



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de São José do Rio Preto

Bruna Espinosa Bolochio

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

São José do Rio Preto

2019

Bruna Espinosa Bolochio

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Orientador: Profº Drº Ricardo J. Sawaya

São José do Rio Preto

2019

B693b	Bolochio, Bruna Espinosa Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica / Bruna Espinosa Bolochio. -- São José do Rio Preto, 2019 66 p. : tabs., mapas Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto Orientador: Ricardo Jannini Sawaya 1. Anuro. 2. Conservação. 3. Biogeografia. 4. Mata Atlântica. 5. Anfíbio. I. Título.
-------	---

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas, São José do Rio Preto. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Bruna Espinosa Bolochio

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Dissertação apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal, junto ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, do Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Campus de São José do Rio Preto.

Financiadora: CAPES

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Ricardo Janinni Sawaya

Universidade Federal do ABC (UFABC)

Orientador

Prof. Dr. Cristiano de Campus Nogueira

Universidade de São Paulo (USP)

Prof. Dr. Javier Nori

Universidad Nacional de Córdoba (UNC)

São Bernardo do Campo

28 de maio de 2019

AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas e instituições me ajudaram a chegar até aqui, e de verdade, espero não esquecer ninguém. Mas caso isso aconteça, você, que me ajudou de alguma forma, fica aqui registrado: muito obrigada!

Primeiro, agradeço o meu orientador, Profº Ricardo J. Sawaya, por todo ensinamento, apoio e paciência. Obrigada por ter feito eu me apaixonar pela biogeografia ainda lá na graduação, quando eu ainda nem era sua orientanda (e obrigada por ter me aberto as portas). Não conseguiria nem escrever o quanto eu aprendo com você, seja sobre ciência ou sobre a vida.

Obrigada a todo mundo do grupo de pesquisa: Carol Manzano (obrigada por me salvar quando as coisas estavam difíceis lá no comecinho e por toda a amizade desde o início da graduação), Matheus Pontes, Thiago Pires, Thales Portillo, Evelyn Cruz e Michele Takeno. Um agradecimento mais do que especial para Marcela Brasil, minha coorientadora na prática, que nem sei quantas vezes me salvou quando eu brigava com o R ou com o Qgis (você é um ser humano iluminado, Ma). Ao Leo Malagoli, Fausto Barbo e Thaís Guedes, sempre muito disponíveis e pacientes com todas as minhas dúvidas sobre BEs e metodologia em geral (vocês não tem noção do quanto me ajudaram). Agradeço também o Profº Cristiano Nogueira, por toda a ajuda e discussões sobre BEs, além do incentivo inicial para encarar um estudo de regionalização com todos os sapos da Mata Atlântica (que parecia doideira no início) e também utilizando polígonos da IUCN (outra doideira). E um agradecimento especial também ao amigo de sempre, Leonardo Servino, que sempre esteve ao meu lado para fazer as coisas ficarem mais agradáveis e não me deixar desistir.

Obrigada ao pessoal de São José do Rio de Preto que fez com que essa cidade se tonasse um dos meus lugares favoritos no mundo: Yago Reis, Isadora Anello, Guilherme Martins, Guilherme Silva, Ivan Fernandes, Jessica Moreno, Bruno Ramires (Tiazinha), Felipe Dorigão, Rogério Botion (Bitoca), Tayrone Pereira, Gabriel Ferreira, Paula Rosa, e todo o pessoal que passou pela minha vida em algum momento. Agradeço especialmente a Luisa Martins e Felipe Amaral (Madá) que sempre me abriram as portas de casa (e da vida). Lu, você se tornou uma das minhas pessoas favoritas no mundo. Obrigada pela amizade, conversas de madrugada, festas, botecos e toda a ajuda desde sempre. Agradeço também todo o pessoal do laboratório da Profª

Denise Rossa-Feres que me acolheu no tempo que estive lá, e claro, a própria Denise que tanto me ensinou. E um agradecimento geral a todo pessoal maravilhoso do Ibilce, sempre muito prestativos, proativos e simpáticos, que fazem aquele lugar funcionar na base do amor à pesquisa e à casa mesmo em tempos conturbados para o mundo acadêmico (todo mundo mesmo, desde o coordenador da pós até o Gil).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, à qual agradeço. E também à AUGM/Programa Escala pela bolsa concedida durante meu estágio na Argentina.

E falando em laboratórios acolhedores, obrigada ao pessoal do LED que me acolheu na reta final do mestrado: Adriana Hiromi (Boo), Otávio Marchetti (Tato), Isadora Rodrigues, Rodrigo Tanasovici (Rods), Lucas Barcelos e Felipe Oricchio (Grego). Agradeço também os professores do LED, sempre presentes, que contribuíram de alguma forma com esse trabalho e com a minha formação como cientista, em especial Profº Gustavo Muniz Dias e Profª Vanessa Verdade (minha musa cientista). Não poderia deixar de agradecer também a pessoa que tem me salvado de inúmeras formas, Diego Almeida. Obrigada pela amizade, pela companhia nos bons e maus momentos, pelos conselhos, por me ajudar com as imagens (e com a vida) e por ser sempre essa pessoa proativa que está sempre disposta a ajudar.

Agradeço também todo mundo que de alguma forma foi responsável pelo meu estágio ou pela minha estadia em Córdoba, pessoas inclusive que eu nem sei quem são. Obrigada ser humano maravilhoso que abriu mais uma vaga no edital só para que eu pudesse ir para UNC. Obrigada ao meu segundo orientador Profº Javier Nori, por todo ensinamento, preocupação e dedicação que teve comigo desde sempre, pela paciência com meu portunhol, e pela amizade criada. Agradeço também o Profº Julián Lescano, Profª Paola Carrasco, e os amigos de laboratório Maximiliano Cordier (Maxi), Andre Bonino, Dave Lautarov e Ernesto Verga, por me acolherem tão bem e terem tido tanta atenção comigo. Obrigada ao pessoal de fora do laboratório também, principalmente Daniela Miloch e Agustina Tello. Muchas gracias a ustedes, por los happy hours de los viernes, compañía, salidas de campo y por toda la felicidad que me propiciaron. Yo extraño Córdoba demasiado, y ustedes son responsables directos por eso.

Obrigada ao meu companheiro de vida, Dante Cavalhero, por toda a paciência, motivação, carinho e amor. E por me lembrar que por mais que eu ame passar horas

enfurnada na frente do computador mexendo na minha dissertação, existe um mundo real lá fora (obrigada por desligar o mundo pra mim, e obrigada também por entender todas as vezes que eu deixei de te ver porque precisava escrever).

Por fim, mas não menos importante, agradeço minha família por todo apoio e incentivo sempre. A minha mãe, Cristiane Bolochio, por ser meu exemplo profissional (e de ser humano) desde que eu sou uma criança, e meu pai, Edson Galhardo, por sempre se desdobrar em mil para poder me ajudar não importa no quê. Sou eternamente grata a vocês dois pela educação que me deram e tudo que me proporcionaram. Agradeço a minha melhor amiga que tive sorte de ter nascido como minha irmã, Fernanda Bolochio, por toda uma vida compartilhada (talvez eu não tivesse nem começado um mestrado se você não existisse). E ao pé, que passou inúmeras tardes ao meu lado me fazendo companhia enquanto eu trabalhava. Amo vocês!

RESUMO

A biota global está distribuída de forma não aleatória no espaço, formando padrões de distribuição geográfica. Um dos processos que explica essas distribuições é a vicariância, que fragmenta a distribuição geográfica de uma população através de uma barreira geográfica. Assim, as duas populações ficarão isoladas, e com o tempo podem originar duas espécies irmãs. Espécies que coexistem em uma determinada área formam unidades biogeográficas. Exemplos de unidades biogeográficas amplamente distribuídas são os domínios morfoclimáticos, como a Mata Atlântica. É na Mata Atlântica onde se encontra a maior diversidade de anfíbios anuros do mundo. Porém este domínio é altamente explorado desde o início da colonização da América do Sul, com altas taxas de perda e fragmentação de habitat, contribuindo ainda mais para o declínio populacional de anfíbios e a possível extinção em massa do grupo. Identificar unidades biogeográficas internas da Mata Atlântica para anuros é essencial para estudos mais amplos abordando a história evolutiva do grupo e também para propor medidas mais eficientes de conservação. O objetivo desse estudo foi analisar o cenário atual de distribuição geográfica dos anfíbios anuros na Mata Atlântica, identificando unidades biogeográficas, testando o modelo vicariante, avaliando se padrões e processos da diversidade do grupo estão sendo conservados, e propor áreas prioritárias para conservação. Utilizamos como base de dados os polígonos corrigidos da União Internacional de Conservação da Natureza IUCN e a análise de Elementos Bióticos (EB) para identificar as unidades biogeográficas. O programa *Zonation* foi utilizado para propor as áreas prioritárias para conservação, utilizando como base as áreas de proteção (APs) disponibilizadas pela IUCN e o mapa de uso de solo disponibilizado pela *ESA Climate Change Initiative*. Recuperamos 21 elementos bióticos. As predições do modelo vicariante foram válidas, com espécies irmãs presentes em EBs diferentes. Em média, os EBs apresentam 33% de remanescentes florestais, mas apenas 12% de suas áreas totais estão protegidas por áreas de proteção. As áreas mais problemáticas em relação à proteção por APs e perda de habitat encontram-se nas porções mais afastadas do litoral, áreas noroeste e sudoeste da Mata Atlântica, locais que devem ser, portanto considerados como áreas prioritárias para conservação.

Palavras-chave: Amphibia. Áreas de proteção. Elementos Bióticos. Perda de habitat. *Zonation*.

ABSTRACT

The global biota is distributed non-randomly forming geographic distribution patterns. One of the processes explaining these distributions is vicariance, in which a geographic barrier is responsible for fragmenting the geographical distribution of a population. Thus, two populations would be isolated, and with time may originate two sister species. Species that coexist in a certain area form biogeographic units. Examples of widely distributed biogeographic units are the morpho-climatic domains, such as the Atlantic Forest. The highest diversity of anuran amphibians around the world is found in the Atlantic Forest. However, this domain is highly explored since the beginning of the South America colonization. The high rates of habitat loss and fragmentation in this domain has been contributing even more to the population decline of amphibians and the possible mass extinction of this group. Identifying internal biogeographic units for the Atlantic Forest for anurans is essential for further studies including the evolutionary history of the group and also for proposing efficient conservation plans. The aim of this study was to analyse the current scenario of anuran amphibians in the Atlantic Forest, identifying biogeographic units, to test the vicariance model predictions, to evaluate if diversity patterns and processes have been conserved, and to propose priority conservation areas. We use the revised polygons of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) as a database. We used Biotic Element (BE) analysis to identify biogeographic units, and the Zonation software to propose priority areas for conservation, based on the protected areas (PAs) made available by IUCN and the land use map made available by ESA Climate Change Initiative. We recovered 21 biotic elements. The predictions of the vicariance model were valid, with sister species present in different EBs. On average, EBs had 33% of forest remnants, but only 12% of its total area was protected by PAs. The most problematic areas in relation to protection by PAs and habitat loss inland areas, in northwestern and southwestern regions of the Atlantic Forest, which should be considered priority areas for conservation.

Keywords: *Amphibian. Biotic Elements. Habitat Loss. Protected Areas. Zonation.*

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Delimitação do domínio morfoclimático Mata Atlântica na América do Sul, abrangendo o Brasil, a província de Misiones na Argentina e o leste do Paraguai 13

Capítulo 1 - Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Figura 1 - Elementos Bióticos recuperados a partir de 380 espécies de anfíbios anuros endêmicos da Mata Atlântica (N = 21) 41

Figura 2 - Percentual de área protegida (a) e mediana de remanescente florestal (b) em cada elemento biótico 43

Capítulo 2 - Áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica.

Figura 1 - Densidade da distribuição de espécies 58

Figura 2 - Mapa hierárquico de priorização de áreas em relação às áreas de proteção integral de categorias I a IV da União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN (a), e em relação a todas as áreas de proteção (b) 59

Figura 3 - Mapa hierárquico de priorização de áreas em relação à perda de habitat para anfíbios anuros da Mata Atlântica 60

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Valores de *cutdist* (0,1 a 0,3) com espécies que não foram classificadas em nenhum Elemento Biótico (*noise components*) **31**

Tabela 2 - Lista de espécies endêmicas de anfíbios anuros que formaram cada Elemento Biótico (EB) na Mata Atlântica e espécies que não formaram nenhum EB (*noise components*) **32**

Tabela 3 - Latitude, longitude e área total de cada EB em número de pixels (quadrículas que compõem cada elemento), e sua classificação em amplamente distribuído, intermediário ou restrito, assim como a porcentagem média de remanescente florestal e a área protegida **37**

Tabela 4 - Elementos bióticos recuperados para Mata Atlântica com nomes sugeridos e suas respectivas localidades e número de espécies endêmicas que formam cada EB **38**

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS.....	14

CAPÍTULO 1

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da mata atlântica.....	17
RESUMO	19
1. INTRODUÇÃO	20
2. MATERIAL E MÉTODOS	22
2.1. Base de dados	22
2.2. Análise de dados	22
2.2.1. Determinação dos elementos bióticos	22
2.2.2. Conservação dos elementos bióticos	24
3. RESULTADOS	25
3.1. Determinação dos elementos bióticos	25
3.2. Conservação dos elementos bióticos	26
4. DISCUSSÃO.....	26
5. CONCLUSÃO.....	30
TABELAS	31
FIGURAS.....	41
REFERÊNCIAS	44

CAPÍTULO 2

Áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica	49
RESUMO	51
1. INTRODUÇÃO	52
2. MÉTODOS	53
2.1. Dados	53
2.2. Análises	54
3. RESULTADOS	55
4. DISCUSSÃO	55
5. CONCLUSÃO	57

FIGURAS	58
REFERÊNCIAS	61
CONCLUSÃO GERAL	65

INTRODUÇÃO GERAL

A biota global apresenta padrões de distribuição geográfica, uma vez que os organismos se distribuem pelo globo terrestre de forma não aleatória (Sclater, 1858; Holt *et al.*, 2013). Um dos processos que explica os padrões de distribuições geográficas é a especiação. Um dos modelos da especiação é a cladogênese, que ocorre quando uma espécie ancestral origina duas novas espécies irmãs (Ridley, 2006). Isso pode ocorrer quando há fragmentação da distribuição geográfica de uma população, o que interrompe o fluxo gênico entre os indivíduos. Assim, as populações ficariam isoladas e ao longo do tempo acabariam se adaptando de formas diferentes, dando origem a duas novas espécies irmãs (Hausdorf, 2002; Ridley, 2006). Quando a fragmentação da distribuição geográfica de uma população ocorre devido ao surgimento de uma barreira geográfica (uma montanha ou um rio, por exemplo) com especiação subsequente, chamamos esse processo de vicariância (Hausdorf, 2002). Esse processo ocorrendo de forma repetida ao longo do tempo com várias espécies pode gerar padrões de distribuições geográficas congruentes para vários grupos de organismos, uma vez que eles compartilharam o mesmo evento evolutivo. Espécies que coexistem uma determinada área formam unidades biogeográficas naturais (Morrone, 2018). Muitas espécies possuem suas distribuições geográficas restritas a uma determinada área, sendo denominadas espécies endêmicas. Distribuições sobrepostas (congruentes) de duas ou mais espécies endêmicas formam unidades biogeográficas, denominadas áreas de endemismo (Morrone, 1994; Hausdorf, 2002). Identificar as unidades biogeográficas naturais é o ponto de partida para muitas questões da biogeografia, como entender processos evolutivos e contribuir para a conservação de espécies.

Exemplos de unidades biogeográficas naturais são os domínios morfoclimático, como a Mata Atlântica. Esse domínio se estende do litoral brasileiro até o planalto das regiões sul e sudeste do Brasil, adentrando a província de Misiones, na Argentina, e leste do Paraguai (Figura 1). A grande amplitude geográfica deste domínio é um dos motivos para a sua alta diversidade de espécies, sobretudo espécies endêmicas. Por se estender da região tropical à subtropical, a Mata Atlântica apresenta diferentes fisionomias vegetais que contribuem para a sua grande diversidade de habitats (Monteiro-Filho & Conte, 2017). Além da variação longitudinal, a Mata Atlântica também apresenta variação altitudinal significativa (0 a

2892 metros), o que contribui para processos evolutivos de especiação (Hoorn *et al.*, 2018).



Figura 1: Delimitação do domínio morfoclimático Mata Atlântica na América do Sul, abrangendo o Brasil, a província de Misiones na Argentina e o leste do Paraguai.

Outro fator que faz a Mata Atlântica ser um *hotspot* de biodiversidade, além do alto número de espécies endêmicas, é seu grau de ameaça (Myers *et al.*, 2000). Este domínio morfoclimático é muito explorado desde o início da colonização da América do Sul, tendo hoje como remanescente florestal apenas entre 7% e 16% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009). Apesar de ser um dos domínios morfoclimáticos com mais áreas de proteção (APs) da América do Sul, por outro lado, essas APs são muitas vezes pouco eficientes para a conservação (Galindo-Leal & Câmara 2003).

A problemática da conservação da Mata Atlântica é ainda maior quando pensamos nos anfíbios anuros, um grupo que vêm sofrendo com os declínios populacionais e possível extinção em massa desde a década de 1990 (Wake, 1991; Alford, 2001; IUCN, 2018). A Mata Atlântica é considerada o local mais diverso do mundo para anfíbios anuros, sendo que pelo menos 60% das espécies nele presentes são endêmicas (Rossa-Feres *et al.*, 2018). Portanto, uma das maiores diversidade de anuros do planeta está presente em um domínio altamente explorado, o que contribui ainda

mais para declínios populacionais no grupo. Assim, muitos estudos têm sido realizados recentemente para propor soluções para conservação do grupo na Mata Atlântica, como por exemplo, áreas prioritárias para conservação (*e.g.*, Verdade *et al.*, 2012; Lemes *et al.*, 2013). Estudos sobre unidades biogeográficas internas da Mata Atlântica são essenciais para a compreensão evolutiva e histórica do domínio e também para tomadas de decisão para medidas de conservação.

Nosso estudo teve como objetivo geral analisar o cenário atual de distribuição geográfica dos anfíbios anuros de Mata Atlântica, seus remanescentes florestais e o uso do solo, em dois capítulos. No primeiro capítulo, identificamos unidades biogeográficas naturais na Mata Atlântica a partir de uma base de dados de distribuição geográfica de anuros corrigida, e analisamos se espécies irmãs ocorrem em diferentes unidades biogeográficas como previsto pelo modelo vicariante. Analisamos também a perda de habitat atual da Mata Atlântica em cada unidade biogeográfica identificada e sua sobreposição com áreas de proteção ambiental. No capítulo dois, avaliamos o estado atual de conservação dos anfíbios anuros, propondo áreas prioritárias para conservação do grupo, considerando a perda de habitat e áreas de proteção ambiental.

REFERÊNCIAS

- ALFORD, R.A.; DIXON, P.M.; PECHMANN, J.H.K. **Global amphibian population declines**. *Nature*, Vol. 412, pp. 499–500, 2001.
- GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Atlantic forest hotspots status: an overview. pp. 3-11, 2003. *In*: C. GALINDO-LEAL; I.G. CÂMARA (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 472p.
- HAUSDORF, B. **Units in biogeography**. *Systematic Biology*, Vol. 51, pp. 648-652, 2002.
- HOLT, B. G.; LESSARD, J. P.; BORREGAARD, M. K.; FRITZ, S. A.; ARAUJO, M. B.; DIMITROV, D.; FABRE, P. H.; GRAHAM, C. H.; GRAVES, G. R.; JONSOON, K. A.; NOGUES-BRAVO, D.; WANG, Z.; WHITTAKER, R. J.; FJELDSA, J.; RAHBEK, C. **An update of Wallace's zoogeographic regions of the world**. *Science*, Vol. 339, pp. 74–78, 2013.
- HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A. Mountains, climate and biodiversity: an introduction. pp. 1-13, 2018. *In*: HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A.

- (eds.). **Mountains, climate and biodiversity**. Wiley-Blackwell Press, 544p.
- IUCN Global Species Programme Red List Unit. IUCN UK Office, 219c Huntingdon Road Cambridge CB3 0DL, United Kingdom. 2018
- LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. **Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest**. Biodiversity and Conservation, Vol. 23, pp. 357–368, 2013.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (eds). **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica**. Paraná: Editora UFPR, 2017. 492p.
- MORRONE, J. J. **On the identification of areas of endemism**. Systematic Biology, Vol. 43, pp. 438-441, 1994.
- MORRONE, J. J. **The spectre of biogeographical regionalization**. Journal of Biogeography, Vol. 45, pp. 282-288, 2018.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities**. Nature, Vol. 403, pp. 853–858, 2000.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M.. **Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation**. Biological Conservation, Vol. 142, pp. 1141–1153, 2009.
- RIDLEY, M. Evolução e Diversidade, pp. 373-539, 2007. In: RIDLEY, M. (ed). **Evolução**, Porto Alegre, Editora Artmed, 752p.
- ROSSA-FERES, D. C.; GAREY, M. V.; CARAMASCHI, U.; NAPOLI, M. F.; NOMURA, F.; BISPO, A. A.; BRASILEIRO, C. A.; THOMÉ, M. T. C.; SAWAYA, R. J.; CONTE, C. E.; CRUZ, C. A. G.; NASCIMENTO, L. B.; GASPARINI, J. L.; ALMEIDA, A. P.; HADDAD, C. F. B. Anfíbios da Mata Atlântica, pp. 233-308, 2017. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (eds) **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica**. Paraná, Editora UFPR, 492p.
- SCLATER, P. L. **On the general geographical distribution of the members of the class Aves**. Journal of the Proceedings of the Linnean Society: Zoology, Vol. 2, pp. 130-136, 1858.
- VERDADE, V. K.; VALDUJO, P. H.; CARNAVAL, A. C.; SCHIESARI, L.; TOLEDO, L. F.; MOTT, T.; ANDRADE, G. V.; ETEROVICK, P. C.; MENIN, M.; PIMENTA, B. V. S.; NOGUEIRA, C. C.; LISBOA, C. S.; DE PAULA, C. D.; SILVANO, D. L. **A leap further: the Brazilian amphibian conservation action plan**. Alytes, Vol. 29, pp. 28-43, 2012.

WAKE, D.B. **Declining amphibian populations.** Science, Vol. 253, pp. 860, 1991.

CAPÍTULO 1

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Bruna E. Bolochio^{1*}, Marcela Brasil de Castro Godinho², Ricardo J. Sawaya²

¹Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho” (UNESP), 15054-000 São José do Rio Preto, SP, Brazil

² Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC (UFABC), 09606-070 São Bernardo do Campo, SP, Brazil

*Autor Correspondente: Bruna E. Bolochio, Laboratório de Ecologia e Diversidade (LED¹), Universidade Federal do ABC (UFABC), 09606-070 São Bernardo do Campo, SP, Brazil
E-mail: bruna.bolochio@gmail.com

RESUMO

A biota global está distribuída de forma não aleatória no espaço, formando padrões de distribuição geográfica. Um dos processos que explica essas distribuições é a vicariância, que fragmenta a distribuição geográfica de uma população através de uma barreira geográfica. Espécies que coexistem em uma determinada área formam unidades biogeográficas. É na Mata Atlântica onde se encontra a maior diversidade de anfíbios anuros do mundo. Porém este domínio é altamente explorado desde o início da colonização da América do Sul, com altas taxas de perda e fragmentação de habitat, contribuindo ainda mais para o declínio populacional de anfíbios e a possível extinção em massa do grupo. Identificar unidades biogeográficas internas da Mata Atlântica para anuros é essencial para estudos mais amplos abordando a história evolutiva do grupo e também para propor medidas mais eficientes de conservação. O objetivo desse trabalho foi identificar unidades biogeográficas na Mata Atlântica utilizando os anfíbios anuros como modelo, e testar predições do modelo vicariante. Além disso, avaliar se os processos e padrões de diversidade do grupo estão sendo conservados em remanescentes florestais e áreas de proteção. Utilizamos o método dos Elementos Bióticos (EB) para identificar locais com distribuições geográficas congruentes de espécies, e os polígonos de distribuição disponibilizados pela União Internacional de Conservação da Natureza IUCN como base de dados. Testamos as predições do modelo vicariante a partir da identificação dos EBs e a proporção de espécies irmãs em cada um deles. Calculamos a porcentagem de remanescentes florestais em cada EB e sua sobreposição com áreas de proteção. Recuperamos 21 Elementos Bióticos. As predições do modelo vicariante foram válidas, com espécies irmãs presentes em EBs diferentes. Em média, os EBs apresentam 33% de remanescentes florestais, mas apenas 12% de suas áreas totais estão protegidas por áreas de proteção. As unidades biogeográficas encontradas para anuros são congruentes àquelas encontradas para outros grupos de organismos na Mata Atlântica, o que indica que esses grupos compartilham eventos históricos comuns, especialmente eventos vicariantes. Os EBs apresentam baixa proporção de remanescentes florestais e não são adequadamente protegidos por áreas de proteção.

Palavras-chave: Amphibia, áreas de proteção, elementos bióticos, perda de habitat, regionalização, unidades biogeográficas, vicariância.

1. INTRODUÇÃO

A biodiversidade está distribuída no espaço de forma não aleatória resultando em padrões de distribuição geográfica (Sclater, 1858; Holt *et al.*, 2013). Considerando estes padrões, espécies que coexistem ao mesmo tempo em uma determinada área formam unidades biogeográficas (Morrone, 2018). Muitas espécies possuem suas distribuições restritas a determinada área, sendo denominadas espécies endêmicas. Distribuições sobrepostas (congruentes) de duas ou mais espécies endêmicas formam unidades biogeográficas chamadas de áreas de endemismo (Morrone, 1994; Hausdorf, 2002). Reconhecer unidades biogeográficas e áreas de endemismo é o ponto de partida para diferentes abordagens sobre padrões e processos biogeográficos (Morrone, 1994; Crisci, 2001).

Há três processos que podem explicar os padrões de distribuição geográfica das espécies: extinção, dispersão e especiação. Um dos modelos de especiação é a cladogênese, que ocorre quando uma espécie ancestral dá origem a duas novas espécies (Ridley, 2006). Um dos mecanismos responsáveis pela cladogênese é a vicariância. O modelo vicariante propõe que a especiação ocorre quando há fragmentação da distribuição geográfica de uma população amplamente distribuída por uma barreira geográfica. Assim, as populações fragmentadas ficariam isoladas em áreas diferentes, e o fluxo gênico entre elas seria interrompido. Com o tempo, cada uma das populações poderia se adaptar de forma diferente às condições ambientais, dando origem a duas novas espécies irmãs (Hausdorf, 2002; Ridley, 2006). Este mecanismo, ocorrendo repetidamente ao longo do tempo com várias espécies, pode gerar áreas de endemismo ou unidades biogeográficas naturais (Hausdorf, 2002). No entanto, a vicariância não é facilmente detectável, uma vez que ocorre em escalas de tempo geológicas, e as barreiras geográficas podem ter desaparecido ou se tornado menos evidentes ao longo do tempo (Harold & Mooi, 1994; Szumik *et al.*, 2012). Além disso, após um evento vicariante, as espécies podem se dispersar em outro momento através da barreira, e assim, apenas distribuições atuais das espécies poderiam não ser suficientes para identificar eventos vicariantes (Hausdorf, 2002; Hausdorf & Hennig, 2004). Porém, a detecção de tais eventos é uma parte importante para entender como as espécies evoluíram (Kreft & Jetz, 2010; Morrone, 2018), e também servem como base para criação de medidas para conservação de espécies e processos biogeográficos (Whittaker *et al.*, 2005).

Um dos métodos propostos recentemente para detectar unidades biogeográficas

naturais originadas por vicariância é a análise de Elementos Bióticos (EB) (Hausdorf & Hennig, 2003). Este método é capaz de identificar eventos vicariantes mesmo que as espécies tenham se dispersado através de uma barreira geográfica, uma vez que não identifica apenas sobreposição estrita das distribuições de espécies, além de incluir testes de predição do modelo vicariante (Hausdorf, 2002). Trabalhos com diferentes grupos taxonômicos em diferentes escalas têm utilizado os EBs como uma forma eficiente de detectar áreas com distribuição geográfica congruente de espécies (*e.g.* Nogueira *et al.*, 2011; Chen, 2013; Guedes *et al.*, 2014; Azevedo *et al.*, 2016). Alguns destes trabalhos utilizam um grupo taxonômico para identificar unidades biogeográficas naturais dentro de um domínio morfoclimático, como a Mata Atlântica (*e.g.* Barbo, 2012), o Cerrado (*e.g.* Nogueira *et al.*, 2011; Azevedo *et al.*, 2016) e a Caatinga (*e.g.* Guedes *et al.*, 2014).

A Mata Atlântica é um domínio morfoclimático muito explorado desde o início da colonização da América do Sul, tendo hoje como remanescente florestal apenas entre 7% a 16% de sua extensão original (Ribeiro *et al.*, 2009). Esse é um dos motivos que a define como um *hotspot* de biodiversidade, além do grande número de espécies endêmicas (Myers *et al.*, 2000). Nesse domínio é encontrada a maior diversidade de anuros do mundo, com 625 espécies, sendo mais de 60% delas endêmicas (Rossa-Feres *et al.*, 2017). Assim, anfíbios anuros são um excelente modelo de estudos para identificação de unidades biogeográficas naturais na Mata Atlântica, uma vez que este grupo possui um dos mais altos graus de endemismo neste domínio, e possivelmente em todo o planeta (Haddad *et al.*, 2013). Além disso, os anuros são um dos grupos mais ameaçados de extinção (Alford, 2001), com cerca de 30% das espécies consideradas com algum grau de ameaça pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018). Entender padrões biogeográficos pode auxiliar na conservação do grupo, contribuindo com a definição de áreas prioritárias para conservação (*e.g.* Nori *et al.*, 2018), e também para avaliar a efetividade de áreas de conservação já existentes (*e.g.* Nori *et al.*, 2015; Watson *et al.*, 2014). Adicionalmente, conservar Elementos Bióticos permite conservar também processos evolutivos, além de conservar espécies (Guedes *et al.*, 2014).

Este trabalho teve como objetivo analisar os padrões de distribuição geográfica e o status de conservação dos anfíbios anuros da Mata Atlântica e testar predições do modelo vicariante, a partir de: i) identificação de unidades biogeográficas naturais de acordo com padrões não aleatórios de congruência de distribuição geográfica das

espécies; ii) análise da ocorrência de espécies irmãs em diferentes unidades biogeográficas como previsto pelo modelo vicariante; e iii) análise da perda de habitat atual da Mata Atlântica em cada unidade biogeográfica identificada e sua sobreposição com áreas de proteção ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Base de dados

Foram utilizados os polígonos de distribuição de anuros da Mata Atlântica retirados da base de dados digital da IUCN disponível no site <https://www.iucnredlist.org/> (IUCN, 2018). As distribuições foram verificadas uma a uma e corrigidas detalhadamente com base na literatura e consulta a especialistas, e a nomenclatura taxonômica foi atualizada de acordo com a base de dados do *American Museum of Natural History - Amphibian species of the world* (Frost, 2018). Utilizamos apenas anuros endêmicos da Mata Atlântica (380 espécies), baseado em uma revisão recente da lista de espécies endêmicas do domínio (Rossa-Feres *et al.*, 2017). Uma grade de 1° foi criada e sobreposta a um *shapefile* da Mata Atlântica (Barbo, 2012), totalizando 150 quadrículas de aproximadamente 11.450 km². Os polígonos de distribuição de anuros corrigidos foram sobrepostos a essa grade para obtenção de uma matriz binária de presença e ausência de cada espécie em cada uma das 150 quadrículas.

2.2. Análises

2.2.1. Determinação dos elementos bióticos

A análise de EB possibilita a identificação de uma unidade biogeográfica a partir de um agrupamento de espécies com distribuições geográficas mais congruentes do que o esperado ao acaso. Assim, não é necessária uma sobreposição estrita das distribuições geográficas exatamente nas mesmas quadrículas. A análise se propõe a testar duas predições do modelo vicariante: (1) a vicariância resulta em espécies com distribuições geográficas mais congruentes em si do que esperado ao acaso, resultando nas unidades biogeográficas denominadas EBs; e (2) espécies irmãs serão distribuídas em EBs diferentes, já que evoluíram a partir de um processo de fragmentação de áreas (Hausdorf & Hennig, 2003).

A análise leva em consideração a variação no tamanho das distribuições, a variação no número de espécies por quadrícula e a congruência espacial (sobreposição) destas espécies. Assim, o primeiro passo na análise é aplicar uma medida de distância entre as distribuições de espécies. Utilizamos o coeficiente de dissimilaridade *geco*, que possui, entre outros parâmetros, um coeficiente de distância f . Este coeficiente varia de 0,1 a 0,2, sendo 0,1 é mais indicado para resoluções espaciais mais finas e áreas geográficas menores, enquanto 0,2 é mais indicado para resoluções mais grossas (Hennig & Hausdorf, 2006). Utilizamos, portanto, $f = 0,2$, pela resolução de nossa base de dados ser de 1 grau. O segundo passo é medir o quanto as distribuições são congruentes. Para isso, utilizamos o pacote *prabclus* (Hausdorf & Hennig, 2003, 2004) do programa R (R Development Core Team, 2017). Esta análise compara a partir de um teste T a distribuição real com distribuições nulas, possibilitando identificar maior congruência espacial entre distribuições geográficas do que o esperado ao acaso (Hausdorf & Hennig, 2003). Foram utilizadas 1.000 réplicas de modelos nulos, e estas foram comparadas com as distribuições observadas. Após esta etapa, utilizamos o pacote *hprabclust* (Hausdorf & Hennig, 2003, 2004), que agrupa a matriz de dissimilaridade a partir de um corte hierárquico. Isso possibilita agrupar as distribuições de acordo com a congruência que apresentam entre si, classificando os EBs e também espécies que não formam nenhum elemento biótico, denominadas de componente ruído (= *noise componente*; Hausdorf & Hennig, 2003). Esta função requer dois parâmetros: *cutdist* e *nnout*. O primeiro parâmetro informa o corte hierárquico, ou seja, o quanto as distribuições devem ser congruentes ou não para serem agrupadas. O segundo informa quantas distribuições congruentes mínimas devem existir para serem agrupadas e classificadas como um EB (Hennig, 2015). Utilizamos a combinação de *custdist* que maximizou o número de EBs e minimizou o número de componentes de ruído (*cutdist* = 0,2; Tabela 1), e *nnout* = 2. Após a análise, os mapas de EBs foram gerados no programa QGIS 3.0.2 (Qgis Development Team, 2018), a partir da sobreposição de distribuição das espécies indicadas como formadoras de cada EB e sua respectiva ocorrência em cada quadrícula da grade utilizada, conforme a matriz binária previamente preparada para a análise. Para cada EB, foram também indicadas com diferentes cores de preenchimento as quadrículas que correspondiam à área de distribuição geográfica de menos de 30% do número de espécies que formaram determinado EB, entre 30 e 70%, e mais que 70% do número de espécies. Dessa forma, se dez espécies formaram determinado EB, as quadrículas que continham entre 7 e 10

espécies co-distribuídas foram indicadas com cores mais sólidas, e podem ser consideradas como núcleos de congruência de distribuição geográfica de espécies no determinado EB. EBs com distribuições majoritariamente na porção central da Mata Atlântica foram coloridos de vermelho, enquanto aqueles com distribuição majoritariamente ao norte foram coloridos de verde, e ao sul de azul. Apenas um EB, representativo de toda a Mata Atlântica, foi representado em amarelo.

Para testar se espécies irmãs ocorriam em EBs diferentes (segunda predição), utilizamos um teste de qui-quadrado implementado no pacote *prabclust* do programa R (Hausdorf & Hennig, 2003, 2004; R Development Core Team, 2017). Utilizamos como “esperado” todas as espécies de um mesmo gênero agrupadas em um mesmo EB, e comparamos isto com os resultados obtidos no pacote *hprabclust*. Portanto, se espécies irmãs ocorrerem em EBs diferentes, o resultado do teste qui-quadrado será não significativo, confirmando a segunda predição do modelo vicariante de que espécies irmãs devem ocorrer em EBs diferentes (Hausdorf & Hennig, 2004). Para todas as análises estatísticas, utilizamos como nível de significância $p < 0,05$.

2.2.2. Conservação dos elementos bióticos

Analizamos a conservação de padrões e processos biogeográficos quantificando a perda de habitat e a porcentagem protegida de cada EB. Utilizamos um mapa de remanescentes florestais disponível em Guedes *et al*, 2014, que foram calculadas a partir do mapa de remanescentes florestais da Mata Atlântica do Ministério do Meio Ambiente disponível no site <http://mapas.mma.gov.br> (MMA, 2019). O mapa de remanescentes florestais consiste em um *raster*, onde cada quadrícula possui uma porcentagem de floresta nativa. Sobrepondo este mapa com cada um dos EBs, calculamos a porcentagem média de remanescentes florestais em cada uma dessas unidades biogeográficas.

Utilizamos o mesmo processo para calcular a porcentagem protegida em cada EB. Utilizamos o mapa disponível no *World Database on Protected Areas* da IUCN; (<https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>, IUCN & UNEP, 2018) com resolução de 300 m (0.008333°). Recortamos esses mapas com o *shapefile* da Mata Atlântica e classificamos as categorias de cada área de acordo com as categorias da IUCN. Não consideramos áreas classificadas como “não reportadas” ou “proposta” que constavam na lista. Primeiro, sobrepomos o mapa de APs com os mapas de EBs, identificando assim as APs

presentes em cada EB. Depois calculamos a porcentagem de área protegida pelas APs em relação à área total do EB. Todos os mapas foram gerados no programa QGIS 3.0.2 (Qgis Development Team, 2018).

3. RESULTADOS

3.1. Determinação dos elementos bióticos

O valor da estatística T foi de 0,17, significativamente menor ($p = 0.0009$) do que esperado ao acaso, com 1.000 réplicas de modelos nulos, que variaram entre 0,19 e 0,24, e média de $0,22 \pm 0.01$. Portanto, o teste indicou que as espécies endêmicas de anuros da Mata Atlântica foram significativamente agrupadas de acordo com sua congruência de distribuição geográfica (Tabela 2), de acordo com a primeira predição da análise de EB.

Recuperamos 21 EBs para Mata Atlântica utilizando *cutdist* de 0,2 (Tabela 1). Valores maiores de *cutdist* resultavam em agrupamentos mais grosseiros, enquanto valores menores recuperavam EBs semelhantes, porém com muitas espécies ruído (*noise components*) incluídas em algum EB. Um total de 365 espécies (96%) contribuiu para a recuperação de EBs, enquanto 15 (4%) não foram agrupadas em nenhum EB, sendo, portanto, consideradas componentes ruído (*noise components*; Tabela 2). O resultado do teste qui-quadrado não foi significativo ($X^2 = 1351,7$, $p = 0.12$), de acordo com a segunda predição do modelo vicariante, de que espécies irmãs estão presentes em geral em EBs diferentes.

Seis EBs possuem suas distribuições restritas à porção central da Mata Atlântica (Figura 1b, 1e, 1f, 1i e 1j), localizados na Serra do Mar e Serra da Mantiqueira. Três EBs possuem suas distribuições abrangendo a porção central e norte da Mata Atlântica (Figura 1d, 1e e 1g). E três EBs possuem suas distribuições abrangendo a porção central e sul da Mata Atlântica (Figura 1a, 1d e 1h). É na porção central que se encontra o EB de menor tamanho (Tabela 3), com apenas uma quadrícula (Figura 1e), localizado na Serra da Mantiqueira. Por outro lado, um único EB abrangeu toda a Mata Atlântica (Tabela 3; Figura 1c). Quatro EBs foram restritos a porção norte da Mata Atlântica (Figura 1a, 1b, 1i e 1j), enquanto quatro outros EBs ficaram restritos a porção sul (Figura 1b, 1e, 1i e 1j), três deles localizados na Mata de Araucária e um no estado do

Paraná. Veja mais detalhes sobre cada EB nas Tabelas 2 e 4, que indicam as regiões de cada EB mais especificamente, o número de espécies endêmicas e a lista de espécies que formam cada EB.

3.2. Conservação dos elementos bióticos

Em média, os EBs apresentaram 33% de remanescentes florestas. O EB 14 apresentou a menor porcentagem de cobertura vegetal original de floresta, equivalente a 15% da sua área. Já o EB 11 apresentou a maior porcentagem de cobertura vegetal, um total de 57% da sua área. (Figura 2). Em relação às APs, em média apenas 12% da distribuição dos EBs está protegida. Os EBs 20 e 19 apresentaram as menores porcentagens de áreas protegidas, com 0,02% e 1,5%, respectivamente. Já os EBs 7 e 4 apresentaram as maiores porcentagens de áreas protegidas, com 45% e 38% de seu total respectivamente. (Tabela 3; Figura 2).

4. DISCUSSÃO

Apesar de o nosso estudo ser o primeiro a propor unidades biogeográficas para toda a extensão da Mata Atlântica utilizando apenas anuros como grupo modelo, obtivemos resultados parecidos com estudos feitos com outros grupos (*e.g.* Müller, 1973; Prance, 1982; Silva *et. al*, 2004; Dasilva & Pinto-da-Rocha, 2010; Barbo, 2012; Malagoli, 2018). O trabalho que recuperou mais unidades biogeográficas para toda a Mata Atlântica foi o de Dasilva & Pinto-da-Rocha (2010), utilizando opiliões como modelo de estudo. Das onze unidades recuperadas, nove também foram recuperadas por nosso estudo, indicando que muitos padrões e processos relacionados a grupos devem ser compartilhados.

Müller (1973) foi o único a incluir anuros para propor unidades biogeográficas para toda a Mata Atlântica, porém os utilizou em conjunto com répteis, aves e mamíferos. O trabalho propõe três unidades: *Bahia*, *Pernambuco* e *Paulista*. As unidades *Bahia* e *Paulista* são bastante congruentes com unidades recuperadas no nosso estudo (EB 18 e EB 1, respectivamente; Figura 1a). Porém, a unidade *Pernambuco* não, incluindo dois EBs recuperados por nós (EB 18 e EB 14; Figura 1a e 1j). Malagoli (2018) utiliza também como modelos anuros endêmicos, mas apenas na Serra do Mar, sudeste da Mata Atlântica, com pontos de distribuição em escala geográfica menor e maior

resolução, ao invés dos polígonos utilizados por nós. Neste trabalho, o autor propõe 22 EBs, dos quais 17 estão restritos à porção norte, central ou sul da Serra do Mar. Trabalhando em escala mais abrangente e com polígonos, recuperamos tanto a Serra do Mar como um todo (EB 1; Figura 1a), como as três regiões principais detectadas por Malagoli (porção norte: EB 2, Figura 1i; porção central: EB 4 e EB 13, Figura 1b e 1d; porção sul: EB 11, Figura 1e).

Nossos resultados comparados aos previamente obtidos por outros autores indicam, portanto, que diversos grupos animais e vegetais provavelmente compartilharam processos evolutivos comuns, resultando em distribuições geográficas congruentes, que devem ser limitadas pelas mesmas barreiras geográficas. Nossos resultados sugerem que a vicariância deve ter sido um processo importante relacionado à evolução das distribuições geográficas de anfíbios anuros endêmicos da Mata Atlântica, de acordo com as predições da análise de Elementos Bióticos (Hausdorf & Henning, 2003). Ou seja, as barreiras geográficas provavelmente tiveram um papel importante na especiação desse grupo. Essa evidência não descarta dispersão histórica e extinção como processos importantes, apenas indicam que a hipótese de vicariância é válida (Hausdorf, 2002).

Os conjuntos serranos, vales e rios destacam-se como barreiras geográficas. A variação topográfica também é um desafio fisiológico para muitos anuros, e, portanto, muitas espécies não devem dispersar-se pelas grandes cadeias montanhosas ou vales (Hoorn *et al.*, 2018). Assim, os topos de serras se comportam como ilhas para grupos de espécies adaptadas a condições climáticas específicas desses locais. Esses ambientes montanhosos já tem sido apontados com altas taxas de endemismo em trabalhos anteriores, incluindo Valdujo *et al.*, 2012, Leite, 2012 e Pie *et al.*, 2013.

A Serra do Mar é apontada em diferentes estudos como o lugar mais diverso do mundo, com o maior número de espécies endêmicas para diversos grupos, incluindo anuros, opiliões, plantas e serpentes (Malagoli, 2018; Bragagnolo *et al.*, 2015; Garcia & Pirani, 2005a; Barbo, 2012). Em nosso estudo, o EB que apresentou o maior número de espécies endêmicas (59) recupera justamente a Serra do Mar, indicando mais uma vez a importância histórica e evolutiva dessa localidade. Outras serras, como a Serra da Mantiqueira, Serra do Espinhaço e Serra da Bocaina, também foram recuperadas em nosso trabalho. A Serra da Mantiqueira foi recuperada em dois EBs (EB 9 e EB 20; Figura 1f e 1e), porém não correspondem às áreas de endemismo encontradas para anuros na Serra da Mantiqueira de Neves *et al.* (2018), sendo a distribuição muito mais

ampla no caso do EB 9, e mais restrita no caso do EB 20. No caso da Serra do Espinhaço, não recuperamos unidades biogeográficas internas, porém esta foi recuperada como um todo em um EB (EB 21; Figura 1e). A Serra da Bocaina foi recuperada em dois EBs (EB 4 e EB 7; Figura 1b e 1e), porém não apresenta estudos posteriores para definir unidades biogeográficas internas utilizando anuros como modelo, o que mostra a importância do nosso estudo em mostrar possíveis unidades para esta área.

Muitos trabalhos também indicam os rios e vales de rios como grandes barreiras geográficas tanto para anuros (Godinho & da Silva, 2018) como para outros grupos (Prance, 1982; Pellegrino *et al*, 2005; DaSilva & Pinto-da-Rocha, 2010). No caso da Mata Atlântica, muitos autores identificam o vale do Rio Doce como uma importante barreira geográfica para outros grupos (Prance, 1982; Pellegrino *et al*, 2005; DaSilva & Pinto-da-Rocha, 2010). No nosso estudo, encontramos dois EBs (EB 2 e EB 9; Figura 1i e 1f) que tem sua distribuição limitada ao norte pelo vale do Rio Doce, corroborando os resultados encontrados previamente. Outros rios circundam os EBs recuperados nesse trabalho, como o Rio Pardo (EB 13; Figura 1d), Rio Paraná (EB 16; Figura 1h) e Rio das Contas (EB 18; Figura 1a). Porém, vale ressaltar que diferente dos outros trabalhos realizados, nosso trabalho utiliza como base de dados polígonos de distribuição de espécies e não pontos de distribuição, como é o caso da maioria dos trabalhos disponíveis na literatura. Apesar de todos os polígonos de distribuição terem sido revisados e corrigidos quando necessário, não é possível observar com maior precisão os limites de distribuição de cada espécie, ou possíveis falhas de amostragem em áreas onde as espécies não estão registradas.

Até onde conhecemos, este é o primeiro estudo a realizar a análise de Elementos Bióticos utilizando polígonos de distribuição ao invés de pontos de distribuição de espécies como base de dados. Pontos de distribuição de espécies proporcionam uma base de dados mais precisa, porém sujeita a erros de omissão, uma vez que depende muito de intenso e uniforme esforço de coleta de dados. Apesar da Mata Atlântica ser um domínio morfoclimático em geral bem amostrado, a maior parte das coletas são realizadas em regiões com grande incentivo à pesquisa, como no sudeste do Brasil, enquanto outras áreas mais afastadas e de difícil acesso são pouco amostradas. Assim, muitas áreas onde as espécies estão presentes não são incluídas em sua distribuição geográfica conhecida. Por outro lado, polígonos de distribuição de espécies abrangem áreas onde a espécie provavelmente não ocorre, gerando os chamados erros de

comissão ou sobreprevisão. No caso do nosso estudo, que possui enfoque na conservação além de regionalização, o erro de comissão deve ser menos problemático, uma vez que é melhor conservar áreas onde a espécie não está presente do que deixar de conservar áreas onde ela ocorre. Além disso, como nosso estudo é realizado em uma escala ampla, os problemas de comissão são minimizados.

Os Elementos Bióticos encontrados nesse trabalho podem ser considerados unidades biogeográficas naturais, uma vez que o método se baseia no processo que gerou o padrão atual de distribuição das espécies, a vicariância (Hausdorf, 2002). Assim, conservar as unidades biogeográficas recuperadas significa não somente conservar as espécies ali presentes, mas conservar os processos relacionados à evolução e diversificação dessas espécies. Nenhum dos EBs encontrados possui mais do que 50% da sua extensão protegida por áreas de proteção (Figura 2a). Os dois EBs recuperados que mais possuem sua extensão protegida foram EBs situados na Serra da Bocaina (EB 4 e EB 7; Figura 1b, 1e e 2a). Mais de 70% das APs que protegem esse local são formadas por Áreas de Proteção Ambiental (APA) ou Parques nacionais (PARNAS). PARNAS são considerados áreas de proteção integrais, e não permitem nenhum uso sustentável além de visitação controlada e realização de pesquisas científicas (MMA, 2019). Já em APAs, é permitido o uso sustentável, com certo grau de ocupação humana (MMA, 2019), o que seria equivalente à categoria V da IUCN (IUCN, 2018). Esta AP pode ser tanto pública como privada, e depende muito da sua gestão para garantir a eficiência na conservação das espécies. Por outro lado, o EB que representou a menor porcentagem de proteção (EB 20; Figura 1e) está localizado em Poços de Caldas, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Apenas uma AP está presente nesse EB, o Parque Natural Municipal da Serra de São Domingos, classificado como Monumento Natural, uma área de proteção integral de acordo com a IUCN. Apesar de ser uma área que não permite uso sustentável, apenas visitação controlada e pesquisa, representa uma parcela muito pequena do EB (0,02%; Figura 2a). Outros EBs que se encontram mal protegidos estão presentes no sul do Brasil (EB 19: Mata de Araucária, Figura 1b; EB 12: Rio Grande do Sul; Figura 1i). Além do total de áreas representarem menos de 5% protegido, muitas das APs encontradas nesses EB são APs de uso sustentável, como APAs, Florestas nacionais (FLONAS) e Área de Relevante Interesse Ecológico. Portanto, muitas delas não atuam de modo eficiente na conservação das espécies, uma vez que existe um certo impacto nas atividades empregadas nessas APs.

Quando comparado aos remanescentes de Mata Atlântica, o EB com menor

porcentagem de proteção (EB 20; Figura 1e e 2a) também é um dos mais atingidos pela perda de habitat (apenas 24% de mata nativa; Figura 2b), indicando que essa é uma unidade biogeográfica que merece atenção para conservação, levando em consideração o impacto humano gerado nessa área. Em relação os EBs localizados no sul (EB 19 e 12; Figura 1b e 1e), apesar da proteção pelas APs serem menos efetivas, ainda resta uma porcentagem relativamente alta de mata nativa, comparada com outros EBs (33% e 43%, respectivamente; Figura 2b). Isso indica que novas APs poderiam ser implementadas nessas áreas, contribuindo para a conservação das espécies e dos processos evolutivos ali presentes. Estudos biogeográficos futuros que levem em consideração outros fatores de impacto ambiental, como aquecimento global e refúgios climáticos, podem se somar a essas contribuições para tomada de decisão sobre áreas prioritárias para conservação.

5. CONCLUSÃO

As semelhanças entre as unidades biogeográficas encontradas neste trabalho e outros diversos estudos de regionalização da Mata Atlântica, envolvendo diversos grupos e utilizando metodologias distintas, indicam que possivelmente muitos grupos compartilham processos evolutivos comuns, e por isso, apresentam padrões de endemismo e distribuição de espécies congruentes. Nosso estudo fornece uma hipótese ampla de regionalização para Mata Atlântica, juntamente com dados que podem ser aplicados à conservação de espécies e de processos evolutivos que formaram estes padrões.

TABELAS

Tabela 1. Valores de *cutdist* (0,1 a 0,3) com espécies que não foram classificadas em nenhum Elemento Biótico (*noise components*). Foram utilizadas distribuições de 380 espécies de anuros endêmicos da Mata Atlântica. O *cutdist* escolhido para análise foi o de 0,2, que maximizou o número de Elementos Bióticos e minimizou o número de *noise components*.

Valores de <i>cutdist</i>	0,1	0,15	0,2	0,25	0,3
<i>Noise components</i>	39	24	15	7	2
Nº de Elementos Bióticos	37	25	21	17	12

Tabela 2. Lista de espécies endêmicas de anfíbios anuros que formaram cada Elemento Biótico (EB) na Mata Atlântica e espécies que não formaram nenhum EB (*noise components*).

Elemento Biótico	Espécies endêmicas
EB 1	<i>Adenomera bokermanni</i> , <i>Adenomera marmorata</i> , <i>Adenomera thomei</i> , <i>Aplastodiscus albosignatus</i> , <i>Aplastodiscus arildae</i> , <i>Aplastodiscus eugenioi</i> , <i>Aplastodiscus leucopygius</i> , <i>Boana pardalis</i> , <i>Bokermannohyla astartea</i> , <i>Bokermannohyla circumdata</i> , <i>Bokermannohyla claresignata</i> , <i>Bokermannohyla clepsydra</i> , <i>Bokermannohyla luctuosa</i> , <i>Brachycephalus ephippium</i> , <i>Brachycephalus hermogenesi</i> , <i>Chiasmocleis atlântica</i> , <i>Crossodactylus díspar</i> , <i>Crossodactylus gaudichaudii</i> , <i>Cycloramphus boraceiensis</i> , <i>Cycloramphus eleutherodactylus</i> , <i>Cycloramphus lutzorum</i> , <i>Dendrophryniscus brevipollicatus</i> , <i>Dendrophryniscus leucomystax</i> , <i>Dendropsophus berthalutzae</i> , <i>Dendropsophus giesleri</i> , <i>Fritziana fissilis</i> , <i>Fritziana goeldii</i> , <i>Fritziana ohausi</i> , <i>Gastrotheca microdiscos</i> , <i>Holoaden luederwaldti</i> , <i>Hylodes asper</i> , <i>Hylodes lateristrigatus</i> , <i>Hylodes nasus</i> , <i>Hylodes phyllodes</i> , <i>Ischnocnema bolbodactyla</i> , <i>Ischnocnema hoehnei</i> , <i>Ischnocnema láctea</i> , <i>Ischnocnema octavioi</i> , <i>Ischnocnema parva</i> , <i>Leptodactylus flavopictus</i> , <i>Megaelosia goeldii</i> , <i>Myersiella micros</i> , <i>Phasmahyla cochranæ</i> , <i>Phasmahyla guttata</i> , <i>Physalaemus maculiventris</i> , <i>Physalaemus olfersii</i> , <i>Physalaemus spiniger</i> , <i>Pithecopus rohdei</i> , <i>Proceratophrys melanopogon</i> , <i>Rhinella ornata</i> , <i>Scinax brieni</i> , <i>Scinax crospedospilus</i> , <i>Scinax flavoguttatus</i> , <i>Scinax hayii</i> , <i>Scinax littoralis</i> , <i>Scinax obtriangulatus</i> , <i>Scinax perpusillus</i> , <i>Sphaenorhynchus orophilus</i> e <i>Thoropa petropolitana</i>
EB 2	<i>Aplastodiscus albofrenatus</i> , <i>Aplastodiscus flumineus</i> , <i>Aplastodiscus musicus</i> , <i>Arcovomer passarellii</i> , <i>Bokermannohyla carvalhoi</i> , <i>Crossodactylodes pinto</i> , <i>Cycloramphus brasiliensis</i> , <i>Cycloramphus ohausi</i> , <i>Cycloramphus organensis</i> , <i>Cycloramphus stejnegeri</i> , <i>Dendropsophus meridianus</i> , <i>Dendropsophus pseudomeridianus</i> , <i>Euparkerella brasiliensis</i> , <i>Euparkerella cochranæ</i> , <i>Gastrotheca albolineata</i> , <i>Gastrotheca fulvorufa</i> , <i>Holoaden pholeter</i> , <i>Hylodes amnicola</i> , <i>Hylodes charadranaetes</i> , <i>Hylodes pipilans</i> , <i>Ischnocnema erythromera</i> , <i>Ischnocnema gualteri</i> , <i>Ischnocnema venancioi</i> , <i>Leptodactylus marambaiae</i> , <i>Phrynomedusa vanzolinii</i> , <i>Physalaemus</i>

	<i>soaresi</i> , <i>Proceratophrys appendiculata</i> , <i>Rhinella pygmaea</i> , <i>Scinax albicans</i> , <i>Scinax cardosoi</i> , <i>Scinax humilis</i> , <i>Scinax insperatus</i> , <i>Scinax melloi</i> , <i>Scinax similis</i> , <i>Scinax trapicheiroi</i> , <i>Stereocyclops parkeri</i> , <i>Thoropa lutzi</i> , <i>Xenohyla truncata</i> e <i>Zachaenus parvulus</i>
EB 3	<i>Aplastodiscus cavicola</i> , <i>Aplastodiscus weygoldti</i> , <i>Bokermannohyla caramaschii</i> , <i>Bokermannohyla ibitipoca</i> , <i>Brachycephalus alipioi</i> , <i>Crossodactylodes bokermanni</i> , <i>Crossodactylodes izecksohni</i> , <i>Cycloramphus bandeirensis</i> , <i>Dendrophryniscus carvalhoi</i> , <i>Dendropsophus ruschii</i> , <i>Euparkerella robusta</i> , <i>Euparkerella tridactyla</i> , <i>Hylodes babax</i> , <i>Hylodes vanzolinii</i> , <i>Ischnocnema epipeda</i> , <i>Ischnocnema oea</i> , <i>Ischnocnema verrucosa</i> , <i>Leptodactylus cupreus</i> , <i>Megaelosia apuana</i> , <i>Phrynomedusa marginata</i> , <i>Physalaemus maximus</i> , <i>Physalaemus obtectus</i> , <i>Proceratophrys fryi</i> , <i>Proceratophrys moehringi</i> , <i>Proceratophrys paviotii</i> , <i>Proceratophrys phyllostoma</i> , <i>Scinax arduous</i> , <i>Scinax belloni</i> , <i>Scinax heyeri</i> , <i>Scinax kautskyi</i> , <i>Scinax v-signatus</i> e <i>Zachaenus carvalhoi</i>
EB 4	<i>Adenomera ajurauna</i> , <i>Boana cymbalum</i> , <i>Boana latistriata</i> , <i>Brachycephalus nodoterga</i> , <i>Cycloramphus carvalhoi</i> , <i>Cycloramphus dubius</i> , <i>Cycloramphus granulatus</i> , <i>Cycloramphus semipalmatus</i> , <i>Hylodes magalhaesi</i> , <i>Hylodes mertensi</i> , <i>Hylodes ornatos</i> , <i>Hylodes regius</i> , <i>Hylodes sazimai</i> , <i>Ischnocnema gehrti</i> , <i>Ischnocnema nigriventris</i> , <i>Ischnocnema randorum</i> , <i>Ischnocnema spanios</i> , <i>Megaelosia jordanensis</i> , <i>Megaelosia massarti</i> , <i>Paratelmatobius cardosoi</i> , <i>Paratelmatobius Mantiqueira</i> , <i>Paratelmatobius poecilogaster</i> , <i>Phrynomedusa fimbriata</i> , <i>Physalaemus bokermanni</i> , <i>Physalaemus jordanensis</i> e <i>Physalaemus moreirae</i>
EB 5	<i>Boana albomarginata</i> , <i>Boana albopunctata</i> , <i>Boana faber</i> , <i>Boana semilineata</i> , <i>Ceratophrys aurita</i> , <i>Dendropsophus anceps</i> , <i>Dendropsophus decipiens</i> , <i>Dendropsophus elegans</i> , <i>Dendropsophus micros</i> , <i>Dendropsophus seniculus</i> , <i>Haddadus binotatus</i> , <i>Ischnocnema nasuta</i> , <i>Itapotihyla langsdorffii</i> , <i>Macrogenioglottus alipioi</i> , <i>Phyllomedusa burmeisteri</i> , <i>Rhinella hoogmoedi</i> , <i>Rhinella icterica</i> , <i>Scinax alter</i> , <i>Scinax argyreornatus</i> , <i>Thoropa miliaris</i> , <i>Trachycephalus mesophaeus</i> , <i>Trachycephalus nigromaculatus</i> , <i>Vitreorana eurygnatha</i> e <i>Vitreorana uranoscopa</i>
EB 6	<i>Allobates olfersioides</i> , <i>Boana pombali</i> , <i>Chiasmocleis capixaba</i> , <i>Chiasmocleis schubarti</i> , <i>Dasylops schirchi</i> , <i>Dendropsophus bipunctatus</i> , <i>Dendropsophus branneri</i> , <i>Dendropsophus haddadi</i> , <i>Leptodactylus spixi</i> , <i>Phasmahyla exilis</i> , <i>Phyllodytes kautskyi</i> , <i>Phyllodytes luteolus</i> , <i>Physalaemus aguirrei</i> , <i>Physalaemus crombiei</i> , <i>Proceratophrys laticeps</i> , <i>Rhinella crucifer</i> , <i>Scinax agilis</i> , <i>Scinax</i>

	<i>Eurydice</i> , <i>Sphaenorhynchus mirim</i> , <i>Sphaenorhynchus palustris</i> , <i>Sphaenorhynchus pauloalvini</i> , <i>Sphaenorhynchus prasinus</i> e <i>Stereocyclops incrassatus</i>
EB 7	<i>Bokermannohyla ahenea</i> , <i>Bokermannohyla gouveai</i> , <i>Brachycephalus vertebralis</i> , <i>Crossodactylus grandis</i> , <i>Holoaden bradei</i> , <i>Hylodes fredii</i> , <i>Hylodes glaber</i> , <i>Ischnocnema holti</i> , <i>Ischnocnema pusilla</i> , <i>Megaelosia bocainensis</i> , <i>Megaelosia lutzae</i> , <i>Melanophryniscus moreirae</i> , <i>Paratelmatobius gaigeae</i> , <i>Paratelmatobius lutzii</i> , <i>Physalaemus angrensis</i> , <i>Physalaemus atlanticus</i> , <i>Physalaemus barrioi</i> , <i>Scinax angrensis</i> , <i>Scinax Ariadne</i> , <i>Scinax atratus</i> e <i>Scinax faivovichii</i>
EB 8	<i>Adenomera araucária</i> , <i>Aplastodiscus cochranæ</i> , <i>Aplastodiscus ehrhardti</i> , <i>Boana guentheri</i> , <i>Boana semiguttata</i> , <i>Brachycephalus pernix</i> , <i>Cycloramphus asper</i> , <i>Cycloramphus bolitoglossus</i> , <i>Cycloramphus catarinenses</i> , <i>Cycloramphus cedrensis</i> , <i>Cycloramphus diringshofeni</i> , <i>Dendrophryniscus berthalutzae</i> , <i>Dendropsophus nahdereri</i> , <i>Hylodes perplicatus</i> , <i>Ischnocnema manezinho</i> , <i>Phrynomedusa appendiculata</i> , <i>Physalaemus nanus</i> , <i>Proceratophrys subguttata</i> , <i>Scinax catharinae</i> , <i>Scythrophrys sawayae</i> e <i>Vitreorana parvula</i>
EB 9	<i>Boana polytaenia</i> , <i>Bokermannohyla martinsi</i> , <i>Bokermannohyla nanuzae</i> , <i>Chiasmocleis Mantiqueira</i> , <i>Crossodactylus trachystomus</i> , <i>Hylodes otavioi</i> , <i>Hylodes uai</i> , <i>Ischnocnema izecksohni</i> , <i>Leptodactylus cunicularius</i> , <i>Physalaemus deimaticus</i> , <i>Physalaemus evangelistai</i> , <i>Physalaemus rupestres</i> , <i>Pithecopus ayeaye</i> , <i>Scinax caldarum</i> , <i>Scinax duartei</i> , <i>Scinax longilineus</i> , <i>Scinax luizotavioi</i> , <i>Scinax machadoi</i> e <i>Scinax pinima</i>
EB 10	<i>Adelophryne pachydactyla</i> , <i>Aplastodiscus ibirapitanga</i> , <i>Bokermannohyla lucianae</i> , <i>Chiasmocleis cordeiroi</i> , <i>Chiasmocleis crucis</i> , <i>Cycloramphus migueli</i> , <i>Dendrophryniscus proboscideus</i> , <i>Eleutherodactylus bilineatus</i> , <i>Hylomantis asperus</i> , <i>Phasmahyla spectabilis</i> , <i>Phyllodytes maculosus</i> , <i>Phyllodytes melanomystax</i> , <i>Phyllodytes wuchereri</i> , <i>Physalaemus erikae</i> , <i>Physalaemus irroratus</i> , <i>Pristimantis paulodutraii</i> e <i>Pristimantis vinhai</i>
EB 11	<i>Bokermannohyla langei</i> , <i>Brachycephalus brunneus</i> , <i>Brachycephalus ferruginus</i> , <i>Brachycephalus izecksohni</i> , <i>Brachycephalus pombali</i> , <i>Cycloramphus duseni</i> , <i>Cycloramphus mirandaribeiroi</i> , <i>Cycloramphus rhyakonastes</i> , <i>Hylodes cardosoi</i> , <i>Ischnocnema</i>

	<i>paranaenses</i> , <i>Ischnocnema sambaqui</i> , <i>Melanophryniscus alipioi</i> e <i>Physalaemus insperatus</i>
EB 12	<i>Boana joaquina</i> , <i>Cycloramphus valae</i> , <i>Dendrophryniscus krausae</i> , <i>Elachistocleis erythrogaster</i> , <i>Hylodes meridionalis</i> , <i>Melanophryniscus cambaraensis</i> , <i>Melanophryniscus dorsalis</i> , <i>Melanophryniscus macrogranulosus</i> , <i>Melanophryniscus simplex</i> , <i>Physalaemus lisei</i> , <i>Proceratophrys brauni</i> , <i>Pseudis cardosoi</i> e <i>Thoropa saxatilis</i>
EB 13	<i>Aparasphenodon bokermanni</i> , <i>Crossodactylus caramaschii</i> , <i>Cycloramphus acangatan</i> , <i>Cycloramphus juimirim</i> , <i>Hylodes dactylocinus</i> , <i>Hylodes heyeri</i> , <i>Scinax hiemalis</i> , <i>Scinax jureia</i> e <i>Trachycephalus lepidus</i>
EB 14	<i>Boana freicanecae</i> , <i>Chiasmocleis alagoana</i> , <i>Crossodactylus dantei</i> , <i>Hylomantis granulatus</i> , <i>Phyllodytes edelmoi</i> , <i>Phyllodytes gyrinaethes</i> , <i>Physalaemus caete</i> , <i>Scinax muriciensis</i> e <i>Scinax skuki</i>
EB 15	<i>Aparasphenodon bruno</i> , <i>Boana secedens</i> , <i>Chiasmocleis carvalhoi</i> , <i>Cycloramphus fuliginosus</i> , <i>Physalaemus signifier</i> , <i>Proceratophrys schirchi</i> , <i>Scinax cuspidatus</i> e <i>Sphaenorhynchus planicola</i>
EB 16	<i>Aplastodiscus perviridis</i> , <i>Bokermannohyla hylax</i> , <i>Chiasmocleis leucosticta</i> , <i>Cycloramphus izecksohni</i> , <i>Dendropsophus werner</i> , <i>Leptodactylus notoaktites</i> , <i>Phyllomedusa distincta</i> e <i>Trachycephalus imitatrix</i>
EB 17	<i>Boana atlântica</i> , <i>Frostius pernambucensis</i> , <i>Gastrotheca fissipes</i> , <i>Phyllodytes acuminatus</i> , <i>Pristimantis ramagii</i> , <i>Proceratophrys cristiceps</i> , <i>Scinax auratus</i> e <i>Scinax cretatus</i>
EB 18	<i>Aplastodiscus sibilatus</i> , <i>Crossodactylus lutzorum</i> , <i>Frostius erythrophthalmus</i> , <i>Gastrotheca flamma</i> , <i>Phasmahyla timbó</i> , <i>Phyllodytes tuberculatus</i> e <i>Phyllomedusa bahiana</i>
EB 19	<i>Boana leptolineata</i> , <i>Boana stellae</i> , <i>Melanophryniscus admirabilis</i> e <i>Rhinella henseli</i>
EB 20	<i>Boana beckeri</i> , <i>Proceratophrys palustres</i> e <i>Scinax ranki</i>
EB 21	<i>Bokermannohyla alvarengai</i> , <i>Bokermannohyla saxicola</i> e <i>Pseudis fusca</i>
noise components	<i>Boana curupi</i> , <i>Bokermannohyla sazimai</i> , <i>Bokermannohyla vulcaniae</i> , <i>Chiasmocleis sapiranga</i> , <i>Crossodactylus schmidt</i> , <i>Dendrophryniscus stawiarskyi</i> , <i>Dendropsophus dutrai</i> , <i>Dendropsophus novaisi</i> , <i>Dendropsophus rhea</i> , <i>Dendropsophus studerae</i> ,

Melanophryniscus spectabilis, *Phyllomedusa tetraploidea*, *Pseudopaludicola riopiedadensis*, *Scinax camposseabrai*,
Sphaenorhynchus bromelicola

Tabela 3. Latitude, longitude e área total de cada EB em número de pixels (quadrículas que compõem cada elemento), e sua classificação em amplamente distribuído, intermediário ou restrito, assim como a porcentagem média de remanescente florestal e a área protegida.

EB	Latitude (pixels)	Longitude (pixels)	Área (pixels)	Classificação	Remanescente florestal	Área protegida
1	10	12	47	Widespread	33%	11%
2	5	6	12	Intermediate	29%	13%
3	5	5	15	Intermediate	23%	6%
4	2	3	6	Restricted	33%	38%
5	24	22	150	Widespread	31%	5%
6	16	10	51	Widespread	30%	7%
7	2	2	3	Restricted	43%	45%
8	7	5	22	Intermediate	44%	10%
9	7	6	26	Intermediate	30%	12%
10	7	4	11	Intermediate	28%	6%
11	2	2	3	Restricted	58%	33%
12	3	4	10	Restricted	43%	3%
13	4	4	11	Intermediate	40%	28%
14	3	2	4	Restricted	15%	4%
15	11	8	33	Widespread	25%	12%
16	12	12	73	Widespread	29%	8%
17	7	5	13	Intermediate	33%	5%
18	4	4	8	Restricted	38%	6%
19	5	5	20	Intermediate	33%	2%
20	1	1	1	Restricted	24%	0.02%
21	8	3	16	Intermediate	47%	6%

Tabela 4. Elementos bióticos recuperados para Mata Atlântica com nomes sugeridos e suas respectivas localidades e número de espécies endêmicas que formam cada EB.

Elemento Biótico	Região e estados	Nº de spps
EB 1 (“Serra do Mar”)	Porção central e sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados do ES, RJ, MG, SP, PR e SC	59
EB 2 (“Mata Atlântica Central”)	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados do ES, RJ, MG e SP	39
EB 3 (“Espírito Santo”)	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados do ES, RJ e MG	32
EB 4 (“Bocaina Oeste”)	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados do RJ, MG e SP	26
EB 5 (“Mata Atlântica”)	Ocupa toda a Mata Atlântica, abrangendo os estados da PB, PE, AL, SE, BA, MG, ES, RJ, SP, GO, MS, PR, SC e RS, além da porção nordeste da Argentina	24
EB 6 (“Mata Atlântica Centro-Norte 1”)	Porção central e norte da Mata Atlântica, abrangendo os estados da PB, PE, AL, SE, BA, ES, RJ, MG e SP	23
EB 7 (“Bocaina Leste”)	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados do RJ, MG e SP	21
EB 8 (“Mata de Araucária 1”)	Porção sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SP, PR, SC e RS	21
EB 9	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados do ES, RJ, MG e SP	19

("Mantiqueira")		
EB 10	Porção norte da Mata Atlântica, abrangendo os estados de MG, BA e SE	17
("Mata Atlântica Norte 1")		
EB 11	Porção sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SP e PR	13
("São Paulo")		
EB12	Porção sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SC e RS	13
("Rio Grande do Sul")		
EB 13	Porção central e sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SP e SC	9
("Vale do Ribeira")		
EB 14	Porção norte da Mata Atlântica abrangendo os estados da PB, PE e AL	9
("Mata Atlântica Nordeste")		
EB 15	Porção central e norte da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SP, MG,	8
("Mata Atlântica Centro-Norte 2")		RJ, ES e BA
EB 16	Porção central e sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados de MG, RJ, GO,	8
("Mata Atlântica Centro-Sul")		MS, SP, PR, SC e RS
EB 17	Porção norte da Mata Atlântica, abrangendo os estados da BA e SE	8
("Mata Atlântica Norte 2")		
EB 18	Porção norte da Mata Atlântica, no estado da BA	7
("Mata Atlântica Norte 3")		
EB 19	Porção sul da Mata Atlântica, abrangendo os estados do PR, SC e RS	4
("Mata de Araucária 2")		

EB 20 (“Poços de Caldas”)	Porção central da Mata Atlântica, abrangendo os estados de SP e MG	3
EB 21 (“Espinhaço”)	Porção central e norte da Mata Atlântica, abrangendo os estados de MG e BA	3

FIGURAS

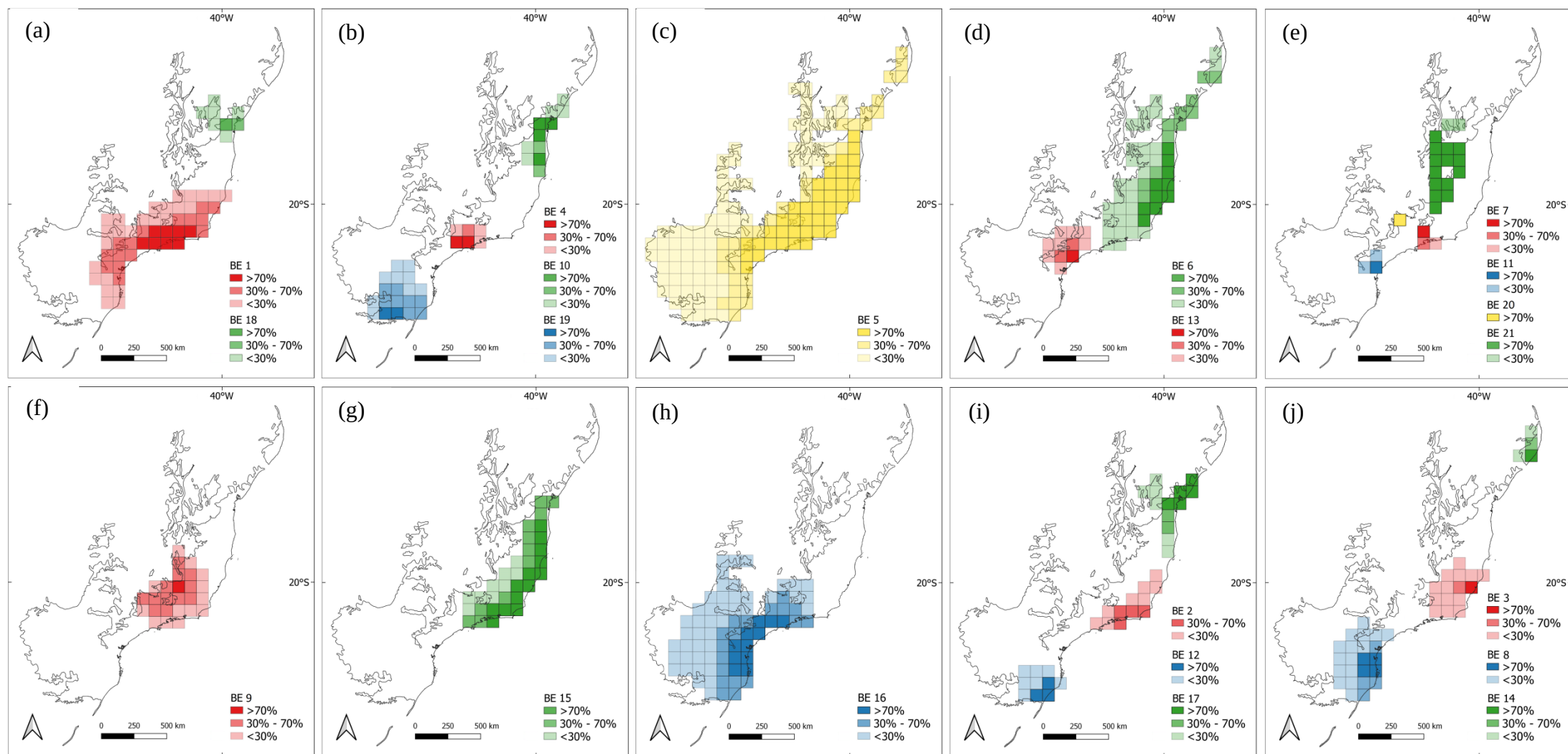


Figura 1: Elementos Bióticos recuperados a partir de 380 espécies de anfíbios anuros endêmicos da Mata Atlântica (N = 21). A graduação de

cores indica a quantidade de espécies presentes na quadrícula, sendo cores mais sólidas correspondentes a mais de 70% do número de espécies que formam o respectivo EB, e mais transparentes para menos de 30% das espécies. A cor vermelha representa EBs com distribuições mais concentradas na porção central da Mata Atlântica, enquanto a cor azul representa EBs com distribuição mais concentrada na porção sul e a cor verde EBs com distribuição mais concentrada na porção norte. A cor amarela, por sua vez, representa o EB 5, que corresponde praticamente a extensão de toda a Mata Atlântica.

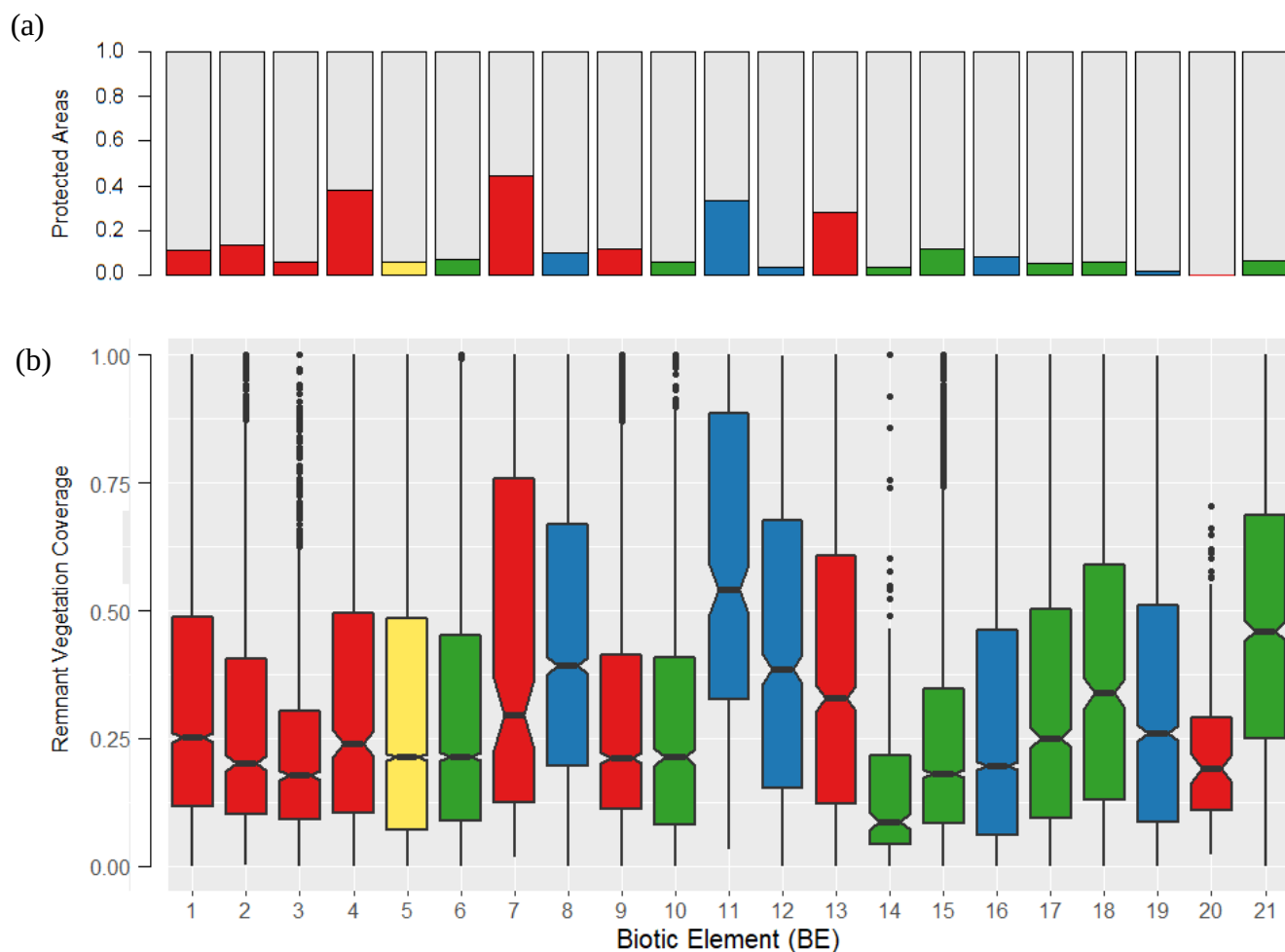


Figura 2. Percentual de área protegida (a) e mediana de remanescente florestal (b) em cada elemento biótico. Em (b), o traço preto representa a mediana de remanescente florestal considerando todos os *pixels* de cada EB, enquanto a barra colorida representa a extensão do quartil 1 (abaixo) e 3 (acima), ou seja, entre 25% e 75% da variação de remanescente florestal considerando todos os *píxels* de cada EB. Os pontos pretos representam os *outliers*. Tanto em (a) quanto em (b), a cor vermelha representa EBs com distribuições mais concentradas na porção central da Mata Atlântica, enquanto a cor azul representa EBs com distribuição mais concentrada na porção sul, e a cor verde EBs com distribuição mais concentrada na porção norte. A cor amarela, por sua vez, representa o EB 5, que possui a extensão de toda a Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

- ALFORD, R. A.; DIXON, P. M.; PECHMANN, J. H. K. **Global amphibian population declines**. *Nature*, Vol. 412, pp. 498–500, 2001.
- AZEVEDO, J. A. R.; VALDUJO, P. H.; NOGUEIRA, C. C. **Biogeography of anurans and squamates in the Cerrado hotspot: coincident endemism patterns in the richest and most impacted savanna on the globe**. *Journal of Biogeography*, Vol. 43, pp. 2454-2464, 2016.
- BARBO, F. E. **Biogeografia histórica e conservação das serpentes da floresta pluvial atlântica costeira do Brasil**. Tese (doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 173p., 2012
- BRAGAGNOLO, C.; PINTO-DA-ROCHA, R.; ANTUNES JR. M.; CLOUSE, R. M. **Phylogenetics and phylogeography of a long-legged harvestman (Arachnida: Opiliones) in the Brazilian Atlantic Rain Forest reveals poor dispersal, low diversity and extensive mitochondrial introgression**. *Invertebrate Systematics*, Vol. 29, pp. 386-404, 2015.
- CHEN, Y. H. **Biotic element analysis of reptiles of China: a test of vicariance model**. *Current Zoology*, Vol. 59, pp. 449-457, 2013.
- CRISCI, J. V. **The voice of historical biogeography**. *Journal of Biogeography*, Vol. 28, pp. 157-168, 2001.
- DASILVA, M. B.; PINTO-DA-ROCHA, R. História biogeográfica da Mata Atlântica: Opiliões (Arachnida) como modelo para sua inferência. pp. 221-238, 2010. *In*: DE CARVALHO, C. J. B.; DE ALMEIDA, E. A. B. (eds). **Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos**. São Paulo, Editora Roca, 320p.
- FROST, D. R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference**. Version 6.0 (26 de abril de 2018). - *Electronic Database accessible at* <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. 2016.
- GARCIA, R. J. F.; PIRANI, J. R. **Análise florística, ecológica e fitogeográfica do Núcleo Curucutu, Parque Estadual da Serra do Mar (São Paulo, SP), com ênfase nos campos junto à crista da Serra do Mar**. *Hoehnea*, Vol. 32, pp. 1-48, 2005a.
- GODINHO, M. B. C.; DA SILVA, F. R. **The influence of riverine barriers, climate, and topography on the biogeographic regionalization of Amazonian anurans**. *Scientific Reports*, Vol. 8, pp. 1-11, 2018.

- GUEDES, T. B.; SAWAYA, R. J.; NOGUEIRA, C. C. **Biogeography, vicariance and conservation of snakes of the neglected and endangered Caatinga region, north-eastern Brazil**. *Journal of Biogeography*, Vol. 41, pp. 919-931, 2014.
- HADDAD, C. F. B.; TOLEDO, L. F.; PRADO, C. P. A.; LOEBMANN, D.; GASPARINI, J. L.; SAZIMA, I. (eds) **Guia dos Anfíbios da Mata Atlântica: Diversidade e Biologia**. São Paulo, Anolis Books, 2013, 544p.
- HAROLD, A. S.; MOOI, R. D. **Areas of endemism: Definition and recognition criteria**. *Systematic Biology*, Vol. 43, pp. 261-266, 1994.
- HAUSDORF, B.; HENNIG, C. **Biotic element analysis in biogeography**. *Systematic Biology*, Vol. 52, pp. 717-723, 2003.
- HAUSDORF, B.; HENNIG, C. **Does vicariance shape biotas? Biogeographical tests of the vicariance model in the north-west European land snail fauna**. *Journal of Biogeography*, Vol. 31, pp. 1751-1757, 2004.
- HAUSDORF, B. **Units in biogeography**. *Systematic Biology*, Vol. 51, pp. 648-652, 2002.
- HENNIG, C.; HAUSDORF, B. **A robust distance coefficient between distribution areas incorporating geographic distances**. *Systematic Biology*, Vol. 55, pp. 170-175, 2006.
- HENNIG, C. **Package ‘prabclus’: Functions for clustering of presence-absence, abundance and multilocus genetic data**. R package version 1.0.18. 2015.
- HOLT, B. G.; LESSARD, J. P.; BORREGAARD, M. K.; FRITZ, S. A.; ARAUJO, M. B.; DIMITROV, D.; FABRE, P. H.; GRAHAM, C. H.; GRAVES, G. R.; JONSOON, K. A.; NOGUES-BRAVO, D.; WANG, Z.; WHITTAKER, R. J.; FJELDSA, J.; RAHBEK, C. **An update of Wallace’s zoogeographic regions of the world**. *Science*, Vol. 339, pp. 74–78, 2013.
- HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A. Mountains, climate and biodiversity: an introduction. pp. 1-13, 2018. *In*: HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A. (eds.). **Mountains, climate and biodiversity**. Wiley-Blackwell Press, 544p.
- IUCN & UNEP. **World Database on Protected Areas**. (12 de dezembro de 2018) - *Electronic Database accessible at* <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>. IUCN Global Protected Areas Programme, Switzerland. 2018.
- IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-3 (03 de março de 2017). *Electronic Database accessible at* <http://www.iucnredlist.org>. IUCN Global Species Programme Red List Unit, United Kingdom. 2017.

- KREFT, H.; JETZ, W. **A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions.** Journal of Biogeography, Vol. 37, pp. 2029-2053, 2010.
- LEITE, F. S. F. **Taxonomia, biogeografia e conservação dos anfíbios da Serra do Espinhaço.** Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre). Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 123p., 2012.
- MALAGOLI, L. **Anfíbios Da Serra Do Mar: Diversidade e Biogeografia.** Tese (doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 207p., 2018.
- MMA, Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/categorias>. Acesso em: 20 de dezembro de 2018.
- MORRONE, J. J. **On the identification of areas of endemism.** Systematic Biology, Vol. 43, pp. 438-441, 1994.
- MORRONE, J. J. **The spectre of biogeographical regionalization.** Journal of Biogeography, Vol. 45, pp. 282-288, 2018.
- MÜLLER, P. **The dispersal centers of terrestrial vertebrates in Neotropical realm: a study in the evolution of the Neotropical biota and its native landscapes.** The Hague, Dr. W. Junk Publishers, 1973. 244p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature, Vol. 403, pp. 853–858, 2000.
- NEVES, M. O.; PEREIRA, E. A.; SUGAI, J. L. M. M.; ROCHA, S. B.; FEIO, R. N.; SANTANA, D. J. **Distribution pattern of anurans from three mountain complexes in southeastern Brazil and their conservation implications.** Anais da Academia Brasileira de Ciências, Vol. 90, pp. 1611-162, 2018.
- NOGUEIRA, C. C.; RIBEIRO, S.; COSTA, G. C.; COLLI, G. R. **Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles.** Journal of Biogeography, Vol. 38, pp. 1907-1922, 2011.
- NORI J.; VILLALOBOS, F.; LOYOLA, R. **Global priority areas for amphibian research.** Journal of Biogeography, Vol. 45, pp. 2588–2594, 2018.
- NORI, J.; LEMES, P.; URBINA-CARDONA, N.; BALDO, D.; LESCANO, J.; LOYOLA, R. **Amphibian conservation, land-use changes and protected areas: A global overview.** Biological Conservation, Vol. 191, pp. 367–374, 2015.

- PELLEGRINO, K. C. M.; RODRIGUES, M. T.; WAITE, A. N.; MORANDO, M.; YASSUDA, Y. Y.; SITES Jr., J. W. **Phylogeography and species limits in the *Gymnodactylus darwinii* complex (Gekkonidae, Squamata): genetic structure coincides with rivers systems in the Brazilian Atlantic Forest.** Biological Journal of the Linnean Society, Vol. 85, pp. 13–26, 2005.
- PIE, M. R.; MEYER, A. L. S.; FIRKOWSKI, C. R.; RIBEIRO, L.; BORNSCHNEIN, M. R. **Understanding the mechanisms underlying the distribution of microendemic montane frogs (*Brachycephalus* spp., Terrarana: Brachycephalidae) in the Brazilian Atlantic Rainforest.** Ecology Modelling, Vol. 250, pp. 165-176, 2013.
- PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. pp. 137-158, 1982
In: PRANCE G.T. (ed) **Biological diversification in the tropics.** New York, Columbia University Press, 714p.
- QGIS Development Team. QGIS Geographic Information System. Version 3.0.2. Open Source Geospatial Foundation Project, 2018.
- R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Version 3.4.0. R Foundation for Statistical Computing, 2017.
- RIBEIRO, A. C.; LIMA, F. C. T.; RICCOMINI, C.; MENEZES, N. A. **Fishes of the Atlantic rainforest of Boracéia: testimonies of the Quaternary fault reactivation within a Neoproterozoic tectonic province in Southeastern Brazil.** Ichthyological Exploration of Freshwaters, Vol. 17, pp. 157-164, 2006.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M. **Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** Biological Conservation, Vol. 142, pp. 1141–1153, 2009.
- RIDLEY, M. Evolução e Diversidade, pp. 373-539, 2007. In: RIDLEY, M. (ed). **Evolução**, Porto Alegre, Editora Artmed, 752p.
- ROSSA-FERES, D. C.; GAREY, M. V.; CARAMASCHI, U.; NAPOLI, M. F.; NOMURA, F.; BISPO, A. A.; BRASILEIRO, C. A.; THOMÉ, M. T. C.; SAWAYA, R. J.; CONTE, C. E.; CRUZ, C. A. G.; NASCIMENTO, L. B.; GASPARINI, J. L.; ALMEIDA, A. P.; HADDAD, C. F. B. Anfíbios da Mata Atlântica, pp. 233-308, 2017. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (eds). **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica.** Paraná, Editora UFPR, 492p.
- SCLATER, P. L. **On the general geographical distribution of the members of the class Aves.** Journal of the Proceedings of the Linnean Society: Zoology, Vol. 2, pp. 130-136, 1858.
- SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. **Areas of endemism for**

- passerine birds in the Atlantic forest, South America.** Global Ecology and Biogeography, Vol. 13, pp. 85–92, 2004.
- SZUMIK, C.; AAGESEN, L.; CASAGRANDA, D.; ARZAMENDIA, V.; GIACOMO, D.; GIRAUDO, A.; GOLOBOFF, P.; GRAMAJO, C.; KOPUCHIAN, C.; KRETZSCHMAR, S.; LIZARRALDE, M.; MOLINA, A. **Detecting areas of endemism with a taxonomically diverse data set: plants, mammals, reptiles, amphibians, birds, and insects from Argentina.** Cladistics, Vol. 28, pp. 317-329, 2012.
- VALDUJO, P. H.; SILVANO, D. L.; COLLI, G.; MARTINS, M. **Anuran species composition and distribution patterns in Brazilian Cerrado, a Neotropical hotspot.** South American Journal of Herpetology, Vol. 7, pp. 63-78, 2012.
- WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. **The performance and potential of protected areas.** Nature, Vol. 515, pp. 67–73, 2014.
- WHITTAKER, R. J.; ARAÚJO, M. B.; JEPSON, P.; LADLE, R. J.; WATSON, J. E. M.; WILLIS, K. J. **Conservation biogeography: assessment and prospect.** Diversity and Distributions, Vol. 11, pp. 3-23, 2005.

CAPÍTULO 2

Áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica

Bruna E. Bolochio¹, Ricardo J. Sawaya², Javier Nori³

¹ Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas (IBILCE), Universidade Estadual Paulista “Júlio Mesquita Filho” (UNESP), 15054-000 São José do Rio Preto, SP, Brazil

² Centro de Ciências Naturais e Humanas, Universidade Federal do ABC (UFABC), 09606-070 São Bernardo do Campo, SP, Brazil

³ Instituto de Diversidad y Ecología Animal (IDEA-CONICET) and Centro de Zoología Aplicada, Universidad Nacional de Córdoba, Rondeau 798, Córdoba Argentina.

*Autor correspondente: Bruna E. Bolochio, Laboratório de Ecologia e Diversidade (LED¹), Universidade Federal do ABC (UFABC), 09606-070 São Bernardo do Campo, SP, Brazil
E-mail: bruna.bolochio@gmail.com

RESUMO

Os anfíbios compõem um dos grupos de vertebrados mais ameaçados de extinção e declínios populacionais. A maior causa dessas ameaças é a destruição, fragmentação e poluição de habitats. Uma das maiores diversidades de anuros do mundo está na Mata Atlântica, um domínio morfoclimático altamente explorado, que conta hoje apenas com 7% a 16% de sua extensão original. O objetivo principal do nosso estudo foi avaliar o panorama geral de conservação dos anuros da Mata Atlântica de acordo com a perda de habitat, e assim, propor áreas prioritárias para conservação neste domínio morfoclimático. Propomos também áreas prioritárias para conservação onde a proteção das populações se mostra ineficiente. Ranqueamos áreas prioritárias para conservação no programa *Zonation*, utilizando como base dados polígonos corrigidos de distribuição geográfica de 557 espécies de anuros, a partir dos dados disponíveis na União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). Utilizamos o mapa de uso de solo disponibilizado pela *ESA Climate Change Initiative*, e o mapa de áreas de proteção ambiental (AP) disponibilizado pela IUCN. Nossas análises demonstram que poucas espécies encontram-se protegidas por APs, e que muitas espécies têm mais da metade da sua área de distribuição geográfica em locais com pouco remanescente florestal. As áreas mais problemáticas em relação à proteção por APs e perda de habitat encontram-se nas porções mais afastadas do litoral, áreas noroeste e sudoeste da Mata Atlântica, locais que devem ser, portanto considerados como áreas prioritárias para conservação.

Palavras-chave: Biogeografia da conservação, Declínio de anfíbios, Desmatamento, Perda de habitat, Áreas de Proteção, *Zonation*

1. INTRODUÇÃO

Os declínios populacionais de anfíbios tem sido estudados desde a década de 1990 (Wake, 1991), sendo este um dos grupos de vertebrados mais ameaçados de extinção (Alford, 2001), com cerca de 30% das espécies consideradas como pelo menos ameaçadas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2018). No entanto, muitos grupos de anuros ainda são pouco conhecidos e estudados, e, portanto, o número de espécies em risco de extinção deve ser ainda maior (Hoffmann et al., 2010). Não existe apenas uma causa para esse fenômeno (Beebee & Griffiths, 2005). Muitos trabalhos indicam que doenças têm sido uma das grandes causas para a extinção de populações (*e.g.*, Berger et al., 1998; Gardner, 2001; Daszak et al., 2003). Outros problemas, como introdução de espécies exóticas, exploração e exposição à radiação UV-B também parecem ter uma papel importante nesse processo, havendo uma possível sinergia entre todos estes fatores (*e.g.*, Pahkala et al., 2003a; Kats & Ferrer, 2003; Vorburger & Reyer, 2003; Jensen & Camp, 2003). Porém, se considera que a maior ameaça para este e outros grupos de organismos é a destruição, fragmentação e poluição de habitats (*e.g.* Stuart et al., 2004; Becker et al., 2007; Smith & Sutherland, 2014).

A possibilidade de cenários de declínios populacionais merece especial atenção quando tratamos da conservação de *hotspots* da biodiversidade. Para os anuros, uma das maiores diversidades do mundo é registrada na Mata Atlântica, América do Sul, sendo que mais de 60% das espécies que ocorrem nesse domínio morfoclimático são endêmicas (Rossa-Feres et al., 2017; Malagoli, 2018). Um dos fatores relacionados a essa alta diversidade é a grande amplitude geográfica deste domínio (Rossa-Feres et al., 2017; Hoorn et al., 2018). A Mata Atlântica se estende da região tropical a subtropical, apresentando diferentes fisionomias vegetais que contribuem para a sua grande diversidade de habitats (Monteiro-Filho & Conte, 2017). Além da variação longitudinal, a Mata Atlântica também apresenta variação altitudinal significativa (0 a 2892 m), o que contribui para processos evolutivos de especiação (Hoorn et al., 2018). Por outro lado, esse domínio morfoclimático é altamente explorado desde o início da colonização do Brasil, tendo hoje como remanescente florestal apenas de 7% a 16% de sua extensão original (Ribeiro et al., 2009).

Uma das maiores diversidades de anuros do mundo, portanto, está presente em uma área altamente explorada, com altas taxas de destruição, fragmentação e poluição de

habitat, o que deve contribuir diretamente para o declínio de populações de anfíbios e sua extinção em massa. Diante desse problema, muitos trabalhos têm sido realizados, tanto para entender as causas de extinções locais de populações (*e.g.*, Becker *et al.*, 2007; Dixo *et al.*, 2009; Carnaval *et al.*, 2006) quanto para propor soluções para conservação do grupo na Mata Atlântica (*e.g.*, Verdade *et al.*, 2012; Lemes *et al.*, 2013).

Se por um lado a Mata Atlântica é um dos domínios morfoclimáticos com mais áreas de proteção (APs) da América do Sul, por outro, essas APs podem ser ineficientes para a conservação do grupo (Galindo-Leal & Câmara, 2003), pois foram criadas muitas vezes a partir de critérios econômicos e políticos, como baixa produtividade ou turismo (Pressey *et al.*, 2002; Nori *et al.*, 2016). Como alternativa, uma estratégia adotada para conservar a biodiversidade é identificar áreas com alto valor para conservação, estabelecendo uma priorização de acordo com algum contexto (*e.g.*, Moore *et al.*, 2003; Buchanan *et al.*, 2011; Vergara-Tabares *et al.*, 2018).

O objetivo principal do nosso estudo é avaliar o panorama geral de conservação dos anuros da Mata Atlântica de acordo com a perda de habitat e grau de proteção por áreas de proteção, e assim, propor áreas prioritárias para conservação do grupo neste domínio morfoclimático onde a proteção de populações se mostra ineficiente.

2. MÉTODOS

2.1. Dados

Foram utilizados polígonos de distribuição geográfica de anfíbios anuros que ocorrem na Mata Atlântica da base de dados digital da IUCN (disponível no site <https://www.iucnredlist.org/>; IUCN, 2018). Cada polígono de distribuições geográficas foi verificado e corrigido a partir da literatura científica e consulta a especialistas. Utilizamos a nomenclatura taxonômica da base de dados do *American Museum of Natural History - Amphibian species of the world* (Frost, 2018).

Utilizamos mapas de uso de solo do ano de 2015, disponíveis no *site* do laboratório *European Space Agency (ESA) Climate Change Initiative* (<https://www.esa-landcover-cci.org/>, ESA, 2018) com resolução de 300 m (0.0083°), e os reclassificamos no programa ArcGis 10.3 em duas categorias: sem uso de solo e com uso de solo, incluindo agricultura, agropecuária, áreas urbanas e áreas desflorestadas. Para áreas de proteção (APs) utilizamos o mapa disponível na *World Database on Protected Areas* da IUCN, (<https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database->

protected-areas, IUCN & UNEP, 2018), com a mesma resolução. Não consideramos áreas classificadas como “escritas”, “não reportadas” ou “proposta” que constavam neste banco de dados. Recortamos esses mapas com o *shapefile* da Mata Atlântica e classificamos as categorias de cada área de acordo com as categorias da IUCN. As análises foram feitas tanto considerando todas as áreas, como considerando apenas APs integrais (categorias entre I e IV da IUCN).

2.2. Análises

Utilizamos o programa *Zonation* (Moilanen *et al.*, 2014) para criar um mapa de priorização de áreas para anfíbios anuros da Mata Atlântica, utilizando dois parâmetros: perda de habitat e cobertura por APs. Este mapa é produzido a partir de um ranking de áreas, de acordo com a sobreposição com o mapa de interesse. Ou seja, no nosso caso, quanto mais espécies sobrepostas às áreas de perda de habitat, mais aquela área é considerada importante para conservação, uma vez as espécies ali seriam mais afetadas pelas modificações humanas. Por outro lado, quanto mais espécies sobrepostas às APs, menos aquela área é considerada importante para conservação, uma vez que essas espécies já estariam protegidas pelas APs.

O ranking de priorização de áreas é produzido removendo *pixels* que possuam menor valor na análise, e refazendo as análises, dando assim um novo valor a cada *pixel*. O programa recalcula os valores de cada pixel uma quantidade de vezes definida à priori, sendo no nosso caso 100 vezes. Os valores de cada *pixel* foram calculados a partir do método *Core-area Zonation* (CAZ), que leva em consideração o tamanho das distribuições geográficas das espécies, aplicando um valor maior a distribuições menores. Assim, mesmo que uma quadrícula não tenha muitas espécies, ela pode ter um alto valor caso apresente espécies de distribuição restrita (Moilanen *et al.*, 2014). Portanto, como resultado, teremos dois mapas de priorização de áreas: um deles para perda de habitat, no qual as áreas de priorização serão áreas com maior número de espécies ou espécies com distribuição restritas sobrepostas às áreas de perda de habitat; e outro para áreas de proteção, no qual as áreas de priorização serão aquelas onde há mais espécies desprotegidas.

Padronizamos os parâmetros de conectividade e a sensibilidade à perda de habitat de cada espécie como “1”. Porém, demos um peso diferente para cada espécie na análise, sendo este peso ponderado com o status de conservação categorizado pela IUCN (LC = 1, NT = 2, VU e DD = 3, EN = 4 e CR = 5). Utilizamos um *wrap* fator =

100 e *removal rule* = 2. Os outros parâmetros foram mantidos como *default* (Moilanen et al., 2014).

3. RESULTADOS

Foram utilizadas 557 polígonos de distribuições geográficas de anuros da Mata Atlântica. Considerando as APs integrais, aproximadamente 67% das espécies têm menos de 5% da sua distribuição sobreposta a áreas de proteção ambiental entre as categorias I e IV da IUCN (Figura 1), sendo que 29% das espécies não se encontram protegidas. Já quando consideramos todas as APs apenas 36% das espécies têm menos de 5% da sua distribuição sobreposta a áreas de proteção ambiental (Figura 1), e aproximadamente 18% das espécies não se encontram protegidas. Para ambos os casos, as áreas onde houve maior sobreposição das distribuições geográficas das espécies com as APs são geralmente encontradas próximas do litoral brasileiro, e, portanto, são as áreas onde as espécies estão mais protegidas (Figura 2).

Em relação à perda de habitat, somente 3% das espécies apresentam distribuição completamente restrita a áreas florestadas. Porém, apesar de apenas 2% apresentarem-se distribuídas exclusivamente em áreas em que é empregado algum uso do solo (agricultura, agropecuária, desmatamento e áreas urbanas), 40% apresentam pelo menos 75% de sua de sua distribuição geográfica nessa categoria. (Figura 1). As áreas onde houve maior sobreposição das distribuições de espécies com áreas de uso de solo foram na porção central e sudoeste da Mata Atlântica, indicando áreas onde os anfíbios anuros estão mais afetados pela perda de habitat (Figura 3).

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que tanto considerando todas as APs como somente as APs integrais, a região mais protegida da Mata Atlântica é a região costeira, com maior destaque para a porção central do domínio (Figura 2). Esse padrão era esperado uma vez que essas regiões possuem mais da metade das APs de toda a Mata Atlântica. A Serra do Mar, localizada na porção central da Mata Atlântica, é a região mais bem protegida (Figura 2). Por estar localizada no sudeste brasileiro, a Serra do Mar possui relativamente maior aplicação de recursos para pesquisa e é alvo de muitos trabalhos de conservação, o que gera um número maior de projetos efetivos para a área. Além disso,

a Serra do Mar tem sido identificada como um grande centro de endemismo para muitas espécies, sendo considerado um dos lugares mais diversos do mundo para anuros (Malagoli, 2018). Esta grande diversidade coloca essa cadeia montanhosa em evidência em muitos projetos de conservação, e chama atenção para o planejamento e criação de áreas de proteção. Por causa disso, esta região, apesar do grande número de espécies e alto endemismo, não aparece em destaque no nosso ranking de priorização de áreas, uma vez que já está relativamente bem protegida.

Por outro lado, as regiões mais afastadas do litoral (região sudoeste e noroeste), se mostram com áreas menos protegidas em relação a APs (Figura 2). Na região sudoeste, existem apenas duas APs de destaque: A Área de Proteção Ambiental Ilhas e Várzeas do Rio Paraná e o Parque Nacional do Iguaçu. Já na região noroeste temos em destaque apenas o Parque Nacional da Serra das Confusões. Das três APs citadas, apenas duas são consideradas de proteção integral (Parque Nacional do Iguaçu e Parque Nacional da Serra das Confusões). A Área de Proteção Ambiental Ilhas e Várzeas do Rio Paraná, apesar do seu vasto território, não é considerada uma AP integral, pois permite uso sustentável e certo nível de ocupação humana, o que certamente gera impactos nas populações de anfíbios ali presentes. Porém, não significa necessariamente que sejam áreas onde a conservação é ineficiente, uma vez que muitas dessas áreas possuem bons planos de conservação e monitoramento. Ao contrário dos Parques Nacionais, que são de domínio público, a gestão das Áreas de Proteção Ambiental (APA) é de domínio privado, e tem se tornado uma alternativa frente ao negligenciamento público para conservação da biodiversidade.

Quando olhamos para a priorização de áreas em relação ao uso de solo, as áreas que se mostram mais emergenciais são justamente as regiões mais afastadas do litoral, com exceção das grandes cidades, como São Paulo e Rio de Janeiro, próximas do litoral. Mais ao sul, o *gap* de conservação encontra-se nos estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, enquanto mais ao norte encontra-se no estado na Bahia (Figura 3). Os remanescentes florestais localizados tanto no Paraná quanto na Bahia vêm sendo apontados como alvo de desmatamento desde 2017, principalmente por conta da agricultura e agropecuária (Fundação SOS Mata Atlântica, 2019).

Nosso trabalho utiliza como parâmetros para priorização de áreas apenas uso de solo e áreas de proteção ambiental, não levando em consideração outros fatores que podem ser bastante relevantes para conservação, como poluição e mudanças climáticas. Trabalhos analisando o quanto as populações de anuros da Mata Atlântica estão sendo

afetadas por esses parâmetros também são de suma importância e podem ser somados aos resultados de nosso trabalho, contribuindo para uma definição mais abrangente de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade na Mata Atlântica.

5. CONCLUSÃO

Nosso trabalho mostra que poucas espécies de anfíbios anuros encontram-se protegidas por áreas de proteção ambiental, e muitas espécies têm mais da metade da sua área de distribuição em locais com pouco remanescente florestal. As áreas mais problemáticas em relação ao uso de solo e áreas protegidas encontram-se nas porções mais afastadas do litoral, principalmente no noroeste e sudoeste do domínio. Essas são, portanto áreas são prioritárias para conservação da diversidade de anfíbios anuros da Mata Atlântica.

FIGURAS

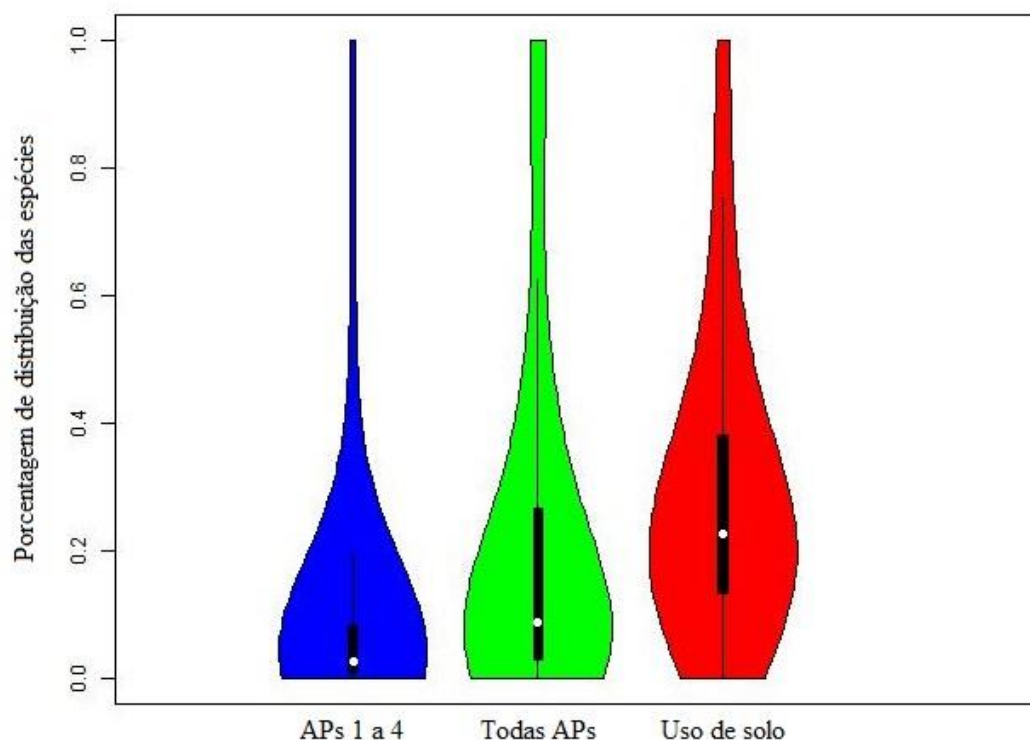


Figura 1: Densidade da distribuição de espécies. Em azul, a proporção da distribuição geográfica das espécies dentro de Áreas de Proteção (APs) integrais (categorias entre I e IV da União Internacional para Conservação da Natureza - IUCN). Em verde, porcentagem de distribuição geográfica de espécies protegidas considerando todas as APs. Em vermelho, porcentagem de distribuição geográfica de espécies sobrepostas a áreas com perda de habitat. Os pontos brancos representam a mediana, as barras pretas grossas representam o interquartil, que concentra 50% da distribuição dos dados, e as barras pretas finas representam o desvio padrão do interquartil.

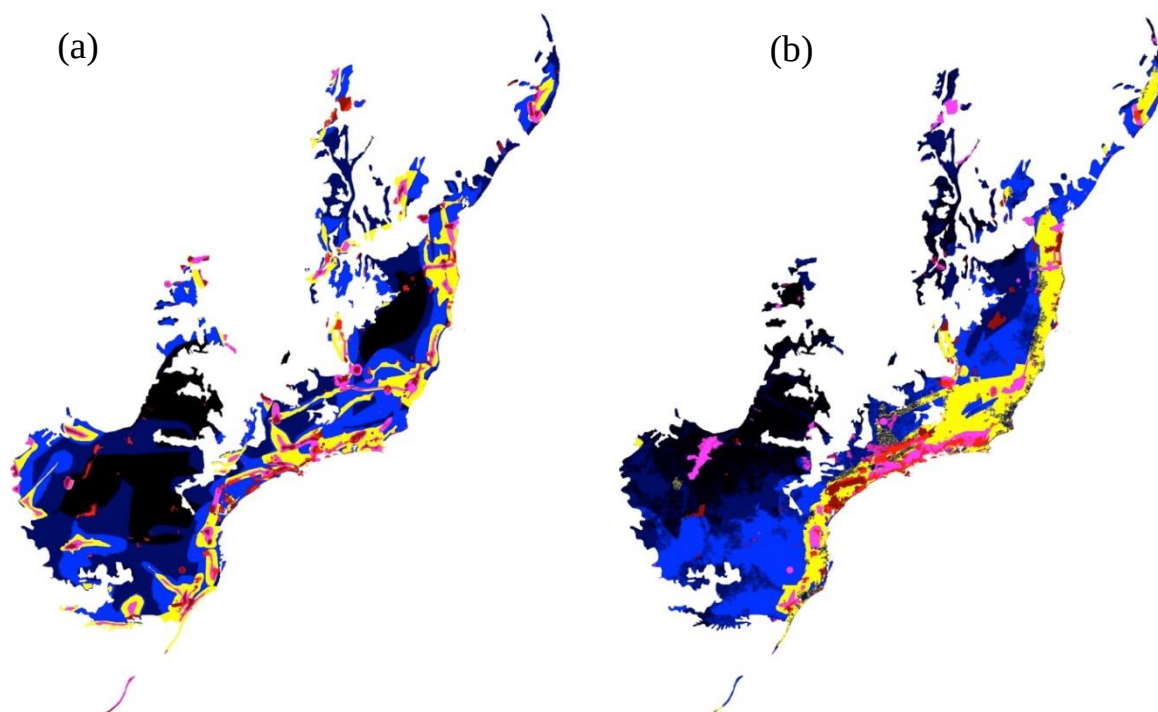


Figura 2: Mapa hierárquico de priorização de áreas em relação às áreas de proteção integral de categorias I a IV da União Internacional para Conservação da Natureza – IUCN (a), e em relação a todas as áreas de proteção (b). Áreas vermelhas representam maior o grau de proteção de distribuições geográficas de espécies, seguido de rosa, amarelo, azul claro, azul escuro. Áreas em preto representam pouca ou nenhuma espécie protegida, e, portanto, áreas prioritárias para conservação de anfíbios anuros de Mata Atlântica.

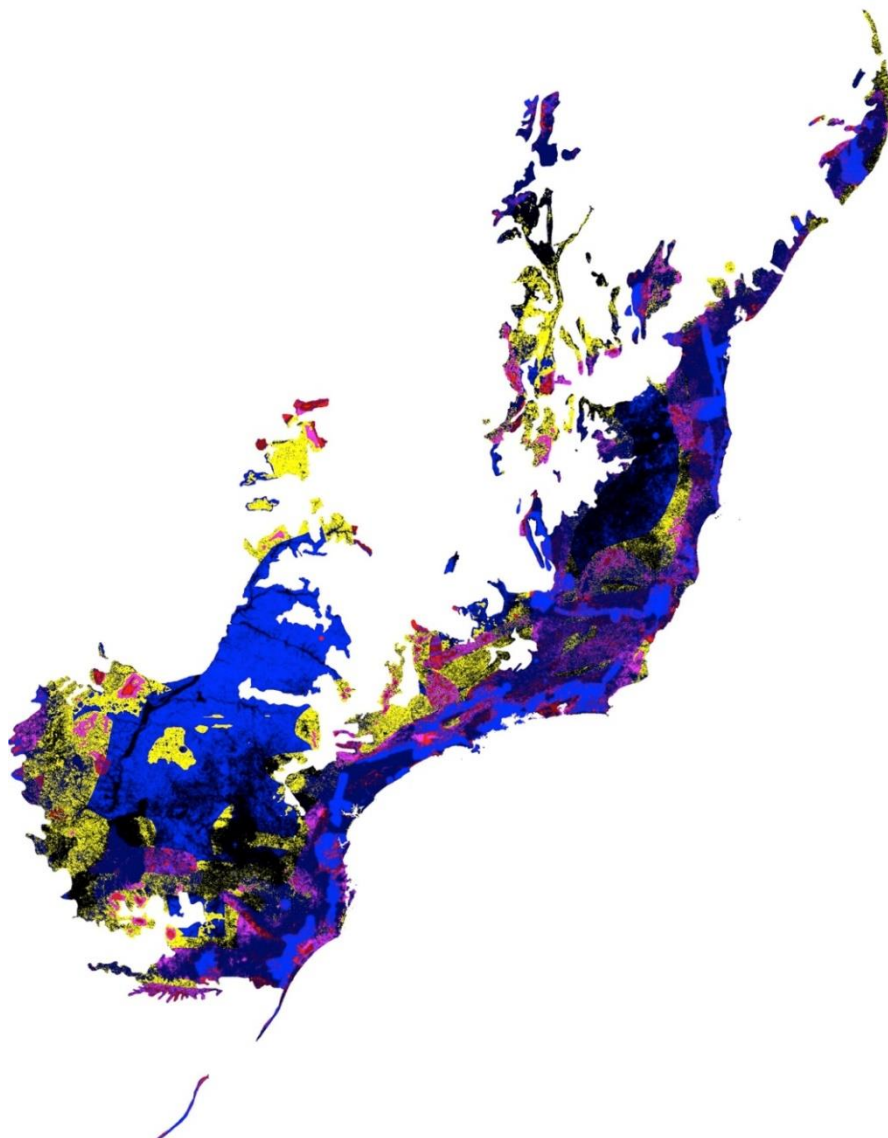


Figura 3: Mapa hierárquico de priorização de áreas em relação à perda de habitat para anfíbios anuros da Mata Atlântica. As áreas em vermelho representam áreas com pouca perda de habitat e que menos afetam as espécies de anuros, seguidas de rosa, amarelo, azul claro, azul escuro. Áreas em preto representam maiores valores de sobreposição de distribuição geográfica de espécies e uso de solo, e, portanto, áreas onde as espécies são mais afetadas pela perda de habitat.

REFERÊNCIAS

- ALFORD, R.A.; DIXON, P.M.; PECHMANN, J.H.K. **Global amphibian population declines**. *Nature*, Vol. 412, pp. 499–500, 2001.
- BECKER, C. G.; FONSECA, C. R.; HADDAD, C. F. B.; BATISTA, R. F.; PRADO, P. I. **Habitat Split and the Global Decline of Amphibians**. *Science*, Vol. 318, pp. 1775-1777, 2007.
- BEEBEE, T. J. C.; GRIFFITHS, R. A. **The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology?** *Biological Conservation*, Vol. 125, pp. 271–285, 2005.
- BERGER, L.; SPEARE, R.; DASZAK, P.; GREEN, E.; CUNNINGHAM, A.A.; GOGGIN, C.L.; SLOCOMBE, R.; RAGAN, M.A.; HYATT, A.D.; MCDONALD, K.R.; HINES, H.B.; LIPS, K.R.; MARANTELLI, G.; PARKES, H. **Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, Vol. 95, pp. 9031–9036, 1998.
- BUCHANAN, G. M.; DONALD, P. F.; BUTCHART, S. H. M. **Identifying Priority Areas for Conservation: A Global Assessment for Forest-Dependent Birds**. *PLoS ONE*, Vol. 6, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029080>.
- CARNAVAL, A. C.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O. L.; VERDADE, V. K.; RODRIGUES, M. T. **Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian atlantic rain forest**. *EcoHealth*, Vol. 3, pp. 41–48, 2006.
- DASZAK, P.; CUNNINGHAM, A. A.; HYATT, A. D. **Infectious disease and amphibian population declines**. *Diversity and Distributions*, Vol. 9, pp. 141–150, 2003.
- DIXO, M.; METZGER, J. P.; MORGANTE, J. S.; ZAMUDIO, K. R. **Habitat fragmentation reduces genetic diversity and connectivity among toad populations in the Brazilian Atlantic Coastal Forest**. *Biological Conservation*, Vol. 142, pp. 1560–1569, 2009.
- ESA climate change initiative. **ESA CCI land cover maps**. Version 2.0.7 (27 de abril de 2018). - *Eletronic Database accesible at* <https://www.esa-landcover-cci.org/>. European Space Research and Technology Centre, Noordwijk, The Netherlands. 2018
- FROST, D. R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference**. Version 6.0 (26 de abril de 2018). - *Electronic Database accessible at* <http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>. American Museum of Natural History, New York, USA. 2016.

Fundação SOS Mata Atlântica, Disponível em: <https://www.sosma.org.br/>. Acessado em: 21 de dezembro de 2018.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Atlantic forest hotspots status: an overview. pp. 3-11, 2003. In: C. GALINDO-LEAL; I.G. CÂMARA (eds.). **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. Washington, Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, 472p.

GARDNER, T. **Declining amphibian populations: a global phenomenon in conservation biology**. Animal Biodiversity and Conservation, Vol. 24, pp. 25– 44, 2001.

HOFFMANN M. *et al.* **The impact of conservation on the status of the world's vertebrates**. Science, Vol. 330, pp. 1503–1509, 2010.

HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A. Mountains, climate and biodiversity: an introduction. pp. 1-13, 2018. In: HOORN, C.; PERRIGO, A.; ANTONELLI, A. (eds.). **Mountains, climate and biodiversity**. Wiley-Blackwell Press, 544p.

IUCN & UNEP. **World Database on Protected Areas**. (12 de dezembro de 2018) - *Electronic Database accessible at* <https://www.iucn.org/theme/protected-areas/our-work/world-database-protected-areas>. IUCN Global Protected Areas Programme, Switzerland. 2018.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2017-3 (03 de março de 2017). *Electronic Database accessible at* <http://www.iucnredlist.org>. IUCN Global Species Programme Red List Unit, United Kingdom. 2017.

JENSEN, J.B.; CAMP, C.D. Human exploitation of amphibians: direct and indirect impacts. pp. 199-213, 2003. In: Semlitsch, R. D. (ed.). **Amphibian Conservation**. Washington, Smithsonian Books. 336p.

KATS, L.B.; FERRER, R.P. **Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation**. Diversity and Distributions, Vol. 9, pp. 99–110, 2003.

LEMES, P.; MELO, A. S.; LOYOLA, R. D. **Climate change threatens protected areas of the Atlantic Forest**. Biodiversity and Conservation, Vol. 23, pp. 357–368, 2013.

MALAGOLI, L. **Anfibios Da Serra Do Mar: Diversidade e Biogeografia**. Tese (doutorado em Ciências Biológicas, Zoologia). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 207p., 2018.

MOILANEN, A.; POUZOLS, F. M.; MELLER, L.; VEACH, V.; ARPONEN, A.; LEPPÄNEN, J.; KUJALA, H. **Spatial conservation planning methods and**

- software ZONATION.** User Manual. Cambridge, Cambridge University Press, 2014. 288p.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (eds). **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica.** Paraná: Editora UFPR, 2017. 492p.
- MOORE, J.L.; BALMFORD, A.; BROOKS, T.; BURGESS, N.D.; HANSEN, L.A.; RAHBK, C., WILLIAMS, P. H. **Performance of sub-Saharan vertebrates as indicator groups for identifying priority areas for conservation.** Conservation Biology, Vol. 17, pp. 207-218, 2003.
- NORI, J.; TORRES, R.; LESCANO, J. N.; CORDIER, J. M.; PERIAGO, M. E.; BALDO, D. **Protected areas and spatial conservation priorities for endemic vertebrates of the Gran Chaco, one of the most threatened ecoregions of the world.** Diversity and Distributions, Vol. 22, pp. 1212–1219, 2016.
- PAHKALA, M.; MERILA, J.; OTS, I.; LAURILA, A. **Effects of ultraviolet-B radiation on metamorphic traits in the common frog *Rana temporaria*.** Journal of Zoology, Vol. 259, pp. 57–62, 2003a.
- PRESSEY, R. L.; WHISH, G. L.; BARRETT, T. W.; WATTS, M. E. **Effectiveness of protected areas in northern New South Wales: recent trends in six measures.** Biological Conservation, Vol. 106, pp. 57–69, 2002.
- RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F.; HIROTA, M. M. **Brazilian Atlantic forest: how much is left and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation.** Biological Conservation, Vol. 142, pp. 1141–1153, 2009.
- ROSSA-FERES, D. C.; GAREY, M. V.; CARAMASCHI, U.; NAPOLI, M. F.; NOMURA, F.; BISPO, A. A.; BRASILEIRO, C. A.; THOMÉ, M. T. C.; SAWAYA, R. J.; CONTE, C. E.; CRUZ, C. A. G.; NASCIMENTO, L. B.; GASPARINI, J. L.; ALMEIDA, A. P.; HADDAD, C. F. B. Anfíbios da Mata Atlântica, pp. 233-308, 2017. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; CONTE, C. E. (eds). **Revisões em Zoologia, Mata Atlântica.** Paraná, Editora UFPR, 492p.
- SMITH, R. K.; SUTHERLAND, W. J. (eds). **Amphibian Conservation: global evidence for the effects of interventions.** Synopses of Conservation Evidence, Exeter, Pelagic Publishing, 2014. 280p.
- STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N. A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L.; WALLER, R. W. **Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide.** Science, Vol. 306, pp. 1783–1786, 2004.
- VERDADE, V. K.; VALDUJO, P. H.; CARNAVAL, A. C.; SCHIESARI, L.; TOLEDO, L. F.; MOTT, T.; ANDRADE, G. V.; ETEROVICK, P. C.; MENIN, M.;

- PIMENTA, B. V. S.; NOGUEIRA, C. C.; LISBOA, C. S.; DE PAULA, C. D.; SILVANO, D. L. **A leap further: the Brazilian amphibian conservation action plan.** Alytes, Vol. 29, pp. 28-43, 2012.
- VERGARA-TABARES, D. L.; LAMMERTINK, M.; VERGA, E. G.; SCHAAF, A. A.; NORI, J. **Gone with the forest: Assessing global woodpecker conservation from land use patterns.** Diversity and Distributions, Vol. 24, pp. 640–651, 2008.
- VORBURGER, C.; REYER, H-U. **A genetic mechanism of species replacement in European water frogs.** Conservation Genetics, Vol. 4, pp. 141–155, 2003.
- WAKE, D.B. **Declining amphibian populations.** Science, Vol. 253, pp. 860, 1991.

CONCLUSÃO GERAL

Recuperamos 21 elementos bióticos para Mata Atlântica utilizando dados de distribuição geográfica de anfíbios anuros endêmicos deste domínio. As predições do modelo vicariante foram válidas, com espécies irmãs geralmente presentes em EBs diferentes. Ou seja, barreiras geográficas devem ter sido importantes na diversificação e história evolutiva do grupo. Além disso, muitos dos EBs recuperados são congruentes às unidades biogeográficas recuperadas para outros grupos de organismos, o que indica que esses grupos compartilharam processos evolutivos comuns. Em média, os EBs apresentam 33% de remanescentes florestais, mas apenas 12% de sua área total estão protegidas por áreas de proteção. Isso indica que, além das espécies que compõem esses EBs não serem conservadas de forma eficiente, os processos biogeográficos também não devem estar sendo conservados.

Em relação ao panorama geral de conservação dos anfíbios anuros na Mata Atlântica, a situação também é preocupante. Em média, 67% das espécies têm menos de 5% da sua distribuição geográfica protegida por áreas de proteção (APs) integrais. Considerando todas as APs, 36% das espécies têm menos de 5% da sua distribuição geográfica protegida. Em relação à perda de habitat, 40% das espécies possuem três quartos da sua distribuição em áreas com algum tipo desmatamento ou fragmentação. As áreas mais problemáticas em relação à proteção por APs e perda de habitat encontram-se nas porções mais afastadas do litoral, noroeste e sudoeste da Mata Atlântica, locais que devem ser, portanto considerados como áreas prioritárias para implementação de ações efetivas de conservação.