

MUDANÇAS CLIMÁTICAS E PRIORIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

PRISCILA LEMES

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, , Caixa postal 131, Goiânia, 74001-970, Goiás, Brasil. E-mail: priscila.lemes.azevedo@gmail.com

RAFAEL LOYOLA

Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Caixa postal 131, Goiânia, 74001-970, Goiás, Brasil. E-mail: loyola@ufg.br

Resumo: Processos globais como a perda de habitat, exploração excessiva de recursos naturais, invasão biológica e mudanças climáticas estão conduzindo muitas espécies à extinção. Nesse cenário de alto risco de extinção, qual deve ser o critério para determinar prioridades de conservação? O que, onde e como proteger a biodiversidade? A resposta não é simples. Entre os efeitos esperados das mudanças climáticas, pode-se incluir o deslocamento das espécies para um espaço climático mais favorável, até mesmo fora de uma unidade de conservação. No entanto, eleger prioridades para a conservação da biodiversidade implica ir além das espécies, fazendo-se necessário a inclusão da história evolutiva e da manutenção dos processos nas comunidades. Aqui, apresentamos um panorama dos efeitos das mudanças climáticas sobre biodiversidade e como incluí-los em estudos de priorização espacial para a conservação. Ressaltamos a importância da conservação de anfíbios da Mata Atlântica, grupo mais ameaçado de extinção entre os vertebrados e, finalmente, apresentamos e discutimos estratégias de conservação que consideram mais que a riqueza de espécies, incluindo também informações sobre a diversidade filogenética e funcional.

Palavras-chave: priorização espacial, mudanças climáticas, diversidade filogenética, diversidade funcional, Mata Atlântica.

Abstract: Global processes such as habitat loss, overexploitation, biological invasion, and climate change are driving many species to extinction. Facing this threatening scenario, a key question is: what should be the criterion for establishing biodiversity conservation priorities? Where and how can one protect biodiversity? The answer is not so simple. Climate change could result in species moving to more favorable climatic spaces, even outside their protected areas. However, while establishing priorities for biodiversity conservation one must go beyond protecting sites with high species richness and include the evolutionary history and maintenance of community processes as well. Here, we show both an overview of the effects of climate change and their inclusion in conservation prioritization. We show a case study for the conservation of amphibians, the most endangered taxonomic group among vertebrates in the Brazilian Atlantic Forest. Finally, we discuss conservation strategies that consider phylogenetic and functional approaches.

Key words: spatial prioritization, climate change, phylogenetic diversity, functional diversity, Atlantic Forest.

INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitat, exploração excessiva dos recursos naturais, invasão biológica e mudanças climáticas estão conduzindo muitas espécies à extinção. Nesse contexto, biólogos da conservação têm desenvolvido inúmeros estudos a fim de mitigar a perda de espécies (e.g. Garcia et al., 2012; Lemes & Loyola, 2013). Contudo, diante da contínua ameaça de extinção das espécies e perda dos habitats, qual deve ser o critério para determinar as prioridades de conservação? Há muito tempo uma questão permeia os esforços conservacionistas: o que, onde e como proteger? A solução não é simples. Uma vez que não há recursos suficientes para proteger toda a biodiversidade do planeta (Balmford et al., 2003), fica evidente a necessidade de eleger prioridades para a conservação.

O planejamento para a conservação é um processo de localização, configuração, implementação e manutenção de ações de conservação a fim de promover a persistência da biodiversidade e outros valores da natureza (Margules & Pressey, 2000). Para tanto, o planejamento requer o uso de técnicas quantitativas que forneçam a informação espacial sobre as prioridades para a conservação e identifiquem áreas que possuem alto valor de conservação para muitas espécies simultaneamente (Moilanen et al., 2009a). Assim, diante de recursos limitados, a melhor solução para a conservação deve ser compreendida como um problema geral de otimização. Tais problemas são divididos em três grandes enunciados gerais: (1) o problema da cobertura mínima, (2) o problema da representação máxima, e um caso mais geral deste último, denominado (3) o problema da maximização do valor de conservação (ver Moilanen et al., 2009b). Cada um desses problemas é formalmente representado por uma função objetiva cuja equação traduz matematicamente o objetivo do planejamento, levando em consideração a complementaridade entre locais candidatos à prioritários (Moilanen et al., 2009b).

Diferentes fatores podem ser considerados no planejamento para conservação tais como as informações sobre a qualidade do habitat, a distribuição das espécies, os efeitos da conectividade, os requerimentos individuais das espécies, as ameaças à biodiversidade e o custo econômico das ações de conservação (Margules & Sarkar 2007). Grande parte da literatura científica acerca da priorização espacial para conservação pressupõe que a ação necessária para a priorização é o estabelecimento de novas unidades de conservação (Margules & Pressey 2000; Moilanen et al., 2009a). Teoricamente, a próxima etapa é identificar a melhor solução dentre as disponíveis, para implementar a rede de unidades de conservação imediatamente. Porém, na prática, raramente esse é o caso. Outras decisões devem ser consideradas antes da implementação tal como o zo-

neamento das áreas de agricultura, de indústria ou sob influência das cidades, além da melhor alocação de recursos de conservação (Ferrier & Wintle, 2009). Durante esse tempo, a conversão e a degradação da terra podem continuar, e a solução ideal perderá a eficiência (Meir et al., 2004; Faleiro et al. 2013). Ainda, as mudanças climáticas podem reduzir a efetividade da atual rede de áreas protegidas em futuras estratégias de conservação (Hannah et al., 2007).

IMPACTOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS NA BIODIVERSIDADE

Não há dúvida de que estamos diante de uma crise da biodiversidade global, certamente catalisada pela influência humana (Loreau et al., 2006). Tal crise é de grande alcance e sem precedentes, podendo levar metade das espécies a se extinguirem até o final desse século. No entanto, não são apenas as taxas de extinção que estão aumentando, mas o âmbito geográfico das espécies ameaçadas também está sendo ampliado (Ricketts et al., 2005). Como resultado, há uma enorme perda da biodiversidade com 12% de todas as aves, 25% de todos os mamíferos e 30% de todos os anfíbios, atualmente, sob algum nível de ameaça de extinção (IUCN, 2013). A perda da biodiversidade é, portanto, um fenômeno global e demanda esforços internacionais de conservação (Cardillo et al., 2006).

As mudanças climáticas podem tornar-se a maior ameaça à biodiversidade e muitos sistemas ecológicos já mostram seus efeitos (Garcia et al., 2012). Nos últimos 100 anos, observam-se alterações significativas no clima e nos extremos climáticos, com impactos afetando a distribuição geográfica de plantas e animais (Garcia et al., 2014). As temperaturas médias globais têm aumentado desde a década de 70 e é muito provável que essa tendência continue no futuro (Painel Internacional para Mudanças Climáticas - IPCC, 2007). Análises de diversos modelos climáticos globais indicam um aumento entre 1,1 e 6,4°C até 2100 (IPCC, 2007), além de mudanças nos padrões de vento, na precipitação e nas correntes oceânicas. As projeções do IPCC (2007) também indicam um aumento da temperatura mínima diária em todos os continentes, com diminuição dos dias com geada e ondas de frio. Tais alterações têm implicações profundas para os sistemas naturais. As consequências relacionam-se, principalmente, à diminuição da aptidão da espécie, expressos em diferentes níveis e têm efeitos sobre indivíduos, populações e comunidades (Garcia et al., 2014).

MUDANÇAS NA DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES

Impactos fundamentais na biodiversidade, como as mudanças na distribuição, na abundância e a variação geográfica na magnitude das respostas às mudanças climáticas têm sido sistema-

ticamente estudados (Araújo et al., 2011; Thuiller et al., 2011; Garcia et al., 2012). Claramente, os impactos humanos têm efeito na distribuição das espécies. Modelos climáticos que abrangem tais impactos estão disponíveis (Hijmans et al., 2005) e podem ser incluídos nos modelos de nicho ecológico (Peterson et al., 2011).

Dados de sensoriamento remoto como cobertura do solo, índices de vegetação e mapas de presença humana na paisagem também podem ser incluídos nos modelos (Thuiller et al., 2004). Contudo, para antecipar os efeitos das mudanças climáticas e identificar as melhores estratégias para a conservação da biodiversidade é imprescindível que se desenvolvam modelos que associem a distribuição das espécies aos cenários de aquecimento global e de uso do solo (ver Faleiro et al., 2013 para um exemplo recente). Geralmente, os modelos são aplicados dentro de uma abordagem de envelope climático e avaliados se o nicho climático (fundamental) ocupado por uma espécie continuará, ou não, a existir dentro da distribuição geográfica atual (Peterson et al., 2011).

Predizer o futuro, no entanto, é obviamente complicado. Há uma ampla gama de modelos que associam a ocorrência das espécies às projeções no clima futuro (Peterson et al., 2011; Garcia et al., 2012; Garcia et al., 2014), mas inúmeras fontes de incerteza dificultam a comparação entre dois ou mais modelos de maneira definitiva. Por não haver um consenso sobre o melhor modelo e como incluir a incerteza associada aos mesmos (Diniz-Filho et al., 2009), uma abordagem alternativa e conservadora tem sido frequentemente utilizada para estabelecer a direção das mudanças na distribuição das espécies diante de cenários de mudanças climáticas (Araújo & New 2007). Esta abordagem combina projeções geradas a partir de diferentes métodos de modelagem, com o intuito de encontrar regiões consensuais para as quais todos os métodos projetam presenças ou ausências de espécies (Araújo & New, 2007; Garcia et al. 2012)

Os modelos são geralmente construídos em uma resolução espacial grosseira e podem não captar toda a variabilidade espacial de um componente climático ao longo de um gradiente ambiental (Lenoir et al., 2013). Contudo, os modelos ecológicos de nicho ainda são uma importante ferramenta no planejamento da conservação diante de mudanças climáticas, pois avalia a distribuição potencial das espécies no presente e no futuro (para uma revisão Peterson et al., 2011). O cenário, entretanto, pode ser desolador. Aproximadamente 57% das plantas e 34% dos animais do mundo poderão perder mais de 50% da distribuição geográfica atual em 2080 (Warren et al., 2013).

Uma análise para plantas de áreas montanhosas da Europa demonstrou que entre 5% e 55% das espécies poderão perder completamente os habitats com clima adequado entre 2070 e

2100 (Engler et al., 2011). Nos trópicos, os prováveis efeitos das mudanças climáticas também são alarmantes. Um estudo para marsupiais do Brasil predisse que, pelo menos, 67% das espécies poderão ter a distribuição geográfica reduzida em 2050 (Loyola et al., 2012). Ainda, 12% dos anfíbios da Mata Atlântica poderão se extinguir regionalmente em 2080 (Lemes & Loyola, 2013). Temos de reconhecer, entretanto, o nível de incerteza dessas previsões (Diniz-Filho et al., 2009) e a possibilidade de que estes modelos superestimem ou subestimem o real risco de extinção.

PRIORIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DIANTE DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Modelos de distribuição de espécies vêm sendo usados em análises de conservação devido ao aumento crescente da disponibilidade de dados espaciais, da capacidade computacional dos processadores domésticos e da existência de programas específicos para a modelagem (e.g., BIOMOD; Thuiller et al., 2009). Assim, os modelos de distribuição de espécies podem ser úteis para desenvolver planos de conservação (ver Lemes et al., 2011; Rangel & Loyola, 2012), especialmente em regiões onde a informação completa sobre a distribuição das espécies não está disponível, como em países megadiversos. Alguns estudos utilizam os modelos de distribuição das espécies para o planejamento da conservação (e.g. Loisel et al., 2003; Williams et al., 2005 para citar os primeiros), mas raramente incorporam as incertezas em tais exercícios (Wilson 2010). A incerteza diz respeito ao provável, ou possível, erro em relação aos dados primários que advém dos registros de ocorrência, dos dados ambientais e da predição do modelo de nicho ecológico (Peterson et al., 2011), e é possível explorar vários cenários de planejamento para a conservação com diferentes níveis de incerteza (ver Meller et al., 2014, para um exemplo recente). A inclusão das incertezas dos modelos de distribuição no planejamento para a conservação significa basicamente priorizar áreas com baixa incerteza quanto à ocorrência das espécies (Lemes & Loyola, 2013).

Face à incerteza existente, a expansão de um sistema de unidades de conservação e manejo, que ao mesmo tempo aumenta a área total protegida também minimize os efeitos da fragmentação, da invasão de espécies e da poluição, poderão desempenhar um papel fundamental nos esforços para reduzir os impactos das mudanças climáticas na biodiversidade (Heller & Zavaleta, 2009). Metas de conservação atuais que têm como objetivo a conservação a longo prazo requerem um entendimento de onde, quando e como investir nessa expansão. Para isso, métodos quantitativos de seleção de reservas procuram maximizar a quantidade de biodiversidade que pode ser representada em uma rede de áreas protegidas (Margules & Pressey, 2000). Tais métodos utilizam dados de distribuição em um de-

terminado tempo e consideram que as espécies estarão protegidas se a rede de reservas for adequadamente manejada (Moilanen et al., 2009b). As prioridades para a conservação são estabelecidas por meio de um planejamento estático, assumindo que não haverá qualquer mudança dos recursos da biodiversidade ao longo do tempo (e.g. Williams et al., 2005).

O desafio é estabelecer prioridades espaciais para a conservação considerando os possíveis efeitos das mudanças climáticas (e.g., Lemes & Loyola, 2013; Alagador et al., 2014), uma vez que diante de cenários futuros as espécies poderão se deslocar para um espaço climático mais favorável (Araújo, 2009).

As unidades de conservação são essenciais para desenhar estratégias de conservação em todo o mundo, além de manter a integridade ecológica dos ecossistemas (Ladle et al., 2011). No entanto, as implicações das mudanças climáticas para as unidades de conservação são múltiplas (Hannah et al., 2007; Araújo et al., 2011). Por exemplo, os limites legais das áreas protegidas são fixos, mas a paisagem está em constante mudança. A grande dúvida é: será que as unidades de conservação de hoje são suficientes para representar as espécies no futuro? A questão é complexa. Primeiro porque a maioria das unidades de conservação não foi estabelecida tomando como base os princípios ecológicos (Tsianou et al., 2013). Além disso, a simples presença das espécies dentro de uma unidade de conservação não significa que a mesma persistirá a longo prazo (Alagador et al., 2014; Lemes et al., 2014) e, para piorar esse quadro, muitas unidades de conservação fornecem uma representação inadequada dos componentes da biodiversidade (Devictor et al., 2010). Aliás, muitas unidades de conservação são também inadequadas para a conservação de muitas espécies ameaçadas de extinção (Berresford et al., 2011).

O QUE, ONDE E COMO PROTEGER? O CASO DOS ANFÍBIOS DA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica, internacionalmente conhecida pelo alto número de espécies e de endemismos, é um dos biomas tropicais mais ameaçados do mundo, sobretudo pela perda e pela fragmentação dos habitats naturais (Mittermeier et al., 2004; Tabarelli et al., 2010). Historicamente, o desmatamento da Mata Atlântica começou com os grandes ciclos econômicos do Brasil. Atualmente, 12% da vegetação natural permanece sob forma de pequenos fragmentos de floresta secundária e, pelo menos, 97% desses, têm menos de 250 ha (Ribeiro et al., 2009). A Mata Atlântica brasileira possui hoje ca. 2,26 milhões de hectares já protegidos (Ribeiro et al., 2009), porém, ainda não é suficiente para garantir a proteção de toda a biodiversidade da região (Lemes et al., 2014).

Os anfíbios da Mata Atlântica constituem o grupo com a maior proporção de espécies endê-

micadas dentre os vertebrados da região (Haddad et al., 2013). Nos últimos anos, foram descritas pelo menos 120 novas espécies, somando mais de 540 espécies para a Mata Atlântica (Haddad et al., 2013) e, provavelmente, existem muitas espécies que ainda não foram descritas. A riqueza de espécies de anfíbios do bioma corresponde a 7,7% da diversidade mundial (Frost, 2013) e, de todos os modos reprodutivos conhecidos, 75% são contemplados no bioma (Haddad & Prado, 2005). Tanta diversidade pode ser atribuída à dependência da umidade, tornando as florestas o habitat ideal para ocupação e sobrevivência de tantas espécies de anfíbios (Lion et al., 2014). Também, a alta riqueza deve-se, em partes, pela formação do terreno, com muitas montanhas, que no passado serviram como importantes barreiras para o fluxo gênico (Carnaval et al., 2009). Somado a esses fatores, existe uma elevada heterogeneidade de habitats que, certamente, favoreceu a diversificação do grupo (Haddad et al., 2013).

Contudo, de acordo com a lista vermelha de espécies ameaçadas de extinção (IUCN, 2013), dentre as espécies conhecidas para o bioma, seis espécies estão sob alguma ameaça, 93 não possuem dados suficientes para ter seu nível de ameaça definida, enquanto algumas, por exemplo, *Holoaden bradei* (Lutz, 1958) e *Ceratophrys ornata* (Bell, 1843) já estão extintas tanto no bioma quanto no Brasil. A vulnerabilidade apresentada pelo grupo pode ser explicada pela dependência da integridade da floresta (Lion et al., 2014), tornando-se essencial para o desenvolvimento dos seus complexos ciclos de vida e para sua sobrevivência (Haddad et al., 2013). Assim, o desmatamento e a fragmentação de habitats podem extinguir populações de anfíbios em ambientes florestais (Lion et al., 2014), além de reduzir a disponibilidade de abrigos e a oferta de alimentos. Não obstante, os anfíbios não são bem representados nos estudos de conservação, quando comparados aos grupos taxonômicos menos ameaçados (Brito, 2008).

Devido à urgência em delinear estratégias de conservação para os anfíbios da Mata Atlântica, a priorização espacial para a conservação pode ser uma ferramenta valiosa (Trindade-Filho et al., 2012; Lemes & Loyola, 2013; Loyola et al., 2013; Campos et al., 2014). Tal abordagem permite a inclusão de atributos das espécies, risco de extinção, além de remanescentes de vegetação, custo da terra e áreas já protegidas. O estabelecimento de uma rede de reservas é uma estratégia fundamental para a proteção de espécies (Ladle et al., 2011), embora a eficiência da atual rede de áreas protegidas tem sido questionada (Lemes et al., 2014; Loyola et al., 2014). Por exemplo, diante das alterações globais da temperatura e da precipitação, as espécies podem se deslocar para um espaço climático mais favorável implicando que não ocorra mais em uma área já protegida (Lemes et al., 2014). Logo, prioridades para a con-

servação devem incluir uma estratégia dinâmica de conservação que assegure a representação das espécies no clima atual e diante dos prováveis efeitos das mudanças climáticas (Lemes & Loyola, 2013; Loyola et al., 2013).

Finalmente, a conservação da biodiversidade reside nos esforços que evitem o desmatamento e, conseqüentemente, a perda massiva de espécies na região (Lion et al., 2014). Nesse contexto, uma estratégia abrangente para o estabelecimento de uma rede de áreas protegidas ao longo do bioma deve ser balizada por políticas públicas que incentivem e garantam a proteção e a restauração florestal (Tabarelli et al., 2010). Como para qualquer outro grupo, a conservação de anfíbios da Mata Atlântica depende de estratégias que enfoquem mais do que uma espécie particular ou um grupo de espécies (por exemplo, espécies endêmicas ou ameaçadas ou espécies invasoras; Loyola et al., 2012; Trindade-Filho et al., 2012). Sobretudo, deve-se considerar também amplos aspectos da diversidade a fim de preservar processos ecossistêmicos e a história evolutiva relacionadas ao grupo (Loyola et al., 2008).

NOVOS DESAFIOS PARA A INCLUSÃO DE DIFERENTES FACETAS DA BIODIVERSIDADE NA CONSERVAÇÃO

A ideia de urgência das ações de conservação foi discutida por Norman Myers (1979) em seu famoso conceito de "triagem". A relação entre prioridade e grau de ameaça, no entanto, não é linear. Por exemplo, pode-se considerar inoportuno o investimento em espécies sujeitas a elevados níveis de extinção (Bottrill et al., 2008), além das avaliações do risco de extinção contabilizarem somente a perda de cada espécie de maneira uniforme (Machado & Loyola, 2013). Algumas análises de priorização para a conservação 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 já ocorreu ou está ocorrendo perda substancial de habitat (Mittermeier et al., 2004).

No entanto, esta é uma abordagem paliativa, pois corresponde à necessidade de minimizar a perda da biodiversidade em regiões onde perturbações antrópicas severas já ocorreram ou ainda estão ocorrendo (Cardillo et al., 2006). Todavia, devido às altas taxas de perda e degradação de habitats, torna-se igualmente necessária a identificação de áreas nas quais os impactos humanos podem ser atualmente pequenos, mas o risco de extinção das espécies no futuro é alto (Loyola et al., 2008; Machado & Loyola, 2013).

É sabido que as espécies possuem diferentes papéis no funcionamento do ecossistema, tornando-se importante considerar tais diferenças no âmbito da conservação da natureza. Além disso, alguns grupos de espécies têm um papel ecológico mais claro quanto aos serviços ecos-

sistêmicos e ao bem-estar do ser humano (e.g. dispersores, polinizadores; Haines-Young & Potschin, 2010) e a magnitude da perda dessa informação pode não ser facilmente predita a partir de uma ou outra espécie. Muitas medidas têm sido desenvolvidas e permitem compreender a estrutura da comunidade (Cadotte et al., 2010; Mouchet et al., 2010) indo além das clássicas medidas de diversidade (Magurran, 2004). Por exemplo, a diversidade funcional é uma medida que reflete a diversidade de traços ecológicos, morfológicos e fisiológicos dentro da comunidade (Petchey & Gaston, 2006). Outra medida é a diversidade filogenética que visa explicar o papel das interações entre as espécies e os fatores históricos na estrutura e composição da comunidade (Webb et al., 2002). Dessa maneira, estratégias eficazes de conservação devem considerar muito mais que a riqueza de espécies em diferentes escalas espaciais (Brooks et al., 2006). Ou seja, o planejamento para a conservação pode – e deve – ser baseado em outras facetas da biodiversidade (Devictor et al., 2010; Zupan et al., 2014).

O conceito fundamental para a abordagem filogenética pressupõe que espécies mais relacionadas (ou mais próximas) são também mais similares em suas estratégias de história de vida do que àquelas menos relacionadas (Winter et al., 2013). Existem evidências de que alguns clados filogenéticos podem ser mais suscetíveis às alterações humanas do que outros (Thuiller et al., 2011). Distâncias evolutivas são frequentemente correlacionadas com as potenciais diferenças ecológicas entre espécies (Faith, 1992). Cada vez mais, ecólogos têm utilizado o conhecimento acerca das relações evolutivas para entender padrões ecológicos (e.g. Petchey & Gaston, 2002; Devictor et al., 2010; Safi et al., 2011), principalmente, devido ao aumento da disponibilidade de árvores filogenéticas, ou dados moleculares (e.g. GenBank), além das ferramentas para estimá-las.

Há uma série de medidas para calcular a diversidade filogenética em uma comunidade (Pavoine & Bonsall, 2011), cuja soma de todos os comprimentos dos ramos filogenéticos (PD; Faith, 1992) ainda é a medida mais utilizada (Cadotte et al., 2010). Qualquer índice pode ser aplicado tanto para diversidade filogenética quanto para diversidade funcional desde que seja baseado em uma matriz de distância (Pavoine & Bonsall, 2011). A abordagem de diversidade funcional considera que um atributo funcional pode ser qualquer característica individual mensurável que afeta as relações ecológicas em qualquer localidade (Mouchet et al., 2010). Logo, a diversidade funcional estima as diferenças entre organismos (Cianciaruso et al., 2009), independentemente de suas relações evolutivas.

A inclusão de diferentes facetas da biodiversidade na priorização espacial para a conservação ainda é um desafio. Por exemplo, os ecólogos de comunidade buscam compreender quais

padrões e processos determinam a estrutura da comunidade (Petchey & Gaston, 2002; Safi et al., 2011), porém, essa abordagem é raramente aplicada na biologia da conservação. Recentemente, biólogos da conservação mapearam diferentes facetas da biodiversidade a fim de mitigar o risco de extinção (Devictor et al., 2010), além de encontrar incompatibilidades espaciais entre a diversidade taxonômica, filogenética e funcional. A incongruência espacial nos padrões de diversidade foi ilustrada para aves na França (Devictor et al., 2010) e, recentemente, tal descompasso também foi demonstrado para mamíferos, aves e anfíbios da Europa (Zupan et al., 2014). Em contrapartida, alguns estudos apontam uma alta congruência entre a diversidade taxonômica e a diversidade filogenética (Rodrigues et al., 2011; Strecker et al., 2011) cujo padrão pode estar relacionado à lacuna no conhecimento das relações filogenéticas entre as espécies (Lacuna Darwiniana; Diniz-Filho et al., 2013).

O desafio atual reside em alinhar problemas reais, como o montante de recursos disponíveis para a conservação e a representação da biodiversidade em uma rede eficiente de unidades de conservação. Tendências recentes na literatura incluem uma medida de incerteza na priorização (Meller et al., 2014) e os possíveis efeitos das mudanças climáticas no processo de tomada de decisão (Lemes & Loyola, 2013). A identificação de um conjunto abrangente de áreas naturais é apenas o primeiro passo para uma estratégia de conservação da biodiversidade *in situ* (Devictor et al., 2010; Zupan et al., 2014) e requer um processo mais complexo desde a negociação das terras até a efetiva implementação das novas áreas protegidas (Knight et al., 2009). Contudo, o estabelecimento de prioridades espaciais pode e deve ajudar tomadores de decisão embasar políticas de conservação.

AGRADECIMENTOS

Somos gratos a Rodrigo Daud pela gentileza do convite para submeter esse artigo à Revista de Biologia Neotropical. PL foi bolsista de doutorado do CNPq (#147345/2010-3) e bolsista de doutorado-sanduiche pela Capes (#12583/12-0). A pesquisa de RL vem sendo constantemente apoiada pelo CNPq (#304703/2011-7, #479959/2013-7, #407094/2013-0), Rede CLIMA, Conservação Internacional Brasil e Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (PROG_0008_2013).

REFERÊNCIAS

- Alagador, D., J. O. Cerdeira & M. B. Araújo.** 2014. Shifting protected areas: scheduling spatial priorities under climate change. *J. Appl. Ecol.* 51: 703-713.
- Araújo, M. B.** 2009. Climate Change and Spatial Conservation Planning. pp. 172-184, In: A. Moilanen, K. A. Wilson & H. P. Possingham (eds). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Araújo, M.B. & M. New.** 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 42-47.
- Araújo, M.B., D. Alagador, M. Cabeza, D. Nogués-Bravo & W. Thuiller.** 2011. Climate change threatens European conservation areas. *Ecol. Lett.* 14: 484-492.
- Balmford A., K. J. Gaston, K.J., S. Blyth, A. James & V. Kapos.** 2003. Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 100: 1046-1050.
- Beresford, A. E., G. M. Buchanan, P.F. Donald, S. H. M. Butchart, L. D. C. Fishpool & C. Rondinini.** 2011. Poor overlap between the distribution of Protected Areas and globally threatened birds in Africa. *Anim. Conserv.* 14: 99-107.
- Bottrill, M. C., L. N. Joseph, J. Carwardine, M. C. BodeCook, E. T Game, H. Grantham, S.Kark, S. Linke, E. McDonald-Madden, R. L. Pressey, S. Walker, K.A. Wilson & H. P. Possingham.** 2008. Is conservation triage just smart decision making? *Trends Ecol. Evol.* 23: 649-654.
- Brito, D.** 2008. Amphibian conservation: Are we on the right track? *Biol. Conserv.* 141: 2912-2917.
- 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.
- Cadotte, M. W., J. Davies, J. Regetz, S. W. Kembel, E. Cleland & T. H. Oakley.** 2010. Phylogenetic diversity metrics for ecological communities: integrating species richness, abundance and evolutionary history. *Ecol. Lett.* 13: 96-105.
- Campos, F. S., J. Trindade-Filho, D. Brito, G. A. Llorente & M. Solé.** 2014. The efficiency of indicator groups for the conservation of amphibians in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecol. Evol.* 4: 2505-2514.
- Cardillo, M., G. Mace, J. L. Gittleman & A.**

- Purvis.** 2006. Latent extinction risk and the future battlegrounds of mammal conservation. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 103: 4157-4161.
- Carnaval, A. C., M. J. Hickerson, & C. F. B. Haddad.** 2009. Stability Predicts Genetic Diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323: 785-789.
- Cianciaruso, M. V., M. A. Batalha, K. J. Gaston, & O. L. Petchey.** 2009. Including intraspecific variability in functional diversity. *Ecology* 90: 81-89.
- Devictor, V., D. Mouillot, C. Meynard, F. Jiguet, W. Thuiller & N. Mouquet.** 2010. Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecol. Lett.* 13: 1030-1040.
- Diniz-Filho, J. A. F., R. D. Loyola, P. Raia, A. O. Mooers & L. M. Bini.** 2013. Darwinian shortfalls in biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 28: 689-695.
- Diniz-Filho, J. A. F., L. M. Bini, T. F. L. V. B. Rangel, R.D. Loyola, C. Hof & M. B. Araújo.** 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32: 897-906.
- Engler, R., C. F. Randin, W. Thuiller, S. Dullinger, N. E. Zimmermann, M. B. Araújo, P. B. Pearman, G. L. L. Lay, C. Piedallu, C. H. Albert, P. Choler, G. Coldea, X. D. Lamo, T. Dirbonk, J. C. Gégout, D. Gómez-García, J. A. Grytnes, E. Heegaard, F. Høistad, D. Nogués-Bravo, S. Normand, M. Puscas, M. T. Sebastià, A. Stanisci, J. P Theurillat, M. R. Trivedi, P. Vittoz & A. Guisan.** 2011. 21st Century Climate Change Threatens Mountain Flora Unequally Across Europe. *Glob. Change Biol.* 17: 2330-2341.
- Faith, D. P.** 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol. Conserv.* 61: 1-10.
- Faleiro, F. V., Machado, R.B. & R. D. Loyola.** 2013. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biol. Conserv.* 158: 248-257.
- Ferrier, S. & B. A. Wintle.** 2009. Quantitative Approaches to Spatial Conservation Prioritization: Matching the Solution to the Need. pp. 172-184. In: A. Moilanen, K. A. Wilson & H. P. Possingham (eds). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Frost, D.R.** 2013. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.0. American Museum of Natural History. New York, USA. Disponível em: <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>
- Garcia, R. A., N. D. Burgess, M. Cabeza, C. Rahbek & M. B. Araújo, M. B.** 2012. Exploring consensus in 21st century projections of climatically suitable areas for African vertebrates. *Glob. Change Biol.* 18: 1253-1269.
- Garcia, M. Cabeza, C. Rahbek & M. B. Araújo.** 2014. Multiple Dimensions of Climate Change and Their Implications for Biodiversity. *Science* 344:1247579.
- Haddad, C. F. & C. P. Prado.** 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic Forest of Brazil. *BioScience* 55: 207-217.
- Haddad, C.F.B., L. F. Toledo, C. P. A. Prado, D. Loebmann, J. L. Gasparini & I. Szirma.** 2013. Guia dos anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia. Anolisbook, São Paulo, 544p.
- Haines-Young, R. & M. Potschin.** 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. p:110-139. In: R. Bardgett, M. Usher & D. Hopkins (eds) *Ecosystem Ecology: A New Synthesis* 1st ed. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hannah, L., G. Midgley, S. Andelman, M. B. Araújo, G. Hughes, E. Martinez-Meyer, R. Pearson & P. Williams.** 2007. Protected area needs in a changing climate. *Front. Ecol. Environ.* 5: 131-138.
- Heller, N. E. & E. S. Zavaleta.** 2009. Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biol. Conserv.* 142: 14-32.
- Hijmans, R.J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones & A. Jarvis.** 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965-1978.
- IPCC.** 2007. Climate Change 2007 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assess-

ment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge.

- IUCN.** 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. < <http://www.iucnredlist.org> >. Consulta em 30 de novembro 2013.
- Knight, A., R. M. Cowling, H. P. Possingham & K.A. Wilson.** 2009. From Theory to Practice: Designing and Situating Spatial Prioritization Approaches to Better Implement Conservation Action. pp. 249-258, In: A. Moilanen, K. A. Wilson & H. P. Possingham (eds). Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools. Oxford University Press, Oxford.
- Ladle, R.J., P. Jepson & L. Gillson.** 2011. Social values and conservation biogeography. In: Ladle, R.J., Whittaker, R.J (ed). Conservation Biogeography, Wiley-Blackwell. 301p
- Lemes, P. & R. D. Loyola.** 2013. Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. PLoS ONE 8: e54323.
- Lemes, P., F. A. M. V. Faleiro, G. Tassarolo & R. D. Loyola.** 2011. Refinando Dados Espaciais para a Conservação da Biodiversidade. Nat. Conservacao 9: 240-243.
- Lemes, P., A. S. Melo & R. D. Loyola.** 2014. Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest. Biodivers. Conserv. 23: 357-368.
- Lenoir, J., B. J. Graae, P. A. Aarrestad, I. Greve, A. S. S. Armbruster, G. Austrheim, C. Bergendorff, H. J. B. Birks, K. A. Brathen, J. G. Brunet, H. H. Bruun, C. J. Dahlberg, G. Decocq, M. Diekmann, M. Dynesius, R. Ejrnæs, J. A. Grytnes, K. Hylander, K. Klanderud, M. Luoto, A. Milbau, M. Moora, B. Nygaard, A. Odland, V. T. Ravolainen, S. Reinhardt, S. M. Sandvik, F. H. Schei, J. D. M. Speed, L. U. Tveraabak, V. Vandvik, L. V. Velle, R. Virtanen, M. Zobel & J. C. Svenning.** 2013. Local temperatures inferred from plant communities suggest strong spatial buffering of climate warming across Northern Europe. Glob. Change Biol. 19: 1470-1481.
- Lion M. B., A. A. Garda & C. R. Fonseca.** 2014. Split distance: a key landscape metric shaping amphibian population and communities in forest fragments. Divers. Dist. 20: 1245-1257.
- Loiselle, B. A., C. A. Howell, C. H. Graham, J. M. Goerck, T. Brooks, K. G. Smith & P. H. Williams.** 2003. Avoiding Pitfalls of Using Species-Distribution Models in Conservation Planning. Conserv. Biol. 17: 1-10.
- 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., P. Lemes, F. V. Faleiro, J. Trindade-Filho, R. B. Machado.** 2012. Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. PLoS ONE 7: e46257.
- Loyola, R. D., P. Lemes, J. C. Nabout, J. Trindade-Filho, M. D. Sagnori, R. Dobrovolski & J. A. F. Diniz-Filho.** 2013. A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. Biod. Conserv. 22: 483-495.
- Loyola, R. D., Lemes, P., Brum, F. T., Proveite, D. B. & L. D. S. Duarte.** 2014. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. Ecography 37: 65-72.
- Loyola, R.D., C. G. Becker, U. Kubota, C. F. B. Haddad, C. R. Fonseca & T. M. Lewinsohn.** 2008. Hung out to dry: choice of priority ecoregions for conserving threatened Neotropical anurans depend on their life-history traits. PLoS ONE 3: e2120.
- Machado, N. & R. D. Loyola.** 2013. A Comprehensive Quantitative Assessment of Bird Extinction Risk in Brazil. PLoS ONE 8: e72283.
- Magurran, A. E.** 2004. Measuring biological diversity. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 215p
- Margules, C. R. & R. L. Pressey.** 2000. Systematic conservation planning. Nature 405: 243-253.
- Margules, C.R. & S. Sarkar.** 2007. Systematic Conservation Planning. Cambridge: Cambridge University Press. 269p.
- Meir, E., S. Andelman & H. P. Possingham, H.P.** 2004. Does conservation planning matter in a dynamic and uncertain world? Ecol. Lett. 7: 615-622.

- Meller, L., M. Cabeza, S. Pironon, M. Barbet-Massin, L. Maiorano, D. Georges & W. Thuiller.** 2014. Ensemble distribution models in conservation prioritization: from consensus predictions to consensus reserve networks. *Divers. Distrib.* 20: 309-321.
- Mittermeier, R.A., P. Robles-Gil, M. Hoffman, J. Pilgrim, T. Brooks, C. G. Mittermeier, C. G. Lamoreux & G. A. B. Da Fonseca.** 2004. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. CEMEX, Conservation International, and Agrupación Sierra Madre, Monterrey, México
- Moilanen, A., H. Kujala & J. R. Leathwick.** 2009a. The Zonation Framework and Software for Conservation Prioritization. pp. 192-210. In: A. Moilanen, K. A. Wilson & H. P. Possingham (eds). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Moilanen, A., H. P. Possingham & S. Polasky.** 2009b. A Mathematical Classification of Conservation Prioritization Problems. In: *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. A. Moilanen, K. A. Wilson & H. P. Possingham (eds), pp. 249-258, Oxford University Press, Oxford.
- Mouchet, M. A., S. Villéger, N. W. H. Mason & D. Mouillot.** 2010. Functional diversity measures: an overview of their redundancy and their ability to discriminate community assembly rules. *Funct. Ecol.* 24: 867-876.
- Myers, N.** 1979. *The Sinking Ark. A new look at the problem of disappearing species.* Pergamon, New York.
- Pavoine, S. & M. B. Bonsall.** 2011. Measuring biodiversity to explain community assembly: a unified approach. *Biol. Rev.* 86: 792-812.
- Petchey, O.L. & K. J. Gaston.** 2002. Functional Diversity (FD), species richness, and community composition. *Ecol. Lett.* 5: 402-411.
- Petchey, O.L. & K. J. Gaston.** 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9: 741-758.
- Peterson, A.T., J. Soberón, R. G. Pearson, R.P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M. Nakamura & M. B. Araújo.** 2011. In: H.S. Horn & Levin S.A. (eds). *Ecological niches and geographic distributions.* Princeton University Press, Princeton. 316p.
- Rangel, T.F. & R. D. Loyola.** 2012. Labeling ecological niche models. *Nat. Conservacao* 10: 119-126.
- Ribeiro, M. C., J. P. Metzger, A. C. Martensen, F. J. Ponzoni & M. M. Hirota.** 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142: 1141-1153.
- Ricketts, T. H., Dinerstein, E., Boucher, T., Brooks, T. M., Butchart, S. H.M., Hoffmann, M., Lamoreux, J.F., Morrison, J., Parr, M., Pilgrim, J.D., Rodrigues, A.S., Sechrest, W., Wallace, G.E., Berlin, K., J., Burguess, N.D., Church, D.R., Cox, N., Knox, D., Loucks, C., Luck, G.W., Master, L.L., Moore, R., Naidoo, R., Ridgely, R., Schatz, G.E., Shire, G., Strand, H., W. Wettengel & E. Wikramanayake.** 2005. Pinpointing and preventing imminent extinctions. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 102: 18497-18501.
- Rodrigues, A. S. L., Grenyer, R., Baillie, J. E. M., Bininda-Emonds, O. R. P., Gittleman, J. L., Hoffmann, M., Safi, K., Schipper, J., Stuart, S. N. & T. Brooks.** 2011. Complete, accurate, mammalian phylogenies aid conservation planning, but not much. *Philos. Trans. R. Soc. B* 366, 2652-2960.
- Safi, K., M. V. Cianciaruso, R. D. Loyola, D. Brito, K. Armour-Marshall & J. A. F. Diniz-Filho.** 2011. Understanding global patterns of mammalian functional and phylogenetic diversity. *Philos. T. Roy. Soc. B* 366: 2536-2544.
- Strecker, A. L., Olden, J. D., Whittier, J. B. & C. P. Paukert.** 2011. Defining conservation priorities for freshwater fishes according to taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecol. Appl.* 21, 3002-3013.
- Tabarelli, M., A. V. Aguiar, M. C. Ribeiro, J. P. Metzger & C. A. Peres.** 2010. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* 143: 2328-2340.
- Thuiller, W., L. Brotons, M. B. Araújo & S. Lavorel.** 2004. Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. *Ecography* 27: 165-172.

- Thuiller, W., B. Lafourcade, R. Engler & M. B. Araújo.** 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
- Thuiller, W., S. Lavergne, C. Roquet, I. Boulangeat, B. Lafourcade & M. B. Araújo.** 2011. Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470: 531-534.
- Trindade-Filho, J., R. A. Carvalho, D. Brito & R. D. Loyola.** 2012. How does the inclusion of Data Deficient species change conservation priorities for amphibians in the Atlantic Forest? *Biod. Conserv.* 21: 2709-2718.
- Tsianou, M. A., A. D. Mazaris, A. S. Kallimanis, P. K. Deligiorgidi, E. Apostolopoulou & J. D. Pantis.** 2013. Identifying the criteria underlying the political decision for the prioritization of the Greek Natura 2000 conservation network. *Biol. Conserv.* 166: 103-110.
- Warren, R., J. VanDerWal, J. Price, J. A. Welbergen, I. Atkinson, J. Ramirez-Villegas, T. J. Osborn, A. Jarvis, L. P. Shoo, S. E. Williams & J. Lowe.** 2013. Quantifying the benefit of early climate change mitigation in avoiding biodiversity loss. *Nat. Clim. Change* 3: 678-682.
- Webb, C. O., D. D. Ackerly, M. A. McPeck & M. J. Donoghue.** 2002. Phylogenies and Community Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 475-505.
- Williams, P. H., L. Hannah, S. Andelman, G. Midgley, M. B. Araújo, G. Hughes, L. Manne, E. Martinez-Meyer, R. Pearson & K. A. Wilson.** 2005. Planning for Climate Change: Identifying Minimum-Dispersal Corridors for the Cape Proteaceae. *Conserv. Biol.* 19: 1063-1074.
- Wilson, K. A.** 2010. Dealing with Data Uncertainty in Conservation Planning. *Nat. Conservacao* 8: 145-150.
- Winter, M., V. Devictor & O. Schweiger.** 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends Ecol. Evol.* 28: 199-204.
- Zupan, L., M. Cabeza, L. Maiorano, C. Roquet, V. Devictor, S. Lavergne, D. Mouillot, N. Mouquet, J. Renaud & W. Thuiller.** 2014. Spatial mismatch of phylogenetic diversity across three vertebrate groups and protected areas in Europe. *Divers. Distrib.* 20: 674-685.

Recebido em 25.VI.2014
Aceito em 18.VII.2014