

L'importance des amphibiens pour la conservation des petits fragments forestiers dans les
forêts tropicales humides

par

Pierre-Alexandre Bourgeois

essai présenté au Département de biologie
en vue de l'obtention du grade de maître en écologie internationale
(maîtrise en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2008

« Au crépuscule comme à l'aube, elles glissent
Sous la brise et sur les fins ruisselets,
Emportant avec elles toute cette fragilité,
Cette élégance passagère qui ne sait pas mourir...
Comme des feuilles d'automne... »

Sommaire

À l'insu de bien des gens, une extinction massive est en cours, celle des amphibiens de notre monde. Plus que tout autre groupe de vertébrés, les grenouilles, crapauds, et autres salamandres vivent des moments difficiles avec presque le tiers de leurs espèces étant désignées menacées d'extinction. Et plus les recherches se poursuivent plus la tendance va en empirant. Depuis quelques décennies déjà, on note toujours de nouveaux cas de populations ou d'espèces en déclin d'effectifs sinon disparaissant de leurs milieux naturels. Devant ces constats, je me suis demandé quelles menaces précises pesaient sur les populations d'amphibiens, quelles mesures étaient entreprises pour renverser la vapeur, quels sont les endroits sur Terre où les habitats sont si dégradés que leur conservation est urgente, et surtout comment les amphibiens peuvent aider à la promotion de leur conservation et de celle inextricable de la biodiversité régionale.

D'abord, les amphibiens se voient exposés à diverses menaces affectant directement ou indirectement leurs populations et ce, sur tous les continents. La plus importante parmi celles-ci s'avère sans contredit la perte et la fragmentation d'habitats. Toutefois, plusieurs autres facteurs atténuants affectent, bien souvent en synergie, les amphibiens. Les effets nuancés des changements climatiques, l'incompris mais ravageur champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*, les contaminants chimiques, les radiations UV-B, la collecte démesurée d'individus sauvages, et les espèces exotiques compétitrices et prédatrices participent tous à menacer davantage les espèces d'amphibiens. Par ailleurs, le système le plus courant et le plus efficace à ce jour pour tenter de freiner ces périls semble être celui d'aires protégées, et ce particulièrement dans les zones les plus diversifiées et dégradées, notamment dans les forêts tropicales humides. Les amphibiens, mise à part l'aide provenant de la formation et la gestion d'aires protégées, commencent à recevoir plus d'attention de la part des médias et surtout de consortiums internationaux tels que l'ASG et l'Aark. Récemment, d'utiles bases de données, comme le GAA, ont vu le jour et ont permis une meilleure compréhension et une circulation

des informations sur les populations d'amphibiens. Cependant, compte tenu des menaces toujours accentuées qui les affligent, davantage d'initiatives devraient être allouées à la conservation des amphibiens.

Établir des cibles prioritaires pour la conservation de la biodiversité semble essentiel afin de concentrer les ressources distribuées aux aires protégées. Les fameux points chauds de biodiversité représentent des régions fort pertinentes afin de remplir ce rôle. Plus précisément, les points chauds tropicaux possédant un couvert forestier très réduit et fragmenté constituent sans aucun doute des régions prioritaires pour la conservation, et même parfois pour la sauvegarde, de la biodiversité. Ainsi, la forêt Atlantique, Madagascar et les îles de l'océan Indien, les îles Caraïbes, les forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest et les Philippines font partie des régions où la forêt tropicale humide est très menacée par les activités humaines.

Les espèces parapluie, notamment les grands vertébrés, peuvent efficacement protéger de grands territoires variés en habitats. Toutefois, les petits fragments isolés ne sont pas toujours couverts par ces espèces, et ce même si leur valeur est importante pour la conservation de la biodiversité régionale. Or, les amphibiens, grâce, entre autres, à leur fidélité à un site et à leur unique et grande diversité inter- et intraspécifique, peuvent promouvoir la protection des petits fragments forestiers. Cette protection s'accomplit d'ailleurs par la création de corridors de biodiversité dans lesquels des fragments de toutes superficies sont bordés de zones tampons pour limiter les effets de bordure et faciliter la dispersion des êtres vivants. Toutefois, il est crucial de collecter des connaissances plus exhaustives sur les fragments et les zones encore inconnues des scientifiques mais primordiales pour l'achèvement des objectifs de conservation de la biodiversité. De plus, des informations plus approfondies sur les populations d'amphibiens sont nécessaires pour définir davantage leur rôle de soutien dans cette démarche de conservation des régions tropicales les plus dégradées de la planète. Bref, cet essai propose la nécessité d'accorder plus d'attention aux amphibiens par l'entremise de la promotion de la conservation des petits fragments forestiers, Ainsi, les amphibiens s'avèrent d'importants candidats pour aider à la conservation de la biodiversité, du moins au niveau local et régional.

Remerciements

Sous l'abondance de réflexions, d'idées, de passions éphémères et de remises en question qui martèlent constamment mes pensées, je suis de nature instinctive et constamment songeur. Pourtant, réaliser un essai demande une organisation, un sens de la répartie et une capacité de vision sur le long terme. Bien des gens et autres acteurs divers ont contribué, souvent involontairement, à me discipliner et enligner ma vision sur une unique, bonne et droite voie.

Ainsi, je remercie particulièrement Marc Bélisle, biologiste et professeur adjoint au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, pour ses conseils, ses corrections, ses quelques questionnements qui ont aidé à rendre mon essai plus cohérent, et, bien sûr, pour avoir accepté de me superviser pour cette longue rédaction. Merci également à Sophie Calmé, biologiste et professeure au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, et à Marc Gauthier, biologiste au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, pour avoir révisé mon essai et pour m'avoir aidé à développer de nouvelles idées.

Un merci spécial à Caroline Cloutier, biologiste et coordonnatrice au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, qui, par sa franchise et une certaine courte discussion, a involontairement touché du doigt les éléments dont j'avais besoin pour enchaîner une série de réflexions éparses, mais si nécessaire pour débiter mon essai. Merci aussi à Colette Anseau, biologiste et professeure au département de biologie de l'Université de Sherbrooke, pour son soutien quant à ma passion enthousiaste pour les amphibiens.

Je remercie chaudement et sincèrement mes parents Jojo et Guy, mon frère Laurent, ma sœur Marie, ma grand-mère et toute ma famille pour leur présence essentielle et inconditionnelle. Sans oublier d'être plus que reconnaissant envers Amé, Marc, Sophie, Fred, Alex, Max, Marlène, Do, Moisés, Wlsses, Thiago, Vanessa, Julien, François, Cédric, Hélène, Karine, Maya, Marie-Pier, Amélie (en espérant n'en oublier aucun), mes chers amis et amies, ainsi que

toute l'équipe de soccer qui, de près ou de loin, ont rendu cette période parfois pesante, broussailleuse et « ermitale », incroyablement reposante, motivante et animée. Aussi, je ne m'inclinerai jamais assez devant l'escalade de roche, ce sport de terre et d'acharnement qui, pendant de courts mais intenses moments, réussit à me faire véritablement respirer et renaître.

Merci à Sophie, surprenante « détourneuse » de soucis, celle qui fait se propager en moi une certaine fraîcheur, qui a accepté aveuglément les contraintes certaines de la rédaction d'un essai, et qui m'a indirectement mieux fait comprendre qu'une vie exaltante peut exister hors des études académiques. Enfin, je dédie cet essai aux mystères de la nature, aux calmes journées d'hiver, à l'éclosion soudaine du printemps, au soleil, aux sourires voisins, au thé vert, au chocolat noir, au *nectar de vida* de fin de journée et au galvanisant inconnu qui nous guette toujours.

Table des matières

SOMMAIRE	i
REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vii
LISTE DES FIGURES	viii
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 – Les causes potentielles du déclin global des populations d’amphibiens	4
1.1 La perte et la fragmentation des habitats	8
1.2 Les ravages du champignon <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	13
1.3 Les effets des changements climatiques	16
1.4 Les effets des radiations ultraviolette-B	18
1.5 Les effets de la pollution chimique	20
1.6 L’introduction d’espèces exotiques	22
1.7 La collecte démesurée d’amphibiens	26
1.8 Une synergie multifactorielle	28
CHAPITRE 2 – Les efforts de conservation pour les forêts tropicales humides et les amphibiens	32
2.1 Les forêts tropicales humides et la mise en valeur des aires protégées ...	32
2.2 La gestion des aires protégées	37
2.3 Les efforts de conservation pour les amphibiens	43
2.4 Le concept des points chauds de biodiversité	47

CHAPITRE 3 – L’importance des petits fragments forestiers dans les points chauds de biodiversité	54
3.1 Les points chauds de biodiversité les plus dégradés	55
3.2 L’intérêt des grands vertébrés pour la conservation	61
3.3 La valeur des petits fragments forestiers	64
 CHAPITRE 4 – La portée des amphibiens pour la promotion de la conservation des petits fragments.....	72
4.1 Les amphibiens en tant qu’indicateurs de la santé des écosystèmes	72
4.2 L’importance des amphibiens dans les paysages très fragmentés	76
4.2.1 Les effets mitigés de la fragmentation forestière	76
4.2.2 La persistance des amphibiens dans les petits fragments	78
4.2.3 Les avantages paradoxaux des amphibiens	79
4.2.4 La variété génétique dans les populations d’amphibiens	81
 CHAPITRE 5 – Des mesures de conservation adéquates et futures	85
5.1 L’implantation de corridors de biodiversité	85
5.2 La nécessité des zones tampons	88
5.3 La recherche continue d’informations nouvelles	90
 CONCLUSION	95
RÉFÉRENCES	98

Liste des tableaux

2.1	Catégories de gestion d'aires protégées de l'IUCN	39
2.2	Sites désignés par la communauté internationale	41
2.3	Les 18 premiers points chauds de biodiversité	49
2.4	Révision des points chauds de biodiversité	51
3.1	Compilation des 15 points chauds tropicaux selon leur couvert forestier restant	60

Liste des figures

1.1	Fragment forestier de la forêt Atlantique du Nord-Est du Brésil	10
1.2	Le ouaouaron	23
1.3	Le crapaud de canne	24
2.1	Pourcentage de couverture des forêts tropicales humides (en vert foncé) et localisation du déclin de la couverture forestière du début des années quatre-vingts à 2001 (en rouge)	33
2.2	Les 25 points chauds de biodiversité de Myers (2000)	50
2.3	Les 34 points chauds de biodiversité	52
3.1	Territoire originel (orangé) et actuel (vert) de la forêt Atlantique	65
3.2	Territoire originel (vert pâle) et actuel (vert foncé) des forêts tropicales humides de Madagascar	66
3.3	Territoire des forêts tropicales humides des îles des Caraïbes (vert)	67
3.4	Territoire des forêts tropicales humides restantes des Philippines	68
4.1	<i>Hypsiboas</i> aff. <i>exastis</i>	82

Introduction

Est-ce que les amphibiens seraient les canaris dans la mine de charbon qu'est la planète Terre? Probablement l'extinction la plus massive de vertébrés jamais envisagée depuis celle des dinosaures (IUCN, 2007a) ne serait-elle pas un signe précoce du sort réservé à la biodiversité mondiale et à l'humanité? Et pourquoi ce sujet surprend-il encore trop souvent tant il est rarement véhiculé vers le grand public? Pourtant, il s'agit de plus de 5700 espèces omniprésentes dans presque tous les écosystèmes mondiaux (IUCN *et al.*, 2006). En réalité, aucun autre groupe de vertébrés n'est plus menacé globalement que les amphibiens (Regan *et al.*, 2001; Stuart *et al.*, 2004). Depuis 1500, le rythme de disparition de ces animaux s'accroît dangereusement (McCallum, 2007) avec aujourd'hui plus de 43,5 % des espèces exhibant des déclin de populations et près du tiers étant menacées d'extinction (Stuart *et al.*, 2004). Les herpétologues à travers le monde considèrent maintenant cette crise comme une préoccupation factuelle et grave. Toutefois, on commence tout juste à saisir ses mécanismes et à percevoir la mise en branle imminente de changements radicaux dans la biosphère, et ce sous l'effet des désirs insatiables de l'espèce humaine.

Une chose est certaine, cette problématique alarmante se situe dans une tourmente d'envergure mondiale: la perte de la biodiversité. Ce thème populaire fait aujourd'hui partie intégrante de la mission principale de la biologie de la conservation (Gibbons, 2003). La biodiversité n'est pas uniformément distribuée à travers les écosystèmes. Or, où peut-on trouver la plus imposante concentration de biodiversité? Dans les forêts tropicales humides, bien sûr, où l'on a estimé que 80 % de la biodiversité terrestre s'y dissimulait (Raven et Wilson, 1992). Toutefois, c'est également dans ces précieux écosystèmes qu'une plus grande proportion d'espèces est vulnérable aux extinctions (Kramer et van Schaik, 1997). Cette crise demeure donc inquiétante, mais aussi vaste et complexe si l'on considère le bassin d'espèces à surveiller et à tenter de protéger. Par conséquent, le monde de la conservation, avec les moyens financiers et techniques limités qu'on lui connaît, a besoin de cibles, i.e. des habitats,

des régions et/ou des groupes ou populations d'espèces précis, dans le but de maximiser ces ressources et de réussir à protéger le plus d'espèces et d'habitats possibles. Or, certaines questions m'ont agacé l'esprit. Quels sont les endroits sur Terre où les habitats sont si dégradés que leur conservation est urgente? Quels moyens peut-on employer pour justement protéger davantage leur territoire? Et comment tirer profit des caractères uniques des amphibiens pour promouvoir la conservation de la biodiversité dans ces régions?

Ainsi, j'ai réalisé que les amphibiens s'avèrent de bons candidats pour soutenir la conservation de la biodiversité, du moins au niveau local et régional. En effet, cette classe d'animaux peut réellement soutenir cette cause puisqu'ils exhibent une vulnérabilité élevée à cause, en premier lieu, de leurs présents déclin globaux de populations (Pounds *et al.*, 1997; Houlihan *et al.*, 2000; Lips *et al.*, 2006) et de leurs besoins écologiques uniques et variés (Bridges et Semlitsch, 2000; Zug *et al.*, 2001; Baldwin *et al.*, 2006). L'intérêt grandissant du public, des scientifiques et des décideurs envers ces vertébrés peut constituer une tendance profitable. Après tout, il est fort à parier que ce groupe entier de vertébrés offre le signe avant-coureur d'une ainsi dite vague d'extinction au lieu de disparitions éparses mais localisées qui ont généralement marqué les derniers siècles partout sur la planète. Avec toute la vulnérabilité et la transparence de leur apparent dernier souffle, les amphibiens offrent une aide sans précédent pour sauver ce qui reste des habitats qui nous ont humblement créés. Alors, utilisons-les à des fins promotionnelles.

Par conséquent, ce présent essai tente en quelque sorte de garder entrouverte la porte qui a récemment été poussée en faveur des amphibiens. En se basant sur la littérature primaire, je veux documenter et analyser les raisons et les issues vers lesquelles les habitats les plus dégradés de la planète méritent davantage l'attention des conservationnistes, et vers lesquelles les amphibiens peuvent y participer activement. Pour ce faire, plusieurs questions doivent, du moins en partie, trouver réponses: (1) De quoi les amphibiens sont-ils menacés?, (2) Qu'est-il fait de plus prometteur pour éradiquer ces menaces?, (3) Pourquoi les amphibiens peuvent aider à savoir où et comment agir mieux?, (4) Et comment agir davantage? Ainsi, le chapitre 1

est entièrement consacré à déterminer et à comprendre l'ensemble des pressions menaçant les populations d'amphibiens. Le chapitre 2 expose le système de gestion d'aires protégées impliqué dans la conservation des forêts tropicales humides, les efforts actuels de conservation des amphibiens ainsi que le concept des points chauds de biodiversité. Puis, le chapitre 3 présente les points chauds tropicaux de biodiversité dont le couvert forestier a été le plus réduit et fragmenté. Le concept et les avantages du concept des espèces parapluie, de même que l'importance de la conservation des petits fragments forestiers y sont également analysés. Ensuite, le chapitre 4 explique les raisons pour lesquelles les amphibiens sont d'excellents indicateurs de la qualité de l'environnement ainsi que d'importants promoteurs de la conservation de la biodiversité régionale, et particulièrement des petits fragments forestiers. Finalement, le chapitre 5 aborde les actions qui peuvent être accomplies afin d'accentuer et améliorer les mesures de conservation dans les régions les plus dégradées en termes de couvert forestier restant.

Chapitre 1

Les causes potentielles du déclin global des populations d'amphibiens

Une des tendances les plus alarmantes dont on commence tout juste à explorer les causes et les mécanismes est le déclin et l'extinction soudains de populations et même d'espèces d'amphibiens à l'échelle du globe. On définit ces tendances comme des diminutions rapides, substantielles et soutenues de la densité des populations (Wake, 1998; Puschendorf *et al.*, 2006). Ce n'est que durant le premier Congrès mondial d'herpétologie, en 1989, que les premières préoccupations par rapport à la disparition massive d'amphibiens ont retenu l'attention. En fait, toutes les classes de plantes et d'animaux sont en train de subir une perte significative de biodiversité (Lawton et May, 1995). Les amphibiens ne sont pas le seul groupe taxonomique victime de déclin. Des populations de tous les taxa disparaissent à travers la planète. La différence, afin de justifier le cri d'alarme accentué associé aux amphibiens, est que les populations de ceux-ci ont diminué pour 43,2 % des 5743 espèces reconnues lors du Global Amphibian Assessment (GAA) de 2003 (Stuart *et al.*, 2004). Entre autres élaboré par l'Union mondiale pour la conservation de la nature (IUCN) en 2001, ce vaste projet scientifique a pour but d'offrir le bilan de la situation des amphibiens du monde entier en rassemblant les données récentes sur l'abondance, la distribution, la tendance des populations, l'utilisation des habitats ainsi que les menaces pour toutes les espèces d'amphibiens (IUCN *et al.*, 2006). Entre 1600 et 1970, 2 % des amphibiens étaient continuellement menacés, ce qui représente le plus petit taux parmi les vertébrés (Smith *et al.*, 1993). Selon les critères de la liste rouge de l'IUCN, près du tiers (32,5 %) des amphibiens sont aujourd'hui menacés d'extinction dont 7,4 % sont « en danger critique d'extinction » (Stuart *et al.*, 2004). Ainsi, la situation s'est intensifiée considérablement dans les dernières décennies rendant la problématique du déclin des amphibiens concrète et grave (Houlahan *et al.*, 2000). Par comparaison, 12 % et 1,8 % des oiseaux sont respectivement menacés et en danger critique d'extinction (BirdLife International, 2004), tandis que ces taux sont de 23 % et 3,8 %

respectivement pour les mammifères (IUCN, 2001). En 1980, autant d'amphibiens (4 %) étaient en danger critique d'extinction que de mammifères aujourd'hui, mais ce pourcentage a doublé pour les amphibiens en seulement 25 ans (Stuart *et al.*, 2004). De plus, le niveau de menaces pesant sur les amphibiens est probablement sous-estimé puisque les données sont manquantes pour 22,5 % des espèces afin de leur attribuer un statut précis (Stuart *et al.*, 2004). La majorité de ces espèces ont récemment été découvertes dans une ou quelques localités seulement et possèdent une petite distribution géographique, ce qui leur confère fort probablement un statut menacé.

Cette tendance a probablement débuté plus tôt, mais les comptes-rendus scientifiques sont apparus dans les années soixante-dix, notamment dans l'Ouest des États-Unis d'Amérique (Drost et Fellers, 1996; Carey *et al.*, 1999), le Nord-Est de l'Australie (Laurance, 1996) et à Puerto Rico (Burrowes *et al.*, 2004). Vers 1990, la disparition rapide et quasi instantanée du crapaud doré (à l'époque *Bufo periglenes*) au Costa Rica (Crump *et al.*, 1992) a sonné l'alerte à propos de l'existence inexplicable d'une possible extinction massive d'amphibiens au niveau planétaire. Vers la fin des années quatre-vingts, 40 % de la communauté d'amphibiens de la région de Monteverde au Costa Rica a soudainement disparu (Pounds *et al.*, 1997). Depuis, plusieurs études ont fait état de tels extinctions locales ou déclin massifs de populations, notamment dans les montagnes occidentales des États-Unis d'Amérique (Carey, 1993; Sherman et Morton, 1993; Carey *et al.*, 1999), dans le Sud du Mexique (Lips *et al.*, 2004), au Costa Rica (Pounds et Crump, 1994; Pounds *et al.*, 1999; Whitfield *et al.*, 2007), au Panama (Lips, 1999), dans l'Est de l'état de Queensland en Australie (McDonald, 1990; Berger *et al.*, 1998), dans la forêt Atlantique du Brésil (Heyer *et al.*, 1988; Weygoldt, 1989; Papp et Papp, 2000), et dans toute la distribution géographique du genre *Atelopus*, du Costa Rica au Pérou et au Venezuela en passant par le Panama, la Colombie et l'Équateur (La Marca *et al.*, 2005).

Les activités humaines continuent de réduire considérablement les habitats des amphibiens et d'ainsi affecter leur abondance et richesse. Cependant, une partie des déclin de populations sont attribués à des espèces endémiques habitant des forêts montagneuses humides à plus de 600 m (Sherman et Morton, 1993; Laurance, 1996; Lips, 1998; Beebe et Griffiths, 2005;

Eterovick *et al.*, 2005). Ce constat a rendu certains déclin d'amphibiens énigmatiques (Stuart *et al.*, 2004). En effet, ces écosystèmes sont généralement situés dans des régions hors de portée des activités perturbatrices humaines. Les tendances négatives de populations d'amphibiens les plus notoires ont lieu, entre autres, dans de grands parcs et réserves nationaux bien préservés tels que Yosemite en Californie (Sherman et Morton, 1993), Monteverde au Costa Rica (Pounds *et al.*, 1999) et Eungella en Australie (McDonald, 1990), tous dans des sites montagneux. On commence toutefois à rapporter des populations en déclin de cause inconnue dans des zones de basses altitudes. Dans le Sud-Est du Brésil, des populations d'amphibiens diminuent dans des sites non-perturbés entre 100 et 600 m seulement (Eterovick *et al.*, 2005). Plus récemment, des déclin significatifs de populations de plusieurs espèces d'amphibiens ont été enregistrés dans la station de recherche La Selva au Costa Rica, laquelle est située entre seulement 30 et 135 m au-dessus du niveau de la mer (Whitfield *et al.*, 2007). Ces deux observations accentuent le caractère énigmatique de ces déclin.

Afin d'identifier les causes inhérentes à ces déclin, nombre de scientifiques se sont posés la question suivante : quelles sont les caractéristiques communes partagées par les espèces d'amphibiens qui subissent des déclin de populations? Premièrement, Stuart *et al.* (2004) ont constaté que la plupart des déclin sont localisés dans les écosystèmes forestiers et d'eau vive des régions néo-tropicales planes et montagneuses. Deuxièmement, les espèces des familles *Bufo* et *Rana* semblent les plus affectées (Lips, 1998). Enfin, ces amphibiens partagent des traits morphologiques, écologiques et démographiques susceptibles de maintenir les déclin de populations. En effet, les espèces affectées dépendent particulièrement d'habitats riverains et aquatiques durant leur cycle de vie, habitent généralement des forêts montagneuses, ont une grande taille mais une distribution géographique restreinte, et sont naturellement rares (Lips *et al.*, 2003a). Conséquemment, ces amphibiens sont logiquement plus vulnérables à des événements stochastiques, à la perte et la dégradation de leurs habitats, aux changements climatiques, aux maladies, à la collecte démesurée de spécimens ou aux espèces introduites que des amphibiens régionalement communs possédant une vaste distribution géographique et adaptés à plusieurs types d'habitats et conditions

microclimatiques (Davies *et al.*, 2000). Les espèces qui devraient survivre et persister dans un milieu sont donc celles qui détiennent les traits adaptables aux divers scénarios de perturbations, et ce même dans une région où les menaces semblent inexistantes.

Avant même d'essayer d'élucider le déclin global des amphibiens, il est à se demander si de simples fluctuations démographiques naturelles ne seraient pas à l'origine d'une telle tendance. En général, les amphibiens vivent dans plusieurs populations adjacentes (métapopulations) qui s'échangent occasionnellement des individus (Smith et Green, 2005). Or, l'estompement d'une de ces populations est fort probable, et les extinctions locales de populations peuvent être des événements communs. Depuis les années cinquante, les populations globales d'amphibiens ont oscillé entre des diminutions rapides et plus lentes (Houlahan *et al.*, 2000). Cependant, seulement 0,5 % des espèces d'amphibiens, le plus souvent des espèces généralistes ou introduites, connaissent une augmentation de leurs populations (Stuart *et al.*, 2004). Ainsi, dans des circonstances de fluctuations démographiques naturelles, les populations auraient normalement connu des périodes d'accroissement, ce qui n'a pas été le cas. De plus, Alford et Richards (1999) relataient que la disparition de 7 espèces dans l'Australie tropicale (Richards *et al.*, 1993), de 3 espèces dans le parc Yosemite en Californie (Drost et Fellers, 1996), ainsi que le déclin rapide de plusieurs espèces à Las Tablas au Costa Rica (Lips, 1998) indiquent clairement que le rythme d'extinctions, même locales, est trop rapide pour envisager des événements fréquents. L'approche probabilistique de Pounds *et al.* (1997) dans la réserve de Monteverde a conclu que la disparition et le déclin massif d'autant d'espèces est improbable en tant qu'événements rares et localisés ou en tant que dynamique naturelle des populations. Conséquemment, puisqu'une si grande proportion de la richesse locale et régionale d'une classe entière de vertébrés peut être affectée par une tendance pernicieuse, et ce dans nombre d'endroits distincts dans le monde, on pourrait être en droit de remplacer l'appellation « déclin global des amphibiens » par « extinction globale des amphibiens » (Lips *et al.*, 2006). Ce changement d'expression est scientifiquement délicat mais non pas trop ambitieux puisque l'on enregistre de plus en plus une tendance accélérée d'espèces nouvellement catégorisées comme menacées, d'extinctions locales de populations ou globales d'espèces, de déclin massifs de populations, et conséquemment de la diversité

mondiale des amphibiens. La perte d'amphibiens à une si grande échelle peut dangereusement affecter l'équilibre des écosystèmes mondiaux (Whiles *et al.*, 2006).

Par conséquent, de nombreux chercheurs se sont mis à l'œuvre pour élucider les véritables causes provoquant ce désastre écologique afin, évidemment, de les limiter sinon de les enrayer. Parmi celles-ci, retenons la perte et la fragmentation des habitats, les changements climatiques, le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*, les radiations ultraviolette-B, les contaminants chimiques, les espèces exotiques, la collecte démesurée de spécimens et l'action synergétique de plusieurs de ces causes.

1.1 La perte et la fragmentation des habitats

Indiscutablement, la destruction et la dégradation des habitats constituent les mécanismes les plus répandus, directs et pervers provoquant le déclin de la grande majorité des populations d'amphibiens (Pechmann et Wilbur, 1994; Blaustein et Wake, 1995; Alford et Richards, 1999; Lips *et al.*, 2003a; Stuart *et al.*, 2004). La seule perte d'habitats a un effet dévastateur, du moins localement et régionalement, sur l'abondance et la diversité d'amphibiens (Petranka *et al.*, 1993; Hecnar et M'Closkey, 1996). La situation semble accentuée dans les forêts humides des tropiques où la déforestation et la fragmentation massives agissent à un rythme plus élevé que jamais (Fearnside, 2005; Langner *et al.*, 2007). La vaste diversité d'amphibiens dans les forêts tropicales humides fait en sorte qu'un nombre important d'espèces possèdent une distribution géographique restreinte, contrairement aux espèces tempérées qui sont en majorité largement distribuées (Blaustein et Wake, 1995; Crump, 2003). Ainsi, lors d'événements de déforestation, ces espèces tropicales sont beaucoup plus vulnérables à l'extinction que leurs consoeurs des régions tempérées.

La coupe forestière, notamment, entraîne un changement sévère des conditions microclimatiques ainsi qu'une compaction et une dessiccation du sol qui s'avèrent néfastes pour les amphibiens terrestres qui nécessitent une litière épaisse et humide (Welsh, 1990; Ash, 1997). Les milieux humides tels que les marais, les étangs, les tourbières, les marécages et

même les mares temporaires n'échappent pas à la fragmentation et peuvent être sérieusement modifiés par le drainage ou le remplissage pour les besoins de la foresterie ou du développement agricole et urbain. Par conséquent, les amphibiens strictement aquatiques ou incluant obligatoirement un point d'eau pour la reproduction dans leur cycle de vie voient leurs populations dépourvues ou disloquées de ces sites (Delis *et al.*, 1996; Semlitsch et Bodie, 1998; Mazerolle et Cormier, 2003) et risquent l'extinction locale et régionale (Corn et Fogleman, 1984). De plus, les espèces étroitement associées aux ruisseaux forestiers sont affectées par l'érosion des sols provoquant la sédimentation des cours d'eau, et ce même dans des fragments voisins aux sites de coupe à blanc (Corn et Bury, 1989). Dans une aire d'activités forestières sous coupe sélective en Bolivie, la diversité d'amphibiens a diminué dans les zones riveraines perturbées par rapport aux sites vierges (Fredericksen et Fredericksen, 2004). Évidemment, la particularité unique de la plupart des amphibiens est qu'ils nécessitent autant des habitats terrestres et aquatiques pour se reproduire, se réfugier et se nourrir (Zug *et al.*, 2001). Or, la protection de ces deux types d'habitats est critique à la persistance des populations d'amphibiens dans un paysage, ce qui rend l'effort de conservation plus complexe et ardu.

La perte d'habitats est accompagnée d'une fragmentation du paysage. Dans tout écosystème forestier, un paysage exploité peut être transformé en une mosaïque de fragments isolés et entourés d'une matrice assujettie aux utilisations variées de la terre telles que l'agriculture, le développement urbain ou industriel et l'élevage (Saunders *et al.*, 1991). Les effets de la fragmentation ont largement été documentés pour les grands vertébrés au large territoire mais commencent tout juste à être explorés dans le cas des amphibiens (Marsh et Pearman, 1997; Tocher *et al.*, 1997; Vos et Chardon, 1998; Vallan, 2000a; Schlaepfer et Gavin, 2001, Funk et Mills, 2003; Lehtinen *et al.*, 2003; Mazerolle et Cormier, 2003; Pineda et Hallfater, 2004). Dans les tropiques, les forêts humides de la forêt Atlantique du Brésil (Figure 1.1), des Philippines et de Madagascar (Gascon *et al.*, 2000) sont parmi les plus durement frappées par la fragmentation, et où les fragments tendent à être peu ou pas connectés. C'est aussi dans ces régions que l'on retrouve une biodiversité et un endémisme étonnants d'amphibiens (IUCN *et al.*, 2006). En ce sens, les menaces pèsent lourd pour les populations d'amphibiens de ces

pays, et aussi d'autres régions tropicales telles que l'Inde, le Sri Lanka, l'Amérique centrale, les Andes équatoriales et l'Afrique de l'Ouest (IUCN *et al.*, 2006).



Figure 1.1 Fragment forestier de la forêt Atlantique du Nord-Est du Brésil

Source: Archives personnelles (2007)

La fragmentation provoque donc l'isolation des populations d'amphibiens, ce qui, théoriquement, devrait modifier la dynamique de leurs populations. Encore une fois, les amphibiens possèdent un cycle de vie complexe durant lequel ils nécessitent une variété d'habitats souvent terrestres et aquatiques mais aussi arboricoles (Silva *et al.*, 2003). En effet, certaines populations survivant dans les fragments peuvent être suffisamment isolées au point où elles n'ont plus accès aux différents habitats essentiels. Or, pour survivre, les individus de certaines espèces doivent traverser les milieux anthropiques aux conditions hostiles aux amphibiens qui les séparent des divers habitats. En effet, il a été observé que certaines grenouilles évitent majoritairement les substrats perturbés par l'humain pour se déplacer d'un habitat naturel à un milieu humide essentiel (Mazerolle et Desrochers, 2005). De plus, les routes engendrent directement des taux de mortalité élevés pour les amphibiens tentant de disperser à travers un paysage fragmenté. En fait, il a été estimé qu'un volume de circulation

moyen peut causer jusqu'à 100 % de mortalité (Dodd et Smith, 2003). Les amphibiens possèdent des contraintes comportementales et physiologiques comme les déplacements limités, la fidélité à un site et leur dépendance générale à un habitat humide (Blaustein *et al.*, 1994a; Mazerolle et Desrochers, 2005). Les amphibiens vivant dans les régions tempérées et affectionnant particulièrement les milieux humides réussissent à circuler entre les milieux humides par l'entremise des canaux de drainage, ce qui limite leur isolation (Mazerolle, 2004). Toutefois, ils sont pour la plupart des amphibiens terrestres qui peuvent s'adapter temporairement aux perturbations anthropiques en utilisant des passages avec une végétation naturelle au sol suffisante pour se mouvoir. Or, les amphibiens souvent arboricoles, et même terrestres mais adaptés à des conditions plus fraîches et humides (Silva *et al.*, 2003), peinent à se déplacer à travers les exploitations anthropiques des forêts tropicales humides. C'est ainsi que, dans ces écosystèmes, le franchissement de matrices telles les champs de canne à sucre ou les pâturages aux conditions sèches et à la température élevée très inhospitalières peuvent limiter considérablement la dispersion d'amphibiens ou provoquer un haut taux de mortalité chez ceux qui s'y aventurent (Wilcove *et al.*, 1986; Ray *et al.*, 2002; Gardner *et al.*, 2007a). Ces difficultés à circuler dans le paysage à la recherche des habitats essentiels limitent également le potentiel de colonisation des populations. En effet, lorsque des populations sont isolées ou fragmentées, on remarque une diminution de la taille des populations locales (Crump, 2003). Ainsi, la possibilité qu'une population isolée soit recolonisée par une autre est diminuée considérablement. Conséquemment, le potentiel d'unions consanguines s'accroît à un point où les risques d'une perte de la diversité génétique et de changements importants dans la structure démographique de la population deviennent élevés (Dodd et Smith, 2003). Dans une petite population isolée, l'accumulation de mutations délétères et la perte du potentiel d'adaptation chez les individus peut significativement affliger la capacité d'une population de répondre à des événements stochastiques tels que les maladies et la sécheresse, et donc le recrutement peut diminuer dangereusement (Strickberger, 2000). Et si la ou les populations d'un fragment s'éteignent, il est très peu probable qu'il soit colonisé de nouveau (Blaustein *et al.*, 1994a) entraînant forcément un déclin des populations d'amphibiens au niveau du paysage.

Les effets subséquents de la fragmentation se traduisent aussi à travers les effets de bordure. Les bordures des fragments sont soumises à des conditions biotiques, abiotiques et microclimatiques s'avérant néfastes pour nombre d'espèces forestières. En effet, la présence de nouveaux prédateurs et compétiteurs (Crump, 2003), la modification de la structure végétale au profit de plantes pionnières (Tabarelli *et al.*, 1999), l'intrusion de vents secs (Laurance, 2002), et la réduction de l'humidité et l'élévation de la température par l'augmentation des radiations solaires (Malcolm, 1998) changent de tout au tout l'habitat des amphibiens.

De plus, dans les paysages tropicaux humides, les effets de bordure pourraient pénétrer et envahir de plus en plus les fragments jusqu'à modifier totalement la structure initiale de la forêt tropicale humide (Gascon *et al.*, 2000; Laurance *et al.*, 2006). Ces changements peuvent être catastrophiques pour la plupart des espèces forestières d'amphibiens nécessitant des conditions de forêts matures. Notamment, les espèces terrestres déposant leurs oeufs dans la litière humide, milieu où ils se développeront, sont particulièrement vulnérables à de tels changements (Schlaepfer et Gavin, 2001; Burrowes *et al.*, 2004). Ainsi, les amphibiens qui tolèrent des conditions physiologiques et écologiques plus étendues peuvent finir par dominer l'assemblage d'espèces, ce qui peut appauvrir la diversité originale d'amphibiens dans les fragments forestiers d'un paysage (Tocher *et al.*, 1997; Donnelly et Crump, 1998).

Par conséquent, la fragmentation du paysage forestier incluant la perte d'habitats et la dégradation des fragments résiduels engendrent des conséquences désastreuses pour les populations d'amphibiens. Isolées, celles-ci peuvent subir un dysfonctionnement démographique et graduellement s'estomper étant donné les difficultés parfois insurmontables de dispersion et de recolonisation. Les populations, abandonnées à elles-mêmes dans des fragments entourés de matrices aux conditions hostiles, peuvent donc être vouées à des déclin importants ou même à l'extinction. Ce phénomène demeure plus intensifié dans les régions tropicales que tempérées puisque la distribution géographique des plusieurs espèces est beaucoup plus restreinte.

1.2 Les ravages du champignon *Batrachochytrium dendrobatidis*

L'énigme planant sur les déclinés de populations d'amphibiens dans de vastes parcs et réserves virtuellement à l'abri de toute activité humaine a, entre autres, été brisée par l'apparition et la description d'un nouveau pathogène associé aux amphibiens: le champignon *Batrachochytrium dendrobatidis* (Berger *et al.*, 1998; Longcore *et al.*, 1999). Cette découverte a donné le nom de chytridiomycose à l'infection cutanée qui affligerait plusieurs espèces d'amphibiens depuis des décennies. Des individus adultes moribonds et morts, collectés au Panama et en Australie, ont été diagnostiqués pour la première fois de cette maladie (Berger *et al.*, 1998). Plus tard, des analyses cutanées de spécimens de musées préciseront que le tout premier cas de chytridiomycose pour des amphibiens sauvages date de 1938 dans les basses terres côtières du Cap Ouest en Afrique du Sud (Weldon *et al.*, 2004). Le deuxième cas reviendrait à des spécimens de grenouille verte (*Lithobates clamitans*) collecté en 1961 à Saint-Pierre-de-Wakefield dans la province de Québec au Canada (Ouellet *et al.*, 2005). Les individus infectés ont ensuite été découverts ailleurs en Afrique (Weldon et du Preez, 2004), en Amérique du Nord (Muths *et al.*, 2003; Daszak *et al.*, 2005; Ouellet *et al.*, 2005), dans les Antilles (Burrowes *et al.*, 2004; Diaz *et al.*, 2007), à Hawaii (Beard et O'Neill, 2005), en Amérique centrale (Lips, 1999; Lips *et al.*, 2003b; Lips *et al.*, 2006; Puschendorf *et al.*, 2006), en Australie (Kriger et Hero, 2006) et au Brésil (Carnaval *et al.*, 2006) tandis que Ron (2005) répertorie d'autres cas pour l'Europe, la Nouvelle-Zélande et le reste de l'Amérique du Sud, et enfin Pessier *et al.* (1999) pour des amphibiens captifs. Plusieurs études ont lié des extinctions locales et même globale d'espèces, de même que des déclinés de populations, à la chytridiomycose (Berger *et al.*, 1998; Daszak *et al.*, 1999; Daszak *et al.*, 2003; Davidson *et al.*, 2003; Muths *et al.*, 2003; Burrowes *et al.*, 2004; La Marca *et al.*, 2005; Lips *et al.*, 2006; Puschendorf *et al.*, 2006). En outre, la découverte synchronisée du même champignon en Australie et au Panama, et ce dans des populations en réduction d'effectifs, donne du poids à l'hypothèse du déclin global des amphibiens lié à cette infection.

La connaissance de la physiologie, de la biologie et de l'épidémiologie du champignon permet de mieux comprendre l'attribution de celui-ci aux déboires des amphibiens. Les champignons

dits « chytrides » sont hydrophiles et habitent les milieux aquatiques et les sols humides. Ils dégradent principalement la cellulose, la chitine et la kératine des plantes, algues et invertébrés (Powell, 1993). L'espèce *B. dendrobatidis* est cependant la seule à infecter les vertébrés. Celui-ci croît entre 6 et 28 °C et meurt à des températures trop élevées (Pounds et Puschendorf, 2004). Toutefois, à 30 °C, il peut survivre en évitant activement l'exposition directe à une telle température; et il est d'une plus grande virulence entre 17 et 25 °C (Piotrowski *et al.*, 2004), un écart de température représentatif de son occurrence géographique (Ron, 2005). Des analyses histologiques sont nécessaires pour diagnostiquer avec certitude ce champignon. Malgré tout, les signes cliniques d'une infection à ce pathogène sont une posture anormale, la léthargie, la perte du réflexe de redressement, l'ulcération anormale de l'épiderme, des hémorragies de la peau, des muscles et des yeux, et la congestion des viscères (Berger *et al.*, 2000). Cette espèce de chytridiomycète a été trouvée sur des amphibiens habitant les milieux riverains (Lips, 1999; Carnaval *et al.*, 2006; Diaz *et al.*, 2007) ou le sol des forêts humides (Burrowes *et al.*, 2004), et associée à des anomalies des parties kératinisées de la bouche des têtards (Lips, 1999). Daszak *et al.* (1999), suite à leur revue du champignon, proposent trois causes possibles de mortalité chez les amphibiens liés à celui-ci: l'hyperplasie de l'épiderme empêche la respiration et l'osmorégulation de la peau, la toxine du champignon est absorbée systématiquement, ou ces deux causes combinées.

L'origine et la propagation de *B. dendrobatidis* demeurent inconnues. Premièrement, l'infection par ce champignon a pu se développer en Australie, en Afrique, en Amérique et en Europe, et les amphibiens susceptibles de contacter celui-ci ont rapidement connu des déclinés de populations (McCallum, 2005). Deuxièmement, *B. dendrobatidis* constitue un pathogène omniprésent dans les milieux aquatiques du monde entier, et des infections ne surgissent que lorsque les amphibiens sont exposés à des tensions environnementales inattendues (McCallum, 2005). Il est impossible pour l'instant de distinguer si le champignon se propage naturellement ou si les activités humaines (espèces porteuses introduites, changements climatiques) provoquent l'apparition du pathogène dans des régions où les amphibiens n'y sont pas adaptés. On sait seulement que *B. dendrobatidis* ne peut survivre que quelques heures à la dessiccation, préfère de loin les conditions thermiques relativement fraîches (Kriger et

Hero, 2007), sa zoospore ne peut nager plus de 2 cm avant de s'enkyster (Piotrowski *et al.*, 2004), et il ne possède aucune étape de dormance (Longcore *et al.*, 1999). De là, Kriger et Hero (2007) ont conclu que la propagation des zoospores de ce chytridiomycète passe obligatoirement par l'eau courante permanente, et que les amphibiens dont les larves restent des années dans l'eau sont plus vulnérables aux infections. Par conséquent, les amphibiens strictement terrestres ne possédant aucune étape de leur cycle de vie dans l'eau courent de moins grands risques d'infection, sauf s'ils sont en contact avec des espèces sympatriques ayant été en contact avec le pathogène (Kriger et Hero, 2007). De plus, les amphibiens tropicaux habitant des forêts d'altitude moyenne ou élevée où la température est clémente pour la croissance de *B. dendrobatidis* seraient plus à risque. On suggère même que les populations d'amphibiens des basses terres fonctionnent comme un réservoir pour le pathogène (Carnaval *et al.*, 2006) et où il pourrait être endémique (Puschendorf *et al.*, 2006).

On a souvent attribué l'infection au champignon *B. dendrobatidis* comme fatale et sans compromis pour une population d'amphibiens vulnérables. Pourtant, on a tout récemment découvert que plusieurs populations ou individus d'une population réussissent à survivre avec l'omniprésence du pathogène dans l'environnement (Retallick *et al.*, 2004; Woodhams *et al.*, 2007). On a montré dernièrement que plusieurs génotypes du chytride peuvent être présents et persistants dans une région, et même devenir endémiques, mais qu'un seul génotype peut devenir épidémique et fatal pour une population d'amphibiens quelconque (Morgan *et al.*, 2007). Des amphibiens d'Australie réussissent même à se débarrasser d'infections en élevant leur température corporelle au-delà de la température acceptable du champignon en s'exposant au soleil ou en recherchant de chauds microenvironnements (Woodhams *et al.*, 2003). La présence de peptides antimicrobiaux produits par la peau et qui seraient plus efficaces pourraient prévenir la chytridiomycose chez certaines espèces d'amphibiens. Nombre d'espèces australiennes possèdent des peptides cutanés assez puissants pour inhiber la croissance du champignon (Woodhams *et al.*, 2006). D'ailleurs, une expérience en laboratoire a conclu que deux échantillons de *B. dendrobatidis* n'ont pas survécu à des peptides cutanés d'amphibiens d'espèces différentes (Woodhams *et al.*, 2006). Dernièrement, il a été montré que des espèces d'amphibiens réussissent à survivre et à se débarrasser naturellement d'une

infection au champignon, et ce en milieu sauvage (Kriger et Hero, 2006). Ces résultats proposent que la chytridiomycose s'est peut-être manifestée récemment chez certaines espèces plus vulnérables grâce à des conditions environnementales ou des activités humaines bouleversantes, mais qu'elle a peut-être été présente chez les amphibiens depuis plus longtemps (McCallum, 2005).

En bref, la chytridiomycose apparaît comme une infection hautement dévastatrice dans certaines populations d'amphibiens, et ce qu'importe la région du globe. Le déclin énigmatique des amphibiens pourrait être étroitement lié à cette infection cutanée, mais les détails de son origine, de sa propagation et de sa vulnérabilité aux peptides antimicrobiaux restent à documenter. Il est fortement suggéré que la prévalence de cette maladie fatale cause le déclin global des amphibiens en synergie avec d'autres facteurs tels les changements climatiques (Pounds *et al.*, 2006).

1.3 Les effets des changements climatiques

Le climat de la planète Terre change continuellement et a parfois subi des soubresauts drastiques au cours des derniers millions d'années, et même plus récemment, lors des grandes périodes glacières (Severinghaus et Brooks, 1999; Birks et Ammann, 2000). Cependant, c'est la première fois qu'un être vivant, en l'occurrence l'être humain, provoque lui-même un changement rapide du climat global. Le vingtième siècle fut le plus chaud du dernier millénium avec une augmentation de la température moyenne de surface de 0,5 °C, une modification marquée du régime de précipitation et une accentuation de la fréquence des événements météorologiques extrêmes (Easterling *et al.*, 2000; Jones et Mann, 2004). Divers écosystèmes sont reconnus pour être sévèrement affectés par ces nouvelles conditions climatiques, notamment les habitats terrestres insulaires (Woolbright, 1991), les récifs coralliens (Negri *et al.*, 2007) et les montagnes de nuages où se retrouvent de nombreuses espèces d'amphibiens menacées (Stuart *et al.*, 2004). L'intensification de ces bouleversements climatiques durant les trente dernières années coïncide d'ailleurs avec le recensement du déclin et de l'extinction mondiaux des populations d'amphibiens (Blaustein et Wake, 1990;

Pounds et Crump, 1994; Laurance, 1996; Houlahan *et al.*, 2000; Stuart *et al.*, 2004). Les particularités physiologiques et écologiques, décrites plus haut, des amphibiens leur confèrent une sensibilité particulière à des changements brusques du climat par rapport aux autres vertébrés. Plusieurs études ont considéré l'hypothèse des changements climatiques dans leurs explications d'un déclin énigmatique d'amphibiens (Heyer *et al.*, 1988; Pounds et Crump, 1994; Beebee, 1995; Alexander et Eischeid, 2001; Pounds, 2001; Daszak *et al.*, 2005). Toutefois, ces études font état de déclin massifs et rapides de populations qui laissent la porte ouverte à d'autres causes telles que le champignon *B. dendrobatidis* ou la contamination chimique. Or, Whitfield *et al.* (2007) ont évalué la dynamique des populations d'amphibiens de la station scientifique La Selva au Costa Rica durant une période de 35 ans. Ils ont montré une absence d'infection au *B. dendrobatidis*, de pesticides et de dégradation de l'habitat, mais un changement des températures moyennes et du régime de précipitations qui serait la seule explication du déclin graduel des populations, renforçant ainsi l'hypothèse des changements climatiques.

Dans les régions de déclin des populations d'amphibiens, les changements climatiques opèrent en réduisant ou en élevant la formation du couvert nuageux diminuant ainsi l'humidité relative (Pounds *et al.*, 1999), et en augmentant les températures moyennes annuelles, ainsi que les jours sans précipitation (Semlitsch, 2003; Whitfield *et al.*, 2007). Ainsi, les amphibiens, particulièrement adaptés à des conditions climatiques fraîches, constantes et humides comme en forêt humide d'altitude peuvent être sévèrement touchés (Pounds et Crump, 1994), de même que les espèces endémiques néotropicales à petite distribution géographique (Donnelly et Crump, 1998). Ces perturbations engendrent donc des conditions turbulentes et sèches plus fréquemment pour les populations d'amphibiens à risque. L'effet négatif des changements climatiques sur l'habitat des amphibiens se traduit précisément par une réduction de la quantité et de l'humidité de la litière (Whitfield *et al.*, 2007), une amorce plus tardive de la saison de reproduction (Beebee, 1995), et une diminution de la période d'eau stagnante ou assez profonde dans des points d'eau permanents ou non permanents (Pounds, 2001; Daszak *et al.*, 2005). Les amphibiens strictement terrestres voient alors l'abondance de proies diminuer dans la litière appauvrie (Donnelly et Crump, 1998; Crump, 2003), et l'impossibilité pour

leurs œufs de se développer dans la litière trop sèche (Burrowes *et al.*, 2004; Whitfield *et al.*, 2007). Les amphibiens incluant obligatoirement un point d'eau dans leur cycle de vie voient, quant à eux, leurs marres temporaires s'assécher ou l'eau de celles-ci devenir trop chaudes pour la survie des œufs et des larves (Pounds, 2001; Daszak *et al.*, 2005). En outre, le manque de proie peut mener les femelles à ne pas amasser assez de réserves énergétiques pour réussir à maintenir une masse corporelle suffisante pour produire des œufs, ce qui peut considérablement diminuer le recrutement d'une population (Reading, 2007). Pour plusieurs espèces, les premières précipitations de la saison humide amorce la saison de reproduction. Un retard dans le début de celle-ci peut empêcher les nouvelles larves de certaines espèces de se métamorphoser à temps pour passer à travers la saison plus sèche (Daszak *et al.*, 2005).

Par conséquent, les amphibiens peuvent être victimes des changements climatiques, et ainsi subir des déclin de populations. Malgré quelques études montrant les changements climatiques comme une cause immédiate des déclin et extinctions (e.g. Whitfield *et al.*, 2007), les études manquent afin d'appuyer un lien aussi direct. Plutôt, on propose que les perturbations climatiques agissent indirectement sur les amphibiens en synergie avec d'autres menaces atténuantes ou directement mortelles telles que l'introduction d'espèces exotiques et le champignon chytride (Carey et Alexander, 2003; Pounds *et al.*, 2006; Laurance, 2008).

1.4 Les effets des radiations ultraviolette-B

L'utilisation de chlorofluorocarbones et autres produits chimiques, encore en vogue dans les pays développés et en émergence, continue de raréfier l'ozone stratosphérique (Kerr et McElroy, 1993; Middleton *et al.*, 2001). Le niveau de radiations ultraviolette-B (UV-B) atteignant la surface de la Terre augmente donc de façon continue depuis 1979 dans les régions polaires, tempérées et tropicales (Middleton *et al.*, 2001). Étant donné la sensibilité évidente des amphibiens aux conditions environnementales, l'élévation des niveaux des radiations UV-B a été considéré comme une des causes du déclin des populations de certaines espèces d'amphibiens (Blaustein *et al.*, 1998; Blaustein et Kiesecker, 2002).

Les espèces les plus susceptibles de recevoir des quantités trop élevées de radiations UV-B vivent en altitude où les radiations sont plus intenses (Middleton *et al.*, 2001), recherchent les rayons solaires pour se réchauffer (Belden *et al.*, 2000) et/ou pondent des œufs dans des points d'eau peu profonds et à découvert (Alford et Richards, 1999; Blaustein et Belden, 2003). De plus, les amphibiens diurnes des forêts humides peu habitués à des niveaux élevés de radiations solaires peuvent, si exposés plus souvent aux radiations UV-B, être beaucoup plus affectés par ces derniers. En effet, la déforestation des habitats riverains et les coupes à blanc exhibent les étangs et ruisseaux utilisés lors de l'oviposition de ces espèces à des radiations UV-B suffisantes pour causer des dommages (Flamarique *et al.*, 2000).

Les sévices corporels des radiations UV-B prennent plusieurs formes chez les amphibiens. L'exposition prolongée à ces radiations peut engendrer l'opacité du cristallin, des cataractes avancées et des brûlures cutanées chez les têtards (Flamarique *et al.*, 2000), de même qu'un risque plus élevé d'anormalités chez les embryons (Anzalone *et al.*, 1998; Pahkala *et al.*, 2001). Les adultes se réchauffant au soleil peuvent contracter des dommages à la rétine (Fite *et al.*, 1998). Les risques de mortalité sont également accentués par rapport aux amphibiens non exposés à des niveaux critiques de radiations UV-B (Flamarique *et al.*, 2000). Ces séquelles ont des répercussions évidentes dans la vie des amphibiens. Les taux de succès de reproduction peuvent être significativement réduits (Anzalone *et al.*, 1998; Blaustein *et al.*, 1997; Blaustein *et al.*, 1998; Lizana et Pedraza, 1998; Häkkinen *et al.*, 2001). En outre, les dommages oculaires peuvent empêcher les amphibiens affectés de se nourrir et d'éviter les prédateurs avec autant d'efficacité (Flamarique *et al.*, 2000). Aussi, les brûlures cutanées constituent des sites d'entrée pour les infections parasitiques (Kiesecker et Blaustein, 1995). Évidemment, toutes ces conséquences pour le moins néfastes accentuent le risque de mortalité des amphibiens affectés par les radiations UV-B.

Toutes les espèces d'amphibiens ne sont pas aussi susceptibles d'être touchées par les radiations UV-B. Certaines espèces possédant des niveaux plus élevés de photolyase, une enzyme réparant les dommages des UV-B faits à l'ADN, leur permettent de résister aux radiations (Blaustein *et al.*, 1994b). En outre, des espèces en déclin de l'état d'Oregon aux

États-Unis d'Amérique possédaient une activité de photolyase moins élevée que d'autres espèces aux populations stables (Blaustein *et al.*, 1994b). De plus, même si deux espèces réagissent aussi négativement aux radiations UV-B, l'espèce produisant moins d'œufs pourrait être plus affectée que celle en pondant plusieurs puisque le taux de mortalité ou d'anormalité serait moins élevé (Blaustein et Belden, 2003). Conséquemment, la perte ou la diminution en effectifs chez une ou plusieurs espèces pourraient modifier considérablement la communauté d'amphibiens d'une région (Blaustein et Belden, 2003). Ainsi, les effets des radiations UV-B sont concrets physiquement et impliquent subséquemment la vulnérabilité et la mortalité chez certains individus en laboratoire et certaines populations locales. Toutefois, la corrélation directe de ces dommages avec un possible déclin des populations d'amphibiens à l'échelle mondiale demeure incertaine.

1.5 Les effets de la pollution chimique

Les habitudes aquatiques et la peau perméable des amphibiens les rendent davantage vulnérables à tout produit chimique se retrouvant dans l'environnement. En ce sens, l'impact le plus grand provient des herbicides, insecticides et fertilisants appliqués sur les champs agricoles, les terrains de golf et les forêts. Mondialement, une hausse substantielle des fertilisants agricoles a été enregistrée (Gallant *et al.*, 2007), ce qui n'est pas sans effets sur les amphibiens. Malheureusement, les seules études portant sur l'écotoxicologie des amphibiens émanent des zones tempérées et se concentrent sur des espèces communes (Schiesari *et al.*, 2007). De plus, aucune association concluante n'a été faite entre le déclin de populations d'amphibiens et la contamination à des produits toxiques (Davidson, 2004; Schiesari *et al.*, 2007). Tout ou plus, on a enregistré une forte corrélation, peut-être par chance, entre des pesticides hautement toxiques aéroportés par des vents localement dominants et l'occurrence de déclin de populations d'espèces de grenouilles dans la région contaminée (Davidson, 2004; Davidson et Knapp, 2007). Le plus souvent, les concentrations de contaminants chimiques nécessaires pour causer la mortalité chez les amphibiens sont bien au-delà de ce que l'on mesure dans l'environnement (Bridges et Semlitsch, 2000). Dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, on a analysé les concentrations en carbaryl, un pesticide, chez plusieurs espèces pour

s'apercevoir que les têtards contaminés étaient moins actifs (Bridges et Semlitsch, 2000). On a ensuite conclu que les concentrations faibles de produits chimiques dans l'environnement pourraient provoquer des déclin de populations, mais lentement sur une longue période.

En outre, une expérience en laboratoire a évalué la toxicité de l'atrazine, l'herbicide le plus utilisé aux États-Unis d'Amérique (Hayes *et al.*, 2002). Les amphibiens mâles exposés à l'atrazine ont subi une inhibition de la testostérone, une induction des sécrétions d'estrogènes et une réduction de la grosseur du larynx pour le chant. Ces résultats sont alarmants puisque les concentrations d'atrazine utilisées, soit 0,1 ppb à 1 ppb, sont largement retrouvées dans l'environnement. De plus, l'herbicide fort commun appelé *Roundup* et créé par la controversée entreprise Monsanto serait extrêmement dommageable pour les amphibiens, causant, en laboratoire mais sous des conditions naturelles, de 68 à 100 % de mortalité (Relyea, 2005). Ainsi, un très grand nombre d'amphibiens pourraient être à risque dans le monde entier à cause de substances chimiques destinées premièrement pour les plantes.

Par ailleurs, les concentrations en azote, élément utilisé dans les fertilisants, mesurées dans les écosystèmes agricoles sont généralement supérieures aux concentrations toxiques pour les amphibiens (Berger, 1989; Rouse *et al.*, 1999). L'azote peut diminuer la mobilité et la capacité de se nourrir réduisant ainsi le poids des individus exposés, et entraîner des malformations telles que le boursoufflage et des anomalies au système digestif et à la tête (Rouse *et al.*, 1999). L'aspect catastrophique de l'azote est qu'il est fortement utilisé dans les fertilisants et qu'il continuera d'être employé partout dans le monde étant donné le développement agricole excessif de plusieurs pays, notamment ceux en émergence.

Dans une autre optique, plus optimiste, certaines espèces en déclin de populations peuvent tolérer certains contaminants chimiques (Bridges et Semlitsch, 2000). Ainsi, il existerait des variations quant à la tolérance aux produits chimiques entre les espèces et entre les populations. Par conséquent, prédire quelles espèces pourraient éventuellement être affectées par les contaminants chimiques permettrait d'anticiper et d'éviter des déclin de populations (Bridges et Semlitsch, 2000). Pour l'instant, il est risqué d'évaluer l'impact à long terme des

produits chimiques sur la dynamique des populations d'amphibiens et de tenter de les associer aux déclin globaux qui sont en cours. Il existe un manque critique de corrélations immédiates entre les contaminants chimiques et les déclin d'amphibiens, et ce dans diverses régions du monde.

1.6 L'introduction d'espèces exotiques

De toute évidence, les espèces exotiques introduites bouleversent considérablement les espèces natives inadaptées à leur faire face aussi rapidement. En effet, des espèces introduites dans de nouveaux écosystèmes peuvent entrer en compétition pour les ressources avec les espèces natives (Holway, 1999) ou devenir d'inespérés prédateurs de ces dernières (Krebs, 2001), et parfois même réussir à éliminer ou déplacer les espèces natives victimes de ces introductions (Ricciardi, 2004). En fait, on a qu'à penser à la moule zébrée d'Europe (*Dreissena polymorpha*) qui, par l'entremise des eaux de ballaste, a vite fait d'envahir les eaux du fleuve Saint-Laurent, des Grands Lacs et de leurs tributaires dans l'Est de l'Amérique du Nord (Ludyanskiy *et al.*, 1993). Par la suite, la consommation massive par ces moules de phytoplancton a entraîné des effets dévastateurs dans le reste de la chaîne alimentaire aquatique, finissant même par réduire significativement les effectifs de poissons carnivores (A. Ricciardi, communication personnelle).

Dans le cas des amphibiens, les espèces exotiques ont réduit ou effacé des populations locales dans certaines régions (Bradford, 1991; Drost et Fellers, 1996; Gillepsie, 2001; Matthews *et al.*, 2001). On a même observé que les amphibiens natifs sont souvent absents des lieux où une espèce exotique s'est implantée avec succès (Kats et Ferrer, 2003). À l'échelle mondiale, les espèces introduites par l'homme les plus répandues et affectant significativement les amphibiens natifs sont le ouaouaron (*Lithobates catesbeianus*), le crapaud de canne (*Rhinella marina*) et les poissons de la famille *Salmonidae*. Ces espèces vivent étroitement dans les milieux aquatiques, ce qui en fait des prédateurs et compétiteurs des œufs, têtards et adultes de plusieurs espèces d'amphibiens (Kats et Ferrer, 2003).

Le ouaouaron (Figure 1.2), natif de l'Est de l'Amérique du Nord, se retrouve désormais dans l'Ouest de l'Amérique du Nord, les Antilles, les Andes équatoriales, le Sud-Est du Brésil, en Asie du Sud-Est et au Japon (IUCN *et al.*, 2006). Cette large espèce vorace se nourrit d'une grande variété de proies, notamment, de poissons (Stevenson, 2007), de serpents (Silva *et al.*, 2007), et d'amphibiens (Kiesecker et Blaustein, 1998; Kiesecker, 2003). Ainsi, on a observé des adultes et des têtards de ouaouarons se nourrir des proies des têtards et des adultes d'amphibiens natifs ou des deux comme proies directes (Kiesecker et Blaustein, 1997; Kiesecker et Blaustein, 1998; Kiesecker, 2003). L'impact précis des ouaouarons sur les populations natives d'amphibiens est complexe et encore incompris puisque cette espèce est fréquemment introduite simultanément avec des poissons carnivores, qui eux aussi ont un impact sur les amphibiens natifs (Kiesecker, 2003).



Figure 1.2 Le ouaouaron

Source: National Park Service (2007)

D'autre part, le crapaud de canne (Figure 1.3) provient de l'Amérique du Sud et centrale et s'est établi en Floride, dans les Antilles, dans des îles du Pacifique, en Australie, en Papouasie-Nouvelle-Guinée et aux Philippines (IUCN *et al.*, 2006). Son nom provient de son introduction délibérée comme prédateurs des pestes de la canne à sucre (Kiesecker, 2003).

Mais l'échec de cette fonction et sa rapide expansion biogéographique lui vaut maintenant le statut de peste. Malgré le manque d'informations quantitatives sur son impact réel (Crossland et Alford, 1998; Crossland et Azevedo-Ramos, 1999), le crapaud de canne agit probablement négativement sur les espèces locales d'amphibiens (Kiesecker, 2003). On sait que ses œufs, têtards et adultes sont toxiques pour plusieurs prédateurs, ce qui leur donne un avantage compétitif important sur les amphibiens natifs et comestibles (Crossland et Alford, 1998). De plus, les têtards et adultes peuvent également entrer en compétition pour les ressources avec les espèces natives. Toutefois, il est trop tôt pour admettre avec certitude qu'il est un facteur immédiat du déclin de certaines populations d'amphibiens, mais sa répartition géographique toujours agrandie n'est pas de bon augure.



Figure 1.3 Le crapaud de canne

Source: Queensland Government (2006)

Les espèces introduites les plus documentées comme ayant un impact de grande envergure sur les populations d'amphibiens natifs sont les poissons, et plus particulièrement les poissons de la famille *Salmonidae* (Bradford, 1989; Gamradt et Kats, 1996; Knapp et Matthews, 2000; Pilliod et Peterson, 2001; Kiesecker, 2003). Plusieurs milieux aquatiques auparavant dépourvus de poissons ont été stockés avec des salmonidés non natifs pour la pêche sportive

(Bahls, 1992). Ces poissons représentent des compétiteurs et prédateurs féroces autant des œufs, têtards et adultes des amphibiens natifs. Gillepsie (2001) a observé en Australie des têtards capables d'éviter la prédation par des poissons natifs, mais pas celle par des truites introduites. Il a conclu que ces amphibiens natifs ne possédaient pas les traits adaptatifs pour éviter et survivre à la prédation des truites. En outre, plusieurs déclin locaux de populations d'amphibiens ont été expliqués par les pluies acides, les pesticides ou la dégradation de l'habitat quand les poissons introduits représentaient un effet encore plus grand (Bradford, 1989; Knapp et Matthews, 2000). D'autres espèces de poissons, comme le *mosquitofish* (*Gambusia affinis*), ont été introduit pour combattre les moustiques piqueurs. Ce poisson a été reconnu comme un prédateur efficace des larves aquatiques de moustiques, et conséquemment de la réduction des proies pour les amphibiens natifs jusqu'à affecter négativement des populations locales d'amphibiens (Gamradt et Kats, 1996). Plus récemment, on a accordé un effet négatif probable des truites introduites en Équateur et au Venezuela sur les populations en déclin des amphibiens du genre *Atelopus* (La Marca *et al.*, 2005). Comme plusieurs espèces de poissons ont été introduites bien avant la constatation de déclin de populations d'amphibiens dans bien des régions du monde, il est difficile d'accuser celles-ci comme des causes immédiates du déclin des amphibiens.

Toutes les espèces introduites ne sont pas que des compétiteurs et prédateurs des amphibiens natifs. D'autres espèces ont suscité des préoccupations quant à leur capacité de se reproduire avec les espèces locales et ainsi produire des hybrides (Levin, 2006). Ces hybrides peuvent s'avérer problématiques, car ils sont parfois infertiles (Levin, 2006). À long terme, ces individus incapables de se reproduire peuvent aller jusqu'à diminuer le recrutement dans les populations (Levin, 2006). Cette inquiétude est de mise, car les espèces menacées d'extinction ou à la population en déclin pourraient être sévèrement touchées. De plus, les espèces introduites pourraient représenter des vecteurs importants de maladie, notamment le chytridiomycète *B. dendrobatidis*, pouvant affecter durement les populations d'amphibiens (Crump, 2003). Pour finir, il ne faut surtout pas minimiser les impacts d'un prédateur très commun: l'humain.

1.7 La collecte démesurée d'amphibiens

Bien que globalement sans répercussion drastique sur les populations d'amphibiens, la collecte de spécimens par l'humain peut s'avérer fort nuisible localement. Par rapport aux autres vertébrés, la problématique est moins dramatique (Jensen et Camp, 2003). Ces collectes sont entreprises dans le but d'utiliser les amphibiens pour la nourriture, le commerce d'animaux de compagnie et de cuir, l'éducation, la recherche, l'utilisation comme appâts ou la médecine traditionnelle (Jensen et Camp, 2003). À titre d'exemple, la collecte démesurée, légale et illégale, d'amphibiens a été observée comme responsable potentiel de déclin de populations de grenouilles de la famille *Dendrobatidae* (Gorzula, 1996) et du genre *Atelopus* (La Marca et Reinthaler, 1991) dans le Nord-Ouest de l'Amérique du Sud. L'espèce *Atelopus varius*, native du Costa Rica et du Panama, a d'ailleurs été collectée par milliers dans les années soixante-dix et exportée en Allemagne (La Marca *et al.*, 2005).

Ce sont les grenouilles, pour leurs cuisses, que l'on collecte le plus pour la nourriture, destinée majoritairement pour les marchés d'Europe et d'Amérique du Nord (Jensen et Camp, 2003). Des quantités non négligeables (milliers de tonnes, millions d'individus) de grenouilles sont arrachées de leur milieu pour ce marché. La protection des grenouilles « occidentales » et même de l'Inde a mené à l'exploitation massive, parfois illégale et souvent insoutenable des grenouilles des pays asiatiques, l'Indonésie en premier plan, qui les vendent aux Occidentaux (Jensen et Camp, 2003). Présentement, les espèces *Limnonectes blythii*, *L. cancrivorus*, *L. limnocharis*, et *L. macrodon* sont les plus collectées (Jensen et Camp, 2003). Plusieurs espèces ont alors été éradiquées de certains milieux humides adjacents à des « villages-vendeurs » indonésiens (Veith *et al.*, 2000). Plusieurs espèces figurent d'ailleurs dans les listes de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES) afin de tenter de ralentir ou d'arrêter leur commerce (CITES, 2008). La collecte d'espèces exotiques envahissantes telles le ouaouaron pourrait s'avérer le seul bienfait du commerce des pattes de grenouilles.

En outre, un engouement certain s'est développé pour les amphibiens tropicaux colorés et rares comme animaux de compagnie dans les pays nordiques. Ainsi, la collecte de rares salamandres en Russie (Kuzmin, 1996), de la salamandre géante chinoise (*Andrias davidianus*) (Feng *et al.*, 2007), de dendrobates (Gorzula, 1996) et de grenouilles malgaches du genre *Mantella* (Andreone *et al.*, 2005) a engendré des déclinés de populations ou des pertes importantes d'individus. La grenouille *Dendrobates azureus* peut se vendre jusqu'à 100 dollars l'individu, ce qui n'empêche pas la forte demande pour celle-ci (Jensen et Camp, 2003). Afin de prévenir le commerce de certaines espèces menacées, toutes les grenouilles du genre *Dendrobates* et *Phyllobates* ont été incluses dans les listes de CITES (Jensen et Camp, 2003). Malgré tout, les espèces du genre *Mantella* ne sont toujours pas incluses dans les listes de CITES, et le commerce illégal a toujours lieu.

De plus, divers amphibiens, surtout des salamandres et des nectures d'Amérique du Nord, sont collectés et utilisés comme appâts de pêche (Jensen et Camp, 2003). Toutefois, ce type de collecte n'est pas assez intensive pour affecter significativement les populations. Également, on se sert de la peau, ou cuir, des amphibiens pour fabriquer des objets artisanaux (Jensen et Camp, 2003), mais l'impact de ce commerce sur les populations est inconnu mais probablement minime. On croit cependant que l'utilisation du cuir du ouaouaron et du crapaud de canne pourrait aider à limiter les dommages que causent ces espèces envahissantes (Jensen et Camp, 2003). Aussi, les programmes d'éducation nord-américains ainsi que les équipes de recherches scientifiques emploient fréquemment des amphibiens pour la dissection ou toute autre investigations scientifiques en laboratoire (Jensen et Camp, 2003). L'impact sur les populations d'amphibiens communs, les plus utilisés, semble négligeable. Cependant, les études portant sur des populations isolées et rares et nécessitant la collecte de spécimens (e.g. Dodd, 1998) peuvent affecter la dynamique des populations, mais les impacts réels sont inconnus (Jensen et Camp, 2003).

Une des utilisations anthropiques les plus connues des amphibiens est la pharmaceutique. Les propriétés chimiques exceptionnelles des sécrétions cutanées de peptides de certains amphibiens permettent l'élaboration d'antibiotiques, d'analgésiques et d'autres médicaments

(Jensen et Camp, 2003; Li *et al.*, 2007). Les effets de la collecte d'individus pour ce type de recherche sont cependant considérés comme négligeables (Jensen et Camp, 2003). L'exploitation directe des amphibiens par l'humain à travers la collecte d'individus sauvages reste, sauf avec preuve du contraire, une préoccupation localisée pour certaines espèces cibles. La probabilité que des métapopulations entières et même des espèces connaissent des déclin significatifs demeure encore inconnue.

1.8 Une synergie multifactorielle

Le déclin global des populations d'amphibiens serait plus subtil et complexe que provoqué par un seul facteur. Hormis l'association claire et directe de la perte immédiate de populations à la suite de la destruction d'habitats, la dynamique des populations d'amphibiens ne peut être affectée à une aussi grande échelle que s'il y a synergie des causes dominantes, et ce de façon variée. C'est ce que plusieurs études ont avancé (e.g. Carey, 1993; Pounds et Crump, 1994; Alford et Richards, 1999; Pounds *et al.*, 1999; Blaustein et Kiesecker, 2002) et même tenté de confirmer (Pounds *et al.*, 2006; Laurance, 2008). À la lumière de la revue précédente des facteurs impliqués dans le déclin des amphibiens, une myriade de paramètres peuvent simultanément affliger toute population d'amphibiens. Les modifications dans l'environnement des amphibiens sont locales (destruction et fragmentation des habitats, collecte d'individus), régionales (pollution chimique) et globales (changements climatiques, radiations UV-B). Ces altérations peuvent alors être associées à des perturbations biotiques locales comme les épidémies de chytridiomycose et l'introduction d'espèces exotiques compétitrices et/ou prédatrices.

Ainsi, plusieurs études, sur le terrain ou en laboratoire, ont tenté de faire des liens entre plusieurs menaces pesant sur les amphibiens. Des œufs d'une espèce de crapaud nord-américain exposés aux radiations UV-B sont plus susceptibles d'être infectés par des pathogènes (Kiesecker *et al.*, 2001a), ce qui a aussi été proposé par Kiesecker et Blaustein (1995) et Flamarique *et al.* (2000). Toutefois, dans les forêts tropicales humides, les espèces les plus exposées aux radiations solaires sont arboricoles ou préfèrent les sites à découvert

(Mahony, 1996). Or, ces espèces ne subissent pas des déclinés aussi massifs et ponctuels que celles vivant dans la litière ou dans les habitats riverains sous la canopée, qui, donc, ne devraient pas être aussi affectées par les radiations UV-B (Mahony, 1996; Blaustein et Belden, 2003). Par ailleurs, des polluants chimiques peuvent réduire l'efficacité du système immunitaire des têtards et adultes les exposant ainsi à un risque élevé d'infections à des maladies diverses (Carey *et al.*, 1999). Plusieurs espèces introduites envahissantes peuvent transmettre et servir de réservoir à des pathogènes aquatiques tels que le champignon *B. dendrobatidis* pour les amphibiens natifs (Kiesecker *et al.*, 2001b; Crump, 2003; Daszak *et al.*, 2003). Aussi, une hypothèse à quatre facteurs a été proposée par Middleton *et al.*, (2001). Les radiations élevées de UV-B, les contaminants chimiques et une hausse de la température pourraient entraîner une acidification des milieux aquatiques et des nuages en montagne, ce qui augmenterait le stress environnemental des amphibiens, le risque d'infections aux pathogènes et la probabilité d'un déclin de populations. En outre, la hausse de la température combinée à la perte d'habitats pourraient réduire le nombre d'étangs cruciaux pour la reproduction, et refouler une trop grande abondance d'individus dans les étangs restants, ce qui augmenterait les chances de contracter des pathogènes (Storfer, 2003).

Toutes ces interactions, seulement corrélatives et/ou hypothétiques, impliquent des infections accentuées aux pathogènes. En fait, dès la découverte des effets néfastes du champignon chytride sur les amphibiens, on suggérait l'augmentation de la virulence du champignon ou de la susceptibilité des hôtes (amphibiens) par des modifications environnementales à grande échelle (Berger *et al.*, 1998). Ensuite, les études associatives et conclusions d'études se sont surtout penchées sur le déclenchement d'épidémies de ce pathogène, en particulier par les effets régionaux des changements climatiques comme les sécheresses répétitives, les modifications du régime de précipitations et les tendances anormales de températures moyennes annuelles (Donnelly et Crump, 1998; Pounds *et al.*, 1999; Burrowes *et al.*, 2004; Kriger et Hero, 2006; Bosch *et al.*, 2007; Reading, 2007). Présentement, l'étude de Pounds *et al.* (2006) représente la référence étalon concernant l'hypothèse d'une interaction complexe climat-chytride pour expliquer le déclin énigmatique des populations d'amphibiens des forêts humides protégées. Cette étude précise que des apparitions soudaines d'épidémies de chytride,

déjà présent sur un site, sont beaucoup plus probables que l'hypothèse du pathogène introduit et nouvellement émergent. Ces apparitions seraient causées par les impacts locaux et régionaux des changements climatiques sur les températures et les précipitations (Pounds *et al.*, 2006). En montagne, les températures des « microsites » où les amphibiens se réfugient, comme les mottes de mousse, les broméliades et la litière, dépassent souvent les 30 °C fatals pour le champignon chytride (Pounds et Puschendorf, 2004). Dans les basses terres, les températures sont trop élevées pour permettre la prolifération du pathogène. Or, dans les milieux tropicaux du moins, les changements climatiques provoquent une augmentation de l'évaporation et de la couverture nuageuse, et conséquemment une réduction de la température de jour dans les basses terres étant donné la moindre abondance de radiations solaires, et une augmentation de la température de nuit en montagne, grâce à la chaleur radiante de jour conservée sous la couverture nuageuse (Pounds et Puschendorf, 2004).

En résumé, Pounds *et al.* (2006) proposent que les températures minimums de jour abaissées, dans les basses terres, et celles de nuit augmentées, en montagne, créent des conditions environnementales de croissance optimales pour le champignon *B. dendrobatidis*. Depuis la publication de cet article, une réévaluation de cette hypothèse par Laurance (2008) l'a validée de nouveau. Toutefois, Laurance (2008) se permet d'insister, avec raison, que cette hypothèse constitue une analyse corrélative, peut-être même une coïncidence régionalisée seulement, et non une étude de causalité définitive, qui ne peut avec certitude expliquer la tendance mondiale des déclinés de populations d'amphibiens. Cette nuance n'empêche pas que les changements climatiques entraînent fort probablement le déclenchement d'épidémies de chytridiomycète, et conséquemment le déclin et la disparition de populations d'amphibiens. De plus, si les changements climatiques deviennent plus accélérés et intenses et que d'autres facteurs se mettent de la partie, même les amphibiens qui sont adaptés à résister au mortel champignon chytride, par exemple, risquent de souffrir de déclinés importants. Ainsi, les études multifactorielles et de causalité immédiate portant aussi sur les impacts quasi fatals et souvent trompe-l'œil des menaces pesant sur les amphibiens sont hautement nécessaires.

À la lumière de la présentation de toutes les menaces potentiellement dévastatrices pour les amphibiens de ce monde, il est sage de constater que la problématique des amphibiens est extrêmement complexe. Plusieurs facteurs atténuants impliquent des activités humaines largement perturbatrices sinon irréversibles. Les déclinés énigmatiques de populations embrouillent davantage l'effort de conservation des amphibiens mais aussi de leurs divers habitats. La synergie inexplicquée de plusieurs causes peut être modifiée au fil de l'apparition de nouveaux déséquilibres dans l'environnement imminent des populations. Enfin, chaque espèce montre des réponses différentes à la même combinaison de facteurs perturbateurs. Chaque espèce possède une histoire, un bagage génétique, une adaptabilité et un cycle de vie entièrement uniques. Les populations d'amphibiens ainsi que les habitats ne sont pas statiques, mais dynamiques à travers le temps, ce qui complique la tâche d'élucidation des causes immédiates des déclinés de populations à long terme.

Chapitre 2

Les efforts de conservation pour les forêts tropicales humides et les amphibiens

La situation dramatique des amphibiens dans le monde porte à se demander si des mesures de conservation adéquates sont présentement mises en place pour limiter ou éviter les déclin de populations et même les extinctions d'amphibiens tels qu'il en a été rapporté par la communauté scientifique. Le chapitre précédent fait particulièrement mention des conditions précaires des amphibiens dans les forêts humides des continents tropicaux. L'importante diversité en espèces végétales et animales dans ces écosystèmes leur confère d'autant plus une image incontestable de richesse à préserver à tout prix. On estime que ces forêts supportent près de 50 % de l'ensemble des espèces décrites à ce jour sur la Terre, et probablement une proportion encore plus grande d'espèces non décrites (Dirzo et Raven, 2003). C'est la raison pour laquelle les forêts tropicales humides ont reçu une attention marquée par les campagnes de conservation de la biodiversité (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Quels sont les efforts de conservation employés dans les forêts tropicales humides? En ce sens, commençons par évaluer le système actuel d'aires protégées. Ensuite, examinons les efforts de conservation exclusivement dévoués aux amphibiens des forêts tropicales humides pour finalement présenter les aires prioritaires pour la conservation que sont les points chauds de la biodiversité.

2.1 Les forêts tropicales humides et la mise en valeur des aires protégées

Malgré leur richesse incomparable, il va sans dire que les forêts tropicales humides disparaissent à un rythme de plus en plus effréné et alarmant (Figure 2.1).

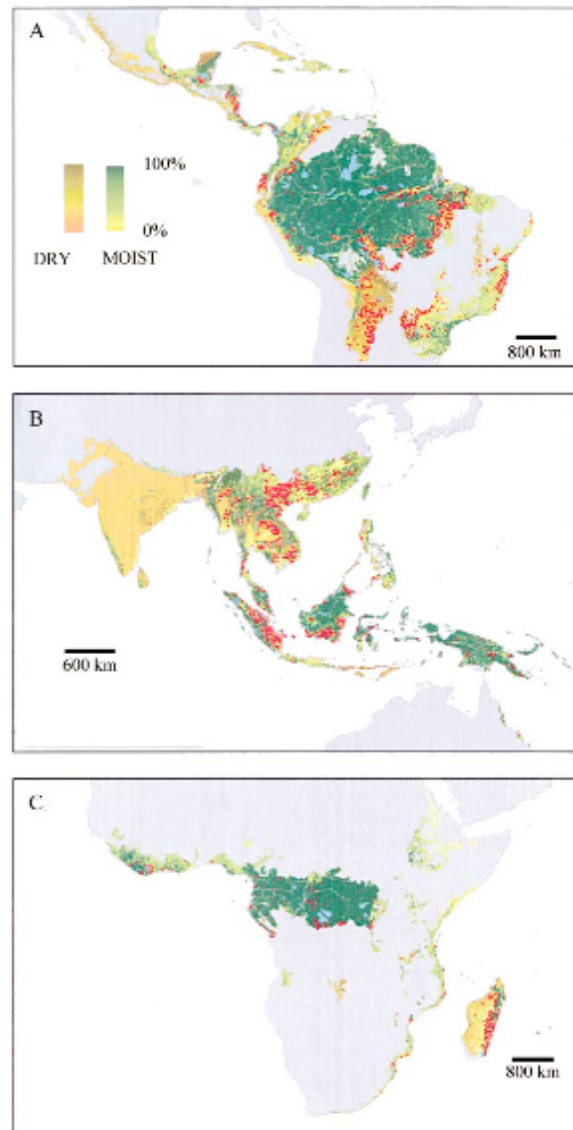


Figure 2.1 Pourcentage de couverture des forêts tropicales humides (en vert foncé) et localisation du déclin de la couverture forestière du début des années quatre-vingt à 2001 (en rouge).

Source: DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C. et M.C. Hansen (2005), p. 21

En effet, la majeure partie des pertes nettes en écosystèmes forestiers à l'échelle de la planète s'est produite dans les régions tropicales (Gallant *et al.*, 2007). Environ la moitié des forêts de ces régions, dites forêts tropicales humides denses ou à canopée fermée, a déjà été coupée et

remplacée par des usages anthropiques de la terre et du paysage (Wright, 2005). À titre d'exemple, depuis l'arrivée des colons dans l'Est de l'Amérique du Nord, jamais plus de 40 % de la superficie des forêts a été rasée tandis que ce taux a rapidement été dépassé en Asie et en Afrique tropicales (Wright, 2005). En Asie, une moyenne de 1,8 millions d'hectares par année ont été transformés dans les années quatre-vingt contre un impressionnant 2,6 millions d'hectares dans les années quatre-vingt-dix (Hansen et DeFries, 2004). En seulement trois ans (2001 à 2003), dans l'Amazonie brésilienne, le rythme de déforestation a fait un bond d'environ 33 % (Fearnside et Barbosa, 2004), et la zone déboisée continue de grimper progressivement depuis au moins 1988 (Fearnside, 2005). La superficie qui a été déboisée représente une aire plus grande que le Canada et la France ensemble selon Wright (2005)! À ce rythme, plusieurs scénarios futuristes catastrophiques sont envisagés pour les forêts tropicales humides. Si la population humaine des pays tropicaux augmentent de 2 milliards d'ici 20 ans, l'agriculture remplacera les vastes pans de forêts encore vierges (Geist et Lambin, 2002). De plus, les forêts de régénération secondaire seront dominantes sur les terres abandonnées et urbanisées suite à la dégradation initiale (Aide et Grau, 2004). Enfin, les fragments forestiers délaissés et isolés, malgré leur apparence de forêt mature toujours intacte, subiront graduellement une restructuration de l'assemblage originel des espèces (Gascon *et al.*, 2000; Phillips *et al.*, 2002; Laurance *et al.*, 2006). Indubitablement, si une fraction toujours croissante de la productivité primaire de la planète est utilisée par l'Homme, les autres millions d'espèces feront face à des restrictions majeures et sérieuses afin de coexister dans un environnement énergiquement limité. Le résultat sera automatiquement la perte tangible et percutante de la diversité biologique.

Ceci étant dit, compte tenu de l'ensemble des pressions socio-économiques que subissent les forêts tropicales humides, entre autres la quasi omniprésence de l'être humain et de ses besoins vitaux et parfois démesurés, la conservation de la biodiversité ne peut se limiter uniquement à la protection d'habitats essentiels aux espèces « non humaines ». Une partie irremplaçable de la biodiversité sera toujours perdue au profit du développement, mais un compromis entre la nature sauvage et l'être humain est essentiel. Tout d'abord, la conservation de la biodiversité se doit de suivre une ligne directrice imposée par une définition claire et

précise de ce qu'est la biodiversité. La Convention sur la diversité biologique de Rio de Janeiro en 1992 a adopté la définition suivante de la biodiversité: « la variation entre des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Convention on Biological Diversity, 2007). Face à la problématique de l'empiètement des activités humaines, la conservation de la biodiversité doit se faire en médiation avec le développement humain. C'est sur ces nouvelles bases qu'un système d'aires protégées doit être adéquatement élaboré, et le maintien global de la biodiversité requiert la conservation des habitats les plus diversifiés mais aussi les plus sévèrement menacés.

La stratégie de conservation la plus élémentaire et répandue est sans aucun doute l'établissement d'aires protégées (Balmford *et al.*, 2002). En effet, les aires protégées sont considérées comme indispensables à la conservation de la biodiversité parce qu'elles assurent théoriquement le maintien d'échantillons représentatifs de la diversité des écosystèmes et des espèces (Lovejoy, 2006; Lee *et al.*, 2007). D'ailleurs, la Convention sur la diversité biologique (2007) promeut l'établissement et le maintien de systèmes d'aires protégées gérés efficacement et écologiquement représentatifs afin de réduire le rythme de la perte globale de la biodiversité. L'IUCN définit une aire protégée comme une aire dédiée principalement à la protection et à la jouissance de l'héritage naturel ou culturel, au maintien de la biodiversité, et/ou au maintien des services écologiques soutenant la vie (IUCN, 2007b). Pyke (2007) définit plus explicitement les aires protégées comme l'ensemble général des utilisations de la terre allant de l'exclusion presque complète des activités humaines à l'utilisation multiple et intensivement gérée de la terre.

Par ailleurs, la plupart des conservationnistes ne s'entendent pas sur la meilleure façon de gérer les parcs et réserves, et surtout sur la raison d'être des aires protégées (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Dans le passé, le domaine des aires protégées était celui des écologistes et des forestiers, mais, graduellement, la mission même de ces territoires s'est tournée vers une contribution additive au développement économique et à la réduction de la pauvreté

(Naughton-Treves *et al.*, 2005), en plus de promouvoir des opportunités pour la recherche scientifique, l'éducation et le tourisme. Aussi, dans les pays en émergence, où la biodiversité est considérable et où se trouvent les forêts tropicales humides, les défis sont grands quant à l'élaboration d'aires protégées étant donné les conditions de pauvreté, l'accroissement rapide de la population et l'instabilité politique (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Aussi, les aires protégées, malgré leur noble vocation de protection d'un territoire donné, ne sont pas à l'abri des impacts régionaux (e.g. contaminations chimiques des cours d'eau) et globaux (e.g. changements climatiques) des activités humaines (Lovejoy, 2006). Or, le but de la conservation de la biodiversité ne suffit plus à simplement tenter de protéger intégralement une zone précise d'un paysage, mais doit se résigner, d'une façon ou d'une autre, à soit accepter sous conditions soit affronter à l'échelle de la planète les facteurs d'origine humaine pouvant menacer l'intégrité des aires protégées. En ce sens, l'essence initiale et aussi idéale des aires protégées s'est élargie au profit tout aussi légitime du développement humain, mais aussi sous l'impuissance face à l'intégration de l'impact total et global des activités humaines. Ainsi, plusieurs types de gestion d'aires protégées ont dû être créés afin de pallier aux différents défis et besoins de conservation.

Afin de bien comprendre le système actuel d'aires protégées, il est important de connaître l'évolution de l'implantation de celui-ci. Le nombre et la couverture des aires sous protection légale ont augmenté de façon exponentielle depuis 1900 (Chape *et al.*, 2003). En 2003, la liste produite par l'Organisation des nations unies (ONU) contenait 102 102 aires protégées, toute désignation confondue, réparties sur 18,8 millions de km² soit 12,65 % de la superficie planétaire (Chape *et al.*, 2003). La superficie strictement terrestre couvrait 17,1 millions de km² soit 11,5 % des terres émergées (Chape *et al.*, 2003). De toute évidence, les pays alliés des pays occidentaux riches ont reçu une aide financière plus soutenue pour leurs activités environnementales, et ont pu allouer plus d'effort à la réservation de terres à protéger (Naughton-Treves *et al.*, 2005). Toutefois, la croissance exponentielle en aires protégées est également représentative de la croissance exponentielle de la population humaine, de l'utilisation d'eau et de la perte d'habitats (Pyke, 2007), ce qui n'a rien de rassurant. Malgré tout, on peut reconnaître des aspects positifs à cette augmentation. Les deux tendances, soit

pour le nombre et la couverture d'aires protégées, se suivent, mais les proportions absolues sont légèrement différentes. En effet, le rythme récent de croissance en superficie d'aires protégées officiellement désignées dépasse allégrement celui pour le développement urbain et rivalise avec celui pour l'élevage, l'industrie forestière et l'agriculture (Pyke, 2007). Mais attention, ces données ne dévoilent pas si ce rythme est réparti de façon équitable dans tous les écosystèmes mondiaux. Une chose est certaine, 18 % de toutes les forêts tropicales et subtropicales humides sont protégées sous une forme ou une autre, ce qui représente un des meilleur taux parmi les écosystèmes planétaires (Wright, 2005). De plus, de nombreux pays ont réussi à surpasser l'objectif de protection de 10 % du territoire national établi durant le Congrès mondial des parcs à Bali en 1982 (Naughton-Treves *et al.*, 2005).

Néanmoins, cette expansion ostensible du nombre et de la superficie d'aires protégées n'enlève rien au fait que les instances gouvernementales doivent continuer dans cette lignée, ou plutôt améliorer la qualité, la répartition et la représentativité de ces aires. En effet, la superficie totale d'aires protégées a augmenté, mais la grande majorité de celles-ci couvrent moins de 10 000 ha (UNEP-WCMC, 2005). Par conséquent, la plupart des unités de conservation ne sont pas assez vastes ou variées en termes de type et de qualité d'habitats pour supporter et préserver les populations d'espèces rares ou parfois même à grand territoire (Newmark, 1996; Eizirik *et al.*, 2001; Roberge et Angelstam, 2004) pour empêcher indirectement une perte de la diversité génétique (Dodd et Smith, 2003) et la disparition progressive d'espèces (Terborgh et van Schaik, 1997). De plus, tous les habitats contenant un taux élevé d'endémisme, de biodiversité et/ou d'espèces rares ou menacées se doivent d'être représentés en tant que priorité dans le système actuel et futur d'aires protégées.

2.2 La gestion des aires protégées

La création d'aires protégées est en pleine expansion. Toutefois, la pression sur la biodiversité ne cesse de croître avec l'exploitation des ressources naturelles, les conflits civils, les changements climatiques, etc. En ce sens, un système adéquat d'aires protégées se doit de tenir compte de ces réalités. Étant donnée l'omniprésence inévitable et grandissante des

activités humaines dans même les régions les plus recluses de la planète, il est de plus en plus difficile de se limiter à des aires protégées excluant automatiquement toute intrusion anthropique sous le prétexte inhérent de la préservation d'écosystèmes intacts. Les pays en émergence qui manquent de ressources et de raisons valables pour le bien de leur population pour protéger leur territoire doivent avoir le choix parmi une gamme de gestion d'aires protégées. Ce droit entraîne une certaine conciliation entre les parties prenantes, i.e. les communautés locales, les pays donateurs de fonds pour la conservation de la biodiversité, les entreprises privées exploitant les ressources naturelles, les gouvernements nationaux, les scientifiques et les organisations non gouvernementales participant activement à la conservation des écosystèmes mondiaux. Conséquemment, on permet une plus grande ouverture à la mission fondamentale des aires protégées et une possibilité extensive pour la création d'un plus grand nombre d'aires en ouvrant la voie à l'utilisation durable des terres qui sont sous juridiction du territoire protégé (MacKinnon et MacKinnon, 1986). Dès la tenue du Congrès mondial des parcs en 1982, on se hâtait de rappeler le rôle central des aires protégées sur le développement social et économique des environnements ruraux adjacents ou intégrés dans celles-ci (MacKinnon et MacKinnon, 1986). En 1987, la Commission Brundtland faisait déjà allusion à l'importance d'intégrer le développement durable à la conservation de la biodiversité (Brundtland, 1987). Malgré la création de plusieurs types d'unités de conservation au niveau national, la communauté internationale, sous l'effigie de l'ONU, a vu l'importance d'élaborer et de standardiser un système international de classification des aires protégées (Chape *et al.*, 2003). Six catégories de gestion d'aires protégées ont alors été formées par l'IUCN (Tableau 2.1) selon les objectifs de gestion suivants (Chape *et al.*, 2003):

- La recherche scientifique
- La protection du paysage sauvage
- La préservation des espèces et de la diversité génétique
- Le maintien des services environnementaux
- La protection de caractéristiques naturelles et culturelles spécifiques
- Le tourisme et la récréation
- L'éducation

- L'utilisation durable des ressources des écosystèmes naturels
- Le maintien des attributs culturels et traditionnels

Tableau 2.1 Catégories de gestion d'aires protégées de l'IUCN.

Catégories	Titre	Description
Ia	Réserve naturelle stricte	Aire terrestre et/ou marine possédant des écosystèmes, des attraits géologiques ou physiologiques et/ou des espèces remarquables ou représentatifs, disponible principalement pour la recherche scientifique et/ou le contrôle environnemental.
Ib	Aire sauvage	Vaste territoire aux terres et/ou aux milieux marins non modifiés ou peu modifiés, retenant son caractère et son influence naturels, sans habitation permanente ou importante, qui est protégé et géré afin de préserver sa condition naturel.
II	Parc national	Aire naturelle terrestre et/ou marine, désignée pour (a) protéger l'intégrité écologique d'un ou plusieurs écosystèmes pour les générations présentes et futures, (b) exclure l'exploitation et l'occupation contraires aux objectifs de désignation du site et (c) offrir une fondation pour les opportunités spirituelles, scientifiques, éducatives et récréatives, le tout étant environnementalement et culturellement compatible.

Traduction libre

Source: Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. et M. Spalding (2003), p. 12

Tableau 2.1 Catégories de gestion d'aires protégées de l'IUCN (suite).

Catégories	Titre	Description
III	Monument national	Territoire contenant une ou plusieurs caractéristiques naturelles spécifiques ou naturelles/culturelles qui ont une valeur unique ou remarquable à cause de sa rareté inhérente, ses qualité représentative ou esthétique ou son importance culturelle.
IV	Aire de gestion d'espèce/habitat	Aire terrestre et/ou marine assujettie à des interventions actives à des fins de gestion afin d'assurer le maintien d'habitats et/ou afin de répondre aux besoins d'espèces particulières.
V	Paysage terrestre/marin protégé	Aire terrestre, avec une côte et la mer lorsqu'approprié, où l'interaction entre la population et la nature à travers le temps a produit une aire d'un caractère distinct avec une valeur esthétique, écologique et/ou culturelle importante, et souvent avec une diversité biologique élevée. Sauvegarder l'intégrité de cette interaction traditionnelle est vital pour la protection, le maintien et l'évolution d'une telle aire.
VI	Aire protégée aux ressources gérées	Aire contenant avec prédominance des systèmes naturels non modifiés, gérée afin d'assurer la protection et le maintien à long terme de la diversité biologique, tout en procurant un flux durable de produits et services naturels afin de répondre aux besoins des communautés.

Traduction libre

Source: Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P. et M. Spalding (2003), p. 12

Ces catégories s'ajoutent aux trois autres catégories de sites désignés internationalement par l'Organisation des nations unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO, 2008a; UNESCO, 2008b) et la Convention Ramsar sur les milieux humides (Ramsar, 2008) (Tableau 2.2). Au total, on recense plus de 68 000 aires protégées officiellement désignées dans les catégories de gestion et 4633 désignées comme sites internationaux d'importance (Chape *et*

al., 2003). Jusqu'à présent, 67 % des aires protégées ont été assignées dans ces catégories, ce qui couvre 81 % du territoire protégé mondial (Chape *et al.*, 2003). La grande majorité de ces aires (84,5 %) sont ouvertes à une utilisation quelconque des ressources par l'humain (Naughton-Treves *et al.*, 2005).

Tableau 2.2 Sites désignés par la communauté internationale.

Sites internationaux	Autorité émettrice	Description
Site d'héritage mondial	UNESCO	Aire possédant une valeur universelle remarquable désignée en fonction de sa gestion, de son niveau de protection et de son intégrité.
Réserve de la biosphère	Programme de l'Homme et la Biosphère (MAB) de l'UNESCO	Site qui innove et démontre par la recherche et l'échange d'informations des approches de conservation et de développement durable. Les sites sont nommés par les gouvernements nationaux et demeurent sous la juridiction souveraine des États.
Milieu humide d'importance internationale	Convention Ramsar sur les milieux humides	Marais, fen, tourbière ou cours d'eau, naturel ou artificiel, permanent ou temporaire, avec de l'eau statique ou courante, douce, saumâtre ou salée, incluant les sites en eaux marines, la profondeur de ces derniers ne dépassant pas six mètres.

Traduction libre

Source: Ramsar (2008), UNESCO (2008a), UNESCO (2008b)

Afin de rester cohérent avec le changement de vocation des aires protégées, on peut diviser les catégories de gestion en deux groupes (Zimmerer *et al.*, 2004): les aires à protection stricte (catégories I à III) et les aires à protection moins stricte ou à utilisation durable (catégories IV à VI). Le Programme des Nations unies pour l'environnement associé au Centre pour le monitoring de la conservation mondiale (UNEP-WCMC) a toutefois divisé les catégories en

deux groupes différents: les catégories I-II et les catégories III à VI (UNEP-WCMC, 2005). Pour le reste de cet essai, on considérera seulement la division offerte par l'UNEP-WCMC (2005). Pour l'instant, cette différence de regroupement est peu révélatrice. Selon l'UNEP-WCMC, depuis 1979, la croissance du nombre d'aires protégées a suivi une tendance similaire pour les deux groupes de catégories. Cependant, on a constaté d'emblée que le nombre d'aires protégées dans le groupe avec une majorité de catégories de gestion permettant l'utilisation durable des ressources a subi un bond hors du commun, tandis que la tendance pour l'autre groupe n'a pas bronché. Une trop grande quantité d'aires protégées dans les catégories IV à VI peut réduire les chances de préservation des écosystèmes et espèces rares et menacés, tandis que la même comparaison avec les catégories I à III, sauf si accepté par les populations locales et régionales, peut affaiblir le développement socio-économique des pays et même créer des conflits armés. Bref, une solution égalitaire pour tous les habitants de la Terre n'est pas sans difficulté. Or, ce qui est inquiétant est que le nombre d'aires strictement protégées devrait lui aussi avoir augmenté avec l'augmentation exponentielle de la pression humaine sur les écosystèmes et des espèces menacées d'extinction, ce qui n'est pas le cas. Selon Chape *et al.* (2003), la catégorie IV est la plus répandue, la catégorie II possède les aires avec les plus grandes superficies, et les Ia et Ib sont les moins nombreuses et les moins répandues. En fait, on estime que moins de 9 % des aires protégées font partie des catégories I et II (World Resource Institute, 2005). Récemment, la catégorie VI a connu un succès retentissant compte tenu de la reconnaissance grandissante du rôle important des aires protégées pour les communautés locales (Chape *et al.*, 2003). La grande étendue des parcs nationaux de la catégorie II n'est pas un phénomène récent puisque les objectifs mêmes de ces parcs ont toujours demandé de vastes territoires (Chape *et al.*, 2003). Un cri d'alarme peut être lancé en ce qui a trait à la moyenne de la superficie individuelle des aires protégées. Environ 60 % de celles-ci possèdent une aire de moins de 10 km² (Chape *et al.*, 2003), ce qui est insuffisant pour la survie de beaucoup d'espèces. Plus de protection intégrant le développement humain est souhaitable dans la mesure où l'on se soucie toujours plus de la conservation des ressources. Or, il apparaît que l'on accorde beaucoup plus d'importance au développement qu'à la préservation même des écosystèmes et de ces espèces. Un déséquilibre dans la vision de la conservation de la biodiversité existe-t-il? Une autre question demeure: est-ce

souhaitable ou est-ce qu'un ajustement est nécessaire? La réponse à cette question est complexe et ne sera pas abordée intégralement dans cet essai. Néanmoins, on en soulèvera des aspects dans le chapitre 5. Pour l'instant, il est à se demander ce qu'il est concrètement fait afin de tenter de limiter les déclin et la disparition d'espèces d'amphibiens.

2.3 Les efforts de conservation pour les amphibiens

Est-ce que des mesures de conservation concrètes et suffisantes ont été adoptées pour la sauvegarde des amphibiens? Dans le passé et encore aujourd'hui, la majorité des actions de conservation se sont concentrées sur des espèces de mammifères et d'oiseaux charismatiques pour le grand public. Ces efforts s'avéraient tout à fait légitimes, car il était plus facile pour l'œil humain de percevoir l'absence ou la vulnérabilité de ces grands animaux que des petits, moins visibles et considérablement moins étudiés amphibiens. Toutefois, un assentiment grandissant semble avoir été assimilé par les scientifiques, organisations de conservation, politiciens et autres décideurs et planificateurs à l'égard de l'importance de la valeur environnementale des amphibiens. Au cours du dernier siècle, les objectifs de conservation de la nature sont passés de la gestion des gibiers sauvages et de ces habitats à la protection et préservation d'animaux et de processus écologiques d'importance indirecte sinon minime pour l'être humain (Gibbons, 2003). Cette métamorphose des valeurs et des idéologies a mené à l'intégration graduelle d'espèces comme les amphibiens dans les programmes locaux, régionaux et globaux de conservation de la biodiversité.

La majorité des gens sont mal informés ou ignorants de la vraie nature, de la pertinence écologique et de la grande disparition des amphibiens. Or, le meilleur moyen de modifier cette vision est l'éducation. À l'heure actuelle, plusieurs programmes d'éducation environnementale de zoos, musées, réserves naturelles locales et autres écoles et parcs incluent une portion sur la conservation des amphibiens (Gibbons, 2003). Par exemple, des étudiants de l'état de la Caroline du Sud aux États-Unis d'Amérique ont désigné, en 1999, la salamandre maculée (*Ambystoma maculatum*) comme amphibien étatique officiel (Gibbons, 2003). De plus, les responsables de la réserve de Monteverde au Costa Rica, où un riche mais menacé assemblage

d'amphibiens existe, ont monté un programme d'éducation environnementale (Burlingame, 2000). Ce programme désire inculquer une conscience aux populations locales, régionales et nationales sur l'importance de la conservation des ressources naturelles et le rôle vital des aires protégées pour la conservation de la biodiversité, ce qui inclut bien évidemment les amphibiens (Burlingame, 2000). L'institut Monteverde, du même endroit, offre des cours aux étudiants du secondaire et de l'université sur l'écologie tropicale, la conservation et l'agroécologie (Burlingame, 2000). Par ailleurs, l'éducation se manifeste parfois indirectement et sans véritable souhait. Depuis quelques années, des publicités télévisées attrayantes, comme celles de Telus mobilité du Canada et sa fameuse rainette aux yeux rouges (*Agalychnis callidryas*), ont surtout sensibilisé les gens à la beauté de certaines grenouilles.

En outre, plusieurs aires protégées ont renforcé leur raison d'être grâce à la description récente d'assemblages riches et parfois vulnérables d'amphibiens. La réserve naturelle stricte de Lokobe sur l'île de Nosy Be à Madagascar en est un exemple. En effet, près de 80 % de l'herpétofaune de l'île entière se trouve dans cette réserve de seulement 740 ha (Andreone *et al.*, 2003). Une description similaire a été rapportée de la réserve privée pour le patrimoine naturel de Caraca dans le Sud-Est du Brésil où résident des espèces en déclin de populations (Afonso et Eterovick, 2007). Bien que marginaux, des laboratoires pour la conservation des amphibiens peuvent également ouvrir leurs portes en association avec des aires protégées. En effet, en milieu tropical, un des meilleurs exemples est probablement le Golden Toad Laboratory for Conservation opéré par la réserve Monteverde et le centre de sciences tropicales adjacent (Pounds, 2000). Cet établissement unique se dédie spécifiquement à l'étude du déclin des populations d'amphibiens et reptiles (Pounds, 2000). Il a été fondé en 1972 afin de protéger le menacé et aujourd'hui éteint crapaud doré qui agit maintenant comme le symbole de la crise d'extinction des amphibiens (Pounds, 2000). Déjà, il inclut un laboratoire de recherche, trois maisons de filet extérieures, plusieurs étangs extérieures, un sentier de recherche et une serre aux conditions humides pour les amphibiens (Pounds, 2000). Ce laboratoire est stupéfiant et représente un modèle pour la conservation des amphibiens des forêts tropicales.

Dans la même optique, les connaissances sur les amphibiens des forêts tropicales humides restent élémentaires pour la plupart, et, compte tenu de la situation alarmante de ces animaux dans le monde, la recherche se doit de foisonner. La majorité des études sur les amphibiens se font dans les pays développés, en Europe, aux États-Unis d'Amérique et en Australie, (Hero et Shoo, 2003), où la biodiversité est beaucoup moindre que dans les pays tropicaux en développement en manque de recherches. Des lacunes profondes existent sur la composition et la distribution d'amphibiens dans plusieurs régions tropicales (Azevedo-Ramos et Galatti, 2002), notamment en Amazonie et dans les forêts congolaises. La continuité et la hausse du nombre d'études sur la distribution géographique, l'occurrence, la dynamique des populations, l'utilisation de l'habitat, la biologie élémentaire et la taxonomie ne peuvent qu'être bénéfiques pour le futur de la conservation des amphibiens.

Par ailleurs, des mouvements et organisations travaillent spécifiquement ou en partie pour la sauvegarde précise d'espèces d'amphibiens. Au niveau national, des lois et listes sur les espèces en péril telles la liste des espèces brésiliennes menacées d'extinction (Silvano et Segalla, 2005), représentent des outils de communication fort intéressants pour guider les marches à suivre des programmes de conservation. À l'échelle internationale, la CITES, sous l'auspice de l'UNEP, permet d'identifier les espèces d'amphibiens sensibles au commerce international, et ainsi offrir des recommandations quant aux mesures à employer pour empêcher le déclin de leurs populations (CITES, 2008). En outre, l'Alliance pour zéro extinction (AZE) identifie des sites variés sur tous les continents contenant des espèces en voie de disparition imminente (AZE, 2005). Un nombre étonnant d'amphibiens sont utilisés comme cibles dans ces sites. De plus, le GAA (IUCN *et al.*, 2006) offre une base de données remarquable afin de pallier les manques d'informations sur les tendances des populations, la diversité et la vulnérabilité des amphibiens. Au cours du Sommet sur la conservation des amphibiens qui s'est tenu à Washington D.C. en 2005, le Plan d'action pour la conservation des amphibiens (ACAP) a été adopté par un groupe de scientifiques (Conservation International, 2005a). Ce plan a été créé dans le but de présenter l'urgence de comprendre les déclins et les extinctions de populations, de continuer la documentation sur la diversité des amphibiens, de développer et implémenter des programmes de conservation à long terme et de

répondre rapidement aux crises immédiates (Conservation International, 2005a). Depuis, une nouvelle version plus détaillée du plan d'action a été publiée en 2007 (Gascon *et al.*, 2007). Pour adresser de plein fouet la problématique spécifique des déclin de populations d'amphibiens, la Mission de force sur le déclin des populations d'amphibiens (DAPTF) a été formée. Toutefois, en raison de l'ampleur critique de la problématique affectant les amphibiens, la DAPTF, le GAA et le Groupe global de spécialistes des amphibiens (GASG) se sont unifiés pour créer le Groupe de spécialistes des amphibiens (ASG) associé à l'IUCN et à la Commission de survie des espèces (SSC) (IUCN, 2007a). Aujourd'hui, ce groupe en entier s'occupe de l'élaboration de plans d'action pour la conservation des amphibiens dans le monde et publie les nouvelles provenant de la planète amphibien dans la revue Froglog. L'Arche des amphibiens (AArk) a décrété l'année 2008 comme l'année internationale de la grenouille (WAZA *et al.*, 2008). L'Arche des amphibiens est un organisme découlant de l'ACAP qui sélectionne les espèces d'amphibiens inévitablement sur le bord de l'extinction afin de les inclure et les maintenir dans des programmes d'élevage en captivité (WAZA *et al.*, 2008). L'année 2008 permettra à l'AArk de guider les zoos, écomusées, biodômes et autres du monde entier dans une campagne d'éveil de la conscience et de la compréhension publiques de la crise des amphibiens. Ces programmes, ces organisations et ces efforts collectifs ne sont que des initiatives orientées spécifiquement et premièrement pour les amphibiens. Or, on ne compte pas les autres actions incluant indirectement les amphibiens telles que les programmes de conservation des forêts matures et des milieux humides.

Enfin, on peut affirmer que la poussée d'efforts pour la conservation des amphibiens et de leurs habitats, ici les forêts tropicales humides, est récente mais ô combien encourageante étant donné l'urgence de protéger les écosystèmes les plus riches et les vertébrés les plus menacés de la planète. Un mouvement international clair est en cours pour la sauvegarde exclusive des populations d'amphibiens. Toutefois, dans plusieurs régions et pays du monde, il y a un manque apparent de volonté et de moyens pour la protection des forêts tropicales humides. Sans leur habitat, les amphibiens ne sont, à proprement dit, rien. Dans ce cas-ci, ce n'est pas la quantité des différents types d'aires protégées qui importe mais bien leur qualité, leur répartition et leur représentativité adéquates. Les amphibiens ont des besoins précis, et on

connaît de plus en plus les sites les plus affectés par les déclin et extinctions massifs de populations et où les menaces sont omniprésentes. Or, afin de guider plus efficacement les efforts de conservation des populations d'amphibiens, mais aussi et surtout de la biodiversité mondiale, des régions précises où concentrer ces efforts doivent être sélectionnées.

2.4 Le concept des points chauds de biodiversité

Il n'est pas essentiel d'insister à nouveau sur l'importance de la kyrielle de menaces affligeant les amphibiens de ce monde. Cette problématique, qui sonne l'alarme sur une possible extinction massive d'une classe entière de vertébrés, en est une d'envergure globale touchant particulièrement les forêts tropicales humides de plaine et de montagne (Stuart *et al.*, 2004). Dans plusieurs pays, ces habitats subissent des pressions destructrices plus élevées que jamais. La conservation de la biodiversité, et par le fait même des amphibiens, par l'entremise d'aires protégées est déjà en cours et est plus que nécessaire dans un monde naturel en effritement constant. Comme les ressources manquent terriblement pour faire entièrement face à la perte globale de la biodiversité, un consensus international se doit d'être adopté quant à la concentration précise des efforts de conservation (Wilson *et al.*, 2007).

La perte de la biodiversité a entraîné, durant la dernière décennie, un débat passionnant et surtout essentiel parmi la communauté scientifique sur les chemins à emprunter pour faciliter sa conservation. Parmi ceux-ci, on a considéré l'identification de points chauds de biodiversité (Myers, 1988; Myers, 1990; Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2004), d'éco-régions représentatives et critiques (Olson et Dinerstein, 1998), d'espèces indicatrices de la qualité de l'environnement (Curnutt *et al.*, 1994), des dernières régions sauvages du monde (Sanderson *et al.*, 2002), ou encore l'analyse des coûts reliés à l'exploitation ou non des terres (Ando *et al.*, 1998). Ces méthodes ont montré qu'il n'est pas suffisant d'arbitrairement implémenter des aires protégées, quel que soit leur niveau de gestion, afin de conserver une parcelle de terre sauvage. Le choix de l'emplacement de ces aires s'avère à présent déterminant étant donné la chute libre des écosystèmes intacts à l'échelle de la planète. Ici, on discutera particulièrement du concept des points chauds de biodiversité.

Les terres émergées représentent une superficie de près de 150 millions de km², et donc bien trop vastes pour entreprendre une gestion réaliste de la totalité du patrimoine naturel. De plus, la croissance parfois invraisemblable, stupéfiante et paradoxale des méfaits des activités humaines, i.e. une consommation sans borne dans les pays riches des zones tempérées et une pauvreté substantielle dans les tropiques, aggrave les pressions sur tous les écosystèmes terrestres. Ainsi, il n'est pas sans dire que l'entreprise de la conservation de tout ce territoire est hors de portée humaine à court et moyen terme. Justement, l'urgence d'agir à court terme est telle qu'on ne peut attendre de détenir des moyens suffisants et flexibles (technologie, financement, support politique) afin de prétendre pouvoir accomplir tous les objectifs de conservation dans toutes les régions de la planète. Or, il existe bien des régions qui présentent une diversité biologique exceptionnelle et/ou une grande vulnérabilité face aux impacts anthropiques. Il ne faut surtout pas nier l'importance intrinsèque de la préservation de milieux encore majoritairement sauvages et virtuellement hors de danger. Par exemple, la toundra arctique n'est que peu affectée par les activités directes de l'être humain, mais le réchauffement climatique pourrait faire fondre le pergélisol, libérer de vieilles réserves de méthane et empirer davantage l'effet de serre global (Christensen *et al.*, 2007). Cependant, si l'on désire freiner une des plus grandes catastrophes des temps modernes, i.e. la perte significative de la biodiversité mondiale à travers l'extinction irréversible d'espèces, on se doit de créer une échelle de priorités afin de concentrer plus efficacement les efforts de conservation.

Par conséquent, des zones géographiques précises appelées points chauds de biodiversité, ou communément connues sous l'expression anglaise *biodiversity hotspots*, ont été identifiées en fonction de plusieurs critères différents. Aujourd'hui, les points chauds de biodiversité sont définis comme des régions présentant une concentration exceptionnelle de biodiversité mesurée selon la richesse en espèces, le nombre d'espèces endémiques et menacées et le degré de perte d'habitats (Myers *et al.*, 2000; Brummit et Lughadha, 2003). Chaque point chaud a été délimité en raison d'une communauté singulière d'espèces qui forme une même unité biogéographique (Myers *et al.*, 2000). Par exemple, la communauté d'espèces des Andes tropicales est suffisamment dissociable de celle du Tumbes-Chocó-Magdalena pour en faire

deux points chauds distincts. Par ailleurs, c'est en 1988 qu'est apparu le concept des *hotspots* (Myers, 1988). À cette époque, Myers (1988) avait identifié 10 points chauds de biodiversité (Tableau 2.3) en s'inspirant du rythme de déforestation et de la richesse floristique. Deux ans plus tard, il s'est révisé et a ajouté huit points chauds (Myers, 1990).

Tableau 2.3 Les 18 premiers points chauds de biodiversité.

Myers, 1988	Myers, 1990
Borneo septentrional	Centre du Chili
Chocó colombien	Côte ivoirienne
Côte atlantique brésilienne	Forêts tanzaniennes de l'arc oriental
Équateur occidental	Ghats occidental
Hautes terres de l'Amazonie occidentale	Province floristique de Californie
Himalayas orientales	Province floristique du Cap
Madagascar	Sri Lanka
Nouvelle-Calédonie	Sud-ouest de l'Australie
Péninsule malaysienne	
Philippines	

Traduction libre

Inspiré de: Myers, N. (1988), Myers, N. (1990)

Cette nouvelle analyse s'est alors basée plus précisément sur le nombre d'espèces de plantes existant initialement, le nombre d'espèces de plantes subsistant et le nombre d'espèces de plantes survivant probablement après le début du 21^{ème} siècle (Myers, 1990). Les plantes demeuraient le groupe le plus adéquat avec lequel travailler, car il contenait plus d'espèces que tous les autres taxa et était amplement étudié. Il a fallu attendre 10 ans avant une troisième révision des points chauds par Myers *et al.* (2000). Celle-ci a réexaminé les points chauds précédents tout en en ajoutant sept autres (Figure 2.2; Tableau 2.4). Le monde naturel étant devenu de plus en plus instable et menacé, Myers *et al.* (2000) ont été forcés d'adopter de nouveaux paramètres d'évaluation afin de choisir judicieusement la délimitation et le nombre de points chauds. Or, cette analyse a misé sur le nombre d'espèces endémiques de plantes et

de vertébrés (oiseaux, mammifères, amphibiens, reptiles), le rapport espèces endémiques/aires pour les plantes et les vertébrés ainsi que sur la perte d'habitats (Myers *et al.*, 2000).

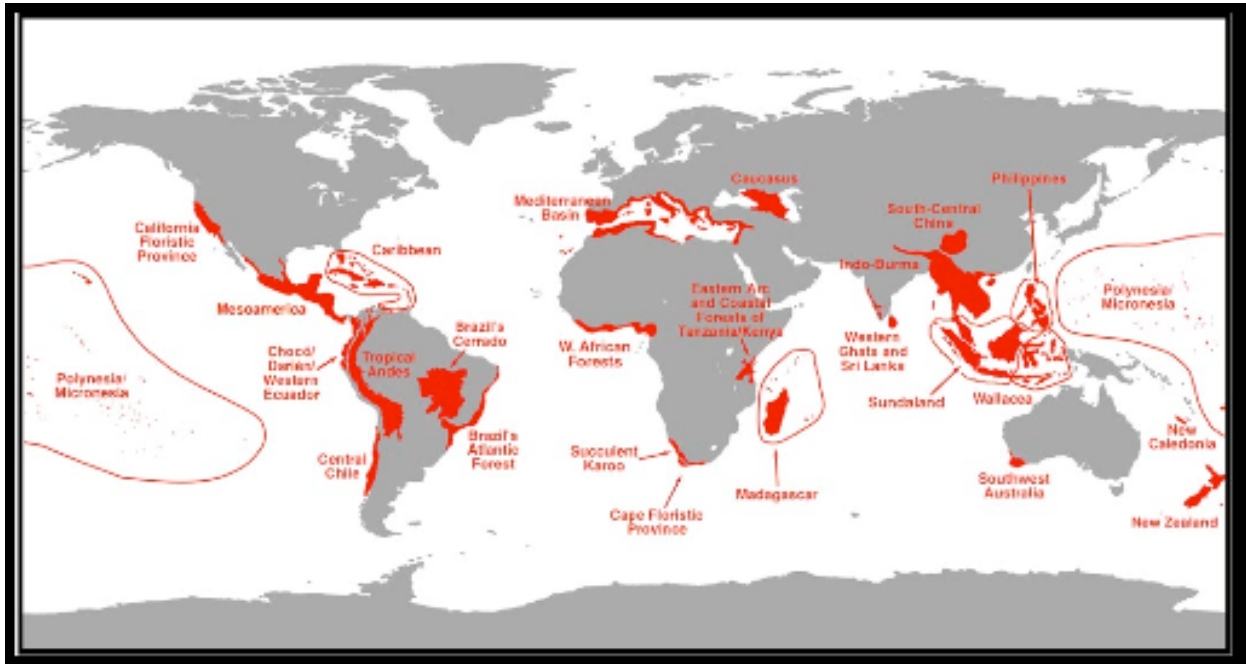


Figure 2.2 Les 25 points chauds de biodiversité de Myers (2000).

Source: Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. et J. Kent (2000)

Enfin, Mittermeier *et al.* (2004) ont publié la dernière version des points chauds. Depuis, 34 points chauds sont reconnus (Figure 2.3). Durant l'évaluation, on a encore modifié la délimitation et parfois le nom de certains points chauds comme dans le cas de l'ancien Chocó-Darién-Équateur occidental devenu Tumbes-Chocó-Magdalena, ou des montagnes du Centre-Sud de la Chine séparées pour devenir l'Himalaya et les montagnes du Sud-Ouest de la Chine. De plus, l'extrême vulnérabilité des espèces vivant sur des îles a été considérée, et plusieurs îles comme les Galápagos ou les Açores ont été arrimées à d'autres points chauds adjacents et similaires floristiquement.

Tableau 2.4 Révision des points chauds de biodiversité.

Ajouts et modifications de Myers <i>et al.</i> (2000)	Ajouts et modifications de Mittermeier <i>et al.</i> (2004)
Andes tropicales	Andes tropicales
Bassin méditerranéen	Bassin méditerranéen
Caucase	Caucase
Centre du Chili	Forêts valdiviennes-pluvieuses hivernales du Chili
Cerrado brésilien	Cerrado
Chocó-Darien-Équateur occidental	Tumbes-Chocó-Magdalena
Forêt Atlantique	Forêt Atlantique
Forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest	Forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest
Ghats occidental et Sri Lanka	Ghats occidental et Sri Lanka
Îles des Caraïbes	Îles des Caraïbes
Indo-Birmanie	Indo-Birmanie
Karoo succulent	Karoo succulent
Madagascar et îles de l'océan Indien	Madagascar et îles de l'océan Indien
Mésoamérique	Mésoamérique
Montagnes du centre-sud de la Chine	Montagnes du sud-ouest de la Chine
Montagnes de l'arc oriental et forêts côtières	Himalaya
Nouvelle-Calédonie	Montagnes de l'Afrique de l'Est
Nouvelle-Zélande	Forêts côtières de l'Afrique de l'Est
Philippines	Nouvelle-Calédonie
Polynésie-Micronésie	Nouvelle-Zélande
Province floristique de Californie	Philippines
Région floristique du Cap	Polynésie-Micronésie
Sud-ouest de l'Australie	Province floristique de Californie
Sundaland	Région floristique du Cap
Wallacea	Sud-ouest de l'Australie
	Sundaland
	Wallacea
	Boisés madréens de pins et de chênes
	Corne de l'Afrique
	Îles de la Mélanésie de l'Est
	Irano-Anatolien
	Japon
	Maputaland-Podoland-Albanie
	Montagnes de l'Asie centrale

gras: ajouts de points chauds par rapport à Myers *et al.* (2000) ou division des points chauds de Myers *et al.* (2000)

Traduction libre

Inspiré de: Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. et J. Kent (2000), Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., et da Fonseca, G.A.B. (2004)

dépassant les 750 millions de dollars ont déjà été versées à des actions de conservation dans les points chauds (Myers, 2003), ce qui démontre l'ampleur, l'influence et la fiabilité qu'a engendrés la délimitation de ces régions. À présent, il serait pertinent d'évaluer quels sont les points chauds qui s'avèreraient pertinents quant à la conservation des amphibiens et de la biodiversité régionale, et surtout pourquoi.

Chapitre 3

L'importance des petits fragments forestiers dans les points chauds de biodiversité

Dans un monde où la nature est menacée sur tous les fronts, comment réussir à maximiser la conservation de la biodiversité? Les points chauds de biodiversité répondent largement à la question. Toutefois, ceux-ci couvrent un important 15,7 % de la surface terrestre. Pour faciliter et préciser davantage la tâche des conservationnistes, décideurs et investisseurs, il est fort pertinent d'analyser l'identification de « priorités parmi les priorités » que sont les points chauds de biodiversité. La perte et la fragmentation d'habitats constituent sans aucun doute les effets les plus pervers sur la biodiversité régionale et globale (voir chapitre 1 et 2). Conséquemment, une région qui, par le passé, a été très touchée par ces transformations peut aujourd'hui subir des pressions considérables, et ce surtout avec l'augmentation des besoins humains en ressources naturelles. Les habitats qui subsistent, et les espèces qui y vivent, peuvent alors devenir davantage en péril, et l'urgence d'agir se fait de plus en plus sentir. Ces régions nécessitent évidemment une visibilité accrue auprès des gestionnaires d'aires protégées. Aussi, des objectifs de conservation créatifs s'avèrent essentiels afin de tenter de protéger une majorité d'habitats et d'espèces.

Dans ce chapitre, on présente les points chauds de biodiversité dans lesquels les habitats sont les plus dégradés et menacés par les activités humaines, pour ensuite examiner l'importance des petits fragments forestiers pour la conservation de la biodiversité locale et régionale. Malgré ce dernier point analysé, il ne faut pas omettre la valeur sûre de conservation que demeurent les grandes étendues d'habitats. Ainsi, on n'oublie pas d'accréditer l'intérêt non négligeable de la « méga-faune » ou des espèces parapluie pour guider la promotion de la conservation des vastes et variés habitats encore intacts.

3.1 Les points chauds de biodiversité les plus dégradés

Plusieurs travaux ont proposé différents paramètres pour caractériser et prioriser les points chauds de biodiversité. Ainsi, les études de Myers *et al.* (2000) et Mittermeier *et al.* (2004) ne sont pas les seules à avoir défini les points chauds et en déterminer les critères primordiaux. D'autres groupes de recherche se sont penchés et questionnés sur de nouveaux paramètres d'évaluation afin de bonifier le concept et parfois même le solidifier étant donné les versatiles interprétations que l'on peut lui attribuer (e.g. Brummit et Lughadha, 2003). Ainsi, les projets de sélection de priorités pour la conservation de la nature ont adopté ou proposé des facteurs distincts et parfois singuliers. Voici une liste d'exemples de paramètres non inclus dans la plus récente version du concept des points chauds:

- Densité de la population humaine (Cincotta *et al.*, 2000; Balmford *et al.*, 2001)
- Couvert minimal de forêt à canopée fermée (Shi *et al.*, 2005)
- Nombre d'espèces possédant un domaine vital restreint (Eken *et al.*, 2004)
- Nombre d'espèces taxonomiquement uniques (Vane-Wright *et al.*, 1991)
- Nombre d'espèces rares (Prendergast *et al.*, 1993)
- Nombre d'espèces restreintes à un seul biome (Eken *et al.*, 2004)
- Nombre d'espèces dans des congrégations à un site particulier durant une étape de leur cycle de vie (Eken *et al.*, 2004)
- Nombre de populations exhibant une hétérogénéité intraspécifique rare (Denoël, 2007)
- Aire couverte par les aires protégées (Olson et Dinerstein, 1998)

D'autres entreprises ont misé sur des approches comparatives plutôt que des critères spécifiques. À titre d'exemple, prenons les approches réactives et proactives de Brooks *et al.* (2006). L'approche réactive favorise les aires où la vulnérabilité et l'« irremplaçabilité » d'un site sont élevées tandis que l'approche proactive privilégie les régions faisant face à une faible vulnérabilité mais où il existe beaucoup de sites irremplaçables. Par irremplaçable, on désigne

la rareté et l'endémisme, et, par vulnérabilité, on veut dire espèces menacées et utilisation de la terre. Conséquemment, de nombreuses listes variées des points chauds de biodiversité pourraient être dressées sans toutefois posséder le même ordre de priorités.

Jusqu'à présent, selon les seuls paramètres de Myers *et al.* (2000), les points chauds les plus critiques seraient Madagascar et les îles de l'océan Indien, les Philippines et le Sundaland. Quant à Brooks *et al.* (2002), ils se basent sur les rythmes de déforestation de 1990 à 1995 pour privilégier Madagascar et les îles de l'océan Indien, les Philippines, le Ghats occidental et le Sri Lanka ainsi que la Mésoamérique. Burgess *et al.* (2006) ont identifié Madagascar et le Cameroun comme les régions prioritaires de conservation quant aux menaces futures qui pèseront sur elles. Une autre étude a inclus dans le haut de cette liste la Mésoamérique et les Andes tropicales (Brummit et Lughadha, 2003). Ainsi, tout dépendant sous quel angle et selon quel facteur on examine la valeur des points chauds, on obtiendra des résultats différents quant à quelle priorité accorder à quel point chaud. Il demeure que Madagascar et les îles de l'océan Indien, la Mésoamérique, et les Philippines reviennent toujours dans au moins deux des quatre analyses. Malgré cela, l'important reste que la reconnaissance internationale des points chauds dans leur ensemble se concrétise efficacement et demeure dans l'optique de faciliter le choix des zones à conserver en priorité.

Ici, on ne s'attardera qu'aux points chauds où la perte et la fragmentation d'habitats ont été les plus sévères. Ainsi, on est certain que l'on considère les régions contenant des habitats extrêmement dégradés et menacés par les activités humaines. En fait, on cherche à prioriser particulièrement ces régions puisque le reste de cet essai s'intéresse précisément à la valeur de conservation des habitats restreints et isolés dans le paysage pour la biodiversité régionale, mais aussi pour les amphibiens.

J'ai alors élaboré la liste des points chauds les plus morcelés et dégradés. Tout d'abord, étant donné les objectifs et l'envergure limités de cet essai, j'ai choisi de me restreindre aux 15 points chauds contenant une portion de forêts tropicales humides de plaine et/ou de montagne. Voici ces points chauds tropicaux:

- Andes tropicales
- Forêt Atlantique
- Forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest
- Ghats occidental et Sri Lanka
- Îles des Caraïbes
- Îles mélanésiennes de l'Est
- Indo-Birmanie
- Madagascar et îles de l'océan Indien
- Mésoamérique
- Montagnes de l'Afrique de l'Est
- Phillipines
- Polynésie-Micronésie
- Sundaland
- Tumbes-Chocó-Magdalena
- Wallacea

Ensuite, je me suis basé sur le pourcentage restant d'habitats forestiers comme élément de classification. Conservation International (2007) fournit cette donnée pour chaque point chaud. Toutefois, dans la description des pressions sur les habitats de chacun de ceux-ci par cette organisation, il y a souvent une nuance entre le couvert forestier restant comme étant intact ou primaire et le couvert forestier total restant incluant les forêts dégradées et intactes. Ici, le critère choisi est le couvert forestier total restant incluant les forêts intactes et dégradées (coupe sélective, effet de bordure, plantations forestières, etc), car on considère que les habitats dégradés peuvent toujours être utilisés par maintes espèces forestières natives et qu'il y demeure une possibilité de régénération (Kotze et Lawes, 2007; Lawes *et al.*, 2007; Dausmann *et al.*, 2008; Santos *et al.*, 2008). Par exemple, on estime qu'une région dont le couvert forestier total restant, d'après le point de vue adopté, est légèrement supérieur au couvert forestier intact restant d'une autre région qui possède toutefois un couvert forestier total restant supérieur, est prioritaire pour la conservation. En effet, le couvert forestier total restant de la première région est si peu élevé et si fragmenté que les refuges fauniques et

floristiques sont beaucoup moins nombreux et étendus, et, donc, que les habitats s'avèrent davantage menacés. La dernière section abordera d'ailleurs cette problématique.

Finalement, étant donné que cet essai se concentre aussi sur l'état des populations d'amphibiens et leur conservation urgente, j'ai inclus des données révélatrices à ce sujet pour chaque point chaud. Comme les dernières données sur la diversité des amphibiens dans les points chauds datent de l'année 2005 (Conservation International, 2005b), j'ai trouvé intéressant d'intégrer les données les plus récentes possible sur la diversité des amphibiens puisque les connaissances sur ce groupe changent rapidement (Köhler *et al.*, 2005). La voie la plus accessible et efficace s'est avérée d'employer la banque de données de l'année 2006 du GAA (IUCN *et al.*, 2006). Par conséquent, la richesse, l'endémisme, le statut sous les trois formes « vulnérable », « en danger » et « en danger critique » d'extinction, et la tendance des populations des espèces d'amphibiens de chaque points chauds sélectionnés ont été pris en considération. La richesse se définit comme le nombre total d'espèces ayant une étendue d'occurrence à l'intérieur ou chevauchant un point chaud. Le choix de l'endémisme, ou le nombre d'espèces restreintes à une aire particulière, comme paramètre est inévitable, car il est connu que les espèces n'existant que dans peu de sites sont plus vulnérables à l'extinction (Loyola *et al.*, 2007). Les trois statuts sélectionnés qui représentent les espèces menacées d'extinction sont ceux employés par et qui suivent les critères de la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN (IUCN, 2001). Durant l'analyse, toutes les espèces ayant un de ces statuts sont regroupées dans un même groupe appelé « espèces en péril ». Il va de soi que l'on considère les espèces présentant un déclin de leurs populations, car c'est la préoccupation première associée aux amphibiens du monde entier. Le premier chapitre a explicitement illustré les causes potentielles et l'envergure de tels déclin. Plusieurs amphibiens ayant un statut « sans préoccupation » ou une vaste distribution géographique peuvent tout de même avoir des populations en déclin (IUCN *et al.*, 2006). Ces données sur les amphibiens, bien que représentées dans le tableau commun de cette section, seront utilisées davantage dans le chapitre suivant.

Suite à la compilation des données, on note, en tête de liste des points chauds tropicaux aux habitats les plus dégradés, la forêt Atlantique, Madagascar et les îles de l'océan Indien, les îles des Caraïbes, et les forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest (Tableau 3.1). Le couvert forestier intact restant des Philippines est faible, ce qui les placerait parmi les régions les plus perturbées. Toutefois, il est reconnu que les Philippines font face à une déforestation intense et une fragmentation accrue du paysage (Langenberger *et al.*, 2006). Cependant, le couvert forestier total restant n'est pas précisé par Conservation International (2007). Par conséquent, on considère les Philippines comme prioritaires sans toutefois pouvoir leur attribuer un couvert forestier total restant. Par ailleurs, l'Indo-Birmanie et le Sundaland subissent actuellement des pressions énormes compte tenu de leur faible proportion d'habitats forestiers encore intacts. Ils ne se retrouvent pas en tête de liste puisqu'ils possèdent encore de vastes territoires boisés, quoique dégradés. Finalement, la forêt Atlantique est sans contredit extrêmement endommagée. Par contre, on semble toujours hésiter entre 7 et 8 % de couvert forestier total restant. L'important demeure que cette statistique ne délogera pas cette région du statut peu enviant d'écosystème parmi les plus menacés de la planète.

Cette compilation des points chauds de biodiversité ne concorde qu'en partie avec les études ayant porté sur la hiérarchisation des points chauds les plus critiques pour la conservation de la nature (Myers *et al.*, 2000; Brooks *et al.*, 2002; Brummit et Lughadha, 2003; Burgess *et al.*, 2006). Madagascar et les îles de l'océan Indien ainsi que les Philippines se retrouvent encore priorisés, mais la Mésoamérique et les Andes tropicales tombent dans le bas de la liste. Il est tout à fait normal de constater ces différences étant donné le seul critère de couvert forestier total restant qui fut utilisé. En termes de vulnérabilité et d'« irremplaçabilité » (Brooks *et al.*, 2006), la Mésoamérique et les Andes tropicales sont évidemment choyées. En effet, la richesse en espèce, l'endémisme et la quantité imprenable d'espèces en péril de ces régions (Brummit et Lughadha, 2003), et ce particulièrement pour les amphibiens (Tableau 3.1), leur confèrent une importance capitale pour la conservation de la biodiversité régionale et globale. Toutefois, leur couvert forestier primaire restant plus élevé que la moyenne pour tous les points chauds tropicaux les relègue au bas de cette liste des 15 points chauds les plus menacés. Or, de

grandes étendues d'habitats peuvent encore être présentes dans ces régions, l'intégrité écologique des grandes forêts qui s'y trouvent peut encore espérer être sauvée. Les points chauds au haut de la liste, notamment Madagascar et les îles de l'océan Indien, et la forêt Atlantique, possèdent également une grande diversité en espèces, toutefois moindre que les deux précédents. De plus, la situation géographique et l'évolution historique de leurs écosystèmes ont su attribuer à ces deux régions une biodiversité unique. Par contre, leur inexorable atout pour sortir du lot est leur couvert forestier restant étant fortement perturbé et fragmenté (Galindo-Leal et Câmara, 2005; Gallant *et al.*, 2007; Rakotondravony *et al.*, 2007; Andreone *et al.*, 2008). D'après moi, ils doivent donc être surveillés davantage que la Mésoamérique et les Andes tropicales.

Bref, les points chauds se retrouvant au sommet de la liste représentent ainsi les régions tropicales où il est le plus urgent d'agir. C'est donc avant tout dans ces lieux que les ressources pour la conservation de la biodiversité devraient être versées. En outre, Brummit et Lughadha (2003) ont déclaré que la vaste étendue des points chauds ne permet pas des actions efficaces et coordonnées de conservation. Or, trouver des priorités parmi les priorités s'avère judicieux étant donné les ressources financières et techniques insuffisantes. Puisque beaucoup d'études ont été réalisées dans la forêt Atlantique ainsi qu'à Madagascar, notamment sur leur riche assemblage d'amphibiens, pour le reste de l'essai, la plupart des exemples porteront sur ces régions.

3.2 L'intérêt des grands vertébrés pour la conservation

Les grands vertébrés, surtout les grands mammifères et oiseaux des zones tropicales, tempérées ou polaires, représentent parmi les meilleurs candidats pour la sélection de vastes habitats naturels à protéger. En effet, ces animaux nécessitent généralement un énorme territoire aux habitats variés afin de subvenir à leurs besoins en nourriture ainsi qu'en abris pour le repos ou la reproduction. Par exemple, le tapir des montagnes d'Équateur (*Tapirus pinchaque*) peut couvrir jusqu'à 8,8 km² de territoire tandis que le pécarri à lèvres blanches (*Tayassu pecari*) du Sud-Est du Brésil nécessite absolument des fragments de 1000 ha et plus,

et ce seulement s'ils contiennent une abondance et une diversité suffisante en fruits (Keuroghlian et Eaton, 2008). De plus, l'écureuil guyanais (*Sciurus aestuans*), bien que de petite taille, présente des populations en bonne santé dans des parcelles de 1500 à 2000 ha, mais qui ne se maintiennent pas dans des fragments de 200 ha (Chiarello, 2000). Dans le cas des grands lémur de Madagascar (e.g. *Indri indri*, *Propithecus diadema*), la dimension des fragments doit au moins atteindre 8 à 10 km² (Ganzhorn *et al.*, 2000). Les carnivores du haut de la chaîne alimentaire sont aussi reconnus pour couvrir un immense territoire. Mentionnons notamment le jaguar (*Panthera onca*) qui peut exhiber une densité d'individus de 0,07 adultes/km² (de Azevedo et Murray, 2007), ou encore l'aigle des Philippines (*Pithecophaga jefferyi*) qui possède un territoire moyen atteignant 130 km² (Bueser *et al.*, 2003).

Or, les besoins en vastes étendues d'habitats des grands vertébrés font en sorte que les événements majeurs de fragmentation qui sont survenus dans la forêt Atlantique, à Madagascar ou encore aux Philippines peuvent facilement rendre leurs populations au bord de l'extinction. D'ailleurs, le jaguar a déjà été extirpé du nord-est Brésil, du moins, de la forêt Atlantique (J.S.A. Cortez, communication personnelle). Dans le même écosystème, on estime que les frugivores tels que les gros primates, les toucans et les cotingas sont maintenant absents ou très peu nombreux dans les fragments restants (Tabarelli et Peres, 2002; Tabarelli *et al.*, 2004). Des fragments forestiers plus petits que 1250 ha sont peut-être suffisants pour maintenir des populations d'amphibiens, mais des animaux comme les singes, les oiseaux insectivores et frugivores de même que les reptiles, dans quelques cas, peuvent être plus sensibles aux effets de la fragmentation (Tocher *et al.*, 1997; Vallan, 2000a). De manière générale, ce sont les grands prédateurs présentant les plus faibles densités d'individus qui disparaissent le plus rapidement, tandis que les grands myrmécophages tels l'armadillo géant (*Priodontes maximus*) ou le grand tamanoir (*Myrmecophaga tridactyla*), et les grands herbivores tels le tapir (*Tapirus* sp.) sont souvent sur le bord de l'extinction (Chiarello, 2000). Un paysage doté de petits fragments s'avère peu propice au maintien des populations de ces animaux puisque des fragments de 200 km² (20 000 ha), considérés comme de gros fragments, ne sont généralement pas assez grandes (Chiarello, 2000). Seulement dans la forêt Atlantique, des fragments de ce type ne représentent que 20 % des parcelles restantes, et sont presque tous

situés dans le Sud-Est du point chaud (Chiarello, 2000). Ainsi, le meilleur des scénarios pour les régions tropicales les plus dégradées propose que tenter de protéger les populations de grands vertébrés peut du moins garantir la conservation des plus grands fragments forestiers où une grande variété d'habitats persistent.

Dans la même ligne d'idées, cette « méga-faune » peut permettre de protéger une large gamme des autres organismes vivants représentés dans les plus grands fragments forestiers, et donc promouvoir la conservation efficace de la biodiversité régionale. En fait, le concept d'espèces parapluie ou *umbrella species* embrasse exactement cette idée de concentrer les efforts de conservation sur les grands et charismatiques vertébrés. Précisément, une espèce parapluie est celle dont la conservation confère une protection à un large éventail d'espèces naturellement voisines (Roberge et Angelstam, 2004). En fait, l'effet parapluie se mesure par l'aire minimale nécessaire pour la survie d'une population d'espèces qui a besoin d'un vaste territoire (Wilcox, 1984, cité par Roberge et Angelstam, 2004). Cette étendue couvrira alors les exigences spatiales plus modestes des autres espèces de l'écosystème (Roberge et Angelstam, 2004; Sergio *et al.*, 2006). Conséquemment, les grands vertébrés, i.e. les oiseaux et les mammifères carnivores et herbivores, remplissent parfaitement ce rôle. Protéger leurs populations devrait automatiquement garantir la protection d'une quantité maximale d'habitats de grande superficie et d'une grande diversité. En effet, Sergio *et al.* (2006) ont conclu que les aires protégées occupées par des prédateurs du haut de la chaîne alimentaire contiennent une diversité d'espèces plus élevée que des aires choisies aléatoirement dans le paysage. De plus, la protection des grands prédateurs, qui choisissent habituellement des sites avec une topographie variée et des habitats complexes, promeut la protection d'une grande biodiversité régionale (Sergio *et al.*, 2004). Similairement, protéger les populations de pécaris permet la protection d'habitats variés et de bonne qualité (Keuroghlian et Eaton, 2008).

Les besoins en de vastes territoires de certains grands vertébrés, combinés avec leur charisme certain auprès du public, permettent généralement, à eux seuls, de protéger de grandes étendues d'habitats intacts. On n'a qu'à penser aux gorilles des montagnes (*Gorilla beringei beringei*) du parc national Impénétrable Bwindi en Ouganda (McNeilage *et al.*, 2006) ou aux

tigres (*Panthera tigris*) des réserves de tigres de l'Inde (Dinerstein *et al.*, 2007). Il est donc capital qu'ils continuent d'être considérés en premier plan dans la gestion des aires protégées. L'emploi d'oiseaux ou de mammifères comme référence pour le design d'aires protégées engendre souvent l'adoption de quelques larges réserves dans un paysage (Vasudevan *et al.*, 2006). Toutefois, comme s'est interrogé Shafer (1995), est-ce que le territoire requis pour le maintien d'une espèce parapluie offre réellement toutes les ressources nécessaires pour le maintien de toutes les autres espèces du paysage? La prochaine section donne la réponse.

3.3 La valeur des petits fragments forestiers

La fragmentation forestière pousse le nombre de petits fragments à augmenter au fil des années (Fahrig, 2003). Puisque les habitats des points chauds tropicaux les plus dégradés s'avèrent extrêmement morcelés, il en résulte qu'on y trouve une grande quantité de petits fragments forestiers isolés et sévèrement ébranlés par les activités anthropiques adjacentes. Par exemple, la forêt Atlantique constitue un des écosystèmes mondiaux les plus fragmentés (Ranta *et al.*, 1998; Figure 3.1). Toutefois, seuls le sud-est du Brésil et la région de Misiones en Argentine contiennent des parcelles forestières de plus de 10 000 km² pouvant accueillir un assemblage d'espèces complet et représentatif de la forêt originelle (Galindo-Leal et Câmara, 2005; Eterovick *et al.*, 2005). Dans le nord-est du point chaud, la majorité des fragments couvrent moins de 50 ha et seulement une petite quantité dépasse les 1000 ha (Ranta *et al.*, 1998; CBMA, 2007). De même, l'île de Madagascar a subi et subit encore une perte d'habitats forestiers substantielle qui se poursuit à des taux préoccupants (Mayaux *et al.*, 2000; Figure 3.2). Le résultat en est un de fragmentation sévère qui touche surtout les forêts tropicales humides de la côte Est (Harper *et al.*, 2007). Les îles des Caraïbes (FAO, 2000; Figure 3.3), les forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest (FAO, 2000) ainsi que les Philippines (Stibig *et al.*, 2003; Verburg *et al.*, 2006; Figure 3.4) représentent d'autres points chauds où la fragmentation forestière est très élevée, et où les petites parcelles constituent la règle plutôt que l'exception. Toutes les autres régions ont le potentiel de se fragmenter davantage. Il ne s'agit, en fait, que d'une question de dynamique créée par la démographie, les politiques publiques et l'économie.

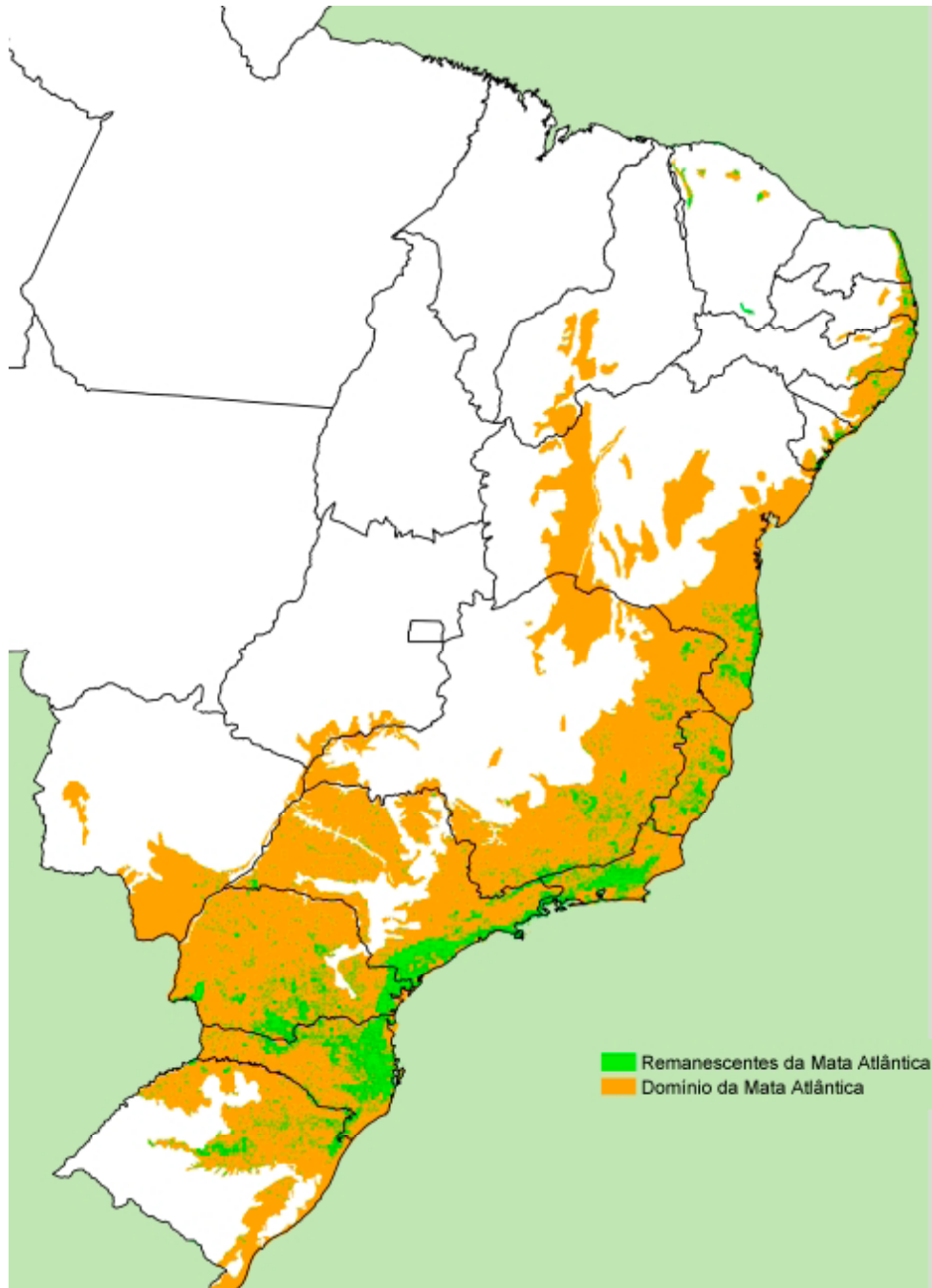


Figure 3.1 Territoire originel (orangé) et actuel (vert) de la forêt Atlantique.

Source: Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo et Instituto Estadual de Florestas – MG (2000), p.8

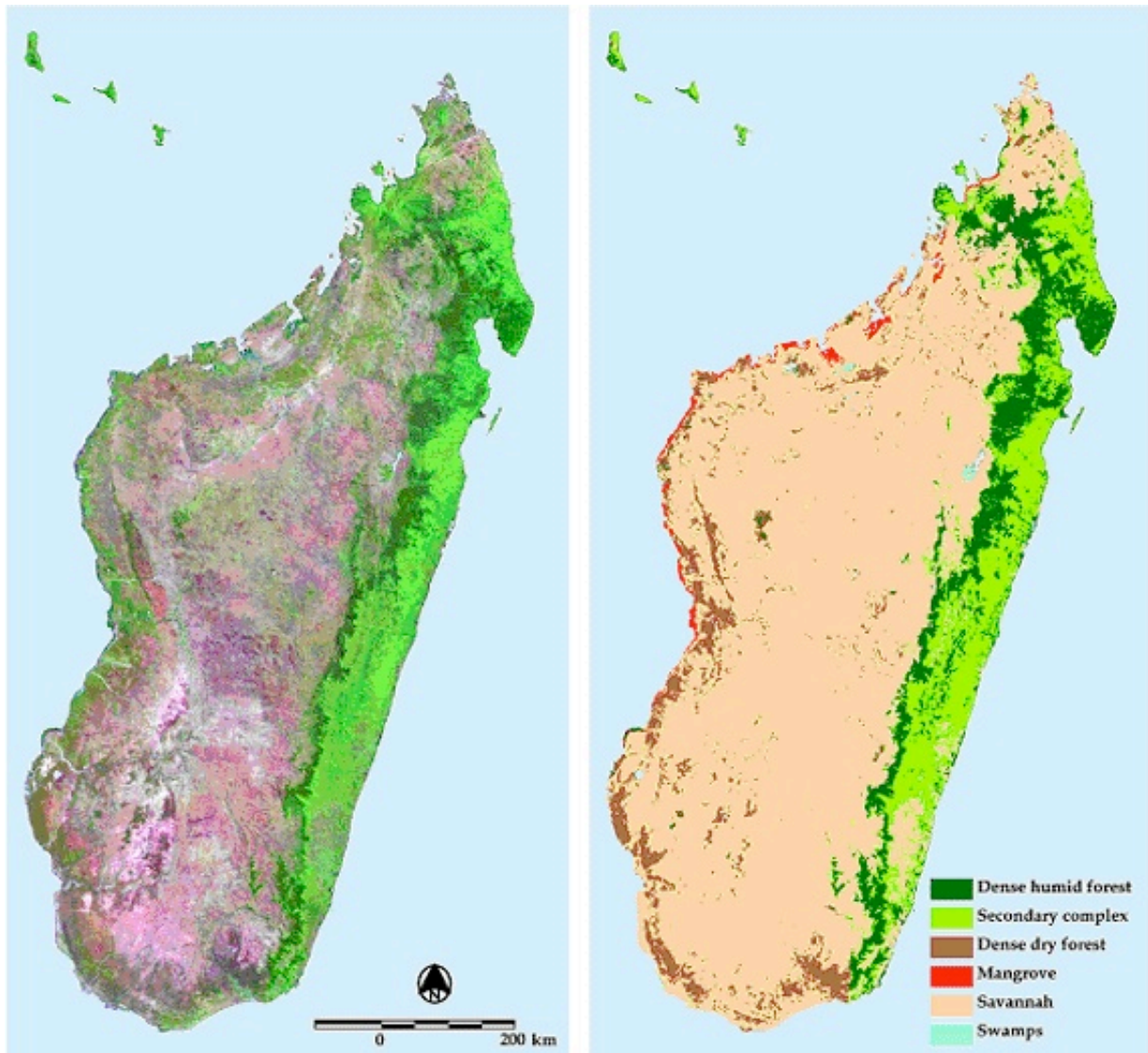


Figure 3.2 Territoire originel (vert pâle) et actuel (vert foncé) des forêts tropicales humides de Madagascar.

Source: Mayaux, P., Gond, V. et E. Bartholomé (2000)

Évidemment, les petits fragments forestiers sont affectés par les effets conséquents du processus de fragmentation. Et ils le seront probablement toujours si rien n'est entrepris pour minimiser les impacts de ces effets néfastes. De si petites étendues demeurent très vulnérables aux catastrophes soudaines, aux extinctions d'espèces ou à une variété d'activités humaines

adjacentes, et donc aux extinctions. Par exemple, les effets de bordure, grâce, entre autres, à la présence d'un microclimat plus chaud et sec (Laurance, 1999; Ries *et al.*, 2004; Nascimento *et al.*, 2006), peuvent modifier les habitats en périphérie des fragments en favorisant l'implantation de plantes adaptées aux perturbations (Tabarelli *et al.*, 1999; Oliveira *et al.*, 2004; Harper *et al.*, 2005; Melo *et al.*, 2006).

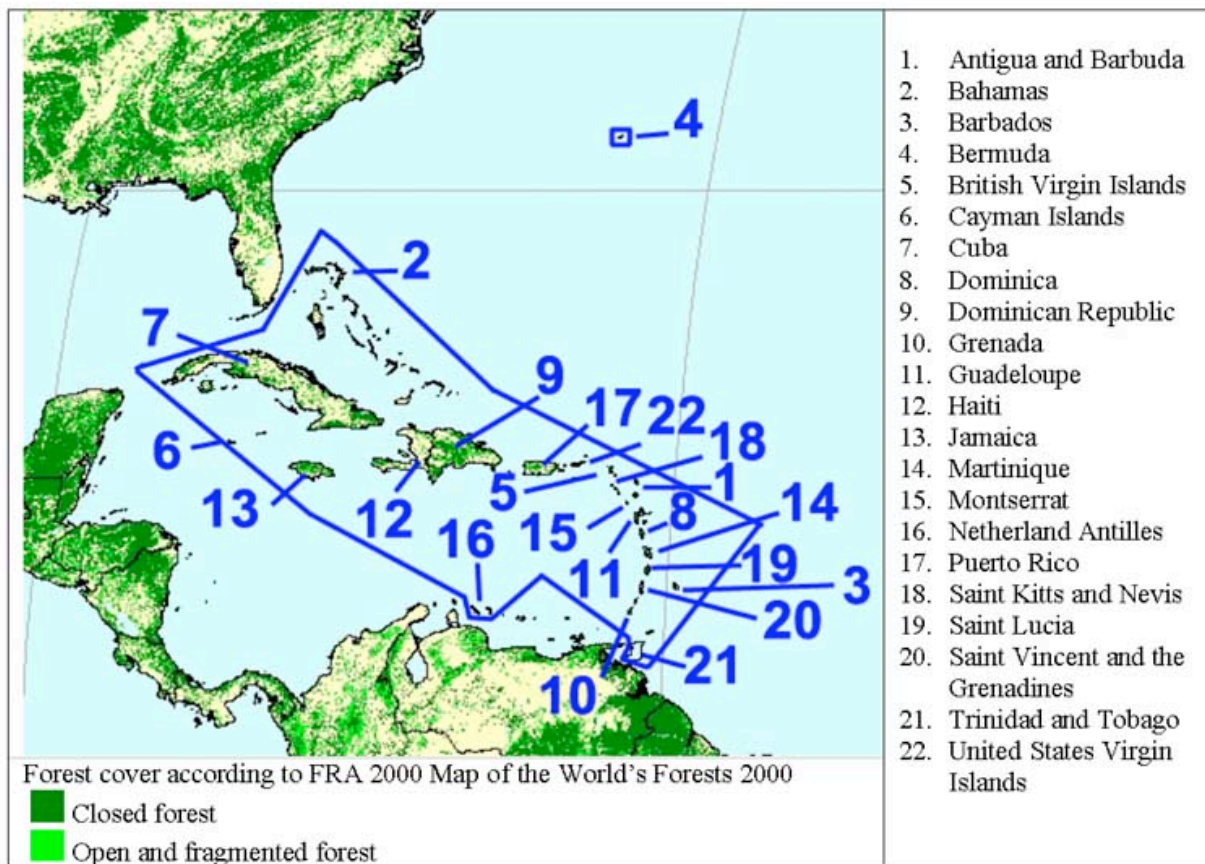


Figure 3.3 Territoire des forêts tropicales humides des îles des Caraïbes (vert).

Source: FAO (2000)

De plus, étant donné leurs vastes territoires obligatoires, les grands carnivores et les grands herbivores terrestres tendent à disparaître beaucoup plus rapidement des petits fragments (Laurance, 1997; Terborgh *et al.*, 2001). Conséquemment, la dispersion des graines d'une

partie importante des arbres de la forêt originale, normalement assumée par quelques uns de ces vertébrés, est compromise (Silva et Tabarelli, 2001). Malgré ces effets négatifs de la fragmentation, les petites parcelles forestières conservent toujours une valeur certaine pour la conservation régionale, et ce surtout dans les points chauds les plus dégradés des tropiques. Ils ne remplaceront jamais la valeur primordiale des plus grands fragments, mais peuvent les soutenir, en second plan, d'une manière importante.

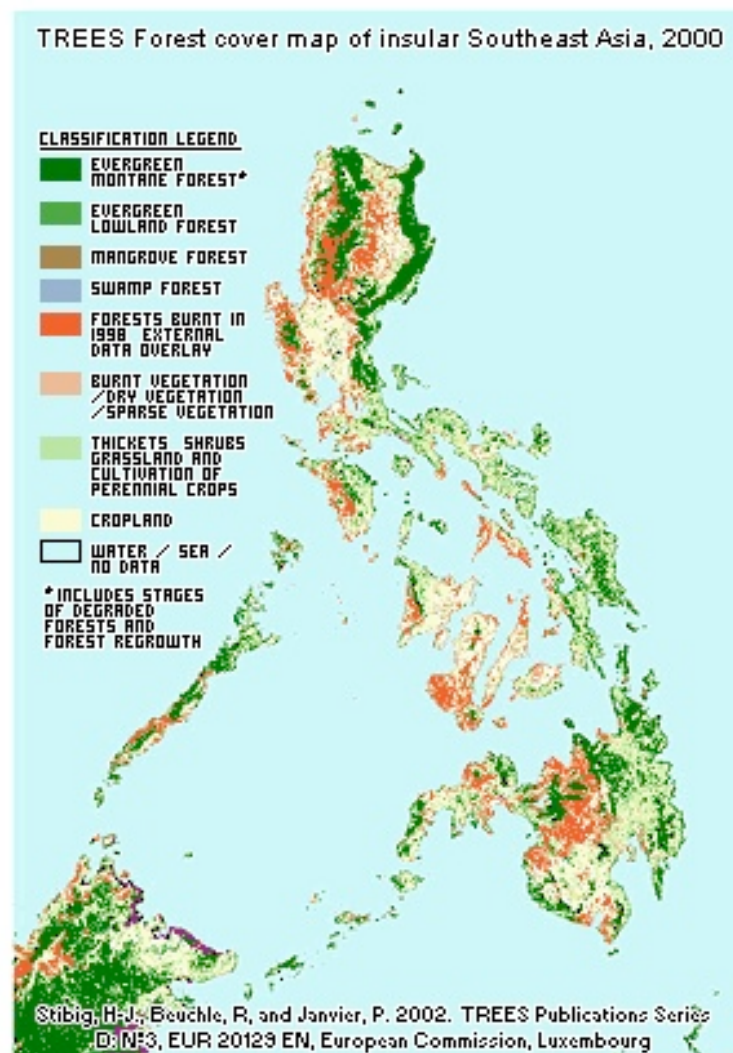


Figure 3.4 Territoire des forêts tropicales humides restantes des Philippines (vert).

Source: Stibig, H.-J., Beuchle, R. et F. Achard (2003)

Par suite, les petits fragments forestiers isolés constituent bien souvent les seuls refuges pour de nombreuses espèces animales et végétales rares, uniques et parfois menacées. Ainsi, la présence de telles parcelles s'avère vitale pour plusieurs populations, et leur rôle de dernier vestige de la biodiversité régionale, en plus de leur rôle pour la dispersion des espèces, devient central dans les points chauds les plus dégradés. En effet, plusieurs espèces typiquement forestières ne se rencontrent naturellement qu'en petites et rares populations dans les forêts tropicales humides. C'est notamment le cas des anoures (Vallan, 2000a; Vasudevan *et al.*, 2006) et de certaines espèces de grands arbres (Oliveira *et al.*, 2004). D'ailleurs, les groupements de végétation varient énormément dans les forêts tropicales humides, et la fragmentation peut ainsi isoler des types de végétation uniques dans de petits fragments seulement (Tuomisto *et al.*, 2003; John *et al.*, 2007). Or, les petites populations sont reconnues comme étant plus susceptibles d'être menacées d'extinction, car elles réagissent beaucoup plus aux modifications génétiques, démographiques et environnementales (Shaffer, 1981, cité par Vallan, 2000a; Shafer, 1995). Lorsque des événements intenses de fragmentation ont lieu, une population au territoire restreint peut rester prisonnière d'un fragment. Certains groupes taxonomiques aux organismes de petite taille, tels les invertébrés, les amphibiens (Chiarello, 2000), voire de petits singes (Pontes *et al.*, 2006), peuvent alors subsister dans ces habitats isolés qui agissent alors comme leur dernier refuge (Chiarello, 2000; Andreone *et al.*, 2008). De plus, les points chauds les plus dégradés incluent des écosystèmes encore fort inconnus des scientifiques. De nouvelles espèces sont continuellement décrites, et ce, même dans de petits fragments (Pontes *et al.*, 2006; Cramer *et al.*; 2008). Or, les populations que l'on trouve dans une ou quelques unes de ces parcelles forestières peuvent ne contenir que quelques individus. Par conséquent, ces espèces, même si elles viennent tout juste d'être découvertes, sont parfois déjà menacées d'extinction. En bref, les petits fragments peuvent constituer de petits réservoirs de populations et d'espèces forestières rares et en péril (Faria *et al.*, 2007), et leur extinction au niveau local seulement peut avoir de graves répercussions sur la diversité régionale (Shafer, 1995). Les espèces aux populations naturellement petites, menacées, et/ou génétiquement variées donnent ainsi une valeur unique et non négligeable aux petits fragments forestiers, plutôt vulnérables aux effets néfastes de la fragmentation, afin de promouvoir leur conservation.

Dans une autre optique, les petits fragments contenant le type d'espèces et de populations décrites dans le paragraphe précédent sont d'autant plus significatifs pour la conservation régionale qu'ils peuvent servir de tremplin ou de *stepping stones* dans un système d'aires protégées. Dans une région aux habitats forestiers fortement dégradés et fragmentés, il n'est pas suffisant de seulement tenter de conserver les plus grandes parcelles souvent encore intactes. Il est reconnu et vrai qu'une grande biodiversité sera protégée en garantissant leur conservation (Tocher *et al.*, 1997; Roberge et Angelstam, 2004). Cependant, s'arrêter à cette idée peut avoir des conséquences sévères sur la dynamique des organismes vivants et des habitats dans lesquels ils vivent. En effet, il est crucial de considérer l'importance de la connectivité entre les fragments forestiers afin de supporter des populations diverses et davantage en bonne santé génétique (Ranta *et al.*, 1998; Uezo *et al.*, 2008), et ce surtout dans les régions les plus dégradées. Par conséquent, les petits fragments remplissent un rôle dominant dans un tel système. La connectivité entre les plus grands fragments peut s'accomplir en incluant dans un corridor d'aires protégées les petites parcelles qui faciliteront le déplacement des organismes vivants forestiers (Chiarello, 2000; Silva et Tabarelli, 2000; Chan-Mcleod et Moy, 2007; Faria *et al.*, 2007). Autant les petits fragments s'avèrent primordiaux pour la survie d'espèces uniques, rares et menacées, autant ils agissent en tant qu'habitats secondaires pour les déplacements ou en tant que terrain d'alimentation et de repos pour plusieurs espèces forestières (Bali *et al.*, 2007; Uezo *et al.*, 2008). De plus, les corridors incluant de petits fragments contiennent une richesse en espèces plus élevée étant donné la structure de la végétation plus complexe (sous-bois plus dense, assemblage de plantes plus complet) au niveau du paysage (Daily et Ehrlich, 1995; Uezo *et al.*, 2008). La disparition de ces fragments pourrait alors provoquer un manque de couvert forestier, dégradé ou intact, adéquat pour que plusieurs espèces puissent se disperser entre les plus grosses parcelles. Il a d'ailleurs été rapporté que les petits fragments incrustés dans une mosaïque contenant de plus grands territoires ont engendré une augmentation de la dispersion et de la colonisation en raison, entre autres, d'une distance plus faible à parcourir entre les zones forestières (Baum *et al.*, 2004; Boscolo *et al.*, 2008). Ainsi, l'utilisation optimale des petites parcelles en tant que *stepping stones* peut avoir un impact positif sur les populations d'espèces forestières. De cette manière, les aires protégées déjà existantes deviennent moins isolées, et la conservation des

petits fragments, vitaux pour de nombreuses espèces uniques, rares et menacées, s'avère implicite.

Bref, les points chauds tropicaux de biodiversité détenant un couvert forestier faible et fragmenté nécessitent une protection du territoire axée sur la diversité de fragments et d'habitats qu'on peut y trouver. Les espèces parapluie tels les grands vertébrés réussissent à eux seuls à conserver de larges fragments d'habitats variés. Toutefois, cette approche ne devrait pas exclure la protection des petits fragments, tout aussi vitaux pour la biodiversité locale et régionale (Shafer, 1995). Conséquemment, d'autres espèces clé doivent prêter mains fortes à ces fragments et tenter de promouvoir leur valeur de conservation.

Chapitre 4

La portée des amphibiens pour la promotion de la conservation des petits fragments

Jusqu'ici, on possède une meilleure idée des menaces qui pèsent sur les populations d'amphibiens et des efforts de conservation pertinents qui peuvent être déployés pour la sauvegarde de la biodiversité et des amphibiens. De plus, on connaît les régions dont les forêts tropicales humides sont les plus réduites et abîmées, et où les actions de conservation sont parmi les plus urgentes. Mais surtout, on possède une meilleure connaissance, et ce malgré l'apport incontestable des caractéristiques écologiques des grands vertébrés pour la protection de vastes territoires, des raisons pour lesquelles les petits fragments possèdent une valeur non négligeable pour la conservation de la biodiversité locale et régionale. Leur protection et leur préservation à long terme s'avèrent cruciales dans la mesure où ils contiennent encore des espèces et des populations uniques, rares, menacées et parfois même encore inconnues. Par ailleurs, afin de promouvoir la protection de ces petits fragments forestiers dans les points chauds parmi les plus perturbés, l'aide d'organismes ambassadeurs peut s'avérer pertinente. Ainsi, ce chapitre présente l'utilité et la valeur des amphibiens dans leurs habitats, pour ensuite exposer l'importance de l'existence des petits fragments pour leur conservation. Finalement, on explique pourquoi les amphibiens peuvent ainsi soutenir la promotion de la création de petites réserves.

4.1 Les amphibiens en tant qu'indicateurs de la santé des écosystèmes

Malgré les nouvelles dramatiques concernant les populations d'amphibiens, on pourrait se demander pourquoi on devrait davantage s'inquiéter de la disparition des amphibiens plus qu'un autre groupe taxonomique. Donnelly et Crump (1998) se sont d'ailleurs simplement questionnés, pourquoi s'en faire si les amphibiens disparaissent? Depuis les débuts de la

science de la conservation moderne, ces animaux n'ont jamais reçu un statut d'organismes vivants prioritaires pour la conservation, et ce malgré leur importance capitale dans le fonctionnement de tout écosystème (Semlitsch et Rothermel, 2003). Aux yeux du grand public, les amphibiens s'avèrent parfois attrayants grâce à leurs couleurs et à leur comportement. Mais leur extinction représente pourtant beaucoup plus qu'une perte esthétique. En fait, il est maintenant envisageable de croire que la disparition actuelle des amphibiens pourrait indiquer un vaste déclin de la biodiversité mondiale.

Les traits uniques de la biologie et de l'écologie des amphibiens, fort dissociables des autres animaux terrestres, contribuent à ce que ce groupe reçoive une attention toute particulière lorsque vient le temps de planifier des actions de conservation. En fait, il y a longtemps qu'on les reconnaît comme d'excellents et fiables indicateurs de la santé des écosystèmes (Blaustein et Wake, 1990; Welsh et Droege, 2001; Storfer, 2003; Blaustein *et al.*, 2003). Non seulement ils peuvent dévoiler la contamination d'un milieu naturel, ils réussissent aussi à prédire la qualité d'un habitat en termes de perturbations.

Premièrement, les amphibiens possèdent une peau très perméable qui leur permet d'avoir des échanges gazeux et liquides avec l'environnement ambiant. Ils se voient aussi beaucoup plus exposés et non protégés aux polluants chimiques et aux modifications climatiques (Hecnar, 1995; Bridges et Semlitsch, 2000; Zug *et al.*, 2001). En fait, ils sont involontairement exposés à tout changement qui peut avoir lieu dans leur habitat. La grande majorité des autres vertébrés bénéficient d'une peau plus épaisse, semi-perméable et souvent recouverte de poils, plumes ou écailles, qui les protège des variations environnementales (Semlitsch et Rothermel, 2003). Ainsi, ce sont les amphibiens qui peuvent s'avérer les plus susceptibles de détecter, bien avant l'observateur humain ou l'animal « imperméable », la dégradation de la qualité d'un habitat, et ce avant même l'apparition de signes visibles de perturbation.

Deuxièmement, une majorité d'espèces d'amphibiens nécessite autant des habitats terrestres qu'aquatiques afin de compléter leur cycle de vie (Donnelly et Crump, 1998; Zug *et al.*, 2001; Semlitsch et Rothermel, 2003; Silva *et al.*, 2003; Baldwin *et al.*, 2006). Dû à cette utilisation

de deux milieux fonctionnellement différents, les amphibiens sont assujettis à une plus grande diversité de facteurs stressant que la plupart des mammifères, oiseaux et poissons. En fait, ils sont le seul groupe de vertébrés qui, en sa presque totalité, est potentiellement exposé aux modifications environnementales du milieu terrestre et du milieu aquatique (Blaustein et Belden, 2003). Dans les forêts tropicales humides, les amphibiens ayant recours à des habitats aquatiques (e.g. étangs, ruisseaux) et terrestres pour les différentes phases de leur cycle de vie ou pour un apport continu en températures plus fraîches et en humidité sont effectivement souvent majoritaires (Andreone *et al.*, 2000; Vallan, 2000a; Gillepsie *et al.*, 2004; Becker *et al.*, 2007). Des espèces terrestres au large rayon d'action, tel le jaguar (*Panthera onca*) (Eizirik *et al.*, 2001), constituent des candidats efficaces afin d'évaluer les effets de la fragmentation d'habitats. De même, les oiseaux aquatiques, telle la sauvagine (Weseloh *et al.*, 1994; Spears *et al.*, 2007), peuvent servir d'indicateurs quant aux risques de contamination d'un milieu humide. Cependant, la majorité des espèces dans ces deux groupes ne peuvent autant prédire conjointement des perturbations environnementales dans les écosystèmes terrestres et aquatiques que les amphibiens. À titre d'exemple, des sécheresses prolongées peuvent nuire considérablement au recrutement des adultes terrestres (Lips *et al.*, 2003), tandis que les têtards aquatiques peuvent être sévèrement affectés par les polluants (Bridges et Semlitsch, 2000) et pathogènes aquatiques (Carnaval *et al.*, 2006).

En outre, les amphibiens possèdent les stratégies de reproduction parmi les plus diversifiées chez les vertébrés (Semlitsch et Rothermel, 2003). Ils opèrent par fertilisation interne ou externe et reproduction sexuée ou asexuée, sont vivipares, ovipares ou ovovivipares, exhibent une métamorphose rapide (quelques jours) ou longue (jusqu'à des années), offrent ou non une surveillance parentale, et pondent de petites ou d'énormes quantités d'œufs (Duellman et Trueb, 1986; Zug *et al.*, 2001). De plus, ils sélectionnent activement des microhabitats de reproduction fort variés englobant les étangs et ruisseaux temporaires ou permanents, les axilles remplies d'eau de certaines plantes, la litière humide, ou même les cavités d'arbre inondées (Afonso et Eterovick, 2007; Kriger et Hero, 2007). Cette grande diversité d'histoire de vie confère aux amphibiens une exposition et une tolérance à des menaces uniques et très variées.

Enfin, les amphibiens sont d'une importance notable, car ils remplissent un rôle écologique crucial dans maintes communautés. En particulier dans les forêts tropicales humides, les amphibiens sont souvent les vertébrés les plus abondants (Blaustein et Wake, 1995), ce qui n'est pas sans impact sur le bon fonctionnement des écosystèmes. Les têtards consomment de grandes quantités d'algues dans les milieux aquatiques, et donc participent activement au transfert des nutriments vers les habitats terrestres (Seale, 1980). Les individus adultes, quant à eux, se nourrissent allègrement d'une grande variété de proies allant des moustiques, mouches, coléoptères, fourmis et autres arthropodes aux poissons, oiseaux, reptiles et petits mammifères (Blaustein et Wake, 1995; Zug *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2007; Stevenson, 2007). De plus, les amphibiens, peu importe l'étape de leur cycle de vie, servent de proies aux insectes aquatiques, poissons, oiseaux et mammifères (Blaustein et Wake, 1995; Kopy, 2006; Leite *et al.*, 2007). Comme leur complexe cycle de vie et biologie générale l'indiquent, les amphibiens prennent part à plusieurs réseaux trophiques autant en milieu terrestre qu'aquatique. Or, un déclin massif et une disparition des populations d'amphibiens peuvent avoir des effets en « cascades » significatifs sur des réseaux trophiques dominants, sur des écosystèmes en entier (Whiles *et al.*, 2006) et sur le patron de biodiversité d'une nombreuse gamme d'autres espèces. Par conséquent, il est pertinent d'ajouter que la variété d'habitats que couvrent les espèces d'amphibiens sont associés aux processus écologiques essentiels à la biodiversité (Groves *et al.*, 2002).

En tant qu'indicateurs de la santé des habitats terrestres et aquatiques, ainsi qu'éléments essentiels dans les communautés écologiques, les amphibiens doivent recevoir une considération particulière. L'importance des amphibiens dans le fonctionnement des écosystèmes et le maintien de la biodiversité mondiale est telle qu'elle se doit d'être soulignée davantage. Ainsi, leurs caractéristiques importantes pourraient aider, du moins, à la promotion de la conservation de la biodiversité locale et régionale.

4.2 L'importance des amphibiens dans les paysages très fragmentés

Comme il en a été question au début du troisième chapitre, les rythmes de déforestation dans les milieux tropicaux continuent d'augmenter rapidement et la population humaine, demandant toujours plus de ressources naturelles, croît exponentiellement. Ainsi, les points chauds les plus dégradés et fragmentés pourraient fort probablement devenir davantage en péril. Si l'on ne se réfère qu'aux grands vertébrés afin de détecter les sites propices à la conservation de la biodiversité, il est évident que les plus gros fragments dans lesquels ils sont présents, toutefois plus rares, sortiront du lot. Dans ces régions fort perturbées, la protection des plus grandes parcelles est urgente mais insuffisante. Des initiatives créatives comme les corridors de biodiversité s'avèrent cruciales; et les petits fragments isolés, qui peuvent contenir une richesse remarquable, sont le plus souvent des éléments essentiels dans ces corridors. En effet, on a déjà mentionné que les espèces à distribution restreinte des forêts tropicales humides ne peuvent subsister que dans des vestiges de leurs habitats originaux. Par ailleurs, le chapitre a clairement présenté les menaces colossales auxquelles font face les amphibiens des régions tropicales tout particulièrement. Aujourd'hui, on considère que la disparition des amphibiens est certainement une des plus marquées et accélérées parmi la perte substantielle de la biodiversité globale (IUCN *et al.*, 2006). Or, cette section documente et analyse l'importance des petits fragments forestiers pour la conservation des amphibiens afin qu'ils rendent compte de la valeur unique de ces fragments pour la biodiversité locale et régionale.

4.2.1 Les effets mitigés de la fragmentation forestière

De toute évidence, les amphibiens ne sont pas indifférents aux effets néfastes de la fragmentation forestière. Le chapitre 1 a justement fait le tour de la question. Pour les besoins de la voie que prend cette section, on peut faire les conclusions suivantes. La richesse en espèces d'amphibiens augmente directement avec la superficie de leurs habitats (Zimmerman et Bierregaard, 1986; Tocher *et al.*, 1997; Vallan, 2000a). Par contre, suite à des événements de fragmentation, cette richesse semble demeurer stable ou même s'accroître dans les

parcelles forestières de toutes tailles (Tocher *et al.*, 1997; Pineda et Hallfater, 2004; Ernst *et al.*, 2006). En effet, ce phénomène est attribuable au fait que des espèces généralistes ou associées aux milieux ouverts utilisent les bordures des fragments, et que la majorité des espèces forestières y persistent (Tocher *et al.*, 1997; Donnelly et Crump, 1998). Évidemment, les effets de bordure affectent certaines espèces (Schlaepfer et Gavin, 2001; Burrowes *et al.*, 2004). Les espèces qui nécessitent des habitats forestiers matures et intacts peuvent effectivement diminuer en abondance ou même disparaître de certains fragments (Tocher *et al.*, 1997; Pineda et Hallfater, 2004; Hillers *et al.*, 2008). Par contre, les fragments ayant conservé une variété d'habitats suffisante peuvent réussir à conserver la majorité des espèces forestières sensibles à la division des divers microhabitats essentiels (Vallan, 2000a; Becker *et al.*, 2007). Ainsi, il est possible que des espèces forestières particulièrement rares puissent persister dans des parcelles isolées.

Par ailleurs, des nuances plus précises peuvent être ajoutées à ces conclusions. En effet, il semblerait que la richesse en amphibiens peut augmenter dans les parcelles restantes suivant des épisodes de fragmentation, mais seulement dans les dix premières années (Tocher *et al.*, 1997). Ainsi, on a également rapporté qu'elle peut diminuer après plus de dix ans (Hillers *et al.*, 2008), ce qui constituerait une tendance tout aussi similaire que chez les oiseaux, par exemple (Hagan *et al.*, 1996; Donovan et Lamberson, 2001). Toutefois, plus d'études dans des régions tropicales différentes permettraient d'observer une tendance claire dans le cas des amphibiens. Néanmoins, la caractéristique de la plupart des amphibiens de n'avoir besoin que de petits territoires et de petites aires de répartition fait en sorte que certaines espèces ne survivent plus que dans de petits fragments. Malgré le fait que la densité et la richesse en amphibiens peuvent diminuer au fil des décennies, les espèces isolées qui persistent font augmenter la biodiversité régionale.

Par conséquent, les amphibiens ne sont pas in affectés par la fragmentation. Par contre, ces vertébrés pourraient être moins sensibles que les autres groupes de vertébrés, en particulier les grands mammifères et les oiseaux (Tocher *et al.*, 1997; Vallan, 2000a) grâce, entre autres, à leurs petits territoires. Ainsi, les parcelles forestières restantes d'une région durement touchées

par la fragmentation peuvent subvenir davantage aux besoins vitaux (nourriture, reproduction, microhabitats) des amphibiens que la méga-faune.

4.2.2 La persistance des amphibiens dans les petits fragments

En vérité, plusieurs raisons peuvent expliquer le fait que les amphibiens subsistent avec moins de difficulté dans les petits fragments. Les amphibiens sont des animaux ectothermes, i.e. que la température de leur corps varie avec l'environnement ambiant (Zug *et al.*, 2001). Par conséquent, leurs besoins énergétiques et en espace vital sont beaucoup moindres que les endothermes que sont les mammifères et les oiseaux (Duellman et Trueb, 1986). D'ailleurs, près de 60 % des amphibiens possèdent une étendue d'occurrence globale inférieure à 50 000 km² contre seulement 25 % des oiseaux et des mammifères (Eken *et al.*, 2004). De plus, leur faible capacité à se mouvoir et à se disperser sur de grandes distances, ainsi que leur fidélité à un site (Duellman et Trueb, 1986; Blaustein *et al.*, 1994a; Rakotondravony, 2007) provoquent leur « emprisonnement » dans les parcelles suite aux conséquences de la fragmentation. Et si les microhabitats présents dans les fragments s'avèrent encore suffisamment de qualité (e.g. hétérogénéité d'habitats, présence d'eau, présence d'arbres matures), une majorité d'espèces pourra alors se maintenir. Dans les points chauds de biodiversité au couvert forestier très réduit et fragmenté, même les petits fragments peuvent retenir une grande diversité d'espèces et de populations. Des fragments de 1250 ha tout au plus sont suffisants pour accueillir une diversité élevée en espèces, tandis que 20 000 ha et davantage s'avèrent nécessaires pour pouvoir accueillir des populations viables de grands vertébrés. À titre d'exemple, on a observé que les grenouilles de la famille *Microhylidae* de Madagascar ne nécessitent apparemment que des parcelles de forêts humides de 30 ha et plus (Vallan, 2000a). En outre, l'espèce *Stumpffia helenae* du plateau central de Madagascar n'est connue que d'un petit fragment peu protégé de la réserve spéciale d'Ambohitantely (Vallan, 2000b). Dans la forêt Atlantique du nord-est du Brésil, l'espèce *Hypsiboas freicanecae* est connue seulement dans deux parcelles forestières très isolées d'environ 630 et 1500 ha (CEPAN *et al.*, 2004; Frost, 2008). Dans la même région, l'espèce *Hylomantis granulosa* a été observé dans quelques fragments entre 200 et 675 ha (Santos et Carnaval, 2002; Freitas *et al.*, 2008). En Amazonie, on a observé que 90 % des

espèces d'amphibiens de la forêt tropicale étaient présentes dans des fragments de seulement 350 ha (Zimmerman et Bierregaard, 1986). Et d'autres cas d'espèces subsistant dans leurs habitats respectifs restreints sont légions dans le monde des amphibiens tropicaux (Bell et Donnelly, 2006; IUCN *et al.*, 2006; Frost, 2008). La présence de ces espèces dans de petits fragments forestiers confirme que la valeur de ces parcelles est présentement aussi précieuse pour la conservation de la biodiversité que de larges étendues de forêts pour les grands vertébrés. Évidemment, plus la déforestation et les effets de la fragmentation s'accroîtront au fil des décennies, plus les extinctions d'espèces de ces parcelles forestières apparaîtront (Tilman *et al.*, 1994; Hanski et Ovaskainen, 2002), et les amphibiens risquent fortement d'en être des victimes. Ainsi, il est crucial de rappeler la valeur de ces petits fragments, particulièrement pour les populations d'amphibiens qui peuvent s'y réfugier durant plusieurs années après un événement de fragmentation (Santos et Carnaval, 2002; CEPAN *et al.*, 2004; Freitas *et al.*, 2008; Frost, 2008). Pareillement, c'est en documentant davantage la présence de populations d'amphibiens dans de tels fragments que l'opportunité de promouvoir la valeur critique des petites parcelles forestières sera davantage soutenue.

4.2.3 Les avantages paradoxaux des amphibiens

Par ailleurs, la faible capacité de dispersion et la fidélité à un site des amphibiens les rend « prisonniers » de petites enclaves de forêt, et ainsi plus susceptibles à l'extinction. La perte d'habitats et la fragmentation sévère à Madagascar, dans les îles Caraïbes ou aux Philippines ont déjà provoqué la qualification de nombre d'espèces comme étant menacées d'extinction (IUCN *et al.*, 2006). La compilation de données effectuées au chapitre 3 montre précisément que les régions dont le couvert forestier est le plus dégradé détiennent des assemblages d'amphibiens soit très riches (forêt Atlantique, Madagascar et îles de l'océan Indien), soit avec une proportion élevée d'espèces endémiques (Madagascar et îles de l'océan indien, îles des Caraïbes), soit avec une proportion élevée de populations en déclin (îles des Caraïbes, forêts guinéennes de l'Afrique de l'Ouest, Philippines), soit avec un nombre ou une proportion élevé d'espèces en péril (îles des Caraïbes, Philippines). Les amphibiens de ces régions pourraient

s'avérer très sensibles aux bouleversements soudains ou graduels survenant dans leurs habitats puisque leurs populations se montrent déjà fort en péril.

En outre, de nouvelles espèces sont continuellement décrites dans ces régions et ne se retrouvent parfois que dans des paysages sévèrement fragmentés ou dans des fragments de petites tailles. Par exemple, deux nouvelles espèces du genre *Spinomantis* à Madagascar ont été décrites dans les forêts tropicales humides fortement sous pression du nord de l'île (Cramer *et al.*, 2008). Aussi, l'espèce *Platymantis paengi* a récemment été découverte dans une portion dégradée d'une seule montagne de la grande île de Panay aux Philippines (Siler *et al.*, 2007). Dans le sud-est de la forêt Atlantique, une nouvelle espèce, *Scinax peixotoi*, a été décrite en 2006 et a aussitôt été recommandée pour être désignée en péril étant donnée son habitat très morcelé (Brasileiro *et al.*, 2006). Dans le nord-est très fragmenté de cette forêt, plusieurs espèces endémiques n'ont présentement pas de statut défini, mais pourraient très bien être classifiées comme menacées en raison de leur distribution restreinte et de leur présence dans de petits fragments. C'est d'ailleurs le cas de *Chiasmocleis alagoanus*, *Crossodactylus dantei*, *Physalaemus caete*, *Phyllodytes brevirostris* et *Phyllodytes edelmoi* (IUCN *et al.*, 2006). Des espèces se trouvant dans la même situation ou détenant un statut « en danger d'extinction » ou « critiqueusement en danger d'extinction » sont nombreuses dans les autres points chauds très dégradés. On n'a qu'à penser à plusieurs espèces du genre *Boophis* et *Mantella* à Madagascar, *Eleutherodactylus* dans les Caraïbes, *Conraua* et *Nymbaphrynoides* dans les forêts guinéennes, ainsi que *Megophrys* et *Platymantis* aux Philippines (IUCN *et al.*, 2006). Or, dès leur découverte, les amphibiens deviennent parfois automatiquement menacés d'extinction étant donnée l'état lamentable de leurs habitats restants. Ces espèces ont plus que jamais besoin de la protection de leurs derniers refuges d'habitats naturels, en l'occurrence les petits fragments. Les années à venir annonceront probablement des disparitions imminentes et nombreuses parmi les vertébrés les plus en péril du monde, mais également la déclaration de nouvelles descriptions d'espèces à même les parcelles de faibles superficies (Andreone *et al.*, 2008). Or, malgré ce triste constat, le simple fait que plusieurs amphibiens soient rares et/ou menacés d'extinction, et donc très sensibles aux perturbations environnementales, peut augmenter la valeur de conservation et l'unicité des habitats des petits fragments.

4.2.4 La variété génétique dans les populations d'amphibiens

Une récente étude réalisée dans le nord-est de la forêt Atlantique par Carnaval et Bates (2007) a examiné la structure génétique des populations d'amphibiens. Les auteurs ont entre autres conclu que des différences génétiques marquantes existent entre les diverses populations d'amphibiens d'un paysage. Rejetant l'hypothèse de différenciation due aux événements récents de fragmentation, ils ont stipulé que ce sont plutôt des différences génétiques historiques qui ont eu lieu grâce à des changements climatiques du Pléistocène, et évidemment grâce à leur faible capacité de dispersion. Par conséquent, la forêt Atlantique originalement continue contenait des populations d'espèces d'amphibiens très hétérogènes génétiquement. Carnaval et Bates (2007) ont d'ailleurs détecté que certaines de ces différences s'avèrent aussi prononcées que le niveau de différences perçu entre des genres et même entre des familles d'amphibiens (Lynch et Duellman, 1997, Johns et Avise, 1998, cités par Carnaval et Bates, 2007). Ainsi, des populations d'une même espèce présentes dans quelques petits fragments seulement pourraient être assez variées génétiquement pour être perçues comme des populations qui n'ont pas la même valeur de conservation, ou plutôt que cette valeur est intrinsèquement complémentaire. Les auteurs de l'étude citent l'exemple des spécimens du groupe *Ischnocnema ramagii* dont les populations présentent des niveaux élevés de divergence moléculaire. De plus, une autre espèce étudiée, *Proceratophrys boiei*, possède des différences semblables, ce qui permet de croire que ces populations réparties le long de la forêt Atlantique, du sud-est au nord-est du Brésil, pourraient représenter un complexe d'espèces différentes. Il en serait donc de même pour plusieurs autres espèces distribuées dans plusieurs fragments distants. Des exemples comme la grosse rainette *Hypsiboas exastis* (Figure 4.1) décrite en 2003 (Caramaschi et Rodrigues, 2003) et connue de deux petites localités du sud de l'état de Bahia au Brésil pourraient éventuellement illustrer les conclusions de Carnaval et Bates (2007). En effet, des individus semblables ont été découverts dans les états de Pernambuco et de Alagoas, soit près de 650 km de son occurrence connue (A.C.O.Q. Carnaval, communication personnelle; Bourgeois, 2007). Or, selon toute vraisemblance, ces spécimens seraient de la même espèce (U. Caramaschi, communication personnelle). Mais, s'agit-il plutôt de populations très différentes génétiquement? Et si c'est vrai, ne pourrait-on

pas les classer comme deux espèces distinctes? Des études taxonomiques permettront de répondre à ces questions.



Figure 4.1 *Hypsiboas aff. exastis*

Source: Archives personnelles (2007)

L'idée est que dans chaque petit fragment ou groupe de petits fragments, on pourrait être confronté à des espèces qui contiennent des génotypes uniques à leurs populations ou à de nouvelles espèces, ce qui augmente la biodiversité régionale. Ces implications sont fort intéressantes, car elles font directement référence aux définitions de la biodiversité (voir chapitre 2). En effet, la biodiversité ne se mesure pas seulement entre les espèces mais aussi au sein même des espèces, i.e. la diversité intraspécifique. Or, si une aire protégée tend idéalement à conserver la biodiversité, qu'elle soit locale, régionale ou globale, ce type de diversité intraspécifique doit être considérée. En raison de leur fidélité à un site et de leur faible capacité de dispersion, les populations d'amphibiens peuvent contenir des divergences marquantes au point de vue génétique, ce qui les rend uniques pour la conservation. Les petites enclaves forestières peuvent contenir des espèces rares et menacées, mais aussi des

populations génétiquement uniques. Or, cette réalité potentiellement très présente chez les amphibiens des forêts tropicales humides peut encore une fois venir bonifier la promotion de la protection des petits fragments dans lesquels ils persistent.

Somme toute, l'importance de la présence des petits fragments dans les régions les plus touchées par la fragmentation forestière pour les populations d'amphibiens permet justement de mettre davantage en valeur le besoin de protection de ces petits fragments. Les amphibiens ne constituent peut-être pas le groupe taxonomique idéal pour la planification même d'aires protégées puisque les grands vertébrés remplissent efficacement ce rôle de premier plan, mais ils peuvent aider à l'importance de la cause. Dans une optique où des corridors de biodiversité sont nécessaires pour conserver les espèces et les habitats des points chauds les plus dégradés, les petites parcelles forestières ne peuvent être négligées. Ainsi, la conservation de ces fragments peut être assurée par la promotion des amphibiens comme espèces emblématiques. En outre, leur rareté qui les rend souvent menacés d'extinction ainsi que la diversité génétique significative qu'ils peuvent entretenir à l'intérieur d'une même espèce participent à l'importante et unique valeur des petits fragments.

Conséquemment, la promotion des amphibiens pour la conservation des petits fragments propose une approche multitaxonomique attrayante afin d'atteindre tous les objectifs de conservation de la biodiversité régionale, tel que déjà envisagée par Roberge et Angelstam (2004) ainsi que Andreone *et al.* (2008). En effet, l'absence de certaines espèces dans les réserves destinées aux espèces parapluie, et donc à la diversité régionale en habitats, implique que d'autres espaces, parfois des microhabitats précis, doivent être protégés avec d'autres espèces ambassadrices (Shafer, 1995; Roberge et Angelstam, 2004). Bref, les espèces parapluie ne peuvent pas toujours garantir la protection absolue de toutes les espèces d'une région donnée. Et même si une espèce est couverte par le territoire protégé pour une espèce parapluie, il est plus pertinent, afin d'éviter toute extinction due à des catastrophes naturelles, de la protéger à plusieurs endroits plutôt qu'à un seul (Leopold, 1953, cité par Shafer, 1995). Or, afin d'agrandir la portée de protection d'un paysage fragmenté, des groupes taxonomiques

tels que les amphibiens peuvent aider à soutenir le rôle d'espèces parapluie des grands vertébrés.

Chapitre 5

Des mesures de conservation adéquates et futures

Dans les points chauds tropicaux les plus fragmentés et dégradés, les aires protégées demeurent le meilleur espoir de conservation de ce qui reste de certains écosystèmes, de vastes fragments encore intacts et d'une portion importante de la biodiversité (Naughton-Treves *et al.*, 2005; Rylands et Brandon, 2005). Encore aujourd'hui, la majorité des aires protégées semble freiner la déforestation à l'intérieur de leurs frontières, et ce quel que soit l'effort de gestion (Naughton-Treves *et al.*, 2005). C'est sur ces aires que les stratégies de conservation *in situ* doivent se pencher en priorité, sans oublier l'apport significatif des réserves privées et communautaires. Les chapitres précédents ont clairement présenté la valeur complémentaire des grands et surtout des petits fragments forestiers pour optimiser la protection des habitats et la conservation de la biodiversité. Or, les actions de conservation qui doivent être mises en place dans ces régions pourraient devoir intégrer cette idée, notamment à travers les corridors de biodiversité. De plus, d'autres mesures, telles les zones tampon, doivent être appliquées pour protéger individuellement les fragments prioritaires. En outre, afin d'optimiser l'allocation de ressources pour la conservation, les travaux d'inventaires doivent continuer de foisonner. De cette manière, on connaîtra davantage où doivent se concentrer les efforts de conservation. Ce chapitre discute de tous ces points.

5.1 L'implantation de corridors de biodiversité

Les points chauds au couvert forestier très dégradé sont parfois si fragmentés par endroits qu'ils ont désespérément besoin de connectivité entre les habitats. Ainsi, les corridors de biodiversité constituent fréquemment les outils fondamentaux d'une stratégie de conservation de la biodiversité dans ces régions (Beier et Noss, 1998; Santos *et al.*, 2008). Les amphibiens peuvent participer activement à la promotion de la création de corridors de biodiversité en se

servant des petits fragments dans lesquels ils persistent souvent. Grâce aux espèces parapluie qui requièrent l'implantation de corridors et aux amphibiens qui la soutiennent et la renforcent, une myriade d'habitats et d'espèces peuvent en bénéficier.

Cependant, ce n'est pas tout de vouloir assurer l'implantation de corridors dans une région précise. Encore faut-il savoir quels petits fragments prioriser, car les paysages morcelés des points chauds les plus dégradés contiennent un nombre effarant de petits fragments forestiers. Or, une plus grande diversité d'amphibiens persiste dans un petit fragment s'il y a présence d'eau (Tocher *et al.*, 1997; Vallan, 2000a; Becker *et al.*, 2007; Rakotondravony, 2007; Fonseca *et al.*, 2008), et ce même si certains groupes d'espèces ne vivent que sur la terre ferme sans avoir recours à des plans d'eau (Hillers *et al.*, 2008). En effet, la présence d'eau peut être essentielle pour quelques espèces forestières (Neckel-Oliveira et Gascon, 2006). Pineda et Hallfer (2004) ainsi que Vallan (2000a) ont observé que, dans même les plus petits fragments, la plupart des amphibiens survivent et se reproduisent abondamment sans tenir compte des effets néfastes de la fragmentation à condition que des plans d'eau soient présents. Les parcelles traversées par de petits ruisseaux peuvent ne couvrir 0,16 ha et accueillir des espèces dépendantes des services de l'eau (e.g. fraîcheur, reproduction) (Vallan, 2000a). La diversité d'autres espèces animales pourraient être garantie par la protection de ce type de petits fragments puisque les poissons, les insectes aquatiques, les carnivores, les charognards, certains herbivores et les oiseaux aquatiques peuvent également en profiter (Becker *et al.*, 2007). Ainsi, des petits fragments contenant une plus grande variété de microhabitats aquatiques et terrestres de bonne qualité seraient à prioriser si l'on veut conserver davantage la biodiversité régionale.

Par ailleurs, le concept de corridors de biodiversité vise plus précisément à intégrer des aires avec des utilisations différentes de la terre telles des réserves existantes, des fragments forestiers, des pâturages, des habitats riverains et des terres agricoles afin de réussir à les connecter dans le paysage (CBMA, 2007). L'efficacité de tels corridors dépend grandement de la qualité de la matrice environnante et de l'utilisation accrue des *stepping stones* pour le mouvement des organismes vivants. En fait, la matrice qui sépare les différents fragments sera

inhospitalière si elle est uniformément composée de pâturages ou de monocultures de canne à sucre, par exemple (Fischer et Lindenmayer, 2002; Ray *et al.*, 2002; Urbina-Cardona *et al.*, 2006). Ainsi, la combinaison d'une matrice perméable (e.g. végétation secondaire, agroforesterie), de petits fragments agissant comme refuges et *stepping stones*, et de plus gros fragments suffisent pour créer un paysage à la végétation complexe facilitant la dispersion des espèces (Ranta *et al.*, 1998; Baum *et al.*, 2004; Uezo *et al.*, 2008; Vieira et de Carvalho, 2008). Déjà, des initiatives de corridors de biodiversité sont présentement mises en œuvre dans des régions tropicales sérieusement fragmentées. Une des exemples les plus connus est sans aucun doute les corridors de biodiversité de la forêt Atlantique (CBMA, 2007). Dans le vaste territoire couvert par cet écosystème, trois corridors majeurs ont été créés: le corridor de biodiversité du Nord-Est, le corridor central de biodiversité, et le corridor de biodiversité de la *Serra do Mar* (CBMA, 2007). Comme la plupart des terres présentes sur le territoire de ces corridors sont privées, des initiatives conciliantes, comme des partenariats d'intendance ou des réserves privées du patrimoine naturel, qui concluent des engagements de la part des propriétaires privés, ont été ou sont en train d'être implantés (CBMA, 2007). L'objectif ultime de ces stratégies de conservation est d'éviter une perte massive d'espèce dans un des points chauds les plus diversifiés mais aussi les plus perturbés de la planète (Silva et Tabarelli, 2000; Galindo-Leal et Câmara, 2005; Tabarelli *et al.*, 2005).

Par ailleurs, plusieurs aires protégées d'importance de la forêt Atlantique à cause de leur biodiversité remarquable et leur superficie ont été reconnu par l'UNESCO (2008a). Or, on propose ici que certains des corridors créés dans les points chauds les plus dégradés soient désignés comme réserves de l'UNESCO. En fait, lorsque des espèces, groupes d'espèces ou populations de différents assemblages taxonomiques s'avèrent particulièrement rares, uniques et/ou menacés d'extinction, l'attribution du titre de réserve de l'UNESCO est à songer. Si une telle désignation est impossible selon les critères de l'UNESCO, on suggère alors que certains fragments forestiers des corridors soient considérés pour devenir des aires protégées de catégorie stricte I, II ou III. Les raisons de ces propositions sont simples. D'abord, ces fragments représentent un héritage naturel hors du commun, mais qui se maintient difficilement dans un paysage durement frappé par la dégradation des habitats et la

fragmentation forestière. Ensuite, il a été documenté que les aires protégées strictes, si gérées adéquatement, peuvent représenter des refuges inégalés afin de conserver la biodiversité (DeFries *et al.*, 2005). La priorité de désignation serait évidemment accordée aux fragments contenant un assemblage d'espèces rares, endémiques, géographiquement isolées et/ou menacées d'extinction, et/ou de populations génétiquement uniques. Pour ce qui est des amphibiens, puisque cet essai en a fait sa priorité, on propose que certaines de ces aires protégées strictes deviennent des sanctuaires officiels pour amphibiens. Ces cas seraient sans doute rares dans la mesure où une communauté d'amphibiens remarquablement irremplaçable et vulnérable viendrait ajouter une valeur exceptionnelle à la biodiversité régionale. Par exemple, le parc naturel national Macaya (2000 ha) à Haïti contient à lui seul 11 espèces endémiques à son territoire, 17 espèces en danger critique d'extinction, 6 espèces en danger d'extinction et 4 espèces vulnérables sur un total de 30 espèces d'amphibiens (UNEP-WCMC, 2005; IUCN *et al.*, 2006). Conséquemment, ces sanctuaires possèderaient une diversité et une richesse suffisantes en amphibiens pour que ceux-ci deviennent leurs emblèmes officiels afin de promouvoir leur conservation. Par ailleurs, des sanctuaires pourraient même être créés afin de protéger une seule espèce. Une aire protégée d'un tel type existerait parce qu'elle constituerait le dernier habitat d'une espèce ou le seul endroit véritablement viable pour une espèce en voie de disparition. Présentement, ce sont surtout les grands vertébrés qui détiennent de tels sanctuaires (e.g. Dinerstein *et al.*, 2007). Étant donné la valeur avouée des petits fragments, des espèces d'amphibiens pourraient éventuellement concrétiser une telle initiative. En bref, les projets de corridors de biodiversité ainsi que les fragments intégrés dans les limites de leur territoire constituent des mesures vitales pour le maintien de la biodiversité locale et régionale, mais également des populations d'amphibiens.

5.2 La nécessité des zones tampons

La protection adéquate des zones périphériques des petits fragments peut s'avérer cruciale afin de mieux garantir leur pérennité. En effet, ces fragments ne sont particulièrement pas hermétiques aux effets de la fragmentation. Il est incontestablement important d'insister sur la préservation des habitats intérieurs, mais aussi sur la conservation d'une zone entourant le

fragment. Les effets de bordure peuvent causer des perturbations considérables au niveau du microclimat (Turner, 1996; Laurance, 2002; Lehtinen *et al.*, 2003; Laurance, 2004; Ries *et al.*, 2004; Muthuramkumar *et al.*, 2006), de la composition floristique et des interactions entre les organismes vivants (Tabarelli *et al.*, 1999; Laurance *et al.*, 2000; Oliveira *et al.*, 2004; Harper *et al.*, 2005; MacDonald and Urban, 2006; Melo *et al.*, 2006; Santos *et al.*, 2008). Par conséquent, une zone tampon entourant les petits fragments peut s'avérer fort utile pour détenir ces effets négatifs. Effectivement, ces zones peuvent être d'une aide particulière pour les espèces forestières qui évitent activement les bordures des fragments forestiers (deMaynadier et Hunter, 1998; Lehtinen *et al.*, 2003). Plusieurs options s'offrent alors aux propriétaires terriens. Par exemple, les projets de conservation et de développement intégrés (Wells, 1992) consistent à établir des zones tampons et à promouvoir des activités compatibles avec les objectifs de la partie centrale strictement préservée, que ce soit l'écotourisme, l'agroforesterie ou l'exploitation durable des ressources. Par ailleurs, une étude a montré que l'identification d'une réserve ayant comme premier objectif la conservation de la biodiversité et comme supplément, l'utilisation rationnelle adjacente des ressources naturelles, permet de concilier sans conflit considérable besoins humains et objectifs de conservation (Brandon *et al.*, 2005). C'est ainsi que les zones tampons pourront réduire l'impact pervers des effets de bordure (Woodroffe et Ginsberg, 1998) et autres effets néfastes de la fragmentation, et assurer la préservation de l'intégrité et la complexité de la structure des habitats forestiers.

De plus, grâce à des ententes avec les communautés locales (Mittermeier *et al.*, 2006), ces zones tampons intégreront davantage des pratiques moins nocives pour la persistance des habitats forestiers humides, comme l'alternance de forêts secondaires, de plantations agroforestières et de coupes sélectives. En retour, ces gens auront l'assurance de profiter des avantages de telles activités comme la stabilité de l'apport d'eau (Mittermeier *et al.*, 2006), de productifs systèmes agroécologiques (Perfecto et Vandermeer, 2008) et la prévention de l'érosion causée par les cultures et les coupes intensives (Mittermeier *et al.*, 2006). Pour ce qui est des amphibiens, plusieurs espèces des régions tropicales humides peuvent tolérer un certain degré de perturbations, et certaines activités humaines ne sont relativement pas nuisibles pour la diversité de ce groupe. Certes, les forêts tropicales humides primaires ne se

comparent pas au point de la biodiversité, dominant tout autre type d'habitats (Gardner *et al.*, 2007a). Cependant, les plantations de cacao et de café, les forêts secondaires ainsi que les sites d'agroforesterie et de coupe sélective constituent des habitats substantiels pour une importante diversité d'amphibiens (Fredericksen et Fredericksen, 2004; Bali *et al.*, 2007; Gardner *et al.*, 2007a; Gardner *et al.*, 2007b; Whitfield *et al.*, 2007). Ainsi, les activités qui ne détériorent pas entièrement le couvert forestier peuvent même permettre à une multitude de groupes taxonomiques de profiter d'habitats complexes et variés. Par ailleurs, les étangs et les ruisseaux doivent être préservés avec une bande forestière d'au moins 40 m (Olson *et al.*, 2007). Leur protection, mais aussi leur implantation artificielle dans les zones tampons dans le cas où les plans d'eau sont absents ou déficients dans les fragments, peuvent s'avérer vitales pour plusieurs espèces d'amphibiens (Gallant *et al.*, 2007; Cannatella *et al.*, 2008). De plus, des lois spécifiquement dirigées vers la conservation des zones riveraines afin de connecter les milieux terrestres et aquatiques devraient être implantées sinon renforcées (Becker *et al.*, 2007).

5.3 La recherche continue d'informations nouvelles

La conservation des derniers bastions forestiers dans les points chauds tropicaux les plus morcelés et dévastés par la déforestation s'avère critique et urgente. Mais encore faut-il connaître suffisamment le territoire, i.e. la distribution, la superficie, la topographie, le réseau hydrographique et les propriétaires des parcelles forestières. En outre, il demeure important de prendre connaissance de la composition d'espèces sur le territoire ainsi que de sélectionner les fragments à prioriser pour la désignation de réserves ou pour la création de corridors. Tout particulièrement, si l'on désire utiliser les amphibiens pour la promotion de la conservation des petits fragments, la connaissance de leurs populations est également primordiale.

Ce sont paradoxalement les régions parmi les plus en péril du monde qui s'avèrent aussi les moins étudiées et inventoriées (Tole, 2006). La connaissance solide et complète de la distribution géographique et le simple aperçu de la présence/absence dans cette distribution manquent à l'appel pour de nombreuses espèces fauniques, en particulier pour les amphibiens

des tropiques (IUCN *et al.*, 2006). D'ailleurs, la considérable proportion d'amphibiens détenant un statut indéfini de la dynamique et de la génétique de leurs populations (IUCN *et al.*, 2006; Carnaval et Bates, 2007) est déplorable. De plus, des inventaires exhaustifs se doivent d'être effectués régulièrement afin de continuer les découvertes de nouvelles espèces qui enrichissent la biodiversité régionale (Andreone *et al.*, 2008). Il est vrai que l'effort s'avère plus grand pour étudier les amphibiens, petits animaux secrets de nature. Toutefois, de techniques de terrain développées récemment se montrent davantage efficaces (Mazerolle *et al.*, 2007). Ainsi, sans information suffisante sur un groupe emblématique de la biodiversité tropicale, comment prétendre vouloir en conserver les populations. Évidemment, le flot de données récentes sur ce groupe (Köhler *et al.*, 2005) permet aujourd'hui de connaître davantage sa valeur pour promouvoir la protection des habitats menacés. C'est d'ailleurs une des raisons pour lesquelles une revue de littérature sur les menaces des amphibiens a été effectuée au chapitre 1. Mais beaucoup reste à découvrir.

Des consortiums internationaux et des efforts d'équipes de recherche diverses commencent à remplir cette faille (voir chapitre 2), mais souvent de façon non harmonisée et sans objectifs communs et focalisés. En ce sens, les chercheurs mais aussi les gestionnaires de parcs et réserves d'une région devraient entreprendre l'élaboration de l'inventaire et la liste des espèces écologiquement importantes, notamment les amphibiens. Certes, ces unités de conservation ne sont pas toutes dirigées et entretenues convenablement faute de moyens techniques et financiers. Tout au plus, des registres ou listes régionales ou nationales du nom et de l'état des populations des espèces d'amphibiens (e.g. Silvano et Segalla, 2005) peuvent déjà assister et sommairement diriger les intentions de conservation du territoire.

En outre, le déclin surprenant des populations d'amphibiens dans les forêts tropicales humides doit continuer de sonner l'alarme sur une crise de la biodiversité au niveau mondial. Or, les populations rares, endémiques et menacées doivent prendre plus de place au sein de la gestion des aires protégées. Par exemple, les populations de ces espèces sont parfois dans un piètre état, et l'on ne peut les laisser disparaître avec désenchantement. Elles doivent être le plus possible au cœur des préoccupations. En plus de représenter un des points incontournables de

la conservation de la biodiversité, une attention toujours particulière sur les populations d'espèces rares, endémiques et/ou menacées peut éventuellement permettre de concentrer les ressources limitées de la conservation de la nature là où les efforts sont les plus nécessaires (Pechmann, 2003).

De plus, la connaissance des petits et des grands fragments d'un paysage s'avère essentielle afin d'orienter la hiérarchisation des mesures de conservation, que ce soit pour la création de corridors ou d'aires protégées isolées. Existe-t-il des fragments à la valeur écologique inestimable ou même des espèces et populations rares et menacées qui ne sont aucunement couverts par le système d'aires protégées d'une région spécifique? Comme ont conclu certaines études (Eken *et al.*, 2004; Rodrigues *et al.*, 2004; Pyke, 2007; Wilson *et al.*, 2007), réussir à acquérir ces informations signifie parvenir à maximiser l'allocation des maigres ressources pour la conservation intelligente et stratégique de la biodiversité. Une méthode a été élaborée en vue de ce problème. La *gap analysis* ou, si l'on veut, l'analyse de l'espace à combler permet d'identifier les espèces, les populations et les habitats ciblés qui ne sont pas adéquatement représentés dans la conservation actuelle des terres (Jennings, 2000). Ainsi, au lieu de systématiquement créer des unités de conservation aléatoirement, cette technique permet de pointer plus précisément du doigt où les nouvelles aires protégées ou corridors régionaux de biodiversité devraient être implantées afin de couvrir les zones les plus riches, menacées et variées écologiquement (Groves *et al.*, 2002). À titre d'exemple, plusieurs espèces d'amphibiens endémiques et menacées des montagnes occidentales du Cameroun ne sont tout simplement pas représentées dans aucune aire protégée (Bergl *et al.*, 2007). Aussi, une analyse des zones prioritaires pour la conservation des amphibiens dans le Ghats occidental, en Inde, a indiqué que celles-ci n'étaient pas efficacement couvertes dans le système d'aires protégées (Das *et al.*, 2006). Ce trait fait en sorte que plusieurs espèces peuvent facilement être exclues des actions de conservation. C'est pourquoi on propose d'augmenter les études d'espaces à combler dans les points chauds tropicaux possédant un faible couvert forestier. Des populations d'amphibiens d'une valeur inestimable pour la biodiversité peuvent se subsister dans de petits fragments encore inconnus de la science. En

prendre connaissance pourrait substantiellement aider à cibler les zones qui ont été délaissées par les aires protégées.

Déjà des régions précises, des terres privées et des fragments forestiers d'importance écologique hors du commun ont été identifiés pour la sélection future de territoires à protéger. En effet, plusieurs régions montagneuses de l'Ouest du Cameroun (Bergl *et al.*, 2007), les fragments forestiers de la côte Atlantique des états de Bahia et Espirito Santo (Rodrigues *et al.*, 2004) et une des plus grandes parcelles de forêt Atlantique du nord-est du Brésil, la forêt Coimbra (3500 ha) (AZE, 2005; CBMA, 2007), ainsi que des zones forestières du Ghats occidental en Inde (Das *et al.*, 2006), sont pressentis comme lieux essentiels pour la conservation de la biodiversité régionale et des amphibiens. Il est évident que les régions les moins fragmentées ou encore les plus gros fragments seront particulièrement prioriser pour être étudiés. Cependant, il ne faut surtout pas omettre d'entreprendre des recherches sur les plus petits fragments qui peuvent participer à la conservation de la biodiversité (voir chapitre 4). Ainsi, beaucoup de travail reste à compléter. En définitive, les nouveaux sites ainsi choisis risquent fort bien de couvrir une biodiversité importante, en termes d'espèces, de populations et d'habitats.

Enfin, avec toute l'évidence du monde, rien ne devrait être plus efficace que la sensibilisation à la cause spécifique des amphibiens. Leur conservation dans les petits fragments des régions les plus dégradées du monde en dépend. En effet, ces vertébrés devraient recevoir plus d'attention, mais sans la conscience des raisons pourquoi ils s'avèrent importants pour la conservation de la biodiversité, la partie est perdue d'avance. Autant le public de tous les pays que les scientifiques eux-mêmes devraient être beaucoup plus informés sur la condition des amphibiens (Gibbons, 2003). Le défi reste à faire apprécier un groupe taxonomique méconnu et plus mystérieux que les toujours plus visibles et fascinants représentants de la « méga-faune ». Le simple fait de savoir qu'une espèce menacée et parfois fort captivante pour les yeux grâce à des couleurs brillantes et attachantes est présente dans un certain lieu peut susciter l'engouement pour plusieurs. La conservation de leur habitat naturel devient même soudainement une priorité lorsque la connexion entre le charme et la valeur environnementale

d'une espèce et son habitat en danger a été faite (Gibbons, 2003; Reser et Bentrupperbäumer, 2005). À titre d'exemple, une collègue biologiste m'a un jour raconté qu'elle n'avait jamais vu de salamandre de sa vie et qu'elle avait été étonnée de savoir que près de 10 espèces se trouvaient dans la région où elle a grandi. Bref, les amphibiens ont davantage besoin d'ambassadeurs pour qu'ils deviennent eux-mêmes de petits ambassadeurs de la conservation.

Conclusion

Les amphibiens sont les vertébrés les plus menacés de la planète. Ils font face à des périls autant locaux (destruction et fragmentation des habitats, collecte d'individus), régionaux (pollution chimique) que globaux (changements climatiques, radiations UV-B) s'associant parfois et malencontreusement à des pressions biologiques (chytridiomycose, espèces exotiques). Ainsi, ils subissent des déclin et des disparitions de populations hors du commun. Et plus on scrute, décrit et émet des informations nouvelles sur chaque espèce, plus on constate que les populations et les espèces menacées augmentent au fil des années. La conservation de la biodiversité, et par le fait même des populations d'amphibiens, passe ultimement par la gestion d'aires protégées. De même, la conservation des petits fragments forestiers des régions tropicales les plus touchées par la déforestation et la fragmentation est importante pour maintenir la biodiversité locale comme régionale. Mais surtout, la protection de la diversité d'amphibiens en est davantage assurée. Inversement, les attributs uniques de ces vertébrés font en sorte qu'ils représentent des promoteurs pertinents et non négligeables de l'importance de la conservation des petits fragments d'un paysage. Conjointement à la gestion de grandes aires protégées basée sur l'écologie des espèces parapluie tels que les grands vertébrés, les amphibiens contribuent à renforcer l'atteinte des objectifs du concept des corridors de biodiversité, indispensables pour la dispersion des organismes vivants ainsi que pour l'intégrité écologique des forêts tropicales humides. Ils aident à propager l'idée que la conservation des plus gros fragments viables pour une majorité d'espèces parapluie doit être complétée par de plus petits fragments, et ce pour le bien de la biodiversité locale et régionale.

Par ailleurs, je persiste et signe que, dans les points chauds les plus perturbés de la planète, tous les fragments de forêt tropicale humide et leurs habitats sous-jacents devraient être protégés sans exception tellement leur faible portion restante est cruciale pour la survie d'espèces rares, uniques et menacées, et la persistance de l'importante biodiversité mondiale. En dépit de l'urgence évidente de conservation dans ces régions, il ne faut pas sombrer dans

l'idéalisme et plutôt admettre qu'une telle avenue est souhaitable mais irréaliste. Il reste que tous les efforts actuels ainsi que les initiatives en préparation doivent être déployés afin d'entretenir l'espoir d'échapper à une perte massive d'espèces et d'habitats. En outre, la promotion des amphibiens comme un des groupes importants pour la conservation de la biodiversité doit se poursuivre et même s'accroître. Même si les amphibiens constituent de convaincants indicateurs de la qualité de l'environnement et promoteurs de la conservation de la biodiversité, ils font partie de tous essentiels que sont les écosystèmes terrestres. Ainsi, les meilleurs compromis qui sauront intégrer les amphibiens et leurs habitats, i.e. la protection de petits fragments, l'utilisation d'espèces parapluie ou la création de corridors, seront bien accueillis. Beaucoup reste à ériger, découvrir et évaluer, notamment des plans d'action nationaux pour les amphibiens, des informations sur la viabilité et le potentiel de rétablissement des populations, et même les coûts et bénéfices de la conservation de telle espèce, telle population ou tel habitat. L'engagement unifié d'initiatives internationales telles que l'ASG et l'AArk mais aussi d'initiatives locales sensibilisant la population, et de toutes les parties prenantes incluant les fondations, les compagnies privées et les institutions multidisciplinaires demeurent donc essentiels. Enfin, il est important de se rappeler que les amphibiens sont en train de sonner l'alarme pour des problèmes dépassant les frontières des écosystèmes régionalement menacés. La disparition massive inégalée d'espèces de ce groupe pourrait prédire des synergies, certes encore incomprises, mais catastrophiques avec les changements climatiques qui bouleversent notre planète et qui affectent tout le reste de la biodiversité (Pounds *et al.*, 2006; Thomas *et al.*, 2006; Brook *et al.*, 2008; Thuiller *et al.*, 2008).

Il est maintenant évident que les points chauds tropicaux les plus morcelés et dégradés en termes de couvert forestier sont prioritaires pour la conservation de la biodiversité. Par contre, une seconde priorité peut détourner les yeux rivés sur ces endroits les plus acculés et perturbés du monde terrestre. De manière parallèle ou plutôt complémentaire à la protection des derniers habitats potentiels de certaines forêts tropicales humides, les ultimes bastions vastes, continus et sauvages de ces forêts, notamment en Amazonie, en Papouasie-Nouvelle-Guinée et dans le bassin du Congo (Sanderson *et al.*, 2002), doivent être suivis de près par les

conservationnistes. Ces territoires intacts possèdent également une diversité d'amphibiens tout aussi luxuriante et étonnante que les points chauds, toutefois moins connue. Des vertébrés comme les amphibiens pourraient d'ailleurs donner le ton des modifications qui y ont lieu en agissant en tant qu'indicateurs utiles de la santé de ces écosystèmes, et donc permettre le suivi environnemental de ceux-ci (Beebee et Griffiths, 2005). Une chose est certaine, ces grandes étendues constituent effectivement des priorités de conservation, car il est impératif de ne pas leur laisser connaître une fin tout aussi morcelée et tragique que les forêts Atlantique, malgache ou antillaise, par exemple. La perte, la dégradation et la fragmentation des habitats continueront et accéléreront probablement durant le 21^{ième} siècle. L'idée est donc de continuer à concentrer les efforts là où peu ne survit mais aussi là où la prévention peut éviter les scénarios catastrophes.

Bref, il est trop facile de devenir pessimiste quand vient le temps de réfléchir sur l'avenir de la biodiversité telle qu'on la connaît, et particulièrement sur le sort qu'on a jeté sur un des plus précieux, formidablement variés et ô combien fascinants groupes de vertébrés, les amphibiens. Ceci étant dit, les reliquats d'un optimisme invincible face à la vie me déterminent à adhérer à une vision combattante au lieu d'un abandon irresponsable. Et comme l'a déclaré Shafer (1995), « avoir tous ses œufs dans quelques paniers est préférable à autre chose: pas de panier, pas d'œufs ».

Références

- Afonso, L.G., et Eterovick, P.C. (2007). Microhabitat choice and differential use by anurans in forest streams in southeastern Brazil. *J. Nat. Hist.* *41*, 937-948.
- Aide, T.M., et Grau, H.R. (2004). Ecology – globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* *305*, 1915-1916.
- Alexander, M.A., et Eischeid, J.K. (2001). Climate variability in regions of amphibian declines. *Conserv. Biol.* *15*, 930-942.
- Alford, R.A., et Richards, S.J. (1999). Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* *30*, 133-165.
- Ando, A., Camm, J., Polasky, S., et Solow, A. (1998). Species distribution, land values and efficient conservation. *Science* *279*, 2126-2128.
- Andreone, F., Randrianirina, J.E., Jenkins, P.D., et Aprea, G. (2000). Species diversity of Amphibia, Reptilia and Lipotyphla (Mammalia) at Ambolokopatrika, a rainforest between the Anjanaharibe-Sud and Marojejy massifs, NE Madagascar. *Biodivers. Conserv.* *9*, 1587-1622.
- Andreone, F., Glaw, F., Nussbaum, R.A., Raxworthy, C.J., Vences, M., et Randrianirina, J.E. (2003). The amphibians and reptiles of Nosy Be (NW Madagascar) and nearby islands: a case study of diversity and conservation of an insular fauna. *J. Nat. Hist.* *37*, 2119-2149.

- Andreone, F., Cadle, J.E., Cox, N., Glaw, F., Nussbaum, R.A., Raxworthy, C.J., Stuart, S.N., Vallan, D., et Vences, M. (2005). Species review of amphibian extinction risks in Madagascar: conclusions from the Global Amphibian Assessment. *Conserv. Biol.* *19*, 1790-1802.
- Andreone, F., Carpenter, A.I., Cox, N., de Preez, L., Freeman, K., Furrer, S., Garcia, G., Glaw, F., Glos, J., Knox, *et al.* (2008). The challenge of conserving amphibian megadiversity in Madagascar. *PLoS Biology* *6*, 943-945.
- Anzalone, C.R., Kats, L.B., et Gordon, M.S. (1998). Effects of solar UV-B radiation on embryonic development in *Hyla cadaverina*, *Hyla regilla*, and *Taricha torosa*. *Conserv. Biol.* *12*, 646-653.
- Ash, A.N. (1997). Disappearance and return of Plethodontid salamanders to clearcut plots in the southern Blue Ridge Mountains. *Conserv. Biol.* *11*, 983-989.
- AZE (Alliance for Zero Extinction). (2005). Pinpointing and conserving epicenters of imminent extinctions. <http://www.zeroextinction.org>, 21 mars 2008.
- Azevedo-Ramos, C., et Galatti, U. (2002). Patterns of amphibian diversity in Brazilian Amazonia: conservation implications. *Biol. Conserv.* *103*, 103-111.
- Bahls, P. (1992). The status of fish populations and management of high mountain lakes in the western United-States. *Northwest Sci.* *66*, 183-193.
- Baldwin, R.F., Calhoun, A.J.K., et deMaynadier, P.G. (2006). Conservation planning for amphibian species with complex habitat requirements; a case study using movements and habitat selection of the wood frog *Rana sylvatica*. *J. Herpetol.* *40*: 442-453.

- Bali, A., Kumar, A., et Krishnaswamy, J. (2007). The mammalian communities in coffee plantations around a protected area in the Western Ghats, India. *Biol. Conserv.* 139, 93-102.
- Balmford, A., Moore, J.L., Brooks, T., Burgess, N., Hansen, L.A., Williams, P., et Rahbek, C. (2001). Conservation conflicts across Africa. *Science* 291, 2616-2619.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., *et al.* (2002). Economic reasons for conserving wild nature. *Science* 297, 950-953.
- Baum, K.A., Haynes, K.J., Dilleuth, F.P., et Cronin, J.T. (2004). The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85, 2671-2676.
- Beard, K.H., et O'Neill, E.M. (2005). Infection of an invasive frog *Eleutherodactylus coqui* by the chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* in Hawaii. *Biol. Conserv.* 126, 591-595.
- Becker, C.G., Fonseca, C.R., Haddad, C.F.B., Batista, R.F., et Prado, P.I. (2007). Habitat split and the global decline of amphibians. *Science* 318, 1775-1777.
- Beebee, T.J.C. (1995). Amphibian breeding and climate. *Nature* 374, 219-220.
- Beebee, T.J.C., et Griffiths, R.A. (2005). The amphibian decline crisis: a watershed for conservation biology? *Biol. Conserv.* 125, 271-285.
- Beier, P., et Noss, R.F. (1998). Do habitat corridors provide connectivity? *Conserv. Biol.* 12, 1241-1252.

- Belden, L.K., Wildy, E.L., et Blaustein, A.R. (2000). Growth, survival, and behaviour of larval long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) exposed to ambient levels of UV-B radiation. *J. Zool. Lond.* 251, 473-479.
- Bell, K.E., et Donnelly, M.A. (2006). Influence of forest fragmentation on community structure of frogs and lizards in northeastern Costa Rica. *Conserv. Biol.* 20, 1750-1760.
- Berger, L. (1989). Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. *Ecol. Int. Bull.* 17, 65-73.
- Berger, L., Speare, R., Daszak, P., Green, D. E., Cunningham, A. A., Goggin, C. L., Slocombe, R., Ragan, M. A., Hyatt, A. D., McDonald, *et al.* (1998). Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95, 9031-9036,
- Berger, L., Speare, R., et Hyatt, A.D. (2000). Chytrid fungi and amphibian declines: overview, implications and future directions. Dans *Declines and disappearances of Australian frogs*, A. Campbell, ed. (Canberra: Environmental Australia), pp. 21-31.
- Bergl, R.A., Oates, J.F., et Fotso, R. (2007). Distribution and protected area coverage of endemic taxa in West Africa's Biafran forests and highlands. *Biol. Conserv.* 134, 195-208.
- BirdLife International. (2004). *State of the world's birds: indicators for our changing world* (Cambridge: BirdLife International).
- Birks, H.H., et Ammann, B. (2000). Two terrestrial records of rapid climatic change during the glacial-Holocene transition 14000-9000 calendar years BP from Europe. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 97, 1390-1394.

- Blaustein, A.R., et Wake, D.B. (1990). Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends Ecol. Evol.* 5, 203-204.
- Blaustein, A.R., et Wake, D.B. (1995). The puzzle of declining amphibian populations. *Sci. Am.* 272, 52-57.
- Blaustein, A.R., et Kiesecker, J.M. (2002). Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. *Ecol. Lett.* 5, 597-608.
- Blaustein, A.R., et Belden, L.K. (2003). Amphibian defenses against ultraviolet-B radiation. *Evol. Dev.* 5, 89-97.
- Blaustein, A.R., Wake, D.B., et Sousa, W.P. (1994a). Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conserv. Biol.* 8, 60-71.
- Blaustein, A.R., Hoffman, P.D., Hokit, D.G., Kiesecker, J.M., Walls, S.D., et Hays, J.B. (1994b). UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines? *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 91, 1791-1795.
- Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Chivers, D.P., et Anthony, R.G. (1997). Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 94, 13735-13737.
- Blaustein, A.R., Kiesecker, J.M., Chivers, D.P., Hokit, D.G., Marco, A., Belden, L.K., et Hatch, A. (1998). Effects of ultraviolet radiation on amphibians: field experiments. *Am. Zool.* 38, 799-812.

- Bosch, J., Carrascal, L.M., Duran, L., Walker, S., et Fisher, M. C. (2007). Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? *Proc. R. Soc. B* 274, 253-260.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., et Metzger, J.P. (2008). Importance of interhabitat gaps and stepping-stones for lesser woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic forest, Brazil. *Biotropica* 40, 273-276.
- Bourgeois, P.-A. (2007). The diversity, biogeography, fragmentation sensitivity, and conservation perspectives of the anurofauna of the Atlantic Forest of northeast Brazil: a literature overview and a field study. Rapport technique de maîtrise. Université de Sherbrooke, Sherbrooke.
- Bradford, D.F. (1989). Allotopic distributions of native frogs and introduced fishes in high Sierra Nevada lakes of California: implications of the negative effect of fish introductions. *Copeia* 1989, 775-778.
- Bradford, D.F. (1991). Mass mortality and extinction in a high-elevation population of *Rana muscosa*. *J. Herpetol.* 25, 174-177.
- Brandon, K., Gorenflo, L.J., Rodrigues, A.S.L., et Waller, R.W. (2005). Reconciling biodiversity conservation, people, protected areas, and agricultural suitability in Mexico. *World Dev.* 33, 1403-1418.
- Brasileiro, C.A., Haddad, C.F.B., Sawaya, R.J., et Martins, M. (2006). A new and threatened species of *Scinax* (Anura: Hylidae) from Queimada Grande Island, southeastern Brazil. *Zootaxa* 1391, 47-55.

- Bridges, C.M., et Semlitsch, R.D. (2000). Variation in pesticide tolerance of tadpoles among and within species of Ranidae and patterns of amphibian decline. *Conserv. Biol.* *14*, 1490-1499.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S., et Bradshaw, C.J.A. (2008). Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.* *23*, 453-460.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Konstant, W.R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., *et al.* (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conserv. Biol.* *16*, 909-923.
- Brooks, T.M., Mittermeier, R.A., da Fonseca, G.A.B., Gerlach, J., Hoffman, M., Lamoreux, J.F., Mittermeier, C.G., Pilgrim, J.D., et Rodrigues, A.S.L. (2006). Global biodiversity conservation priorities. *Science* *313*, 58-61.
- Brummit, N., et Lughadha, E.N. (2003). Biodiversity: where's hot and where's not. *Conserv. Biol.* *17*, 1442-1448.
- Brundtland, C. (1987). The report of the Brundtland Commission on our common future (London: Oxford University Press).
- Bueser, G.L.L., Bueser, K.G., Afan, D.S., Salvador, D.I., Grier, J.W., Kennedy, R.S., et Miranda Jr., H.C. (2003). Distribution and nesting density of the Philippine Eagle *Pithecophaga jefferyi* on Mindanao Island, Philippines: what do we know after 100 years? *Ibis* *145*, 130-135.
- Burgess, N.D., Hales, J.D., Ricketts, T.H., et Dinerstein, E. (2006). Factoring species, non-species values and threats into biodiversity prioritization across the ecoregions of Africa and its islands. *Biol. Conserv.* *127*, 383-401.

- Burlingame, L.J. (2000). Conservation in the Monteverde zone: contributions of conservation organizations. Dans Monteverde: ecology and conservation of a tropical cloud forest, N. M. Nadkarni. et N. T. Wheelwright, eds. (New York: Oxford University Press), pp. 351-388.
- Burrowes, P.A., Joglar, R.L., et Green, D.E. (2004). Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologia* 60, 141-154.
- Cannatella, D.C. (2008). Comment on “habitat split and the global decline of amphibians”. *Science* 320, 874c.
- Caramaschi, U., et Rodrigues, M.T. (2003). A new large treefrog species, genus *Hyla* Laurenti, 1768, from southern Bahia, Brazil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arq. Mus. Nac. RJ* 61, 255-260.
- Carey, C. (1993). Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conserv. Biol.* 7, 355-362.
- Carey, C., et Alexander, M.A. (2003). Climate change and amphibian declines: is there a link? *Divers. Distrib.* 9, 111-121.
- Carey, C., Cohen, N., et Rollins-Smith, L. (1999). Amphibian declines: an immunological perspective. *Dev. Comp. Immunol.* 23, 459-472.
- Carnaval, A.C.O.Q., et Bates, J.M. (2007). Amphibian DNA shows marked genetic structure and tracks Pleistocene climate change in northeastern Brazil. *Evolution* 61, 2942-2957.
- Carnaval, A.C.O.Q., Puschendorf, R., Peixoto, O.L., Verdade, V.K., et Rodrigues, M.T. (2006). Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic forest. *Ecohealth* 3, 41-48.

- CBMA (Corredores de Biodiversidade da Mata Atlântica). (2007). Corredor de Biodiversidade do Nordeste. <http://www.corredores.org.br>, 15 avril 2008.
- CEPAN (Centro de pesquisas ambientais do nordeste), Conservation International do Brasil, Usina Colonia, et Alta Paulista. (2004). RPPN Frei Caneca. <http://www.rppnfreicaneca.org.br>, 15 avril 2008.
- Chan-Mcleod, A.C.A., et Moy, A. (2007). Evaluating residual tree patches as stepping stones and short-term refugia for red-legged frogs. *J. Wildlife Manage.* *71*, 1836-1844.
- Chape, S., Blyth, S., Fish, L., Fox, P., et Spalding, M. (2003). 2003 United Nations list of protected areas (Cambridge et Glen: IUCN, et Cambridge: UNEP-WCMC).
- Chiarello, A.G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* *14*, 1649-1657.
- Christensen, T.R., Johansson, T., Olsrud, M., Strom, L., Lindroth, A., Mastepanov, M., Malmer, N., Friberg, T., Crill, P., et Callaghan, T.V. (2007). A catchment-scale carbon and greenhouse gas budget of a subarctic landscape. *Philos. T. R. Soc. A* *365*, 1643-1656.
- Cincotta, R.P., Wisnewski, J., et Engelman, R. (2000). Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* *404*, 990-992.
- CITES (Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction). (2008). <http://www.cites.org/fra/index.shtml>, 4 mars 2008.
- Conservation International. (2005a). Amphibian Conservation Summit: Declaration (Washington: Conservation International).

Conservation International. (2005b). Biodiversity hotspots: species database. downloaded from www.biodiversityhotspots.org, 13 mars 2008.

Conservation International. (2007). Biodiversity hotspots. <http://www.biodiversityhotspots.org/>, 13 mars 2008.

Conservation International do Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, Fundação Biodiversitas, Instituto de Pesquisas Ecológicas, Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, et Instituto Estadual de Florestas – MG. (2000). Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica e Campos Sulinos (Brasília: Ministério do Meio Ambiente).

Convention on Biological Diversity. (2007). Text of the Convention. <http://www.cbd.int/convention/convention.shtml>, 4 mars 2008.

Corn, P.S., et Fogleman, J.C. (1984). Extinction of montane populations of the Northern Leopard Frog (*Rana pipiens*) in Colorado. *J. Herpetol.* 18, 147-152.

Corn, P.S., et Bury, R.B. (1989). Logging in western Oregon: responses of headwater habitats and stream amphibians. *For. Ecol. Manage.* 29, 39-57.

Cramer, A.F., Rabibisoa, N.H.C., et Raxworthy, C.J. (2008). Descriptions of two new *Spinomantis* frogs from Madagascar (Amphibia: Mantellidae), and new morphological data for *S. brunae* and *S. massorum*. *Am. Mus. Novit.* 3618, 1-21.

Crossland, M.R., et Alford, R.A. (1998). Evaluation of the toxicity of eggs, hatchlings and tadpoles of the introduced toad *Bufo marinus* (Anura: Bufonidae) to native Australian aquatic predators. *Aust. J. Ecol.* 23, 129-137.

- Crossland, M. R., et Azevedo-Ramos, C. (1999). Effects of *Bufo* (Anura: Bufonidae) toxins on tadpoles from native and exotic *Bufo* habitats. *Herpetologica* 55, 192-199.
- Crump, M.L. (2003). Conservation of amphibians in the new world tropics. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 53-69.
- Crump, M.L., Hensley, F.R., et Clark, K.I. (1992). Apparent decline of the golden toad : underground or extinct? *Copeia* 1992, 413-420.
- Curnutt, J., Lockwood, J., Luth, H., Nott, P., et Russell, G. (1994). Hotspots and species diversity. *Nature* 367, 326-327.
- Daily, G.C., et Ehrlich, P.R. (1995). Preservation of biodiversity in small rain-forest patches – rapid evaluations using butterfly trapping. *Biodivers. Conserv.* 4, 35-55.
- Das, A., Krishnaswamy, J., Bawa, K. S., Kiran, M.C., Srinivas, V., Kumar, N.S., et Karanth, K. U. (2006). Prioritisation of conservation areas in the Western Ghats, India. *Biol. Conserv.* 133, 16-31.
- Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., Green, D.E., et Speare, R. (1999). Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerg. Infect. Dis.* 5, 735-748.
- Daszak, P., Cunningham, A.A., et Hyatt, A.D. (2003). Infectious disease and amphibian populations declines. *Divers. Distrib.* 9, 141-150.
- Daszak, P., Scott, D.E., Kilpatrick, A.M., Faggioni, C., Gibbons, J.W., et Porter, D. (2005). Amphibian population declines at Savannah river site are linked to climate, not chytridiomycosis. *Ecology* 86, 3232-3237.

- Dausmann, K.H., Glos, J., Linsenmair, K.E., et Ganzhorn, J.U. (2008). Improved recruitment of a lemur-dispersed tree in Malagasy dry forests after the demise of vertebrates in forest fragments. *Oecologia* 157, 307-316.
- Davidson, E.W., Parris, M., Collins, J.P., Longcore, J.E., Pessier, A.P., et Brunner, J. (2003). Pathogenicity and transmission of chytridiomycosis in tiger salamanders (*Ambystoma tigrinum*). *Copeia* 2003, 601-607.
- Davidson, C. (2004). Declining downwind: amphibian population declines in California and historical pesticide use. *Ecol. Appl.* 14, 1892-1902.
- Davidson, C., et Knapp, R.A. (2007). Multiple stressors and amphibian declines: dual impacts of pesticides and fish on yellow-legged frogs. *Ecol. Appl.* 17, 587-597.
- Davies, K.F., Margules, C.R., et Lawrence, J.F. (2000). Which traits of species predict population declines in experimental forest fragments? *Ecology* 81, 1450-1461.
- de Azevedo, F.C.C., et Murray, D.L. (2007). Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biol. Conserv.* 137, 391-402.
- DeFries, R., Hansen, A., Newton, A.C., et Hansen, M.C. (2005). Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the last twenty years. *Ecol. Appl.* 15, 19-26.
- Delis, P.R., Mushinski, H.R., et McCoy, E.D. (1996). Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodiv. Conserv.* 5, 1579-1595.
- deMaynadier, P.G., et Hunter Jr., M.L. (1998). Effects of silvicultural edges on distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conserv. Biol.* 12, 340-352.

- Denoël, M. (2007). Priority areas of intraspecific diversity: Larzac, a global hotspot for facultative paedomorphosis in amphibians. *Anim. Conserv.* *10*, 110-116.
- Diaz, L.M., Cadiz, A., Chong, A., et Silva, A. (2007). First report of chytridiomycosis in a dying toad (Anura: Bufonidae) from Cuba: a new conservation challenge for the island. *Ecohealth* *4*, 172-175.
- Dinerstein, E., Loucks, C., Wikramanayake, E., Ginsberg, J., Sanderson, E., Seidensticker, J., Forrest, J., Bryja, G., Heydlauff, A., Klenzendorf, S., *et al.* (2007). The fate of wild tigers. *Bioscience* *57*, 508-514.
- Dirzo, R., et Raven, P.H. (2003). Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Env. Resour.* *28*, 137-167.
- Dodd Jr., C.K. (1998). *Desmognathus auriculatus* et Devil's Millhopper State Geological Site, Alachua County, Florida. *Fla. Sci.* *61*, 38-45.
- Dodd Jr., C.K., et Smith, L.L. (2003). Habitat destruction and alteration: historical trends and future prospects for amphibians. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 94-112.
- Donnelly, M.A., et Crump, M.L. (1998). Potential effects of climate change on two neotropical amphibian assemblages. *Climatic Change* *39*, 541-561.
- Donovan, T.M., et Lamberson, R.H. (2001). Area-sensitive distributions counteract negative effects of habitat fragmentation on breeding birds. *Ecology* *82*, 1170-1179.
- Drost, C.A., et Fellers, G.M. (1996). Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the California Sierra Nevada, USA. *Conserv. Biol.* *10*, 414-425.

- Duellman, W.E., et Trueb, L. (1986). *Biology of amphibians* (New York: McGraw Hill).
- Easterling, D.R., Karl, T.R., Gallo, K.P., Robinson, D.A., Trenberth, K.A., et Dai, A. (2000). Observed climate variability and change of relevance to the biosphere. *J. Geophys. Res.* *105*, 101-120.
- Eken, G., Bennun, L., Brooks, T.M., Darwall, W., Fishpool, L.D.C., Foster, M., Knox, D., Langhammer, P., Matiku, P., Radford, E., *et al.* (2004). Key biodiversity areas as site conservation targets. *Bioscience* *54*, 1110-1118.
- Eizirik, E., Kim, J.H., Menotti-Raymond, M., Crawshaw, P.G., O'Brien, S.J., et Johnson, W.E. (2001). Phylogeography, population history and conservation genetics of jaguars (*Panthera onca*, Mammalia, Felidae). *Mol. Ecol.* *10*, 65-79.
- Ernst, R., Linsenmair, K.E., et Rödel, M.-O. (2006). Diversity erosion beyond the species level: dramatic loss of functional diversity after selective logging in two tropical amphibian communities. *Biol. Conserv.* *133*, 143-155.
- Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges-Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V., et Sazima, I. (2005). Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica* *37*, 166-179.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* *34*, 487-515.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). (2000). *Global forest resources assessment 2000*. (FAO: Rome).

- Faria, D., Paciencia, M.L.B., Dixo, M., Laps, R.R., et Baumgarten, J. (2007). Ferns, frogs, lizards, birds and bats in forest fragments and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic forest, Brazil. *Biodivers. Conserv.* *16*, 2335-2357.
- Fearnside, P.M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. *Conserv. Biol.* *19*, 680-688.
- Fearnside, P.M., et Barbosa, R.I. (2004). Accelerating deforestation in Brazilian Amazonia: towards answering open questions. *Environ. Conserv.* *31*, 7-10.
- Feng, X., Lau, M.W.N., Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., et Fischman, D.L. (2007). Conservation needs of amphibians in China: a review. *Sci. China Ser. C* *50*, 265-276.
- Fischer, J., et Lindenmayer, D.B. (2002). The conservation value of paddock trees for birds in a variegated landscape in southern New South Wales. 2. Species composition and site occupancy patterns. *Biodivers. Conserv.* *11*, 807-832.
- Fite, K.V., Blaustein, A.R., Bengston, L., et Hewitt, H.E. (1998). Evidence of retinal light damage in *Rana cascadae*: a declining amphibian species. *Copeia* *1998*, 906-914.
- Flamarique, I.N., Ovaska, K., et Davis, T.M. (2000). UV-B induced damage to the skin and ocular system of amphibians. *Biol. Bull.* *199*, 187-188.
- Fonseca, C.R., Becker, C.G., Haddad, C.F.B., et Prado, P.I. (2008). Response to comment on “habitat split and the global decline of amphibians”. *Science* *320*, 874d.
- Fredericksen, N.J., et Fredericksen, T.S. (2004). Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *For. Ecol. Manage.* *191*, 275-282.

- Freitas, M.A., Silva, T.F.S., Fonseca, P.M., et Abreu, R.O. (2008). *Hylomantis granulosa*. Geographic Distribution. *Herptol. Rev.* 39, 106.
- Frost, D.R. (2008). Amphibian species of the world: an online reference, version 5.2. <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>, 22 janvier 2008.
- Funk, W.C., et Mills, L.S. (2003). Potential causes of population declines in forest fragments in an Amazonian frog. *Biol. Conserv.* 111, 205-214.
- Galindo-Leal, C., et Câmara, I.G. (2005). Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas (Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica et Conservação International).
- Gallant, A.L., Klaver, R.W., Casper, G.S., et Lannoo, M.J. (2007). Global rates of habitat loss and implications for amphibian conservation. *Copeia* 4, 967-979.
- Gamradt, S.C., et Kats, L.B. (1996). Effect of introduced crayfish and mosquitofish on California Newts. *Conserv. Biol.* 10, 1155-1162.
- Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M., Ramanamanjato, J.-B., Ralison, J., Rakotondravony, D., et Rakotosamimanana, B. (2000). Effects of fragmentation and assessing minimum viable populations of lemurs in Madagascar. *Bonn. Zool. Monogr.* 46, 265-272.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Junior, M.A., Barlow, J., Avila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S., et Peres, C.A. (2007a). The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna. *Conserv. Biol.* 21, 775-787.
- Gardner, T.A., Barlow, J., et Peres, C.A. (2007b). Paradox, presumption and pitfalls in conservation biology: the importance of habitat change for amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.* 138, 166-179.

- Gascon, C., Williamson, G.B., et da Fonseca, G.A.B. (2000). Receding forest edges and vanishing reserves. *Science* 288, 1356-1358.
- Gascon, C., Collins, J.P., Moore, R.D., Church, D.R., McKay, D.R., et Mendelson III, J.R. (2007). Amphibian conservation action plan (Gland et Cambridge: IUCN/SSC Amphibian Specialist Group).
- Geist, H.J., et Lambin, E.F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience* 52, 143-150.
- Gibbons, J.W. (2003). Societal values and attitudes: their history and sociological influences on amphibian conservation problems. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 214-227.
- Gillepsie, G.R. (2001). The role of introduced trout in the decline of the spotted tree frog (*Litoria Spenceri*) in south-eastern Australia. *Biol. Conserv.* 100, 187-198.
- Gillepsie, G.R., Lockie, D., Scroggie, M.P., et Iskandar, D.T. (2004). Habitat use by stream-breeding frogs in south-east Sulawesi, with some preliminary observations on community organization. *J. Trop. Ecol.* 20, 439-448.
- Gorzula, S. (1996). The trade in dendrobatid frogs from 1987 to 1993. *Herpetol. Rev.* 27, 116-123.
- Groves, C.R., Jensen, D.B., Valutis, L.L., Redford, K.H., Shaffer, M.L., Scott, J.M., Baumgartner, J.V., Higgins, J.V., Beck, M.W., et Anderson, M.G. (2002). Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *Bioscience* 52, 499-512.

- Hagan, J.M., Vander Haegen, W.M., et McKinley, P.S. (1996). The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conserv. Biol.* *10*, 188-202.
- Häkkinen, J., Pasanen, S., et Kukkonen, J.V.K. (2001). The effects of solar UV-B radiation on embryonic mortality and development in three boreal anurans (*Rana temporaria*, *Rana arvalis*, and *Bufo bufo*). *Chemosphere* *44*, 441-446.
- Hansen, M.C., et DeFries, R.S. (2004). Detecting long-term global forest change using continuous fields of tree-cover maps from 8-km Advanced Very High Resolution Radiometer (AVHRR) data for the years 1982-99. *Ecosystems* *7*, 695-716.
- Hanski, I., et Ovaskainen, O. (2002). Extinction debt at extinction threshold. *Conserv. Biol.* *16*, 666-673.
- Harper, K.A., Macdonald, E., Burton, P.J., Chen, J., Brosnoff, K.D., Saunders, S.C., Euskirchen, E.S., Roberts, D., Jaiteh, M.S., et Esseen, P.A. (2005). Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* *19*, 768-782.
- Harper, G.J., Steininger, M.K., Tucker, C.J., Juhn, D., et Hawkins, F. (2007). Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environ. Conserv.* *34*, 325-333.
- Hayes, T.B., Collins, A., Lee, M., Mendoza, M., Noriega, N., Stuart, A.A., et Vonk, A. (2002). Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* *99*, 5476-5480.
- Hecnar, S.J. (1995). Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.* *14*, 2131-2137.
- Hecnar, S.J., et M'Closkey, R.T. (1996). Regional dynamics and the status of amphibians. *Ecology* *77*, 2091-2097.

- Hero, J.-M., et Shoo, L.P. (2003). Conservation of amphibians in the old world tropics: defining unique problems associated with regional fauna. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 70-84.
- Heyer, W.R., Rand, A.S., Dacruz, C.A.G., et Peixoto, O.L. (1988). Decimations, extinctions, and colonizations of frog populations in southeast Brazil and their evolutionary implications. *Biotropica* 20, 230-235.
- Hillers, A., Veith, M., et Rödel, M.-O. (2008). Effects of forest fragmentation and habitat degradation on West African leaf-litter frogs. *Conserv. Biol.* 22, 762-772.
- Holway, D.A. (1999). Competitive mechanisms underlying the displacement of native ants by the invasive Argentine ants. *Ecology* 80, 238-251.
- Houlahan, J.E., Findlay, C.S., Schmidt, B.R., Meyer, A.H., et Kuzmin, S.L. (2000). Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404, 752-755.
- IUCN (World Conservation Union). (2001). The IUCN red list of threatened species. http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria, 15 janvier 2008.
- IUCN (World Conservation Union). (2007a). Amphibian specialist group. <http://www.amphibians.org./index.php>, 4 mars 2008.
- IUCN (World Conservation Union). (2007b). Science and management: Protected area categories task force. <http://www.iucn.org/themes/wcpa/theme/categories/what.html>, 25 février 2008.
- IUCN (World Conservation Union), Conservation International, et NatureServe. Global amphibian assessment, (2006). Global amphibian assessment. <http://www.globalamphibians.org>, 15 janvier 2008.

- Jennings, M.D. (2000). Gap analysis: concepts, methods, and recent results. *Landscape Ecol.* *15*, 5-20.
- Jensen, J.B., et Camp, C.D. (2003). Human exploitation of amphibians: direct and indirect impacts. Dans *Amphibian conservation*, R.D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 199-213.
- John, R., Dalling, J.W., Harms, K.E., Yavitt, J.B., Stallard, R.F., Mirabello, M., Hubbell, S.P., Valencia, R., Navarrete, H., Vallejo, M., *et al.* (2007). Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proc. Natl. Acad. Sci. Unit. States Am.* *104*, 864-869.
- Jones, P.D., et Mann, M.E. (2004). Climate over past millennia. *Rev. Geophys.* *42*, 1-42.
- Kats, L.B., et Ferrer, R.P. (2003). Alien predators and amphibian declines. *Divers. Distrib.* *9*, 99-110.
- Kerr, J.B., et McElroy, C.T. (1993). Evidence for large upward trends of ultraviolet-B radiation linked to ozone depletion. *Science* *262*, 1032-1034.
- Keuroghlian, A., et Eaton, D.P. (2008). Importance of rare habitats and riparian zones in a tropical forest fragment: preferential use by *Tayassu pecari*, a wide-ranging frugivore. *J. Zool.* *275*, 283-293.
- Kiesecker, J.M. (2003). Invasive species as a global problem: toward understanding the worldwide decline of amphibians. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp.113-126.

- Kiesecker, J.M., et Blaustein, A.R. (1995). Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 92, 11049-11052.
- Kiesecker, J.M., et Blaustein, A.R. (1997). Population differences in responses of red-legged (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology* 78, 1752-1760.
- Kiesecker, J.M., et Blaustein, A.R. (1998). Effects of introduced bullfrogs and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frogs (*Rana aurora*). *Conserv. Biol.* 12, 776-787.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R., et Belden, L.K. (2001a). Complex causes of amphibian population declines. *Nature* 410, 681-684.
- Kiesecker, J.M., Blaustein, A.R., et Miller, C.L. (2001b). Transfer of a pathogen from fish to amphibians. *Conserv. Biol.* 15, 1064-1070.
- Knapp, R.A., et Matthews, K.R. (2000). Non-native fish introductions and the decline of the mountain yellow-legged frog from within protected areas. *Conserv. Biol.* 14, 428-438.
- Köhler, J., Vieiter, D.R., Bonett, R.M., Garcia, F.H., Glaw, F., Steinke, D., et Vences, M. (2005). New amphibians and global conservation: a boost in species discoveries in a highly endangered vertebrate group. *Bioscience* 55, 693-696.
- Kopij, G. (2006). Diet of the black-headed heron *Ardea melanocephala* during the breeding season in South African grasslands. *Biologia* 61, 241-244.
- Kotze, D.J., et Lawes, M.J. (2007). Viability of ecological processes in small Afromontane forest patches in South Africa. *Austral Ecol.* 32, 294-304.

- Kramer, R.A., et van Schaik, C.P. (1997). Preservation paradigm and tropical rain forests. Dans Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity, R.A. Kramer, C.P. van Schaik, et J. Johnson, eds. (New York: Oxford University Press). pp. 1-14.
- Krebs, C.J. (2001). Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance (San Francisco: Benjamin Cummings).
- Kruger, K.M., et Hero, J.-M. (2006). Survivorship in wild frogs infected with chytridiomycosis. *Ecohealth* 3, 171-177.
- Kruger, K.M., et Hero, J.-M. (2007). The chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* is non-randomly distributed across amphibian breeding habitats. *Divers. Distrib.* 13, 781-788.
- Kuzmin, S.L. (1996). Threatened amphibians in the former Soviet Union: the current situation and the main threats. *Oryx* 30, 24-30.
- La Marca, E., et Reinhaler, H.P. (1991). Population changes in *Atelopus* species of the Cordillera de Mérida, Venezuela. *Herpetol. Rev.* 22, 125-128.
- La Marca, E., Lips, K.R., Lötters, S., Puschendorf, R., Ibanez, R., Rueda-Almonacid, J.V., Schulte, R., Marty, C., Castro, F., Manzanilla-Puppo, J., *et al.* (2005). Catastrophic population declines and extinctions in neotropical harlequin frogs (Bufonidae: *Atelopus*). *Biotropica* 37, 190-201.
- Lamoreux, J.F., Morrison, J.C., Ricketts, T.H., Olson, D.M., Dinerstein, E., McKnight, M.W., et Shugart, H.H. (2006). Global tests of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440, 212-214.

- Langenberger, G., Martin, K., et Sauerborn, J. (2006). Vascular plant species inventory of a Philippine lowland rain forest and its conservation value. *Biodivers. Conserv.* *15*, 1271-1301.
- Langner, A., Miettinen, J., et Siegert, F. (2007). Land cover change 2002-2005 in Borneo and the role of fire derived from MODIS imagery. *Glob. Change Biol.* *13*, 2329-2340.
- Laurance, W.F. (1996). Catastrophic declines of Australian rainforest frogs: is unusual weather responsible? *Biol. Conserv.* *77*, 203-212.
- Laurance, W.F. (1997). Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. Dans *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, W.F. Laurance, et R.O. Bierregaard Jr., eds. (Chicago: University of Chicago Press), pp. 158-167.
- Laurance, W.F. (1999). Introduction and synthesis. *Biol. Conserv.* *91*, 101-107.
- Laurance, W.F. (2002). Hyperdynamism in fragmented habitats. *J. Veg. Sci.* *13*, 595-602.
- Laurance, W.F. (2004). Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* *359*, 345-352.
- Laurance, W.F. (2008). Global warming and amphibian extinctions in eastern Australia. *Austral Ecol.* *33*, 1-9.
- Laurance, W.F., Delamônica, P., Laurance, S.G., Vasconcelos, H.L., et Lovejoy, T.E. (2000). Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature* *404*, 836.

- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ribeiro, J.E.L.S., Giraldo, J.P., Lovejoy, T.E., Condit, R., Chave, J., Harms, K.E., *et al.* (2006). Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* *103*, 19010-19014.
- Lawes, M.J., Joubert, R., Griffiths, M.E., Boudreau, S., et Chapman, C.A. (2007). The effect of spatial scale of recruitment on tree diversity in Afromontane forest. *Biol. Conserv.* *139*, 447-456.
- Lawton, J.H., et May, R.H. (eds.). (1995). *Extinction rates* (Oxford: Oxford University Press).
- Lee, T.M., Sodhi, N.S., et Prawiradilaga, D.M. (2007). The importance of protected areas for the forest and endemic avifauna of Sulawesi (Indonesia). *Ecol. Appl.* *17*, 1727-1741.
- Lehtinen, R.M., Ramanamanjato, J.-B., et Raveloarison, J.G. (2003). Edge effects and extinction proneness in a herpetofauna from Madagascar. *Biodivers. Conserv.* *12*, 1357-1370.
- Leite, P.T., Nunes, S.D., et Cechin, S.Z. (2007). Diet and habitat use of swamp racer snake, *Mastigodryas bifossatus* Raddi (Serpented: Colubridae) in subtropical domains of Brazil. *Rev. Bras. Zool.* *24*, 729-734.
- Levin, D.A. (2006). Interbreeding can harm endangered species. Dans *Endangered species*, S. Gaughen, ed. (Detroit: Greenhaven Press), pp.80-87.
- Li, J.X., Xu, X.Q., Xu, C.H., Zhou, W.P., Zhang, K.Y., Yu, H.N., Zhang, Y.P., Zheng, Y.T., Rees, H.H., Lai, R., *et al.* (2007). Anti-infection peptidomics of amphibian skin. *Mol. Cell. Proteomics* *6*, 882-894.

- Lips, K.R. (1998). Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conserv. Biol.* *12*, 106-117.
- Lips, K.R. (1999). Mass mortality and population declines of anurans at an upland site in western Panama. *Conserv. Biol.* *13*, 117-125.
- Lips, K.R., Reeve, J.D., et Witters, L.R. (2003a). Ecological traits predicting amphibian population declines in Central America. *Conserv. Biol.* *17*, 1078-1088.
- Lips, K.R., Green, D.E., et Papendick, R. (2003b). Chytridiomycosis in wild frogs from southern Costa Rica. *J. Herpetol.* *37*, 215-218.
- Lips, K.R., Mendelson III, J.R., Munoz-Alonso, A., Canseco-Marquez, L., et Mulcahy, D.G. (2004). Amphibian population declines in montane southern Mexico : resurveys of historical localities. *Biol. Conserv.* *119*, 555-564.
- Lips, K.R., Brem, F., Brenes, R., Reeve, J.D., Alford, R.A., Voyles, J., Carey, C., Livo, L., Pessier, A.P., et Collins, J.P. (2006). Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* *103*, 3165-3170.
- Lizana, M., et Pedraza, E.M. (1998). The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of central Spain. *Conserv. Biol.* *12*, 703-707.
- Longcore, J.E., Pessier, A.P., et Nichols, D.K. (1999). *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. n. sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia* *91*, 219-227.
- Lovejoy, T.E. (2006). Protected areas: a prism for a changing world. *Trends Ecol. Evol.* *21*, 329-333.

- Loyola, R.D., Kubota, U., et Lewinsohn, T.M. (2007). Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Divers. Distrib.* *13*, 389-396.
- Ludyanskiy, M.L., McDonald, D., et Macneill, D. (1993). Impact of the zebra mussel, a bivalve invader - *Dreissena polymorpha* – is rapidly colonizing hard surfaces throughout waterways of the United States and Canada. *Bioscience* *43*, 533-544.
- Lyra-Neves, R.M., Farias, A.M.I., et Telino-Junior, W.R. (2003). Ecological relationships between feather mites (Acari) and wild birds of Emberizidae (Aves) in a fragment of Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Rev. Bras. Zool.* *20*, 481-485.
- MacDonald, R.I., et Urban, D.L. (2006). Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biol. Invasions* *8*, 1049-1060.
- MacKinnon, J., et MacKinnon, K. (1986). *Managing protected areas in the tropics* (Gland: IUCN).
- Mahony, M. (1996). The decline of the green and golden bell frog *Litoria aurea* viewed in the context of declines and disappearances of other Australian frogs. *Aust. Zool.* *30*, 237-247.
- Malcolm, J.R. (1998). A model of conductive heat flow in forest edges and fragmented landscape. *Climatic Change* *39*, 487-502.
- Marsh, D.M., et Pearman, P.B. (1997). Effects of habitat fragmentation on the abundance of two species of Leptodactylid frogs in the Andean montane forest. *Conserv. Biol.* *11*, 1323-1328.

- Matthews, K.R., Pope, K.L., Preisler, H.K., et Knapp, R.A. (2001). Effects of nonnative trout on Pacific treefrogs (*Hyla regilla*) in the Sierra Nevada. *Copeia* 2001, 1130-1137.
- Mayaux, P., Gond, V., et Bartholomé, E. (2000). A near real-time forest cover map of Madagascar derived from Spot Vegetation data. *Int. J. Remote Sens.* 21, 3139-3144.
- Mazerolle, M.J. (2004). Drainage ditches facilitate frog movements in a hostile landscape. *Landscape Ecol.* 20, 579-590.
- Mazerolle, M.J., et Cormier, M. (2003). Effects of peat mining intensity on green frog (*Rana clamitans*) occurrence in bog ponds. *Wetlands* 23, 709-716.
- Mazerolle, M.J., et Desrochers, A. (2005). Landscape resistance to frog movements. *Can. J. Zool.* 83, 455-464.
- Mazerolle, M.J., Bailey, L.L., Kendall, W.L., Royle, J.A., Converse, S.J., et Nichols, J.D. (2007). Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *J. Herpetol.* 41, 672-689.
- McCallum, H. (2005). Inconclusiveness of chytridionycosis as the agent in widespread frog declines. *Conserv. Biol.* 19, 1421-1430.
- McCallum, M. (2007). Amphibian decline or extinction? Current declines dwarf background extinction rate. *J. Herpetol.* 41, 483-491.
- McDonald, K.R. (1990). *Rheobatrachus* Liem and *Taudactylus* Straughan & Lee (Anura : Leptodactylidae) in Eungella National Park, Queensland : distribution and decline. *T. Roy. Soc. South Aust.* 114, 187-194.

- McNeillage, A., Robbins, M.M., Gray, M., Olupot, W., Babaasa, D., Bitariho, R., Kasangaki, A., Rainer, H., Asuma, S., Mugiri, G., *et al.* (2006). Census of the mountain gorilla *Gorilla beringei beringei* population in Bwindi Impenetrable National Park, Uganda. *Oryx* 40, 419-427.
- Melo, F.P.L., Dirzo, R., et Tabarelli, M. (2006). Biased seed rain in forest edges: evidence from the Brazilian Atlantic forest. *Biol. Conserv.* 132, 50-60.
- Middleton, E.M., Herman, J.R., Celarier, E.A., Wilkinson, J.W., Carey, C, et Rusin, R.J. (2001). Evaluating ultraviolet radiation exposure with satellite data at sites of amphibian declines in Central and South America. *Conserv. Biol.* 15, 914-929.
- Mittermeier, R.A., Gil, P.R., Hoffman, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J., et da Fonseca, G.A.B. (2004). Hotspots revisitados: as regiões biologicamente mais ricas a ameaçadas do planeta (Mexico city: CEMEX).
- Mittermeier, R.A., Konstant, W.R., Hawkins, F., Louis, E.E., Langrand, O., Ratsimbazafy, J., Rasoloarison, R., Ganzhorn, J.U., Rajaobelina, S., Tattersall, I., *et al.* (2006). Lemurs of Madagascar (Washington: Conservation International).
- Morgan, J.A.T., Vredenburg, V.T., Rachowicz, L.J., Knapp, R.A., Stice, M.J., Tunstall, T., Bingham, R.E., Parker, J.M., Longcore, J.E., Moritz, C., *et al.* (2007). Population genetics of the frog-killing fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104, 13845-13850.
- Muths, E., Corns, P.S., Pessier, A.P., et Green, D.E. (2003). Evidence for disease-related amphibian decline in Colorado. *Biol. Conserv.* 110, 357-365.

- Muthuramkumar, S., Ayyappan, N., Parthasarathy, N., Mudappa, D., Shankar Raman, T.R., Selwyn, M., et Pragasan, L.A. (2006). Plant community structure in tropical rain forest fragments of the western Ghats, India. *Biotropica* 38, 143-160.
- Myers, N. (1988). Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *Environmentalist* 8, 187-208.
- Myers, N. (1990). The biodiversity challenge: expanded hot-spots analysis. *Environmentalist* 10, 243-256.
- Myers, N. (2003). Biodiversity hotspots revisited. *Bioscience* 53, 916-917.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., et Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nascimento, H.E.M., Andrade, A.C.S., Camargo, J.L.C., Laurance, W.F., Laurance, S.G., et Ribeiro, J.E.L. (2006). Effects of the surrounding matrix on tree recruitment in Amazonian forest fragments. *Conserv. Biol.* 20, 853-860.
- National Park Service. (2007). Bullfrog. <http://www.nps.gov/prsf/naturescience/bullfrog.htm>, 6 juin, 2008.
- Naughton-Treves, L., Holland, M.B., et Brandon, K. (2005). The role of protected areas in conserving biodiversity and sustaining local livelihoods. *Annu. Rev. Env. Resour.* 30, 219-252.
- Negri, A.P., Marshall, P.A., et Heyward, A.J. (2007). Differing effects of thermal stress on coral fertilization and early embryogenesis in four Indo Pacific species. *Coral Reefs* 26, 759-763.

- Newmark, W. (1996). Insularization of Tanzanian Parks and the local extinction of large mammals. *Conserv. Biol.* *10*, 1549-1556.
- Neckel-Oliveira, S., et Gascon, C. (2006). Abundance, body size and movement patterns of a tropical treefrog in continuous and fragmented forests in the Brazilian Amazon. *Biol. Conserv.* *128*, 308-315.
- Oliveira, M.A., Grillo, A.S., et Tabarelli, M. (2004). Forest edge in the Brazilian Atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx* *38*, 389-394.
- Olson, D.M., et Dinerstein, E. (1998). The global 200 : a representation approach to conserving the Earth's most biodiversity valuable ecoregions. *Conserv. Biol.* *12*, 502-515.
- Olson, D.H., Anderson, P.D., Frissell, C.A., Welsh Jr., H.H., et Bradford, D.F. (2007). Biodiversity management approaches for stream-riparian areas: perspectives for Pacific Northwest headwater forest, microclimates, and amphibians. *For. Ecol. Manage.* *246*, 81-107.
- Ouellet, M., Mikaelian, I., Pauli, B.D., Rodrigue, J., et Green, D.M. (2005). Historical evidence of widespread chytrid infection in North American amphibian populations. *Conserv. Biol.* *19*, 1431-1440.
- Pahkala, M., Laurila, A., et Merilä, J. (2001). Carry-over effects of ultraviolet-B radiation on larval fitness in *Rana temporaria*. *P. Roy. Soc. Lond. B Bio.* *268*, 1699-1706.
- Papp, M.G., et Papp, C.O.G. (2000). Decline in a population of the treefrog *Phyllodytes luteolus* after fire. *Herpetol. Rev.* *31*, 93-95.

- Pechmann, J.H.K. (2003). Natural population fluctuations and human influences: null models and interactions. Dans *Amphibian conservation*, R. D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 85-93.
- Pechmann, J.H.K., et Wilbur, H.M. (1994). Putting declining amphibian populations in perspective – natural fluctuations and human impacts. *Herpetologia* 50, 65-84.
- Perfecto, I., et Vandermeer, J. (2008). Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1134, 173-200.
- Pessier, A.P., Nichols, D.K., Longcore, J.E., et Fuller, M.S. (1999). Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates* spp.) and White's tree frogs (*Litoria caerulea*). *J. Vet. Diagn. Invest.* 11, 194-199.
- Petranka, J.W., Eldridge, M.E., et Haley, K.E. (1993). Effects of timber harvesting on southern Appalachian salamanders. *Conserv. Biol.* 7, 363-370.
- Phillips, O.L., Martinez, R.V., Arroyo, L., Baker, T.R., Killeen, T., Lewis, S.L., Malhi, Y., Mendoza, A.M., Neill, D., Vargas, P.N., *et al.* (2002). Increasing dominance of large lianas in Amazonia forests. *Nature* 418, 770-774.
- Pilliod, D.S., et Peterson, C.R. (2001). Local and landscape effects of introduced trout on amphibians in historically fishless watersheds. *Ecosystems* 4, 322-333.
- Pineda, E., et Hallfater, G. (2004). Species diversity and habitat fragmentation: frogs in a tropical montane landscape in Mexico. *Biol. Conserv.* 117, 499-508.
- Piotrowski, J.S., Annis, S.L., et Longcore, J.E. (2004). Physiology of *Batrachochytrium dendrobatidis*, a chytrid pathogen of amphibians. *Mycologia* 96, 9-15.

- Pontes, A.R.M., Malta, A., et Asfora, P.H. (2006). A new species of capuchin monkey, genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. *Zootaxa* 1200, 1-12.
- Pounds, J.A. (2000). Amphibians and reptiles. Dans Monteverde: ecology and conservation of a tropical cloud forest, N. M. Nadkarni, et N. T. Wheelwright, eds. (New York: Oxford University Press), pp.149-177.
- Pounds, J.A. (2001). Climate and amphibian declines. *Nature* 410, 639-640.
- Pounds, J.A., et Crump, M.L. (1994). Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conserv. Biol.* 8, 72-85.
- Pounds, J.A., et Puschendorf, R. (2004). Clouded futures. *Nature* 427, 107-109.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P., Savage, J.M., et Gorman, G.C. (1997). Tests of null models for amphibian declines on a tropical mountain. *Conserv. Biol.* 11, 1307-1322.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L., et Campbell, J.H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398, 611-615.
- Pounds, J.A., Bustamante, M.R., Coloma, L.A., Consuegra, J.A., Fogden, M.P., Foster, P.N., La Marca, E., Masters, K.L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., *et al.* (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature* 439, 161-167.
- Powell, M.J. (1993). Looking at mycology with a Janus face: a glimpse at chytridiomycetes active in the environment. *Mycologia* 1993, 1-20.

- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C., et Gibbons, D.W. (1993). Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335-337.
- Puschendorf, R., Bolanos, F., et Chaves, G. (2006). The amphibian chytrid fungus along an altitudinal transect before the first reported declines in Costa Rica. *Biol. Conserv.* 132, 136-142.
- Pyke, C.R. (2007). The implications of global priorities for biodiversity and ecosystem services associated with protected areas. *Ecol. Soc.* 12, 4.
- Queensland Government. (2006). Cane Toad. http://www.epa.qld.gov.au/nature_conservation/wildlife/threats_to_wildlife/invasive_plants_and_animals/cane_toad/, 6 juin 2008.
- Rakotondravony, H.A. (2007). Conséquences de la variation des superficies forestières sur les communautés de reptiles et d'amphibiens dans la region Loky-Manambato, extreme Nord-Est de Madagascar. *Rev. Écol. (Terre Vie)* 62, 209-227.
- Ramsar (Convention on Wetlands). (2008). The Ramsar Convention on Wetlands. <http://www.ramsar.org/>, 4 mars 2008.
- Ranta, P., Blom, T., Niemelä, J., Joensuu, E., et Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodivers. Conserv.* 7, 385-403.
- Raven, P.H., et Wilson, E.O. (1992). A fifty-year plan for biodiversity surveys. *Science* 258, 1099-1100.

- Ray, N., Lehmann, A., et Joly, P. (2002). Modeling spatial distribution of amphibian populations: a GIS approach based on habitat matrix permeability. *Biodivers. Conserv.* *11*, 2143-2165.
- Reading, C.J. (2007). Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. *Oecologia* *151*, 125-131.
- Regan, H.M., Lupia, R., Drinnan, A.N., et Burgman, M.A. (2001). The currency and tempo of extinction. *Am. Nat.* *157*, 1-10.
- Relyea, R.A. (2005). The lethal impact of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecol. Appl.* *15*, 1118-1124.
- Reser, J.P., et Bentrupperbäumer, J.M. (2005). What and where are environmental values? Assessing the impacts of current diversity of use of 'environmental' and 'World Heritage' values. *J. Environ. Psychol.* *25*, 125-146.
- Retallick, R.W.R., McCallum, H., et Speare, R. (2004). Endemic infection of the amphibian chytrid fungus in a frog community post-decline. *PLoS Biology* *2*, 1965-1971.
- Ricciardi, A. (2004). Assessing species invasions as a cause of extinction. *Trends Ecol. Evol.* *19*, 619-619.
- Richards, S.J., McDonald, K.R., et Alford, R.A. (1993). Declines in populations of Australia's endemic tropical rainforest frogs. *Pac. Conserv. Biol.* *1*, 66-77.
- Ries, L., Fletcher Jr., R.J., Battin, J., et Sisk, T.D. (2004). Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* *35*, 492-522.

- Roberge, J.-M., et Angelstam, P. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conserv. Biol.* 18, 76-85.
- Rodrigues, A.S.L., Akçakaya, H.R., Andelman, S.J., Bakarr, M.I., Boitani, L., Brooks, T.M., Chanson, J.S., Fishpool, L.D.C., da Fonseca, G.A.B., Gaston, K.J., *et al.* (2004). Global gap analysis: priority regions for expanding the global protected-area network. *Bioscience* 54, 1092-1100.
- Ron, S.R. (2005). Predicting the distribution of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the New World. *Biotropica* 37, 209-221.
- Rouse, J.D., Bishop, C.A., et Struger, J. (1999). Nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. *Environ. Health Persp.* 107, 799-803.
- Rylands, A.B., et Brandon, A.K. (2005). Brazilian protected areas. *Conserv. Biol.* 19, 612-618.
- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A.V., et Woolmer, G. (2002). The human footprint and the last of the wild. *Bioscience* 52, 891-904.
- Santos, E.M., et Carnaval, A.C.O.Q. (2002). Anfíbios anuros do estado de Pernambuco. Dans *Diagnóstico da biodiversidade de Pernambuco*, M. Tabarelli, et J.M.C. Silva, eds. (Recife: Editora Massangana), pp. 529-535.
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., et Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of trees assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 141, 249-260.
- Saunders, D., Hobbs, R., et Margules, C. (1991). Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conserv. Biol.* 5, 18-32.

- Schiesari, L., Grillitsch, B., et Grillitsch, H. (2007). Biogeographic biases in research and their consequences for linking amphibian declines to pollution. *Conserv. Biol.* *21*, 465-471.
- Schlaepfer, M.A., et Gavin, T.A. (2001). Edge effects on lizards and frogs in tropical forest fragments. *Conserv. Biol.* *15*, 1079-1090.
- Seale, D.B. (1980). Influence of amphibian larvae on primary production, nutrient flux, and competition in a pond ecosystem. *Ecology* *61*, 1531-1550.
- Semlitsch, R.D. (2003). Introduction: general threats to amphibians. Dans *Amphibian conservation*, R.D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp.1-7.
- Semlitsch, R.D., et Bodie, J.R. (1998). Are small, isolated wetlands expandable? *Conserv. Biol.* *12*, 1129-1133.
- Semlitsch, R.D., et Rothermel, B.B. (2003). A foundation for conservation and management of amphibians. Dans *Amphibian conservation*, R.D. Semlitsch, ed. (Washington: Smithsonian Books), pp. 242-259.
- Sergio, F., Marchesi, L., et Pedrini, P. (2004). Integrating individual habitat choices and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *J. Biogeogr.* *31*, 619-628.
- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., et Pedrini, P. (2006). Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *J. Appl. Ecol.* *43*, 1049-1055.
- Severinghaus, J.P., et Brooks, E.J. (1999). Abrupt climate change et the end of the last glacial period inferred from trapped air in polar ice. *Science* *286*, 930-933.

- Shafer, C.L. (1995). Values and short comings of small reserves: dealing with the smallest habitat fragments when some of them are all that is left. *Bioscience* 45, 80-88.
- Sherman, C.K., et Morton, M.L. (1993). Population declines of Yosemite toads in the eastern Sierra-Nevada of California. *J. Herpetol.* 27, 186-198.
- Shi, H., Singh, A., Kant, S., Zhu, Z., et Waller, E. (2005). Integrating habitat status, human population pressure, and protection status into biodiversity conservation priority setting. *Conserv. Biol.* 19, 1273-1285.
- Siler, C.D., Linkem, C.W., Diesmos, A.C., et Alcala, A.C. (2007). A new species of *Platymantis* (Amphibia: Anura: Ranidae) from Panay island, Philippines. *Herpetologica* 63, 351-364.
- Silva, J.M.C., et Tabarelli, M. (2000). Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404, 72-74.
- Silva, M.G., et Tabarelli, M. (2001). Seed dispersal, plant recruitment and spatial distribution of *Bactris acanthocarpa* Martius (Arecaceae) in a remnant of Atlantic forest in northeast Brazil. *Acta Oecol.* 22, 259-268.
- Silva, M., Hartling, L.A., Field, S.A., et Teather, K. (2003). The effects of habitat fragmentation on amphibian species richness of Prince Edward Island. *Can. J. Zool.* 81, 563-573.
- Silva, E.T., Costa, H.C., et Feio, R.N. (2007). *Rana catesbeiana*. *Natural History Notes. Herptol. Rev.* 38, 443.
- Silvano, D.L., et Segalla, M.V. (2005). Conservation of Brazilian Amphibians. *Conserv. Biol.* 19, 653-658.

- Smith, F.D.M., May, R.M., Pellew, R., Johnson, T.H., et Walter, K.R. (1993). How much do we know about the current extinction rate? *Trends Ecol. Evol.* 8, 375-378.
- Smith, M.A., et Green, D.M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography* 28, 110-128.
- Spears, B.L., Hansen, J.A., et Audet, D.J. (2007). Blood lead concentrations in waterfowl utilizing lake Coeur d'Alene, Idaho. *Archives Environ. Contaminat. Toxicology* 52, 121-128.
- Stevenson, D.J. (2007). *Rana catesbeiana*. *Natural History Notes. Herpetol. Rev.* 38, 71.
- Stibig, H.-J., Beuchle, R., et Achard, F. (2003). Mapping of the tropical forest cover of insular Southeast Asia from SPOT4-Vegetation images. *Int. J. Remote Sens.* 24, 3651-3662.
- Storfer, A. (2003). Amphibian declines: future directions. *Divers. Distrib.* 9, 151-163.
- Strickberger, M.W. (2000). Populations, gene frequencies, and equilibrium. Dans *Evolution*, M.W. Strickberger, ed. (London: Jones and Bartlett Publishers), pp. 515-532.
- Stuart, S.N., Chanson, J.S., Cox, N.A., Young, B.E., Rodrigues, A.S.L., Fischmann, D.L., et Waller, R.W. (2004). Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306, 1783-1786.
- Tabarelli, M., et Peres, C.A. (2002). Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: implications for forest regeneration. *Biol. Conserv.* 106, 165-176.

- Tabarelli, M., Mantovani, W., et Peres, C.A. (1999). Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biol. Conserv.* 91: 119-127.
- Tabarelli, M., Silva, J.M.C., et Gascon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodivers. Conserv.* 13, 1419-1425.
- Tabarelli, M., Pinto, L.P., Silva, J.M.C., Hirota, M., et Bedê, L. (2005). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. *Conserv. Biol.* 19, 695-700.
- Terborgh, J., et van Schaik, C. (1997). Minimizing species loss: the imperative of protection. Dans *Last stand: protected areas and the defense of tropical biodiversity*, R.A. Kramer, C.P. van Schaik, et J. Johnson, eds. (New York: Oxford University Press), pp 15-35.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, V., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., *et al.* (2001). Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923-1926.
- Thomas, C.D., Franco, A.M.A., et Hill, J.K. (2006). Range retractions and extinctions in the face of climate warming. *Trends Ecol. Evol.* 21, 415-416.
- Thuiller, W., Albert, C., Araujo, M.B., Berry, P.M., Cabeza, M., Guisan, A., Hickler, T., Medgely, G.F., Paterson, J., Schurr, F.M., *et al.* (2008). Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. *Perspect. Plant Ecol.* 9, 137-152.
- Tilman, D., May, R.M., Lehman, C.L., et Nowak, M.A. (1994). Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371, 65-66.

- Tocher, M.D., Gascon, C., et Zimmerman, B.L. (1997). Fragmentation effects on a central Amazonian frog community: a ten-year study. Dans *Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities*, W.F. Laurance, et R.O. Bierregaard Jr., eds. (Chicago: University of Chicago Press), pp. 124-139.
- Tole, L. (2006). Choosing reserve sites probabilistically: a Colombian Amazon case study. *Ecol. Model.* *194*, 344-356.
- Tuomisto, H., Poulsen, A.D., Ruokolainen, K., Moran, R.C., Quintana, C., Celi, J., et Canas, G. (2003). Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecol. Appl.* *13*, 352-371.
- Turner, I.M. (1996). Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *J. Appl. Ecol.* *33*, 200-209.
- Uezo, A., Beyer, D.D., et Metzger, J.P. (2008). Can agroforest woodlots work as stepping stones for birds in the Atlantic forest region? *Biodivers. Conserv.* *17*, 1907-1922.
- UNEP-WCMC (Programme des Nations Unies pour l'environnement – Centre pour le monitoring de la conservation mondiale). (2005). World database on protected areas. <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>, 4 mars 2008.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). (2008a). Biosphere reserves: reconciling conservation of biodiversity with economic development. <http://www.unesco.org/mab/BRs.shtml>, 4 mars 2008.
- UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization). (2008b). World Heritage. <http://whc.unesco.org/>, 4 mars 2008.

- Urbina-Cardona, J.N., Olivares-Pérez, M., et Reynoso, V.H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture-edge-interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, México. *Biol. Conserv.* 132, 61-75.
- Vallan, D. (2000a). Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, highland Madagascar. *Biol. Conserv.* 96, 31-43.
- Vallan, D. (2000b). A new species of the genus *Stumpffia* (Amphibia: Anura: Microhylidae) from a small forest remnant of the central high plateau of Madagascar. *Rev. Suisse Zool.* 107, 835-841.
- Vane-Wright, R.I., Humphries, C.J., et Williams, P.H. (1991). What to protect? – systematics and the agony of choice. *Biol. Conserv.* 55, 235-254.
- Vasudevan, K., Kumar, A., et Chellam, R. (2006). Structure and composition of rainforest floor amphibian communities in Kalakad-Mundanthurai Tiger Reserve. *Curr. Sci.* 80, 406-412.
- Veith, M., Kosuch, J., Feldmann, R., Martens, H., et Seitz, A. (2000). A test for correct species declaration of frog legs imports from Indonésia into the European Union. *Biodivers. Conserv.* 9, 333-341.
- Verburg, P.H., Overmars, K.P., Huigen, M.G.A., de Groot, W.T., et Veldkamp, A. (2006). Analysis of the effects of land use change on protected areas in the Philippines. *Applied Geography* 26, 153-173.
- Vieira, F.A., et de Carvalho, D. (2008). Genetica structure of an insect-pollinated and bird-dispersed tropical tree in vegetation fragments and corridors: implications for conservation. *Biodivers. Conserv.* 17, 2305-2321.

- Vos, C.C., et Chardon, J.P. (1998). Effects of habitat fragmentation and road density on the distribution pattern of the moor frog *Rana arvalis*. *J. Appl. Ecol.* 35, 44-56.
- Wake, D.B. (1998). Action on amphibians. *Trends Ecol. Evol.* 13, 379-380.
- WAZA (World Association of Zoos and Aquarium, IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group (CBSG), et IUCN/SSC Amphibian Specialist Group (ASG). (2008). Amphibian ark: 2008 year of the frog. <http://www.amphibianark.org>, 22 janvier 2008.
- Weldon, C., et du Preez, L.H. (2004). Decline of the Kihansi Spray Toad, *Nectophrynoides asperginis*, from Udzungwa Mountains, Tanzania. *Froglog* 62, 2-3.
- Weldon, C., du Preez, L.H., Hyatt, A.D., Muller, R., et Speare, R. (2004). Origin of the amphibian chytrid fungus. *Emerg. Infect. Dis.* 10, 2100-2105.
- Wells, M. (1992). People and parks: linking protected area management with local communities (Washington: World Bank, World Wildlife Fund, et U.S. Agency for International Development).
- Welsh Jr., H.H. (1990). Relictual amphibians and old-growth forests. *Conserv. Biol.* 4, 309-319.
- Welsh Jr., H.H., et Droege, S. (2001). A case for using plethodontid salamanders for monitoring biodiversity and ecosystem integrity of North American forests. *Conerv. Biol.* 15, 558-569.
- Weseloh, D.V.C., Struger, J., et Hebert, C. (1994). White pekin ducks (*Anas platyrhynchos*) as monitors of organochlorine and metal contamination in the Great-Lakes. *J. Great Lakes Res.* 20, 277-288.

- Weygoldt, P. (1989). Changes in the composition of mountain stream frog communities in the Atlantic mountains of Brazil: frogs as indicators of environmental deteriorations? *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 243, 249-255.
- Whiles, M.R., Lips, K.R., Pringle, C.M., Kilham, S.S., Bixby, R.J., Brenes, R., Connelly, S., Colon-Gaud, J.C., Hunte-Brown, M., Huryn, A.D., *et al.* (2006). The effects of amphibian population declines on the structure and function of Neotropical stream ecosystems. *Front. Ecol. Environ.* 4, 27-34.
- Whitfield, S.M., Bell, K.E., Philippi, T., Sasa, M., Bolanos, F., Chaves, G., Savage, J.M., et Donnelly, M.A. (2007). Amphibian and reptile declines over 35 years at La Selva, Costa Rica. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104, 8352-8356.
- Wilcove, D.S., McLellan, C.H., et Dobson, A.P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. Dans *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*, M.E. Soulé, ed. (Sunderland: Sinauer Associates), pp. 237-256.
- Wilson, K.A., Underwood, E.C., Morrison, S.A., Klausmeyer, K.R., Murdoch, W.W., Reyers, B., Wardell-Johnson, G., Marquet, P.A., Rundel, P.W., McBride, M.F., *et al.* (2007). Conserving biodiversity efficiently: what to do, where, and when. *Plos Biol.* 5, 1850-1861.
- Woodhams, D.C., Alford, R.A., et Marantelli, G. (2003). Emerging disease of amphibians cured by elevated body temperature. *Dis. Aquat. Org.* 55, 65-67.
- Woodhams, D.C., Rollins-Smith, L.A., Carey, C., Reinert, L., Tyler, M.J., et Alford, R.A. (2006). Population trends associated with skin peptide defenses against chytridiomycosis in Australian frogs. *Oecologia* 146, 531-540.

- Woodhams, D.C., Ardipradja, K., Alford, R.A., Marantelli, G., Reinert, L.K., et Rollins-Smith, L.A. (2007). Resistance to chytridiomycosis varies among amphibian species and is correlated with skin peptide defenses. *Anim. Conserv.* *10*, 409-417.
- Woodroffe, R., et Ginsberg, J.R. (1998). Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science* *280*, 2126-2128.
- Woolbright, L.L. (1991). The impact of Hurricane Hugo on forest frogs in Puerto Rico. *Biotropica* *23*, 462-467.
- World Resource Institute. (2005). Earth trends data tables: biodiversity and protected areas (Washington: World Resource Institute).
- Wright, S.J. (2005). Tropical forests in a changing environment. *Trends Ecol. Evol.* *20*, 553-560.
- Zimmerer, K.S., Galt, R.E., et Buck, M.V. (2004). Globalization and multi-spatial trends in the coverage of protected areas conservation (1980-2000). *Ambio* *33*, 520-529.
- Zimmerman, B.L., et Bierregaard, R.O. (1986). Relevance of the equilibrium theory of island biogeography and species-area relations to conservation with a case from Amazonia. *J. Biogeogr.* *13*, 133-143.
- Zug, G.R., Vitt, L.J., et Caldwell, J.P. (2001). *Herpetology: an introductory biology of amphibians and reptiles* (London: Academic Press).

