
Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico

RAFAEL D. LOYOLA¹ *
THOMAS M. LEWINSOHN²

¹ Laboratório de Ecologia Aplicada e Conservação, Departamento de Biologia Animal, ICB, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, Brasil.

² Departamento de Zoologia, IB, UNICAMP, Campinas, Brasil.

* e-mail: avispa@gmail.com

RESUMO

Diante da crise atual de biodiversidade, exercícios que selecionam grupos de espécies e áreas prioritárias para a conservação tornaram-se imprescindíveis. Por essa razão, estratégias aplicadas de conservação têm progredido desde esforços direcionados a espécies particulares até a avaliação de grupos taxonômicos inteiros em grande escala geográfica. Tais avaliações, por sua vez, ajudam a direcionar ações e investimentos financeiros em conservação. Atualmente há diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação que vão desde o uso de grupos indicadores até o uso de diferentes algoritmos que buscam conjuntos ótimos de áreas que compõem uma rede de reservas em escala regional, continental ou global. Todas elas assentam-se sobre o arcabouço conceitual e teórico proposto pela Biogeografia da Conservação e pelo Planejamento Sistemático de Conservação. Nesse artigo, revemos algumas dessas abordagens e discutimos os diferentes métodos pelos quais as mesmas podem ser aplicadas. Apresentamos sugestões sobre como melhorar os exercícios de priorização atuais por meio da inclusão de características biológicas das espécies a serem conservadas, fornecendo exemplos de aplicação. Discutimos ainda como é possível melhorar as avaliações de risco de extinção, considerando não só informações em nível específico, mas também populacional. Sustentadas pelo conhecimento teórico, o uso de diferentes abordagens para a seleção de prioridades fornece-nos uma base científica fundamental para o delineamento de estratégias de conservação eficientes que farão parte de um processo muito mais complexo e interdisciplinar de negociação política e implementação.

ABSTRACT

We are on the verge of a major biodiversity crisis and therefore exercises that select particular species groups and areas for conservation became essential. For this reason, applied conservation strategies show a striking progression from endeavors targeted at single species or at individual sites, to the systematic assessment of entire taxa at large scales. These, in turn, inform wide-reaching

conservation policies, strategies and financial investments. Today, there are different approaches for the selection of conservation priorities ranging from indicator groups to the use of several algorithms to find optimal sets of areas to be included in a reserve network at regional, continental and global scales. All of these approaches reside on the theoretical and conceptual framework proposed by the Conservation Biogeography and the Systematic Conservation Planning. In this paper, we review some of these approaches and discuss the different methods by which they are attained. We propose how to enhance prioritization exercises by the inclusion of species biological traits, providing examples of its application. We also discuss how to improve extinction risk assessments by using not only information at species level but also at the population level. Underpinned by theoretical knowledge, the use of distinct approaches to priority-selection exercises provide us a fundamental scientific basis for designing efficient conservation strategies, which can contribute to a much more complex and interdisciplinary process of policy negotiation and implementation.

INTRODUÇÃO

“O último exemplar selvagem de ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) pode estar morto. Há 55 dias os pesquisadores do Projeto Ararinha Azul, na Bahia, não têm contato visual com o animal, um macho que habita a região de Curaçá, nordeste do Estado. E há quase um mês ninguém tem informação sobre a ave... o que pode significar a sua extinção na natureza”. Essa notícia foi divulgada em 28 de novembro de 2000 pelo jornal Folha de São Paulo (matéria completa disponível em <http://www1.folha.uol.com.br/foha/ciencia/ult306u1307.shtml>). Em 2007, a lista oficial de espécies ameaçadas de extinção, publicada pela União Mundial para a Conservação (IUCN), classificou esta espécie como “Criticamente em Perigo (CR)” (IUCN, 2007). Segundo a IUCN, embora se tenha conhecimento de populações da espécie mantidas em cativeiro, o último indivíduo existente na natureza (isto é, em liberdade) desapareceu no final do ano 2000, e a espécie pode muito bem ter sido extinta, principalmente por capturas para tráfico e por perda de habitat. Entretanto, não se pode pressupor que esta espécie esteja “Extinta na Natureza (EW)” a menos que todas as áreas com seus habitats potenciais sejam extensivamente inventariadas. Qualquer população ainda existente é provavelmente muito pequena, e por essa razão a espécie pode ser atualmente referida como “Possivelmente Extinta na Natureza” (IUCN, 2007). Ainda assim, a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção classifica *C. spixii* como “Extinta na Natureza” (Machado *et al.*, 2005).

Duas questões aqui são extremamente relevantes: (1) não podemos classificar a Ararinha Azul como oficialmente extinta na natureza, pois ainda não inventariamos todas as áreas nas quais os habitats potenciais da espécie podem ocorrer. Quando isso será feito (se é que será feito)?

Ou seja, há um problema crucial proveniente de insuficiência amostral, falta de recursos financeiros e de pessoal que diz respeito à distribuição geográfica da espécie no Brasil e na América do Sul. (2) Por que existem duas listas oficiais de espécies ameaçadas, e por que as categorias de ameaça que estas listas empregam não são idênticas? Isso também será discutido no momento oportuno. Por agora, resta-nos avaliar o porquê de se encontrar taxas de extinção tão elevadas nos dias atuais e contextualizar tal situação frente a uma crise global de biodiversidade.

A CRISE ATUAL DE BIODIVERSIDADE

Estamos em uma fase crucial do desenvolvimento de estratégias e teorias em conservação (Whittaker *et al.*, 2005). Reconhecemos que a diversidade de vida na Terra, incluindo a diversidade genética, específica e ecossistêmica, é uma herança inestimável e insubstituível, além de crucial para o bem-estar humano e para o desenvolvimento sustentável (Loreau *et al.*, 2006). Reconhecemos também que estamos diante de uma grande crise de biodiversidade e que esta vem sendo ameaçada em escala global: espécies vêm sendo extintas a taxas extremamente elevadas (Lawton & May, 1995). A diversidade, em suas distintas escalas, está em declínio acentuado e há um número imenso de populações e espécies que provavelmente serão extintas ainda este século (Loreau *et al.*, 2006).

Dentre os diversos propulsores desta crise atual, a destruição de habitats (especialmente em florestas tropicais, ecossistemas de água doce e costeiros), introdução de espécies exóticas, sobreexploração de espécies e recursos naturais (p. ex., sobrepesca marinha), poluição, e mudanças climáticas globais, que hoje estão no centro

das atenções, são as maiores ameaças à biodiversidade. Tudo isso advém do crescimento insustentável da população humana mundial associada à produção, consumo e mercado financeiro necessários à manutenção de tal população (Loreau *et al.*, 2006). Como resultado destes fatores, aproximadamente 12% de todas as espécies de aves, 23% de todos os mamíferos, 32% de todos os anfíbios, e cerca de 50% de todas as plantas estão atualmente ameaçadas de extinção (IUCN, 2007). Além disso, os efeitos esperados por mudanças climáticas devem colocar ca. 15 a 37% das espécies restantes à beira da extinção dentro dos próximos 50 anos (Thomas *et al.*, 2004).

A perda de biodiversidade é, portanto, um fenômeno global que atua em diferentes escalas e que demanda ações de conservação em nível internacional (Cardillo *et al.*, 2006). Consequentemente, análises voltadas para planejamento de conservação têm progredido de esforços centrados em espécies individuais (como o Mico-Leão Dourado) ou locais específicos (como a Mata Atlântica) para avaliações sistemáticas de grupos taxonômicos inteiros (p.ex. vertebrados terrestres) em escala regional ou global (Mace *et al.*, 2007). Durante a última década, diversas organizações não governamentais (ONGs) internacionais desenvolveram exercícios de priorização de áreas em escala regionais ou continentais e, especialmente, na escala global (p. ex., Olson & Dinerstein, 2002; Mittermeier *et al.*, 2004) com o intuito de direcionar e priorizar a alocação de investimentos em conservação (Myers & Mittermeier, 2003). Tais exercícios resultam de análises de natureza essencialmente biogeográfica e vêm exercendo grande influência na organização e priorização de esforços de conservação (Myers & Mittermeier, 2003). Todavia, embora a biogeografia tenha exercido um papel fundamental junto com outros sub-campos da biologia como o da conservação da biodiversidade, sua aplicação na solução de problemas propostos pela Biologia da Conservação ainda é incipiente. Como passo fundamental em direção a uma aplicação mais proeminente, Whittaker *et al.* (2005) propuseram a definição do campo de conhecimento denominado Biogeografia da Conservação.

BIOGEOGRAFIA DA CONSERVAÇÃO: ARCABOUÇO CONCEITUAL E TEÓRICO

A Biogeografia da Conservação é definida como “a aplicação de princípios, teorias e análises biogeográficas concernentes à dinâmica de distribuição de grupos taxonômicos individuais ou combinados, para a solução de problemas da conservação da biodiversidade” (Whittaker *et al.*, 2005). Assim sendo, a Biogeografia da

Conservação integra o arcabouço teórico e conceitual da Biogeografia com o da Biologia da Conservação.

A Biogeografia é o estudo, em todas as escalas de análise possíveis, da distribuição das espécies no espaço e como, ao longo do tempo, esta é/foi alterada. Uma de suas maiores preocupações tem sido a distribuição e dinâmica espacial da diversidade, normalmente abordada simplesmente por meio do número de espécies, ou proporção de espécies endêmicas (Lomolino *et al.*, 2004; Whittaker *et al.*, 2005).

A Biologia da Conservação, por outro lado, é um campo de pesquisa aplicado que pretende subsidiar decisões de manejo relacionadas à conservação da natureza. Como tal, suas raízes estão intimamente associadas ao desenvolvimento de análises e teorias de conservação do século XX. Trata-se de um campo extenso cuja fundamentação teórica pode ser dividida de acordo com a escala de aplicação de seus estudos (Whittaker *et al.*, 2005). Assim há (1) o desenvolvimento e a avaliação de teorias ecológicas diretamente relacionadas aos processos populacionais (sejam eles genéticos ou ecológicos), e que geraram estudos sobre populações minimamente viáveis, sobre a influência competitiva de espécies invasoras, depressão endogâmica em populações pequenas, espirais de extinção, ecologia comportamental, etc.; (2) teorias relacionadas a processos que ocorrem em escala local e de paisagem, incluindo todas as derivações provenientes da Teoria de Biogeografia de Ilhas como, por exemplo, a teoria de metapopulações, corredores de habitat, ou o debate sobre número e tamanho ideais de reservas naturais (conhecido como SLOSS); e, finalmente, (3) aplicações em uma escala ainda maior, associadas ao mapeamento e modelagem de padrões biogeográficos – o que necessariamente remete à biogeografia histórica e a explicações geográficas para os padrões de distribuição de espécies e especiação na natureza (Lomolino *et al.*, 2004, Whittaker *et al.*, 2005).

Portanto, a Biogeografia de Conservação, isto é, a aplicação da Biogeografia aos problemas enfrentados pela Biologia da Conservação, é um campo de conhecimento ainda em desenvolvimento, mas que oferece desafios intelectuais e é, ao mesmo tempo, de grande relevância social (Whittaker *et al.*, 2005) – na medida em que a sociedade deve fazer parte dos processos de implantação de medidas conservacionistas. A fundamentação teórica deste artigo tem como base o arcabouço teórico que abarca a Biogeografia da Conservação e, mais especificamente, aquele relacionado ao planejamento de conservação e suas aplicações práticas como instrumento científico para a definição de prioridades de conservação em grande escala.

PRIORIZAÇÃO DE ESPÉCIES E ÁREAS PARA A CONSERVAÇÃO

O principal objetivo das estratégias de conservação da biodiversidade em grande escala não é propriamente o de selecionar áreas para a criação de reservas, mas identificar áreas com alto valor de conservação que sejam significativas em um contexto global, continental ou regional (Moore *et al.*, 2003). Uma vez identificadas, avaliações de conservação mais detalhadas devem então ser direcionadas a estas áreas (Brooks *et al.*, 2001). Na verdade, a falta de informação sobre onde concentrar esforços de conservação é um dos maiores obstáculos a ser transposto pela conservação da biodiversidade tropical (Howard *et al.*, 1998, Loyola *et al.*, 2007).

O uso de grupos indicadores

Uma abordagem frequentemente adotada para a identificação de áreas prioritárias para a conservação é o uso de subconjuntos de espécies como um indicador substitutivo da presença (*surrogates*) de todas as espécies (Gaston, 1996). Isto é, trata-se de concentrar as estratégias em grupos indicadores bem avaliados, os quais são constituídos por aquelas espécies pertencentes a grupos taxonômicos relativamente ricos, e que são capazes de representar a biodiversidade como um todo – portanto, sua distribuição geográfica prediz a importância geral da biodiversidade das áreas a serem conservadas (Loyola *et al.*, 2007). De maneira geral, grupos indicadores serão eficientes se o padrão de distribuição geográfica de outros subconjuntos de espécies for coincidente com o seu (Moore *et al.*, 2003). Em outras palavras, um bom grupo indicador é aquele cuja distribuição geográfica coincide espacialmente com distribuição dos demais grupos que compõem o pool de espécies de uma determinada região (Gaston, 1996; Flather *et al.*, 1997; Virolainen *et al.*, 2000).

Até o momento, apenas alguns estudos realizados em ampla escala avaliaram a qualidade da representação da biodiversidade baseada em grupos indicadores. Nos trópicos, a alta diversidade biológica, junto com a limitação de recursos financeiros para seu estudo, torna o uso de grupos indicadores uma abordagem ainda mais atraente (Howard *et al.*, 1998). Resultados de alguns estudos realizados em escala global ou continental sugerem uma forte correlação entre riqueza de espécies e endemismo (p. ex., Pearson & Carroll, 1999), ao passo que outros estudos não apóiam tal relação (Flather *et al.*, 1997; Orme *et al.*, 2005; Loyola *et al.*, 2007). Essa discrepância de resultados ocorre, em

parte, devido aos padrões de diversidade beta exibido pelo pool de espécies como um todo e por aquele composto apenas por espécies endêmicas (Loyola *et al.*, 2007).

Na verdade, a correlação entre a riqueza de espécies de diferentes grupos taxonômicos *per se* não é suficiente para determinar a eficiência de um único grupo (p.ex. aves) para apontar o valor de conservação de diferentes áreas – no entanto, este é a principal fundamentação atual para adotar ou propor determinados grupos como indicadores substitutos da diversidade biótica total (Gaston, 1996; Flather *et al.*, 1997). O valor de conservação pode ser medido, por exemplo, por meio da representação geral de espécies, insubstituível das áreas ou complementaridade de conjuntos de áreas (Loyola *et al.*, 2007). Portanto, uma avaliação mais apropriada é determinar em que medida conjuntos de regiões prioritárias selecionadas a partir de um único grupo indicador são capazes de representar também a diversidade de outros grupos taxonômicos (Howard *et al.*, 1998; Moore *et al.*, 2003; Mace *et al.*, 2007). A eficiência dos grupos indicadores pode ser avaliada observando a eficiência de representação da diversidade total em conjuntos prioritários, identificados com base nos grupos indicadores, em comparação com outros conjuntos prioritários gerados por meio de uma seleção aleatória de regiões (Moore *et al.*, 2003). Isso representa uma medida de sua utilidade em guiar decisões de conservação (Loyola *et al.*, 2007).

Para exemplificar a importância de avaliar a eficiência de diferentes grupos como indicadores substitutos, em um estudo realizado em Uganda, Howard *et al.* (1998) concluíram que diferentes grupos taxonômicos exibem padrões biogeográficos similares e, portanto, formações florestais que sejam prioritárias para um único grupo, representam coletivamente áreas importantes também para outros grupos. Tais resultados reforçam a necessidade de considerar as correlações entre taxa (e não somente a sua riqueza) ao avaliar indicadores potenciais para a seleção de reservas naturais. Em outro estudo feito em escala global, Lamoreux *et al.* (2006) demonstraram que os padrões espaciais de riqueza estão altamente correlacionados entre anfíbios, répteis, aves e mamíferos. O mesmo foi observado para os padrões de endemismo. Além disso, estes autores mostraram que, embora a correlação entre riqueza e endemismo de vertebrados terrestres seja baixa, regiões com alto endemismo ainda assim possuem significativamente mais espécies do que a mesma correlação em regiões aleatoriamente selecionadas. No Brasil, Loyola *et al.* (2007) demonstraram

recentemente que utilizar vertebrados endêmicos (especialmente as aves endêmicas) como grupos indicadores substitutos para a conservação de outros *taxa* em escala regional ajuda a focar os esforços de conservação em regiões críticas (Howard *et al.*, 1998, Moore *et al.*, 2003). Ou seja, selecionar ecorregiões brasileiras com base em grupos indicadores eficientes, fornece um ponto de partida para avaliações mais rápidas sobre prioridades de conservação dentro de limites nacionais ou regionais (Loyola *et al.*, 2007).

O planejamento de conservação

Ao passarmos de uma abordagem baseada em grupos indicadores para procedimentos mais diretos na seleção de áreas prioritárias para a conservação, aproximamo-nos mais do que hoje se define como planejamento sistemático de conservação: o processo dedicado à identificação de novas áreas prioritárias para a conservação e a mensuração dos níveis de proteção existentes (Margules & Sarkar, 2007). O planejamento sistemático de conservação destaca-se entre muitas outras técnicas como uma ferramenta eficiente proposta para maximizar a conservação de elementos importantes em uma rede de áreas protegidas (Smith *et al.*, 2006). Trata-se de um processo guiado por alvos bem estabelecidos e utilizado para delinear (“design”) sistemas de reservas naturais. Essa abordagem envolve uma série de etapas que devem ser cumpridas a fim de que (1) se estabeleçam amplas metas de conservação para uma região específica, (2) sejam mapeados grupos de espécies ou regiões com alto valor de conservação, (3) sejam identificadas onde as áreas de conservação devem ser estabelecidas a fim de que se alcancem as metas propostas, e (4) desenvolva-se uma estratégia de implantação para que se alcancem os resultados esperados (Margules & Pressey, 2000).

Algoritmos para a identificação de áreas prioritárias

Estratégias de conservação baseada na seleção de regiões prioritárias geralmente incluem como um de seus critérios-alvo a minimização da área total de uma determinada rede de reservas, muito embora uma gama de outros critérios (tais como o nível de ameaça de espécies, ou a condição de conservação ou risco iminente das regiões avaliadas) possa também ser utilizada (Smith *et al.*, 2006). De qualquer maneira, o critério mais importante para identificar e delinear redes de reservas deve ser o de atingir uma representação máxima de biodiversidade com o menor custo possível (Pressey *et al.*, 1996; Margules & Pressey, 2000). Esse processo normalmente envolve o uso de programas

específicos de computador que identificam soluções quase-ótimas (expressas como redes de reservas) que representam bem os alvos predefinidos, tais como o número de espécies desejadas a porcentagem de habitats nativos desejado. Atualmente, tais técnicas de planejamento são consideradas as mais apropriadas para o desenho de redes de áreas protegidas (Pressey & Cowling, 2001; Margules & Sarkar, 2007).

Para trazer flexibilidade ao processo de seleção de áreas para a conservação é essencial que sejam identificados diferentes conjuntos de áreas importantes, isto é, que se crie alternativas aos conjuntos de áreas prioritárias (Pressey *et al.*, 1996). Diversos métodos ou algoritmos foram desenvolvidos para criar um sistema de reservas que maximize a representação da biodiversidade em uma determinada região (para uma revisão, veja Cabeza & Moilanen, 2001). Hoje em dia, a maneira mais eficiente de decidir que conjunto de áreas engloba a representação mais inclusiva das espécies de uma região particular é utilizar algoritmos iterativos baseados em complementaridade de alguma medida de interesse, geralmente a riqueza total de espécies do táxon considerado (Pressey *et al.*, 1996; Reyers *et al.*, 2000). Tal abordagem é relativamente simples e maximiza o ganho de espécies na menor área possível (Csuti *et al.*, 1997; Reyers *et al.*, 2000). Embora se presume que, em geral, áreas menores correspondem a custos menores, isto não é necessariamente verdadeiro (veja abaixo).

De forma resumida, os algoritmos de priorização de área podem ser divididos em dois tipos básicos: os heurísticos (mais simples) e os meta-heurísticos ou quase-ótimos (mais complexos). Os heurísticos, como o bastante conhecido algoritmo “*greedy*” (“ganancioso”), levam em consideração apenas a representação de espécies, para um alvo de conservação predeterminado (p. ex., cada espécie deve ocorrer em pelo menos uma das áreas candidatas à prioritárias; ou então, pelo menos 80% de todas as espécies devem fazer parte das áreas mais importantes) (Cabeza & Moilanen, 2001, Sarkar *et al.*, 2006; Vanderkam *et al.*, 2007). O que este algoritmo faz é iniciar um conjunto prioritário com a região mais rica em espécies dentre todas as disponíveis. Em seguida, é acrescentada a região que contém o maior número de espécies não existentes na primeira. Logo, busca-se uma terceira região que contenha o maior número possível de espécies que não ocorrem no conjunto das duas primeiras regiões, e assim sucessivamente. Esse algoritmo incorpora, implicitamente, o princípio da complementaridade, por meio do qual se busca a máxima diversidade beta na

menor área possível (Pressey *et al.*, 1996). A principal vantagem desse método de seleção de áreas é que sua lógica é muito simples. Além disto, ao se refazer a análise, deve-se chegar sempre ao mesmo conjunto prioritário, uma vez que por este algoritmo alcança-se o menor conjunto possível, isto é, uma única solução para o problema de se encontrar áreas mais importantes baseadas na representação de espécies. Isso torna o processo inteligível e facilmente explicável àqueles que não lidam diretamente com análises desse tipo, sendo, portanto, o método mais apropriado para uso em esferas externas ao meio acadêmico e à Biologia da Conservação: tomadores de decisão, políticos, gestores com outra formação técnica, etc.

Os algoritmos meta-heurísticos trabalham com uma lógica diferente para a identificação de áreas prioritárias. Esses algoritmos não chegam a uma só solução (um conjunto prioritário), mas simulam vários conjuntos “ótimos” e sobrepõem todos eles com o intuito de encontrar uma solução consensual, e, portanto, realmente ótima ou quase-ótima, como tem-se discutido na literatura (Sarkar *et al.*, 2006; Smith *et al.*, 2006; Vanderkam *et al.*, 2007; Margules & Sarkar, 2007). Isso é possível porque não se trabalha com uma só sequência de acréscimo de regiões; em vez disto, diversas possibilidades são geradas por meio de simulações computacionais. Essas análises, teoricamente, trazem mais confiança para o conjunto prioritário final (Vanderkam *et al.*, 2007). Outra vantagem importante desses algoritmos é a possibilidade de se incluir restrições (tais como custos) nas análises e, portanto, no delineamento dos conjuntos prioritários (Andelman *et al.*, 1999; Possingham *et al.*, 2000, Sarkar *et al.*, 2006). Por exemplo, é possível procurar conjuntos mínimos em que a extensão da área total funcione como uma “penalidade” aplicada a todas as soluções geradas. Dessa forma, soluções finais com área total muito extensa seriam mais caras em termos de implantação e, portanto, relegadas perante outros conjuntos com menor área total, e, por isso mesmo, com menor custo.

No exemplo acima, a área total é apenas uma das variáveis que pode ser usada como restrição; diversas outras (p. ex., nível de ameaça das espécies, grau de impacto humano das regiões, características ecológicas ou evolutivas das espécies) podem ser incluídas no modelo de priorização, embora isso raramente tenha sido feito por enquanto (mas veja, como exemplo, Strange *et al.*, 2006; Copeland *et al.*, 2007; Loyola *et al.*, 2008a, b). A grande desvantagem dos algoritmos meta-heurísticos é que eles são pouco intuitivos e são

necessárias diversas etapas com escolhas até certo ponto arbitrárias de variáveis e dos valores que lhes são atribuídos, bem como dos alvos definidos em cada modelo. Esse problema foi chamado de “efeito caixa-preta” (Vanderkam *et al.*, 2007): após inserir diversos parâmetros em um modelo, o programa gera literalmente milhões de simulações e oferece um resultado ótimo – sacrificando, no processo, a transparência do processo de priorização (Sarkar *et al.*, 2006).

Alguns autores sugerem que algoritmos heurísticos não podem garantir resultados ótimos (maior representação na menor área possível) assim como também não são capazes de informar o grau de sub-otimização da solução, isto é, do conjunto prioritário identificado (Pressey *et al.*, 1996; Sarkar *et al.*, 2006; Vanderkam *et al.*, 2007). De qualquer forma, os algoritmos heurísticos parecem ser ainda eficientes, dado que suas soluções não parecem ser substancialmente piores que aquelas obtidas por algoritmos ótimos (Vanderkam *et al.*, 2007), embora alguns autores insistam nessa diferença (p. ex., Pressey *et al.*, 1996). Além disso, certo grau de sub-otimização parece não ser um problema real na prática, uma vez que outros fatores políticos e ecológicos influenciam nas decisões sobre a alocação real de reservas (Pressey *et al.*, 1996; Pressey & Cowling, 2001; Vanderkam *et al.*, 2007). Ainda assim, por sua maior rigorosidade e possibilidade de inclusão de restrições importantes em práticas de conservação, os algoritmos meta-heurísticos (em especial o denominado *simulated annealing*) têm sido mais amplamente usados no planejamento sistemático de conservação.

Uma questão de escala

Aparentemente, a eficiência de um ou outro método pode ser muito dependente da escala de trabalho envolvida. Quando as unidades geográficas de estudo estão em uma escala regional (na qual as unidades avaliadas são ecorregiões, ou tipos de vegetação) a diferença no número de regiões prioritárias em uma solução ótima ou sub-ótima pode ser, até certo ponto, relevada, pois essas regiões não funcionam como unidades de conservação a serem realmente implantadas. Em vez disto, essas soluções apenas indicam onde os esforços de conservação devem ser concentrados (Loyola *et al.*, 2007). Por outro lado, em escala ainda menor, como a utilizada no delineamento de reservas naturais, algoritmos mais complexos podem ser mais informativos e criteriosos, em função da incorporação outras variáveis econômicas ou socioambientais envolvidas (tais como uso de solo, preço de terra, ocupação humana, veja Whittaker *et al.*, 2005).

Ainda hoje, nosso conhecimento sobre a biodiversidade permanece inadequado, sendo afetado por problemas conhecidos como déficits Linneano e Wallaceano (Lomolino *et al.*, 2004, Whittaker *et al.*, 2005). O déficit Linneano refere-se ao fato de que da maioria das espécies encontradas no planeta ainda não está formalmente reconhecida e descrita, ao passo que o déficit Wallaceano sinaliza que, para a maioria dos grupos taxonômicos, as distribuições geográficas são pouco conhecidas e possuem inúmeras lacunas (Bini *et al.*, 2006). Ambos estes problemas são dependentes de escalas espaciais ou de tempo – tanto evolutiva, quanto ecológica – em que se realiza uma análise (Whittaker *et al.*, 2005). A propósito da questão da escala de estudo, deve-se destacar que, atualmente, a maioria das análises de priorização emprega como unidades geográficas padrão *grids* com área total padronizada (frequentemente, 1° latitude x 1° longitude). Diversas ferramentas de análise foram desenvolvidas com base nesse tipo de unidade, como os programas *SITES* (Andelman *et al.*, 1999; Possingham *et al.*, 2000), *C-Plan* (Anônimo, 2001), *MARXAN* (Ball & Possingham, 2000), *CLUZ* (Smith, 2004), entre outros. Estas ferramentas são especialmente úteis dentro de regiões com menor extensão, mas um de seus principais problemas é que requerem uma alta densidade e cobertura de registros de ocorrência de espécies nas células que compõem estes *grids* (Lamoreux *et al.*, 2006) e são extremamente sensíveis a deficiências na qualidade dos dados (Flather *et al.*, 1997; Araújo, 2004; Loyola *et al.*, 2008a, Loyola *et al.* 2009a). Isto se torna especialmente problemático na região Neotropical, pois registros de espécies nesta região são muito esparsos e altamente desiguais (Brooks *et al.*, 2006), com áreas muito bem inventariadas e outras com grande deficiência de dados – um grande déficit Wallaceano. Nesse caso, análises baseadas em *grids* são menos eficientes, principalmente em escala continental (Kress *et al.*, 1998). Além disso, exercícios de priorização são também dependentes de escala (Brooks *et al.*, 2006).

Uma maneira de superar ou contornar a falta de dados de campo é sua substituição por distribuições geográficas esperadas das espécies, obtida por modelagem preditiva (Bini *et al.*, 2006, Urbina-Cardona & Loyola 2008). Mas isso, obviamente, é um paliativo à obtenção de dados reais de distribuição geográfica de espécies, porque expõe as análises de priorização de áreas, além de seus próprios problemas, aos pressupostos e erros potenciais dos métodos de modelagem de distribuição de espécies (Guisan *et al.*, 2006; Araújo & Guisan, 2006; Meynard & Quinn, 2007).

Ecorregiões como unidades geográficas

Outro problema associado à priorização de áreas baseadas em *grids* fixos (como as células de 1° de latitude e longitude) é que tais unidades geográficas não refletem nenhum tipo de característica ecológica ou divisão política das áreas. Assim, em um mesmo *grid* é possível encontrar comunidades ecológicas muito díspares (p. ex., formações vegetais distintas) e fronteiras políticas (limites entre estados ou países) nas quais a integração necessária a uma estratégia de conservação eficiente é inviável. O problema cresce à medida que as células unitárias são maiores, como as que têm de ser usadas para regiões com dados muito escassos. Esse problema não acontece quando se usa regiões delimitadas por critérios ecológicos, como as ecorregiões (Olson *et al.*, 2001). Ecorregiões são unidades geográficas delimitadas por similaridade de fauna e flora – suas fronteiras tentam refletir a distribuição real das comunidades no espaço geográfico (Olson *et al.*, 2001). Tais unidades geográficas são atualmente utilizadas em programas de conservação propostos pela *The Nature Conservancy* (Groves, 2003), pelo Fundo Mundial para a Conservação da Natureza (WWF) em associação com o Banco Mundial (Olson *et al.*, 2001, 2002; Olson & Dinerstein, 2002; WWF 2006), pelo *Global Environment Facility* (GEF), e no delineamento das áreas prioritárias (*Hotspots*) e das grandes áreas naturais (*Wilderness areas*) propostos pela Conservação Internacional (Mittermeier *et al.*, 2003, 2004). Ecorregiões têm também influenciado decisões governamentais relacionadas ao manejo de recursos naturais (veja Loyola *et al.*, 2007, 2008a, b, 2009a).

Uma vez que a maioria das decisões em políticas públicas é tomada por países individualmente, ou seja, dentro de suas fronteiras nacionais, ecorregiões podem funcionar como as maiores unidades geográficas operacionais nas quais as decisões podem ser realmente tomadas e implantadas. Não obstante, essas unidades apenas recentemente passaram a receber mais atenção em exercícios de avaliação (veja Lamoreux *et al.*, 2006).

PARA ALÉM DA CONTAGEM E REPRESENTAÇÃO DE ESPÉCIES

Programas e análises de priorização para a conservação de espécies normalmente enfatizam áreas com grande riqueza de espécies ou altos níveis de endemismo nas quais diversas espécies encontram-se sob risco iminente de extinção, ou onde a perda de habitat já ocorreu ou é intensa (Stattersfield *et al.*, 1998; Olson & Dinerstein, 2002; Mittermeier *et al.*, 2004;

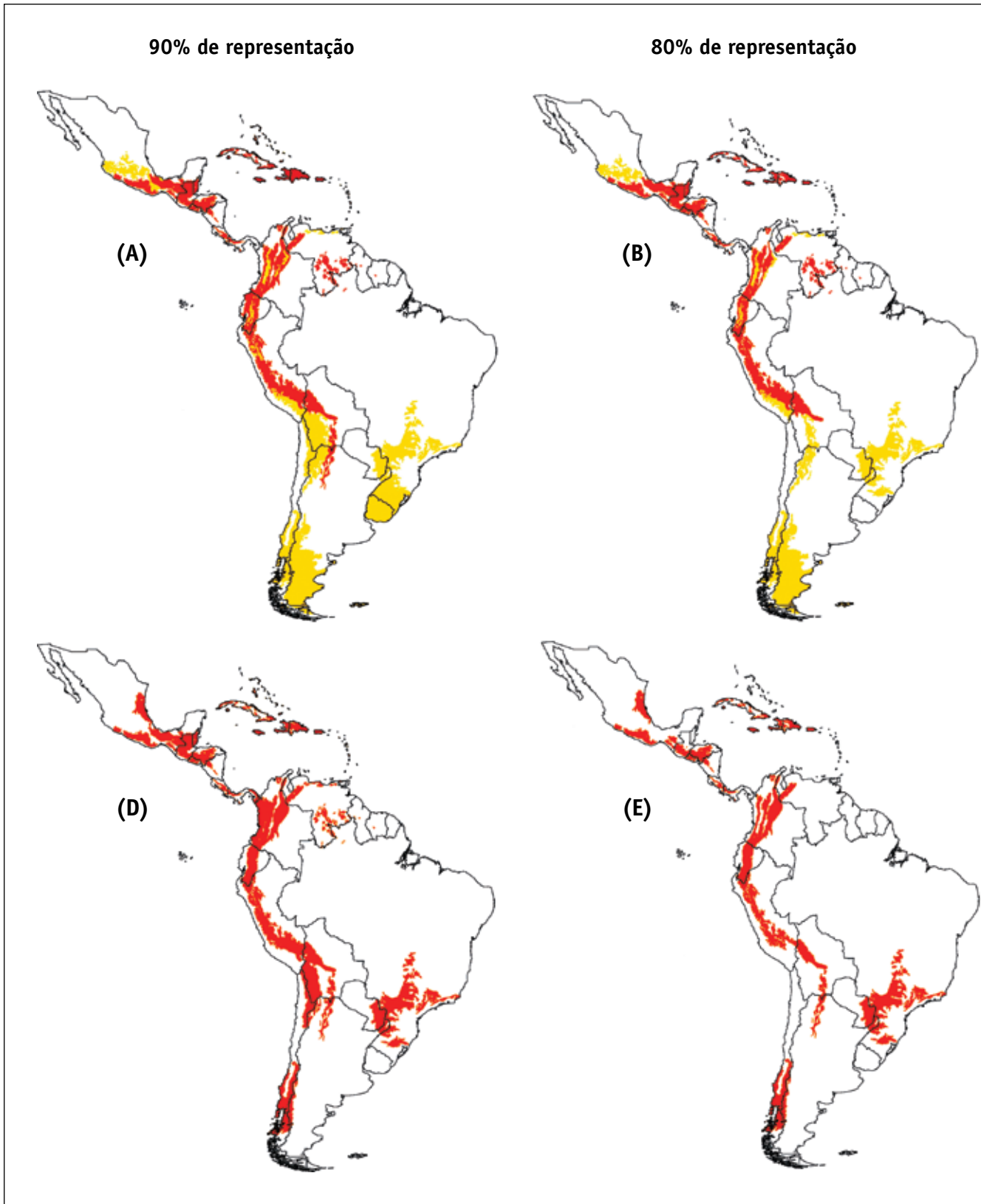
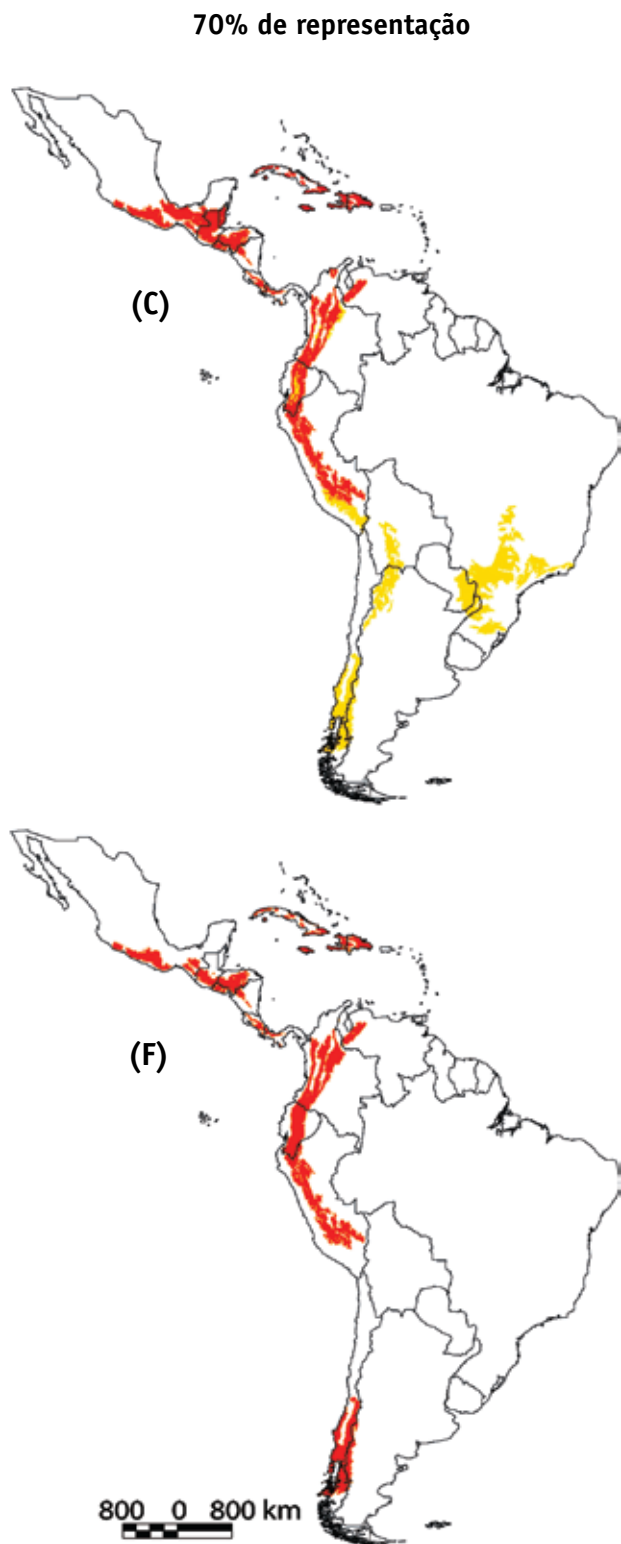


FIGURA 1 – Em A-C, mostram-se conjuntos mínimos de ecorregiões necessárias para a representação de espécies com diferentes modos reprodutivos: tanto aquelas com fase larval aquática (em amarelo) quanto as com desenvolvimento terrestre (em vermelho), sob diferentes níveis de corte de representação de espécies (90, 80 e 70%). Ecorregiões prioritárias para espécies com ambos os modos reprodutivos são representadas em cor de laranja. Em D-F, mostram-se conjuntos mínimos necessários para a representação de anuros sob diferentes níveis de



corte de representação de espécies (90, 80 e 70%). Nesse caso, os modos reprodutivos não foram incluídos nas análises. Note a perda progressiva de regiões prioritárias para espécies cuja ontogenia inclui uma fase larval aquática. Adaptado de Loyola *et al.* (2008a).

Cardillo *et al.*, 2006). Esta é, no entanto, uma abordagem emergencial que corresponde à necessidade de minimizar a perda de biodiversidade em regiões onde perturbações antrópicas severas dos habitats naturais já ocorreram ou estão ocorrendo (Cardillo *et al.*, 2006). Todavia, devido às altas taxas de perda e degradação de habitats e ao aumento dos impactos causados por populações humanas, torna-se igualmente importante a identificação de áreas nas quais os impactos humanos podem ser atualmente pequenos, mas o risco futuro de perda de espécies é alto (Loyola *et al.*, 2008b, 2009b). A identificação dessas áreas pode ser feita por meio da inclusão – no processo de seleção de áreas – de outros atributos que vão além da contagem e da representação de espécies, sejam elas endêmicas ou ameaçadas. Tais atributos podem ser (1) características ecológicas das espécies (p. ex., densidade populacional, risco de extinção), características de história de vida (como modos reprodutivos, tempo de gestação, tamanho de ninhada), assim como características evolutivas (p. ex., diversidade filogenética, tamanho corporal, tamanho da área de distribuição geográfica) (Cardillo *et al.*, 2006, Loyola *et al.*, 2008a, b), ou (2) características inerentes às próprias regiões potencialmente prioritárias: nível de impacto humano, preço de terra, integridade da paisagem, padrão de uso de solo, custo de implementação de áreas, etc. (Strange *et al.*, 2006, Copeland *et al.*, 2007, Loyola *et al.*, 2008b, 2009b).

Em um trabalho local, Copeland *et al.* (2007) utilizaram áreas de conservação já estabelecidas no estado do Wyoming (EUA) para identificar áreas mais importantes para a conservação em relação a sua vulnerabilidade potencial, e, a partir daí, avaliaram os prováveis custos de conservação nestas áreas. Como medida de risco futuro, os autores utilizaram taxas de uso de terra que vêm gerando impactos na região. Assim, foi associado o custo de conservação à vulnerabilidade das áreas, de maneira que áreas mais vulneráveis fossem mais dispendiosas para a conservação na prática. Os autores mostraram que o custo monetário necessário para reverter os impactos associados a ameaças futuras em todas as áreas com baixa vulnerabilidade (~ 650.000 ha), cobriria apenas 5% da área total (~ 121.000 ha) necessária para a conservação eficiente de regiões altamente vulneráveis. Estudos como estes podem auxiliar na implementação de ações conservacionistas, por propor uma metodologia que inclui estimativas de custo monetário associadas à urgência de intervenção nas áreas selecionadas. Isso, teoricamente, pode ser aplicado em qualquer escala espacial, inclusive por instituições que desenvolvem e implementam programas de conservação (Copeland *et al.* 2007).

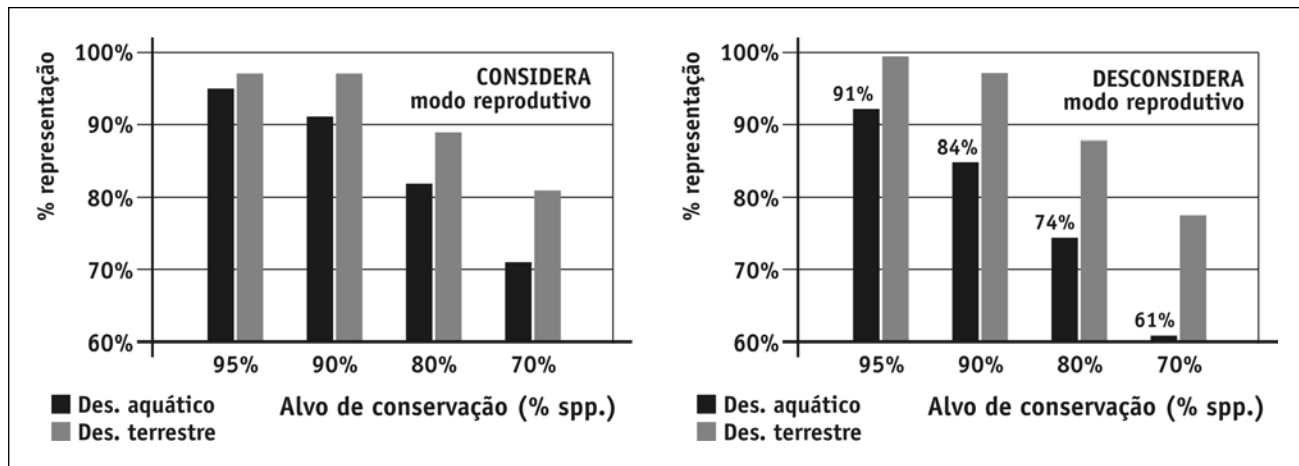


FIGURA 2 – Porcentagem de representação de espécies de anuros ameaçados de extinção na região Neotropical atingida sob diferentes alvos de conservação. Note a sub-representação de espécies com fase larval aquática quando os modos reprodutivos não são considerados nas análises de priorização: o alvo original de representação não é sequer atingido.

Outro exemplo instrutivo é o trabalho de Strange *et al.* (2006) realizado em escala regional, na Dinamarca. Usando dados da distribuição geográfica de 763 espécies em oito grupos taxonômicos distintos, estes autores compararam custos da inclusão de novas áreas na rede de áreas protegidas já existente, no país com vistas a conservação de todas as espécies. Eles concluíram que o custo do planejamento de conservação elaborado de maneira independente para cada estado do país é aproximadamente 20 vezes maior que uma estratégia traçada nacionalmente. Além disso, a substituição de uma variável direta, como o preço da terra, por outra indireta (a área total das localidades consideradas) aumenta em muito o custo esperado das áreas, sem necessariamente aumentar a representação das espécies. Resultados como esse sugerem que o uso de variáveis independentes das espécies per se são muito úteis na seleção de áreas prioritárias e na criação de cenários mais realistas para políticas públicas de conservação (Strange *et al.* 2006).

Em um estudo recente (Loyola *et al.*, 2008a) identificamos áreas prioritárias para a conservação de anuros ameaçados de extinção na região Neotropical. Todas as espécies de anuros foram separadas, segundo seu modo reprodutivo, em dois grupos: aquelas com fase larval aquática (isto é, cuja parte do ciclo de vida necessariamente se desenvolve em ambientes aquáticos como riachos, poças temporárias, etc.) e aquelas com desenvolvimento terrestre (incluindo espécies com desenvolvimento direto). Em seguida, identificamos conjuntos de ecorregiões prioritárias para a conservação de anuros ameaçados como um todo, e de espécies com larva

aquática e desenvolvimento terrestre separadamente. O conjunto prioritário para a conservação de todas as espécies ameaçadas de extinção hoje em dia é composto por 66 ecorregiões. Entre estas, 30 são extremamente importantes para a conservação de espécies com ambos modos reprodutivos – tais regiões concentram-se na Mesoamérica e no Andes. Em contrapartida, 26 são prioritárias exclusivamente para a conservação de espécies com larva aquática, distribuindo-se amplamente ao longo da América Central e do Sul; e apenas 10 exclusivamente para espécies com desenvolvimento terrestre, a maioria concentrada nos Andes (Loyola *et al.*, 2008a). Os resultados esclarecem que, quando o modo reprodutivo das espécies não é incluído nas análises de seleção de áreas prioritárias, regiões extremamente importantes para espécies com larva aquática não são incluídas na solução (Figura 1). Isto quer dizer que espécies com desenvolvimento terrestre são favorecidas e que a representação de espécies com larva aquática é prejudicada (Figura 2) – o que é extremamente grave, pois as espécies deste último grupo possuem os maiores índices de declínio populacional registrados hoje em dia (Becker & Loyola, 2008). Loyola *et al.* (2008a) mostraram como a inclusão de características da história de vida (no caso, o modo reprodutivo de indivíduos adultos) das espécies no processo de priorização pode gerar conjuntos prioritários mais abrangentes que, por sua vez, subsidiam estratégias de conservação mais eficientes para este grupo.

Para além destes resultados, exploramos a inclusão de diferentes características ecológicas (p. ex., risco de extinção e raridade) e evolutivas (p. ex., tamanho

corporal e diversidade filogenética) nos exercícios de priorização de áreas (Loyola *et al.*, 2008b, 2009b). Isto foi feito para um grupo específico e bastante vulnerável – os mamíferos da ordem Carnívora. Baseado nas espécies de carnívoros que ocorrem em cada uma das 179 ecorregiões Neotropicais, mapeamos os padrões de distribuição espacial de diversidade filogenética, tamanho do corpo, raridade e risco de extinção ao longo da região Neotropical (Figura 3 A-D). Combinamos então estes padrões com o objetivo de gerar uma restrição nas análises de priorização, de modo que os conjuntos prioritários não apenas representassem todas as espécies (como no estudo precedente), mas também favorecessem regiões com espécies que, simultaneamente, possuem alta diversidade filogenética, grande tamanho corporal, são raras e se encontram em categorias de ameaça elevada. Isto nos fornece um cenário de alta vulnerabilidade e que requer intervenção urgente para a conservação adequada das espécies. Esse cenário foi então sobreposto a outro derivado independentemente das espécies em questão, mas que visava minimizar os conflitos de conservação por meio da inclusão de ecorregiões menos impactadas por populações humanas (Figura 3 E). A conclusão é que algumas ecorregiões fazem parte de mais de um cenário de conservação e que, portanto, trariam um bom retorno de investimento em longo prazo, pois conservam regiões ainda pouco impactadas pela ação do homem (que possuem menores taxas de desmatamento e conversão de habitat, menores densidades populacionais humanas, etc.), mas em contrapartida, abrigam espécies extremamente vulneráveis e que necessitam uma intervenção urgente para que sejam salvas da extinção (ecorregiões em vermelho na Figura 3 E, ver também Loyola *et al.*, 2008b).

MELHORANDO AS AVALIAÇÕES DE RISCO DE EXTINÇÃO: POPULAÇÕES VS. ESPÉCIES

Pesquisas sobre a extinção de populações e espécies têm revelado um declínio acelerado da biodiversidade nos dias atuais (Ceballos *et al.*, 2005). Isso foi mencionado anteriormente, mas declínios e extinções populacionais parecem ser indicadores mais sensíveis da perda de biodiversidade que a extinção de espécies (ver também Aleixo, neste volume). Isso ocorre, pois diversas espécies que perderam uma grande proporção de suas populações ainda serão provavelmente extintas regional ou globalmente, contribuindo para as estatísticas de extinção de espécies no futuro (Ceballos & Ehrlich, 2002).

Um bom exemplo pode ser dado pelos anfíbios. Populações de anfíbios estão declinando em todo o mundo e isto tem causado grande preocupação (Stuart *et al.*, 2004, Loyola *et al.*, 2008a). Dentre os demais vertebrados, os anfíbios apresentam a maior proporção de espécies ameaçadas, assim como o maior número de registros de populações declinantes (IUCN *et al.*, 2006). Níveis tão altos de declínios em nível populacional e de espécies têm criado demandas por estratégias eficientes que maximizem os esforços de conservação para este grupo.

Recentemente, avaliamos a correlação entre avaliações de risco de extinção de anfíbios em nível populacional [desenvolvido pela Força Tarefa para o Declínio Global de Anfíbios (DAPTF), DAPTF, 2007] e em nível específico [desenvolvido pela IUCN e a Avaliação Global de Anfíbios (GAA), IUCN *et al.*, 2006] (Becker & Loyola, 2008). Tal correlação foi avaliada em escala global tanto para grandes províncias biogeográficas (Australiana, Neártica, Neotropical, Paleártica e Indo-Malaia) quanto para países que possuem registros numerosos e confiáveis sobre declínios de populações de anfíbios. A conclusão do estudo é que as avaliações de risco feitas em diferentes níveis (populacional e específico) não coincidem totalmente ao longo de diferentes regiões geográficas, isto é, o nível de congruência entre ambos os critérios de avaliação varia de acordo com as regiões estudadas.

Muitos anfíbios cujas populações encontram-se em declínio não estão incluídos nas listas de espécies ameaçadas de extinção publicadas pela IUCN. Nas regiões Paleártica e Indo-Malaia, menos de 25% das espécies com populações declinantes estão classificadas como oficialmente ameaçadas. Por outro lado, mais de 60% das espécies Australianas cujas populações estão em declínio, encontram-se listadas como ameaçadas de extinção segundo IUCN *et al.* (2006) (Figura 4). Entre as espécies ameaçadas, aquelas com desenvolvimento aquático são bastante mais frequentes, reforçando a necessidade da inclusão de modos reprodutivos nos exercícios de priorização de áreas para anfíbios. Como consequência, sugere-se que em diversas regiões do planeta, estratégias de conservação para anfíbios podem ser muito mais abrangentes e eficazes caso sejam utilizadas informações complementares sobre o risco de extinção baseadas em tendências populacionais coletadas ao longo de uma série temporal, definida assim como aquelas provenientes de listas oficiais de espécies ameaçadas (Becker & Loyola, 2008). Recomenda-se, portanto que a comunidade científica faça uso de todas as fontes de dados disponíveis para desenvolver

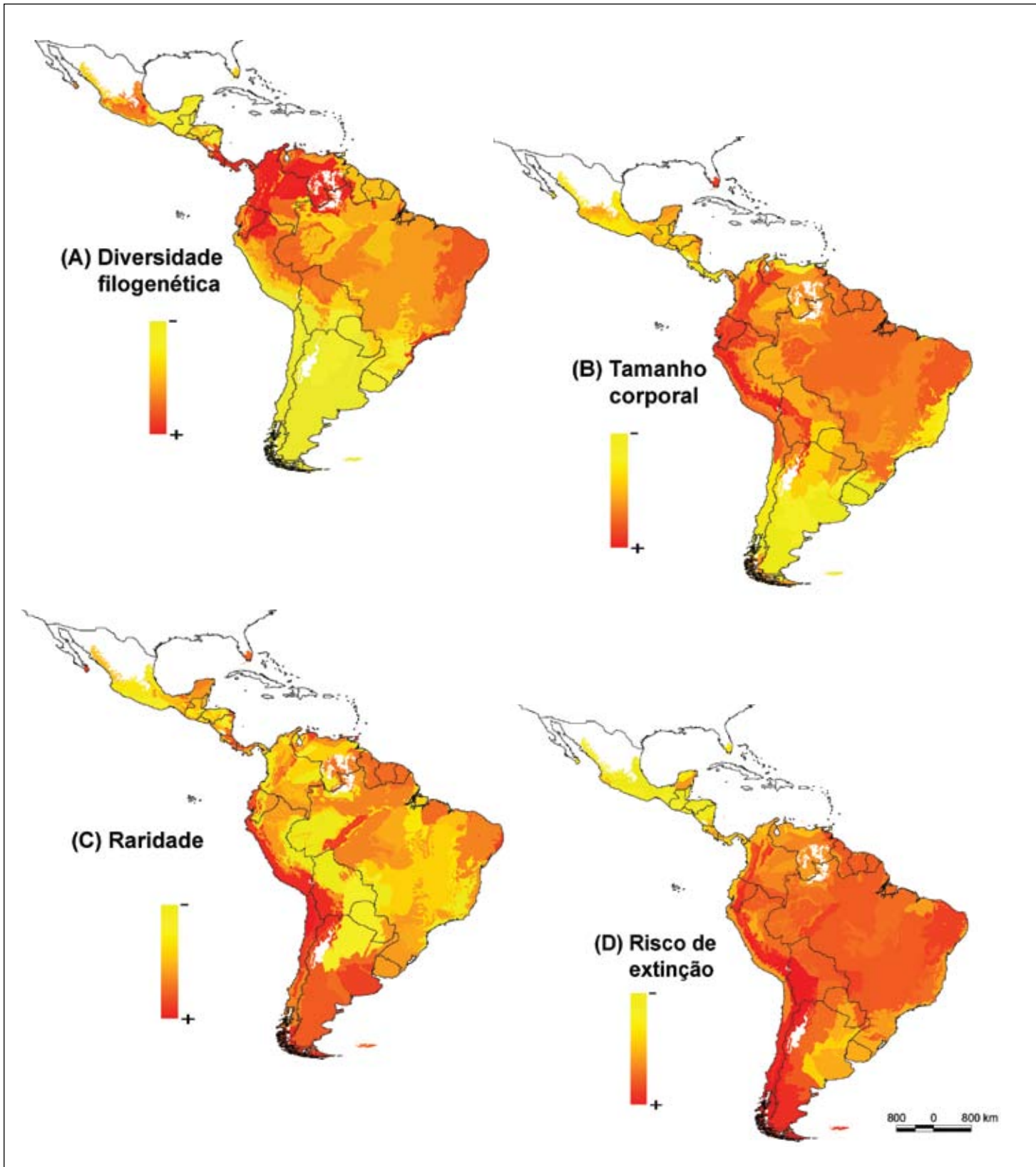
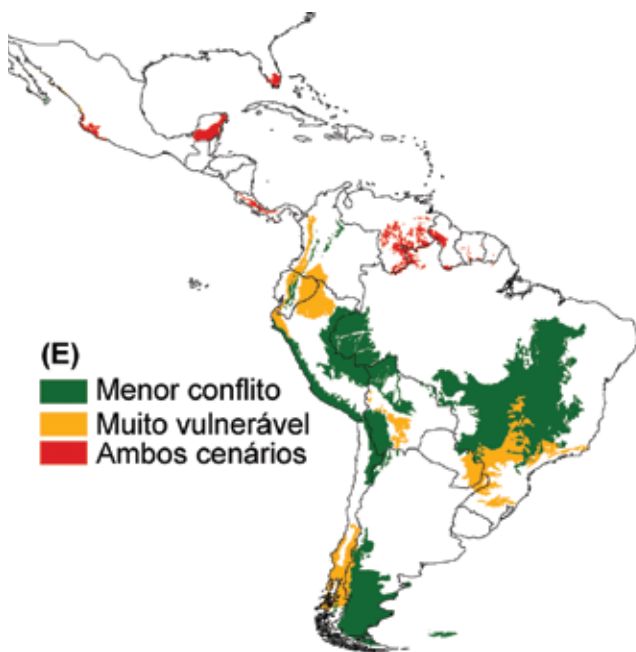


FIGURA 3 – Padrões espaciais de (A) diversidade filogenética, (B) tamanho corporal, (C) raridade e (D) risco de extinção, segundo a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN 2007. O gradiente de cores exibido pela ecorregiões reflete valores baixos (amarelos) a altos (vermelhos) para essas características. Em (E), conjuntos mínimos para a representação de todas as espécies de carnívoros Neotropicais sob um cenário muito vulnerável e de intervenção urgente (ecorregiões em cor de laranja) combinado com aquele



onde haverá possivelmente um menor conflito de conservação (ecoregiões em verde). Ecoregiões prioritárias compartilhadas por ambos cenários são mostradas em vermelho. Adaptado de Loyola *et al.* (2008b).

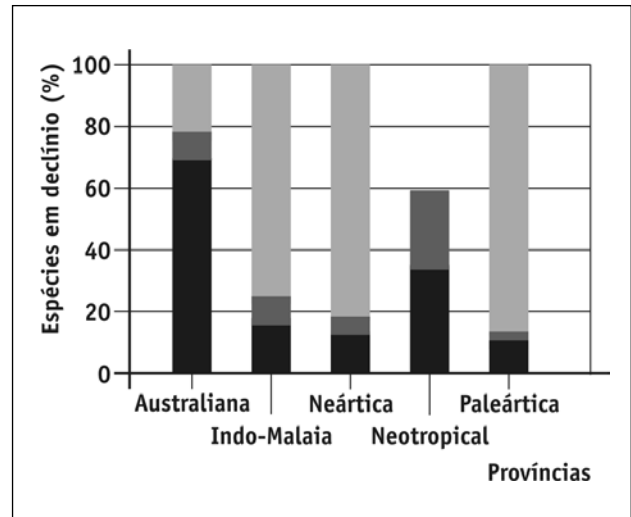


FIGURA 4 – Porcentagem de espécies com declínio registrado por província biogeográfica. **Barras pretas** representam espécies cujo desenvolvimento inclui uma fase larval aquática, **barras cinza escuro** representam espécies com desenvolvimento terrestre, **barras cinza claro** representam espécies não ameaçadas. Grau de ameaça obtido por meio da Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção da IUCN 2007. Adaptado de Becker & Loyola (2008).

estratégias integradas e abrangentes para a conservação da fauna. Não se sabe o quanto avaliações de extinção em diferentes níveis são coincidentes ou não para outros grupos taxonômicos, especialmente invertebrados. Novos estudos precisam ser desenvolvidos nessa área por influenciarem no estabelecimento de prioridades de conservação desde a escala regional até a global. Isso será extremamente útil no direcionamento e na alocação de esforços de conservação onde eles realmente são necessários.

Conforme exposto acima, existem hoje diferentes abordagens para a identificação de prioridades de conservação, especialmente aquelas aplicadas a grandes escalas (Sarkar *et al.*, 2006, Mace *et al.*, 2007). Tais abordagens vão desde o uso de grupos indicadores e da congruência entre a riqueza de espécies e níveis de endemismo entre diferentes grupos taxonômicos, até a identificação de áreas prioritárias para a conservação de determinados grupos – o que pode ser melhorado tanto com a inclusão de características biológicas das espécies a serem conservadas e quanto por meio de avaliações de risco de extinção nos níveis populacionais e específicos. Independente de suas diferenças metodológicas, todas essas abordagens assentam-se sobre o arcabouço conceitual e teórico proposto pela Biogeografia da Conservação (Whittaker *et al.*,

2005) e pelo Planejamento Sistemático de Conservação (Margules & Pressey, 2000). O uso de diferentes abordagens sustentadas pelo conhecimento teórico fornece-nos uma base científica fundamental para o delineamento de estratégias de conservação cada vez mais bem definidas que farão parte de um processo de negociação muito mais complexo e interdisciplinar, porém imprescindível para a implementação política de reservas e outros meios para a conservação da biodiversidade em diferentes escalas geográficas.

AGRADECIMENTOS

Somos gratos a José Alexandre Felizola Diniz-Filho e José Maria Cardoso da Silva pelo convite e gentileza de incluir nosso artigo nesse volume especial. Agradecemos também a Gustavo A. B. Fonseca, José A.F. Diniz-Filho, Umberto Kubota, Célio F.B. Haddad, Carlos Guilherme Becker, Guilherme de Oliveira e Carlos R. Fonseca pelas inúmeras discussões e sugestões em nossos trabalhos sobre priorização de áreas para a conservação. Rafael D. Loyola foi apoiado pelo CNPq (140267/2005-0). A pesquisa de Thomas M. Lewinsohn é financiada pelo CNPq (306049/2004-0) e FAPESP (04/15482-1).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aleixo, A. 2009. Conceitos de espécie e suas implicações para a conservação. *Megadiversidade* 5(1): 87-95.
- Andelman, S., I. Ball, F. Davis & D. Stoms. 1999. SITES v. 1.0: An analytical toolbox for designing ecoregional conservation portfolios. Technical report, The Nature Conservancy.
- Anônimo, 2001. C-Plan Conservation Planning Software. User Manual for C-Plan Version 3.06, New South Wales National Parks and Wildlife Service, Armidale.
- Araújo, M.B. & A. Guisan. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33: 1677-1688.
- Araújo, M.B. 2004. Matching species with reserves – uncertainties from using data at different resolutions. *Biological Conservation* 118: 533–538.
- Ball, I. & H. Possingham. 2000. MARXAN v 1.8.2 – Marine Reserve Design using Spatially Explicit Annealing. University of Queensland, Brisbane, Australia.
- Becker, C.G. & R.D. Loyola. 2008. Extinction risk assessments at the population and species level: implications for amphibian conservation. *Biodiversity and Conservation* 17: 2297-2304.
- Bini, L.M., J.A.F. Diniz-Filho, T.F.L.V.B. Rangel, R.P. Bastos & M.P. Pinto. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distributions* 12: 475-482.
- Brooks, T., A. Balmford, N. Burgess, J. Fjeldsa, L.A. Hansen, J. Moore, C. Rahbek & P. Williams. 2001. Toward a blueprint for conservation in Africa. *Bioscience* 51: 613-624.
- Brooks, T.M., R.A. Mittermeier, G.A.B. da Fonseca, J. Gerlach, M. Hoffmann, J.F. Lamoreux, C.G. Mittermeier, J.D. Pilgrim & A. S. L. Rodrigues. 2006. Global biodiversity conservation priorities. *Science* 313: 58-61.
- Cabeza, M. & A. Moilanen. 2001. Design of reserve networks and the persistence of biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 242-248.
- Cardillo, M., G.M. Mace, J. L. Gittleman & A. Purvis. 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 103: 4157-4161.
- Ceballos, G. & P.R. Ehrlich. 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science* 296: 904-907.
- Ceballos G, P.R. Ehrlich, J. Soberón, I. Salazar & J.P. Fay. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607
- Copeland, H.E., J.M. Ward & J.M. Kiesecker. 2007. Assessing tradeoffs in biodiversity, vulnerability and cost when prioritizing conservation sites. *Journal of Conservation Planning* 3: 1-16.
- Csuti, B., S. Polasky, P.H. Williams, R.L. Pressey, J.D. Camm, M. Kershaw, A.R. Kiestler, B. Downs, R. Hamilton, M. Huso & K. Sahr. 1997. A comparison of reserve selection algorithms using data on terrestrial vertebrates in Oregon. *Biological Conservation* 80: 83-97.
- DAPTF 2007. Declining Amphibian Database – DAD. Declining Amphibian Populations Task Force. www.open.ac.uk/daptf
- Flather, C.H., K.R. Wilson, D.J. Dean & W.C. McComb. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analysis. *Ecological Applications* 7: 531-542.
- Gaston, K.J. 1996. Biodiversity - congruence. *Progress in Physical Geography*, 20, 105-112.
- Groves, C. 2003. Drafting a conservation blueprint: a practitioner's guide to planning for biodiversity. Island Press, Washington, EUA.
- Guisan, A., A. Lehmann, S. Ferrier, M. Austin, J.M.C. Overton, R. Aspinall & T. Hastie. 2006. Making better biogeographical predictions of species' distributions. *Journal of Applied Ecology* 43: 386-392.
- Howard, P.C., P. Viskanic, T.R.B. Davenport, F.W. Kigenyi, M. Baltzer, C.J. Dickinson, J.S. Lwanga, R.A. Matthews & A. Balmford. 1998. Complementarity and the use of indicator groups for reserve selection in Uganda. *Nature* 394: 472-475.
- The World Conservation Union (IUCN) 2007. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Suíça.
- IUCN, Conservation International, NatureServe 2006. Global Amphibian Assessment. Disponível em <http://www.globalamphibians.org>.
- Kress, W.J., W.R. Heyer, P. Acevedo, J. Coddington, D. Cole, T.L. Erwin, B.J. Meggers, M. Pogue, R.W. Thorington, R.P. Vari, M.J. Weitzman & S. H. Weitzman. 1998. Amazonian biodiversity: assessing conservation priorities with taxonomic data. *Biodiversity and Conservation* 7: 1577-1587.
- Lamoreux, J.F., J.C. Morrison, T.H. Ricketts, D.M. Olson, E. Dinerstein, M.W. McKnight & H. H. Shugart. 2006. Global tests

- of biodiversity concordance and the importance of endemism. *Nature* 440: 212-214.
- Lawton, J.H. & R.M. May. (eds). 1995. *Extinction rates*. OUP, Oxford, Reino Unido.
- Lomolino, M.V., D. Sax & J.H. Brown. (eds). 2004. *Foundations of Biogeography*. Chicago University Press, Chicaco, E. U. A.
- Loreau, M., A. Oteng-Yeboah, M.T.K. Arroyo, D. Babin, R. Barbault, M. Donoghue, M. Gadgil, C. Häuser, C. Heip, A. Larigauderie, K. Ma, G. Mace, H.A. Mooney, C. Perrings, P. Raven, J. Sarukhan, P. Schei, R.J. Scholes, & R.T. Watson. 2006. Diversity without representation. *Nature* 442: 245-246.
- Loyola, R.D., U. Kubota, & T.M. Lewinsohn 2007. Endemic vertebrates are the most effective surrogates for identifying conservation priorities among Brazilian ecoregions. *Diversity and Distributions* 13: 389-396.
- Loyola, R.D., C.G. Becker, U. Kubota, C.F.B. Haddad, C.R. Fonseca & T.M. Lewinsohn. 2008a. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depend on their life-history traits. *PLoS ONE* 3(5): e2120. doi:10.1371/journal.pone.0002120
- Loyola, R.D., G. Oliveira, J.A.F. Diniz-Filho & T.M. Lewinsohn. 2008b. Conservation of Neotropical carnivores under different prioritization scenarios: mapping species traits to minimize conservation conflicts. *Diversity and Distributions* 14: 949-960.
- Loyola, R.D., U. Kubota, G.A.B. Fonseca & T.M. Lewinsohn. 2009a. Key Neotropical ecoregions for conservation of terrestrial vertebrates. *Biodiversity and Conservation* 18: 2017-2031.
- Loyola, R.D., L.G.R. Oliveira-Santos, M. Almeida-Neto, D.M. Nogueira, U. Kubota, J.A.F. Diniz-Filho & T.M. Lewinsohn. 2009b. Integrating economic costs and biological traits into global conservation priorities for carnivores. *PLoS ONE*, 4(8): e6807. doi:10.1371/journal.pone.0006807.
- Mace, G.M., H.P. Possingham & N. Learder-Williams. 2007. Prioritizing choices in conservation. In: D. W. Macdonald & K. Service (eds). *Key topics in conservation biology*. pp 17-34. Blackwell, Oxford, Reino Unido.
- Machado, A.B.M., C.S. Martins & G.M. Drummond. 2005. Lista da fauna brasileira ameaçada de extinção: incluindo as espécies quase ameaçadas e deficientes em dados. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, Brasil.
- Margules, C.R. & R.L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405, 243-253.
- Margules, C.R. & S. Sarkar. 2007. *Systematic conservation planning*. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- Meynard, C.N. & J.F. Quinn. 2007. Predicting species distributions: a critical comparison of the most common statistical models using artificial species. *Journal of Biogeography* 34: 1455-1469.
- Mittermeier, R.A., C.G. Mittermeier, T.M. Brooks, J.D. Pilgrim, W.R. Konstant, G.A.B. da Fonseca & C. Kormos. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 10309-10313.
- Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C.G. Mittermeier, J.F. Lamoreux & G.A.B. da Fonseca. 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Cidade do México, México.
- Moore, J.L., A. Balmford, T. Brooks, N.D. Burgess, L.A. Hansen, C. Rahbek & P.H. Williams. 2003. Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation. *Conservation Biology* 17: 207-218.
- Myers, N. & R.A. Mittermeier. 2003. Impact and acceptance of the hotspots strategy: response to Ovadia and to Brummitt and Lughadha. *Conservation Biology* 17: 1449-1450.
- Olson, D.M. & E. Dinerstein. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89: 199-224.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, E.D. Wikramanayake, N.D. Burgess, G.V.N. Powell, E.C. Underwood, J.A. D'Amico, I. Itoua, H.E. Strand, J.C. Morrison, C.J. Loucks, T.F. Allnutt, T.H. Ricketts, Y. Kura, J.F. Lamoreux, W.W. Wettengel, P. Hedao & K.R. Kassem. 2001. Terrestrial ecoregions of the worlds: A new map of life on Earth. *Bioscience* 51: 933-938.
- Olson, D.M., E. Dinerstein, G.V.N. Powell & E.D. Wikramanayake, E.D. 2002. Conservation Biology for the biodiversity crisis. *Conservation Biology* 16: 1-3.
- Orme, C.D.L., R.G. Davies, M. Burgess, F. Eigenbrod, N. Pickup, V.A. Olson, A.J. Webster, T.S. Ding, P.C. Rasmussen, R.S. Ridgely, A.J. Stattersfield, P.M. Bennett, T.M. Blackburn, K.J. Gaston, I.P.F. Owens. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.
- Pearson, D.L. & S.S. Carroll. 1999. The influence of spatial scale on cross-taxon congruence patterns and prediction accuracy of species richness. *Journal of Biogeography* 26: 1079-1090.
- Possingham, H., I. Ball & S. Andelman. 2000. Mathematical methods for identifying representative reserve networks. In: S. Ferson & M. Burgman (eds). *Quantitative Methods for Conservation Biology*. pp 291-306. Springer-Verlag, New York, EUA.
- Pressey, R.L. & R.M. Cowling. 2001. Reserve selection algorithms and the real world. *Conservation Biology* 15: 275-277.
- Pressey, R.L., H.P. Possingham, C.R. Margules. 1996. Optimality in reserve selection algorithms: when does it matter and how much? *Biological Conservation* 76: 259-267.
- Reyers, B., A.S. van Jaarsveld & M. Kruger. 2000. Complementarity as a biodiversity indicator strategy. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 267: 505-513.
- Sarkar, S., R.L. Pressey, D.P. Faith, C.R. Margules, T. Fuller, T., D.M. Stoms, A. Moffett, K.A. Wilson, K.J. Williams, P.H. Williams & S. Andelman. 2006. Biodiversity conservation planning tools: present status and challenges for the future. *Annual Review of Environment and Resources* 31: 123-159.
- Smith, R.J. 2004. *Conservation Land-Use Zoning (CLUZ) Software*. Durrell Institute of Conservation and Ecology, Canterbury, Reino Unido.
- Smith, R.J., P.S. Goodman & W.S. Matthews. 2006. Systematic conservation planning: a review of perceived limitations and an illustration of the benefits, using a case study from Maputaland, South Africa. *Oryx* 40: 400-410.
- Stattersfield, A.J., M.J. Crosby, A.J. Long & D.C. Wege. 1998. *Endemic bird areas of the World: priorities for conservation*. Birdlife International, Cambridge, Reino Unido.
- Strange, N., C. Rahbek, J.K. Jepsen & M.P. Lund. 2006. Using farmland prices to evaluate cost-efficiency of national versus

- regional reserve selection in Denmark. *Biological Conservation* 128: 455-466.
- Stuart, S.N., J.S. Chanson, N.A. Cox, B.E. Young, A.S.L. Rodrigues, D.L. Fischman & R.W. Waller. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783-1786.
- Thomas, C.D., A. Cameron, R.A. Green, M. Bakkenes, L.J. Beaumont, Y.C. Collingham, B.F.N. Erasmus, M.F. de Siqueira, A. Grainger, L. Hannah, L. Hughes, B. Huntley, A.S. van Jaarsveld, G.F. Midgley, L. Miles, M.A. Ortega-Huerta, A.T. Peterson, O.L. Phillips & S. E. Williams. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Urbina-Cardona, J.N. & R.D. Loyola. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hyloid potential distributions: are Neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science* 1: 417-445.
- Vanderkam, R.P., Y.F. Wiersma & D.J. King. 2007. Heuristic algorithms vs. linear programs for designing efficient conservation reserve networks: evaluation of solution optimality and processing time. *Biological Conservation* 137: 349-358.
- Viirolainen, K.M., P. Ahlroth, E. Hyvarinen, E. Korkeamaki, J. Mattila, J. Paivinen, T. Rintala, T. Suomi & J. Suhonen. 2000. Hot spots, indicator taxa, complementarity and optimal networks of taiga. *Proceedings of the Royal Society of London Series B* 267: 1143-1147.
- Whittaker, R.J., M.B. Araújo, P. Jepson, R.J. Ladle, J.E.M. Watson & K.J. Willis. 2005. Conservation Biogeography: assessment and prospect. *Diversity and Distributions* 11: 3-23.
- World Wildlife Fund 2006. WildFinder: online database of species distributions, version Jan-06. Disponível em <http://www.worldwildlife.org/WildFinder>.