landscape characteristics on amphibian distribution in a forest-dominated landscape. *Biological Conservation*, 123, (2): 139-149.
- JACKSON, S.D. and T.F. TYNING, 1989. Effectiveness of drift fences and tunnels for moving spotted salamanders *Ambystoma maculatum* under roads. *In*: Langton, T.E.S. (editor). Amphibians and roads. Proceedings of the Toad tunnel conference,

- Rendsburg, Federal Republic of Germany. ACO Polymer Products, Shefford, United Kingdom, pp. 93-99.
- JOBIN, B., L. BÉLANGER, C. BOUTIN, and C. MAISONNEUVE, 2004. Conservation value of agricultural riparian strips in the Boyer River watershed, Québec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, (3): 413-423.
- JOLY, P., C. MORAND, and A. COHAS, 2003. Habitat fragmentation and amphibian conservation: building a tool for assessing landscape matrix connectivity. *Comptes Rendus Biologies*, 326, (Supplement 1): 132-139.
- KNUTSON, M.G., J.R. SAUER, D.A. OLSEN, M.J. MOSSMAN, L.M. HEMESATH, and M.J. LANNOO, 1999. Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. *Conservation Biology*, 13, (6): 1437-1446.
- KRAMER, D.C., 1973. Movements of western chorus frogs *Pseudacris triseriata triseriata* tagged with Co⁶⁰. *Journal of Herpetology*, 7, (3): 231-235.
- LANGTON, T.E.S. (editor), 1989. Amphibians and roads. Proceedings of the Toad tunnel conference, Rendsburg, Federal Republic of Germany. ACO Polymer Products, Shefford, United Kingdom, 202 p.
- LICHKO, L.E. and A.J.K. CALHOUN, 2003. An evaluation of vernal pool creation projects in New England: project documentation from 1991-2000. *Environmental Management*, 32, (1): 141-151.
- LOWCOCK, L.A, T.F. SHARBEL, J. BONIN, M. OUELLET, J. RODRIGUE, and J.-L. DESGRANGES, 1997. Flow cytometric assay for in vivo genotoxic effects of pesticides in green frogs (*Rana clamitans*). *Aquatic Toxicology*, 38, (4): 241-255.
- 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, (1-2): 165-175.
- MARSH, D.M., G.S. MILAM, N.P. GORHAM, and N.G. BECKMAN, 2005. Forest roads as partial barriers to terrestrial salamander movement. *Conservation Biology*, 19, (6): 2004-2008.
- MARSH, D.M. and P.C. TRENHAM, 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology*, 15, (1): 40-49.
- MARTY, J.T., 2005. Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conservation Biology*, 19, (5): 1626-1632.

- MEANS, D.B., 2005. Pine silviculture. *In*: Lannoo, M. (editor). Amphibian declines: the conservation status of United States species. University of California Press, California, pp. 139-145.
- MITSCH, W.J. and R.F. WILSON, 1996. Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time, and self-design. *Ecological Applications*, 6, (1): 77-83.
- MONELLO, R.J. and R.G. WRIGHT, 1999. Amphibian habitat preferences among artificial ponds in the Palouse region of northern Idaho. *Journal of Herpetology*, 33, (2): 298-303.
- 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*, 8, (3): 599-606.
- ORSER, P.N. and D.J. SHURE, 1972. Effects of urbanization on the salamander *Desmognathus fuscus fuscus*. *Ecology*, 53, (6): 1148-1154.
- OUELLET, M., 2000. Amphibian deformities: current state of knowledge. *In*: Sparling, D.W., G. Linder, and C.A. Bishop (editors). *Ecotoxicology of amphibians and reptiles*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, Florida, pp. 617-661.
- 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, (1): 95-104.
- OUELLET, M., P. GALOIS, R. PÉTEL et C. FORTIN, 2005a. Les amphibiens et les reptiles des collines montérégiennes: enjeux et conservation. *Naturaliste Canadien*, 129, (1): 42-49.
- OUELLET, M., I. MIKAEIAN, B.D. PAULI, J. RODRIGUE, and D.M. GREEN, 2005b. Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations. *Conservation Biology*, 19, (5): 1431-1440.
- PATON, P.W.C. and W.B. CROUCH III, 2002. Using the phenology of pond-breeding amphibians to develop conservation strategies. *Conservation Biology*, 16, (1): 194-204.
- PECHMANN, J.H.K., R.A. ESTES, D.E. SCOTT, and J.W. GIBBONS, 2001. Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands*, 21, (1): 93-111.
- PE'ER, G., D. SALTZ, and K. FRANK, 2005. Virtual corridors for conservation management. *Conservation Biology*, 19, (6): 1997-2003.

- POPE, S.E., L. FAHRIG, and H.G. MERRIAM, 2000. Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. *Ecology*, 81, (9): 2498-2508.
- POREJ, D., M. MICACCHION, and T.E. HETHERINGTON, 2004. Core terrestrial habitat for conservation of local populations of salamanders and wood frogs in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 120, (3): 399-409.
- PYKE, C.R. and J. MARTY, 2005. Cattle grazing mediates climate change impacts on ephemeral wetlands. *Conservation Biology*, 19, (5): 1619-1625.
- REED, D.H. and R. FRANKHAM, 2003. Correlation between fitness and genetic diversity. *Conservation Biology*, 17, (1): 230-237.
- REGOSIN, J.V., B.S. WINDMILLER, and J.M. REED, 2003. Terrestrial habitat use and winter densities of the wood frog (*Rana sylvatica*). *Journal of Herpetology*, 37, (2): 390-394.
- RENKEN, R.B., W.K. GRAM, D.K. FANTZ, S.C. RICHTER, T.J. MILLER, K.B. RICKE, B. RUSSELL, and X. WANG, 2004. Effects of forest management on amphibians and reptiles in Missouri Ozark forests. *Conservation Biology*, 18, (1): 174-188.
- RODRÍGUEZ-PRIETO, I. and E. FERNÁNDEZ-JURICIC, 2005. Effects of direct human disturbance on the endemic Iberian frog *Rana iberica* at individual and population levels. *Biological Conservation*, 123, (1): 1-9.
- ROSENBERG, D.K., B.R. NOON, and E.C. MESLOW, 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *Bioscience*, 47, (10): 677-687.
- ROTHERMEL, B.B. and R.D. SEMLITSCH, 2002. An experimental investigation of landscape resistance of forest versus old-field habitats to emigrating juvenile amphibians. *Conservation Biology*, 16, (5): 1324-1332.
- RUBBO, M.J. and J.M. KIESECKER, 2005. Amphibian breeding distribution in an urbanized landscape. *Conservation Biology*, 19, (2): 504-511.
- SANDERS, H.O., 1970. Pesticide toxicities to tadpoles of the western chorus frog *Pseudacris triseriata* and Fowler's toad *Bufo woodhousii fowleri*. *Copeia*, 1970, (2): 246-251.
- 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, (9): 1419-1472.
- SEMLITSCH, R.D., 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. *Conservation Biology*, 12, (5): 1113-1119.

- SEMLITSCH, R.D., 2000. Principles for management of aquatic-breeding amphibians. *Journal of Wildlife Management*, 64, (3): 615-631.
- SEMLITSCH, R.D., 2002. Critical elements for biologically based recovery plans of aquatic-breeding amphibians. *Conservation Biology*, 16, (3): 619-629.
- SEMLITSCH, R.D., 2003. Conservation of pond-breeding amphibians. *In*: Semlitsch, R.D. (editor). *Amphibian conservation*. Smithsonian Institution, Washington, D.C., pp. 8-23.
- SEMLITSCH, R.D. and J.R. BODIE, 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology*, 12, (5): 1129-1133.
- SEMLITSCH, R.D. and J.R. BODIE, 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conservation Biology*, 17, (5): 1219-1228.
- SEMLITSCH, R.D. and C.M. BRIDGES, 2005. Amphibian ecotoxicology. *In*: Lannoo, M. (editor). *Amphibian declines: the conservation status of United States species*. University of California Press, California, pp. 241-243.
- SKELLY, D.K., 2001. Distributions of pond-breeding anurans: an overview of mechanisms. *Israel Journal of Zoology*, 47, (4): 313-332.
- SMITH, D.C., 1983. Factors controlling tadpole populations of the chorus frog (*Pseudacris triseriata*) on Isle Royale, Michigan. *Ecology*, 64, (3): 501-510.
- 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, (2): 414-419.
- SUN, J.W.C. and P.M. NARINS, 2005. Anthropogenic sounds differentially affect amphibian call rate. *Biological Conservation*, 121, (3): 419-427.
- WHITAKER, J.O., Jr., 1971. A study of the western chorus frog, *Pseudacris triseriata*, in Vigo County, Indiana. *Journal of Herpetology*, 5, (3-4): 127-150.
- 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, (3): 763-771.