
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(ÁREA DE CONCENTRAÇÃO ZOOLOGIA)**

MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA

JOÃO GABRIEL RIBEIRO GIOVANELLI

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – área de concentração Zoologia.

Julho - 2009

JOÃO GABRIEL RIBEIRO GIOVANELLI

MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – área de concentração Zoologia.

Orientador: Prof. Dr. João Miguel de Barros Alexandrino

Co-orientador: Prof. Dr. Célio Fernando Baptista Haddad

Rio Claro

2009

597.8 Giovanelli, João Gabriel Ribeiro
G512m Modelagem de nicho ecológico de anuros da Mata
Atlântica / João Gabriel Ribeiro Giovanelli. - Rio Claro :
[s.n.], 2009
100 f. : il., figs., gráfs., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: João Miguel de Barros Alexandrino
Co-orientador: Célio Fernando Baptista Haddad

1. Anuro. 2. Anfíbio. 3. Espécies exóticas. 4. Modelos
matemáticos. 5. Aquecimento global. I. Título

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

JOÃO GABRIEL RIBEIRO GIOVANELLI

MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS DE ANUROS DA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Campus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas – área de concentração Zoologia.

Comissão Examinadora

Rio Claro, ____ de _____ de _____

Aos meus pais e Camila,
pelo constante incentivo.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente ao meu orientador **Dr. João Alexandrino** pelo total apoio prestado no decorrer do meu mestrado. Muitas vezes exercendo funções além da orientação, mas também como amigo e aconselhador. Muito obrigado por me apresentar ao mundo teórico da modelagem de nicho ecológico e por ajudar desenvolver um pensamento mais dinâmico dos processos ecológicos!

Ao co-orientador **Prof. Dr. Célio Haddad** pelo apoio e interesse de participar do projeto. Sua participação foi de extrema importância para validar e analisar os resultados dos modelos. Agradeço também por ter cedido a infra-estrutura do laboratório de herpetologia e também o banco de dados da Coleção CFBH para subsidiar as análises.

Ao **Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq)** pela bolsa de Mestrado, imprescindível para o bom andamento do projeto.

À **FAPESP** pelo auxílio cedido para viagens a congressos e cursos.

Ao programa **BIOTA-FAPESP** pelo auxílio prestado ao Laboratório de Herpetologia.

À **NatureServe** e **Bruce Young** pelo auxílio financeiro cedido para participação do curso “Métodos de Modelamiento Ecológico”, realizado na Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Peru. Este curso foi fundamental na minha capacitação sobre Modelagem de Nicho Ecológico.

Ao **Centro de Referência em Informação Ambiental – CRIA**, em especial a pesquisadora **Marinez Siqueira**, pela ajuda e colaboração.

À **Maria Guimarães** pela divulgação científica do trabalho.

À **Carol Carnaval, André “Pardal” Antunes, Cynthia Prado, Gabriel Egito, Kelly Zamudio, Olívia Araújo, Vanessa Marcelino, Tereza Thomé e Tuliana Brunet** por auxiliarem nas coletas de *Hypsiboas bischoffi*.

A todo o povo do laboratório de Herpetologia, em especial, **Olívia, Juliana, Ricardo, Pardal, Dina, Luciana, Luís, Felipe, Cynthia, Tiago Gomes, Tiago Vasconcelos, Daniel, Victor, Dina, Tereza, Vanessa, Michele e Tuliana**. Obrigado por todas as contribuições e momentos que passamos juntos.

Aos colegas de pós-graduação **Paul François, Bruno Ferreira e Leonardo Trevelin** pelo companheirismo.

Aos meus pais, **Rubens e Dulce**, por acreditarem no meu potencial e pelo imenso incentivo.

À Camila pelo amor e paciência. Esta é mais uma etapa que vencemos juntos!





“It is not necessary in any empirical science to keep an elaborate logicomathematical system always apparent, any more than it is necessary to keep a vacuum cleaner conspicuously in the middle of a room at all times. When a lot of irrelevant litter has accumulated, the machine must be brought out, used, and then put away.”

G.E. Hutchinson, 1957, Concluding Remarks, p. 415.

RESUMO

A modelagem de nicho ecológico é uma ferramenta potencialmente importante para o entendimento dos padrões de distribuição geográfica dos organismos da Mata Atlântica, gerando assim informações para o desenvolvimento de estratégias de seleção de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade. Os anfíbios anuros, por serem ecologicamente especializados, são excelentes organismos modelo para estudos de biogeografia, o que torna interessante a modelagem de nicho ecológico deste grupo. No entanto, apesar da evolução recente da área de modelagem de nicho, é difícil escolher um método robusto e realista, sendo necessários mais estudos que suportem a seleção de métodos e a avaliação dos resultados. O presente trabalho pretende contribuir para o estudo da modelagem de nicho ecológico de espécies da Mata Atlântica, tendo como objetivo principal o desenvolvimento de métodos de modelagem para os anfíbios anuros e possíveis aplicações em problemas relacionados à conservação da biodiversidade. Os temas abordados nesta dissertação são apresentados sob a forma de quatro artigos científicos. O primeiro artigo e capítulo central da dissertação pretende auxiliar na modelagem de nicho ecológico de anfíbios anuros que possuem distribuição restrita ao domínio da Mata Atlântica. Através de uma abordagem metodológica o foco do trabalho foi testar o desempenho de modelos, selecionar variáveis ambientais e investigar a influência do tamanho da área de estudo no processo de modelagem de nicho ecológico de *Hypsiboas bischoffi*. O segundo artigo está inserido na temática das invasões biológicas, uma das maiores ameaças à biodiversidade na Região Neotropical. O resultado da previsão mostrou com sucesso áreas de potencial de invasão da espécie exótica rã-touro, *Lithobates catesbeianus*, na Mata Atlântica. O terceiro artigo é o desenvolvimento de uma metodologia para modelar a distribuição potencial de uma espécie rara, abordagem necessária para gerar mapas preditivos que permitam direcionar novos levantamentos para áreas de ocorrência previstas pelo modelo. Finalmente, o último artigo teve como objetivo analisar o impacto do aquecimento global e seus efeitos na distribuição geográfica de anuros da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Anfíbios, aquecimento global, AUC, BIOCLIM, espécies exóticas, distância ambiental, DOMAIN, Kappa, Mata Atlântica, MAXENT, nicho ecológico, OM-GARP, SVM.

ABSTRACT

Ecological niche modeling has the potential to be important in understanding geographical distribution patterns of organisms in the Brazilian Atlantic Forest, and therefore in guiding strategies for selection of priority areas for biodiversity conservation. Anuran amphibians are ecologically specialized which makes them excellent model organisms for biogeographic studies through ecological niche modeling. However, despite the recent evolution in the field of ecological modeling, it is difficult to select a robust and realistic method, and more work will be necessary to aid in method selection and result evaluation. The present work is a contribution to studying Atlantic Forest species distributions using ecological niche modeling, aiming at developing modeling approaches using anuran amphibians and at applying those to specific questions concerning the conservation of biodiversity. The chapters of this dissertation are presented in the form of four scientific articles. The first and central chapter of the dissertation examines several ecological niche models of an anuran with geographic distribution restricted to the Atlantic Forest domain. The methodological approach aimed at selecting environmental variables, testing model performance and investigating the influence of study area size in ecological niche models of the treefrog *Hypsiboas bischoffi*. The second article deals with the question of biological invasions, one of the gravest biodiversity threats to the Neotropical region. Predictive modeling successfully showed the potential areas of invasion for the exotic American bull frog in the Atlantic Forest. The third article reports the development of a methodology to model the potential distribution of rare species, a non-ideal but necessary approach to produce predictive maps that may allow new targeted surveys in areas of strongly predicted species occurrence. Finally, the last article aimed at predicting future impacts of global warming on the geographical distribution of two ecologically distinct anuran species of the Atlantic Forest.

Keywords: Amphibians, Atlantic Forest, AUC, BIOCLIM, DOMAIN, exotic species, environmental distance, ecological niche, global warming, Kappa, MAXENT, OM-GARP, SVM.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
1.1. Modelagem de nicho ecológico: conceitos e aplicações.....	1
1.2. Objetivos e organização temática.....	3
1.3. Referências bibliográficas.....	6
2. CAPÍTULOS.....	9
Artigo I: Distribution modeling in the Neotropics: how five presence-only methods perform with a restricted distribution, with a special focus on GARP and Maxent. J.G.R. Giovanelli, M.F. Siqueira, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino. <i>Ecological Modelling, submetido</i>	10
Artigo II: Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (<i>Lithobates catesbeianus</i>) in Brazil. J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino (2008). <i>Biological Invasions</i> , 10, 585-590.....	40
Artigo III: Modelagem do nicho ecológico de <i>Phyllomedusa ayeaye</i> (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. J.G.R. Giovanelli, C.O. Araujo, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino (2008). <i>Neotropical Biology and Conservation</i> , 3, 59-65.....	47
Artigo IV: O aquecimento global e seus efeitos na distribuição geográfica dos anfíbios. J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino. <i>Em preparação</i>	55
3. DISCUSSÃO FINAL.....	64
3.1. Processo de modelagem de <i>Hypsiboas bischoffi</i>	64
3.2. A relevância do mapa das rãs invasoras no planejamento ambiental.....	70
3.3. Modelagem de uma espécie rara: desafio estatístico necessário.....	73
3.4. Mudanças climáticas e os anfíbios.....	74

3.5. Perspectivas futuras.....	75
3.6. Referências.....	76
4. ANEXO I.....	79

1. Introdução Geral

1.1. Modelagem de nicho ecológico: conceitos e aplicações

Em várias regiões do mundo, principalmente no neotrópico, a diversidade biológica e os padrões de distribuição geográfica de muitas espécies ainda são desconhecidos (MAGURRAN, 2004; LEWINSOHN e PRADO, 2005). No Brasil, o bioma da Mata Atlântica apresenta também diversas lacunas de conhecimento biogeográfico, mesmo sendo considerado um “hotspot” mundial de biodiversidade (MYERS et al., 2000). O desenvolvimento de pesquisas básicas que abordem a história natural e ecologia de espécies, juntamente com um planejamento ambiental adequado, são necessários para subsidiar a conservação deste bioma ameaçado. Neste sentido, o incremento da qualidade dos mapas de distribuição geográfica de espécies pode ser importante para delinear ações de conservação da biodiversidade. Atualmente, na maioria das vezes, estes mapas são elaborados de forma dedutiva, através da opinião de especialistas e por consultas aos bancos de dados incompletos de coleções biológicas (e.g., GAA, 2009; INFONATURA, 2009; EMMONS e FERR, 1996).

Os métodos de modelagem de nicho ecológico, devido à sua capacidade de associar matematicamente a presença de uma espécie com um conjunto de variáveis ambientais, constituíram-se recentemente como uma importante ferramenta no entendimento de padrões de distribuição de organismos, podendo adicionalmente de gerar mapas preditivos detalhados (GUISAN e THUILLER 2005). Estes modelos trabalham com o conceito de nicho ecológico como sendo a soma de todos os fatores ambientais (características físicas e interações bióticas) que atuam sobre um organismo; assim, o nicho pode ser definido como uma região de um hiperespaço n-dimensional (HUTCHINSON, 1957). No entanto, o que observamos na natureza são nichos ecológicos realizados, isto é, partes do nicho ecológico fundamental disponíveis onde a espécie não foi excluída por interações bióticas e limitações de recursos (GUISAN e THUILLER, 2005).

Assim, atualmente existem diversos algoritmos que exploram a associação da ocorrência de espécies com variáveis ambientais explicativas (ELITH et al., 2006). Este tipo de abordagem também permite explorar diversas questões em ecologia, evolução e conservação como, por exemplo: (a) definir áreas prioritárias para conservação (CHEN e PETERSON, 2002; GARCIA, 2006), (b) analisar o potencial de invasão de uma espécie não-nativa (PETERSON e VIEGLAIS, 2001; NYARI et al., 2006; FICETOLA et al. 2007; GIOVANELLI et al., 2008), (c) determinar a distribuição geográfica de uma espécie no

passado (HUGALL et al., 2002; CARNAVAL e MORITZ, 2007) e (d) fazer previsões sobre a distribuição futura (SIQUEIRA e PETERSON, 2003; HADDAD et al., 2008).

A facilidade de obter dados ambientais detalhados, com alta resolução espacial, juntamente com a maior acessibilidade a supercomputadores, melhorou a capacidade de construção de modelos de nicho ecológico (PHILLIPS et al., 2006). Diversas bases de dados disponibilizam de forma livre produtos derivados de imagens de satélite (tipo de solo, índice de vegetação, topografia, etc.; TURNER et al., 2003) e dados climáticos obtidos por interpolação das medições de estações meteorológicas existentes em diversas regiões do mundo (HIJMANS et al., 2005). Com isso, aumentou de forma significativa a criação e desenvolvimento destes modelos (ELITH et al., 2006), o que gerou também um incremento da produção científica na área, nomeadamente de trabalhos associados a testes de modelos (HERNANDEZ et al., 2006; ELITH et al., 2006; HIRZEL et al., 2006; TSOAR et al. 2007) e à previsão do impacto das mudanças climáticas (THUILLER et al., 2005; HIJMANS e GRAHAM, 2006; THUILLER, 2007). No entanto, apesar da revolução recente na área é difícil ainda selecionar *a priori* um método de modelagem de nicho ecológico robusto e realista, sendo necessários mais estudos comparativos que avaliem a eficácia de diversos métodos em prever distribuições geográficas bem distintas. Estudos foram feitos no sentido do desenvolvimento de técnicas de modelagem de nicho ecológico usando dados de presença e ausência. Porém, este tipo de abordagem só pode ser feita em regiões amostradas sistematicamente (TEIXEIRA et al., 2001; HIRZEL e GUISAN, 2002; ARNTZEN e ALEXANDRINO, 2004).

Na Região Neotropical, os dados de ocorrência para a maioria das espécies estão depositados em herbários e museus e foram coletados sem planejamento e esforço de coleta adequados. Estes dados são na sua quase totalidade somente de presença, sendo muito difícil inferir com segurança as localidades de ausência (GRAHAM et al., 2004). Atualmente, um número crescente de estudos de modelagem de nicho é produzido em simultâneo com o desenvolvimento de novos algoritmos e métodos de avaliação de modelos de nicho ecológico, utilizando somente dados de presença. Métodos de modelagem de “presença” podem ser muito úteis em localidades onde a distribuição geográfica da biota não é totalmente conhecida, permitindo trabalhar apenas com dados de ocorrência das espécies. Porém, escolher um método que estime probabilidades de ocorrência sempre realistas, usando apenas dados de presença (com os seus possíveis erros associados) é ainda um desafio que deverá ser superado no futuro. Desde o início do século XXI, vários novos algoritmos de “presença” têm sido propostos. Estudos comparativos recentes mostraram que alguns destes métodos têm um

desempenho muito satisfatório em relação aos modelos tradicionais de presença/ausência, mesmo na modelagem de distribuições com dados ruidosos, i.e., registros de ocorrência registrados sem protocolos adequados e que geralmente não representam de maneira significativa a distribuição geográfica das espécies (ELITH et al., 2006).

Os diferentes métodos de modelagem procuram, de forma geral, estimar o nicho ecológico dos organismos, mas diferem na sua formulação matemática e análise estatística, além de possuírem fundamentação ecológica distinta. Neste trabalho foram utilizados (a) modelos de distância ambiental que, a partir dos pontos de ocorrência conhecidos, calculam a similaridade ambiental no espaço multidimensional, (b) modelos de envelope ambiental que identificam áreas com características climáticas similares aos locais onde a espécie ocorre, (c) modelos estocásticos, como o GARP, um algoritmo genético que gera previsões baseadas em um conjunto de regras específicas (STOCKWELL e PETERS, 1999), e (d) modelos determinísticos baseados em “aprendizado de máquina” (do inglês “machine learning”) como o MAXENT que estima a probabilidade de ocorrência usando um critério de máxima entropia (PHILLIPS et al., 2006). Assim, espera-se que distintos algoritmos produzam diferentes previsões geográficas, mesmo usando uma mesma base de dados de ocorrência. Surge então a necessidade de avaliar e selecionar o modelo mais adequado em cada situação, com o objetivo de errar o menos possível em estratégias futuras de planejamento ambiental.

1.2. Objetivos e organização temática

O presente trabalho pretende contribuir para o estudo da modelagem de nicho ecológico de espécies da Mata Atlântica, tendo como objetivos principais desenvolver estratégias de modelagem para anfíbios anuros e examinar possíveis aplicações em questões associadas à conservação da biodiversidade.

Os anfíbios anuros são excelentes organismos-modelo para estudos de biogeografia. São organismos ecologicamente especializados, de baixa capacidade de dispersão e sensíveis a mudanças ambientais (DUELLMAN e TRUEB, 1994), o que torna interessante a modelagem de nicho ecológico deste grupo. A Mata Atlântica abriga mais de 400 espécies de anfíbios anuros (HADDAD et al., 2008). Porém, ainda pouco se conhece da real distribuição geográfica desta biodiversidade. A modelagem de nicho ecológico de espécies de anuros da Mata Atlântica tem potencial para ser uma importante ferramenta para o melhor entendimento dos padrões geográficos destes organismos no bioma. Esta ferramenta poderá ainda gerar informações essenciais para o desenvolvimento de estratégias de uso ordenado da terra

compatíveis com o desenvolvimento sustentável, e para a seleção de áreas prioritárias para conservação da fauna e redefinição das categorias de unidades de conservação.

Objetivos específicos

- Comparar o desempenho de modelos de nicho ecológico para gerar distribuições geográficas potenciais de *Hypsiboas bischoffi* (Anura: Hylidae), um organismo espacialmente restrito ao domínio da Mata Atlântica.
- Verificar a influência das variáveis ambientais e da extensão da área de estudo nos resultados dos modelos.
- Testar o desempenho de modelos de nicho ecológico em estimar o potencial de invasão de uma espécie exótica.
- Desenvolver uma metodologia para prever a distribuição geográfica de espécie rara.
- Aplicar modelos de nicho ecológico para antever os efeitos de alterações climáticas na distribuição geográfica dos anfíbios na Mata Atlântica.

Organização temática

Os temas abordados nesta dissertação são apresentados sob a forma de quatro artigos científicos, sendo dois publicados e um submetido a periódicos especializados. O primeiro artigo pretende auxiliar na modelagem de nicho ecológico de anfíbios anuros que possuem distribuição restrita ao domínio da Mata Atlântica. Através de uma abordagem metodológica o foco do trabalho foi testar o desempenho de modelos, selecionar variáveis ambientais e investigar a influência do tamanho da área de estudo no processo de modelagem de nicho ecológico de *Hypsiboas bischoffi*, uma espécie generalista mas espacialmente restrita no domínio Mata Atlântica. O desenvolvimento de uma metodologia para gerar modelos de distribuição geográfica de anuros na Mata Atlântica é de vital importância para auxiliar no entendimento dos padrões geográficos destes organismos. Além disso, previsões confiáveis da distribuição atual podem ser extrapoladas para cenários passados e futuros para investigar eventuais áreas onde a distribuição foi estável ao longo do tempo e para prever o impacto das mudanças climáticas na distribuição geográfica dos anfíbios. Este trabalho, submetido para a revista internacional *Ecological Modelling*, é o artigo central da dissertação e, uma vez publicado, poderá auxiliar pesquisadores na modelagem da distribuição geográfica de anfíbios e outros organismos do domínio da Mata Atlântica.

O segundo capítulo está inserido na temática das invasões biológicas, uma das maiores ameaças à biodiversidade na Região Neotropical. No Brasil, a instalação de ranários propiciou

a introdução da rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) em diversas regiões do país, mas principalmente na Mata Atlântica. O modelo de nicho ecológico foi desenvolvido para as ocorrências da distribuição nativa da América do Norte e projetado no Brasil. Este trabalho, publicado na revista *Biological Invasions*, mostrou que é possível prever com sucesso áreas potenciais de invasão de uma espécie exótica. Assim, mapas com estas características podem ser usados em planejamento ambiental e ações de tomada de decisão, como por exemplo, evitar introdução em áreas favoráveis para espécies invasoras.

O terceiro artigo é uma aplicação da modelagem de nicho ecológico para descobrir novas áreas de possível ocorrência para *Phylomedusa ayeaye*, uma espécie rara de anuro. O desenvolvimento de uma metodologia para modelar a distribuição potencial de uma espécie rara é uma abordagem não ideal, mas necessária para gerar mapas preditivos que permitam direcionar novos levantamentos para áreas de ocorrência previstas pelo modelo. Este trabalho, publicado na revista *Neotropical Biology and Conservation* é um dos primeiros estudos no Brasil usando modelagem de nicho ecológico como ferramenta para prever a distribuição de uma espécie de anfíbio raro e ameaçado.

O último artigo teve como objetivo analisar o impacto futuro do aquecimento global na distribuição geográfica de anuros da Mata Atlântica. Este trabalho mostra que o impacto das mudanças climáticas em curso pode afetar as espécies de formas distintas, até mesmo beneficiando espécies mais generalistas. Os resultados obtidos foram inseridos em um capítulo do livro (Anexo I) “A biologia e as mudanças climáticas no Brasil” (BUCKERIDGE, 2008).

1.3. Referências

- ARNTZEN, J.W.; ALEXANDRINO, J. Ecological modelling of genetically differentiated units of the Iberian endemic Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica*. *Herpetological Journal*, v. 14, p. 137-141, 2004.
- BUCKERIDGE, M.S. *Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil*. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, 2008. 295 p.
- CARNAVAL, A.C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. *Journal of Biogeography*, v. 35, p. 1187 – 1201, 2007.
- CHEN, G.; PETERSON, A.T. Prioritization of areas in China for the conservation of endangered birds using modelled geographical distributions. *Bird Conservation International*, v. 12, p. 197–209, 2002.
- DUELLEMAN, W.E.; TRUEB, L. *Biology of amphibians*. 1 ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 1994. 670 p.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P.; DUDIK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R.J.; HUETTMANN, J.R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LUCIA, G.; LOHMANN, L.G.; LOISELLE, B.A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J.M.C.C.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, S.J.; RICHARDSON, K.S.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R.E.; SOBERÓN, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M.S.; ZIMMERMANN, N.E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, v. 29, p. 129-151, 2006.
- EMMONS, L.; FEER, F. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. 1 ed. Chicago: University of Chicago Press, 1997. 396 p.
- FICETOLA, G.F.; THUILLER, W.; MIAUD, C. Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 476-485, 2007.
- GAA. *Global Amphibian Assessment*: Conservation International and NatureServe. Dispõe de informações sobre espécies de anfíbios ameaçadas e mapas de distribuição geográfica. Disponível em: < <http://www.globalamphibians.org>>. Acesso em: 6 jan. 2009.
- GARCIA, A. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, v. 130, p. 25-46, 2006.
- GIOVANELLI, J.G.R.; HADDAD, C.F.B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, v.10, p. 585–590, 2008.
- GRAHAM, C.H.; FERRIER, S.; HUETTMAN, F.; MORITZ, C.; PETERSON, A.T. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 19, p. 497-503, 2004.

- GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, v. 8, p. 993-1009, 2005.
- HADDAD, C.F.B.; GIOVANELLI, J.G.R.; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: BUCKERIDGE, M.S. (Org.). *Biologia & Mudanças Climáticas no Brasil*. São Carlos: Rima Editora, 2008, p. 195-206.
- HADDAD, C.F.B.; TOLEDO, L.F.; PRADO, C.P.A. Anfíbios da Mata Atlântica: Guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica. São Paulo: Editora Neotropica, 2008. 243 p.
- HERNANDEZ, P.A.; GRAHAM, C.H.; MASTER, L.L.; ALBERT, D.L. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, v. 29, p. 773 – 785, 2006.
- HIJMANS, R.J.; GRAHAM, C.H. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*, v. 12, p. 1-10. 2006
- HIRZEL, A.H., GUIBAN, A. Which is the optimal sampling strategy for habitat suitability modeling. *Ecological Modelling*, v. 157, p. 331-341, 2002.
- HIRZEL, A.H.; GWENAËLLE, L.L.; HELFER, V.; RANDIN, C.; GUIBAN, A. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modeling*, v. 199, p. 142-152, 2006.
- HUGALL, A.; MORITZ, C.; MOUSSALLI, A.; STANISIC, J. Reconciling paleodistribution models and comparative phylogeography in the Wet Tropics rainforest land snail *Gnarosphia bellendenkerensis* (Brazier 1875). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 99, p. 6112-6117, 2002.
- HUTCHINSON, G.E. Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, v. 1, p. 415 – 427, 1957.
- INFONATURA. Guia de animais e ecossistemas da América Latina. Disponível em: <http://www.natureserve.org/infonatura/>. Acesso em: 6 jan. 2009.
- LEWINSOHN, T.M.; PRADO, P.I. *Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento*. Brasília: Contexto, 2002. 176 p.
- MAGURRAN, A.E. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing, 2003. 256 p.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853 – 858, 2000.
- NYÁRI, A.; RYALL, C.; PETERSON, A.T. Global invasive potential of the house crow *Corvus splendens* based on ecological niche modeling. *Journal of Avian Biology*, v. 37, p. 306-311, 2006.

- PETERSON, A.T., VIEGLAIS, D.A. Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. *BioScience*, v. 51, p. 363-371, 2001.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, v. 190, p. 231-259, 2006.
- SIQUEIRA, M.F.; PETERSON, A.T. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, v. 3, n. 2, p. 1-14, 2003.
- STOCKWELL, D.; PETERS, D. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 13, 143 – 158, 1999.
- TURNER, W.; SPECTOR, S.; GARDINER, N.; FLADELAND, M.; STERLING, E.; STEININGER, M. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 18, p. 306 – 314, 2003.
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, p. 1965-1978, 2005.
- TEIXEIRA, J.; FERRAND, N.; ARNTZEN, J.W. Biogeography of the golden-striped salamander *Chioglossa lusitanica*: a field survey and spatial modelling approach. *Ecography*, v. 24, p. 618-624, 2001.
- Thuiller, W. Biodiversity - Climate change and the ecologist. *Nature*, v. 448, p. 550-552, 2007.
- THUILLER, W.; LAVOREL, S.; ARAÚJO, M.B. Niche properties and geographic extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, v. 14, p. 347-357, 2005.
- TSOAR, A.; ALLOUCHE, O.; STEINITZ, O.; ROTEM, D.; KADMON, R. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 397 – 405, 2007.

2. Capítulos

- I** Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: performance of five presence-only methods with a special focus on (OM-)GARP and Maxent
J.G.R. Giovanelli, M.F. Siqueira, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino. *Ecological Modelling*, submetido.
- II** Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil.
J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino (2008). *Biological Invasions*, 10, 585-590.
- III** Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara.
J.G.R. Giovanelli, C.O. Araujo, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino (2008). *Neotropical Biology and Conservation*, 3, 59-65.
- IV** O aquecimento global e seus efeitos na distribuição geográfica dos anfíbios.
J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino. *Em preparação*.
**Grande parte deste capítulo faz parte da publicação: Haddad, C.F.B.; Giovanelli, J.G.R.; Alexandrino, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: Marcos Buckeridge. (Org.) A biologia e as mudanças climáticas no Brasil. 1 ed. São Carlos: RIMA, 2008, v. 1, p. 195-206 (Anexo I).*

Artigo I

Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: performance of five presence-only methods with a special focus on (OM-)GARP and Maxent

Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: performance of five presence-only methods with a special focus on (OM-)GARP and Maxent*

João G. R. Giovanelli^{1,2}, Marinez Ferreira de Siqueira³, Célio F. B. Haddad² & João Alexandrino^{2*}

¹ Graduate Program in Zoology, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, Estado de São Paulo, Brazil.

² Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro, Estado de São Paulo, Brazil, Caixa Postal 199, CEP 13506-970.

³ Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA), Av. Romeu Tórtima 388, Barão Geraldo, Campinas, Estado de São Paulo, Brazil, CEP 13083-885.

*Corresponding author: jalex@rc.unesp.br

Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências

Universidade Estadual Paulista (UNESP)

Rio Claro, São Paulo, Brazil

Caixa Postal 199, CEP 13506-970

Telephone: 55 19 3526-4302

Fax: 55 19 3534-0009

* Submetido ao periódico *Ecological Modelling*

ABSTRACT

We here exemplify and test the building of species distribution models for a Neotropical anuran restricted to the Brazilian Atlantic Forest. We extend the known occurrence for the treefrog *Hypsiboas bischoffi* (Anura: Hylidae) through GPS field surveys and use five modeling methods (BIOCLIM, DOMAIN, OM-GARP, SVMs, and MAXENT) and selected bioclimatic and topographic variables to model the species distribution. Models were calibrated using the Brazilian Atlantic Forest (BAF) and the whole of South America (SA) as calibration areas. Model predictions were evaluated using the AUC and Kappa values, and expert evaluation. All modeling methods showed good levels of predictive power and accuracy, but with SVM and MAXENT outperforming BIOCLIM, DOMAIN and OM-GARP. Results are in line with previous algorithm comparisons in showing that MAXENT and SVMs are the most accurate presence-only methods among those tested here. Only the SVMs model calibrated in SA resulted in a smaller predicted area relative to models calibrated in BAF. Contrastingly, OM-GARP dramatically overpredicted the species distribution for the model calibrated in SA. For OM-GARP and MAXENT models, when we experimented with gradually increasing sampling bias by increasing calibration area (i.e., decreasing relative occurrence area), OM-GARP area predictions followed changes in environmental space associated with the increased calibration area, while MAXENT models were more consistent across calibration areas. Additionally, MAXENT was the only method that retrieved consistent predictions in presence of increasing sampling bias, while allowing for some overprediction, a result that may be relevant for modeling the distribution of other spatially restricted organisms.

Keywords: Amphibia, AUC, BIOCLIM, DOMAIN, Kappa, MAXENT, OM-GARP, SVM, threshold.

1. Introduction

The geographic distributions of many species and of general patterns of biological diversity are still relatively unknown in many parts of the world, especially in the Neotropics (Lewinsohn and Prado, 2002; Magurran, 2003). In Brazil, detailed reports on species distribution are scarce even in biodiversity hotspots such as the Brazilian Atlantic Forest (Myers et al., 2000). Existing geographic distribution maps are often deductively produced through expert driven criteria combined with museum collection data (GAA, 2007; Emmons and Ferr, 1997). Statistical modeling methods offer the opportunity to derive predictive distribution maps from species occurrence and environmental data (Guisan and Thuiller, 2005) that may increase the understanding of environmental correlates of species distributions patterns and become tools in conservation planning (e.g. Corsi et al., 1999; Jeganathan et al., 2004; Young et al., 2007).

Several modeling algorithms explore the association of species occurrence and environmental data to produce species distribution models (SDM) that translate geographically into species distribution maps (see Elith et al., 2006). Ecological modeling is becoming increasingly straightforward through user-friendly software and free electronic access to environmental databases, both satellite derived data such as soil type, vegetation indices and topography (Turner et al., 2003), and climatic data obtained through interpolation of time series data collected throughout the world (Hijmans et al., 2005). The increasing numbers of available algorithms introduce the need for model selection by comparing the performance of distinct algorithms in building SDMs for target species. Two types of SDMs can be generally distinguished: (i) methods that use both presence and absence data to examine statistical association of environmental correlates and (ii) presence only methods.

The later type is more valuable in regions where biodiversity distribution data are scarce and collecting absence data has been more problematic or completely neglected. Recently introduced presence only modeling algorithms should be able to use information from incomplete occurrence datasets, with their statistical performance being comparable to the more traditional presence/absence methods (Elith et al., 2006; Tsoar et al., 2007). If used correctly, these new SDM methods may have enough accuracy for conservation planning purposes (Pearce and Ferrier, 2000).

Also important in SDM construction is the spatial resolution of environmental correlate geographical information (Guisan and Thuiller, 2005). Choice of spatial resolution should be directed by environmental complexity patterns that generate higher/lower habitat diversity for the target species in the study area. Higher spatial resolution may capture

complex environmental gradients such as those present in mountainous areas, but may be an unnecessary computational burden in lesser complex areas. Interpolated environmental data for South America (and the world) have recently become available at resolutions as high as 1km (Hijmans et al., 2005; Turner et al., 2003). While certainly not recovering the full complexity of the environment, such a resolution enables us to start exploring species distribution data in more environmentally complex areas such as the Brazilian Atlantic Forest (BAF). This Neotropical biome covers mostly low to medium elevation slopes (≤ 1000 m elev.) of the mountain chains that run along the coastline from southern to northeastern Brazil. With its high levels of endemism, BAF hosts greater number of species than most Amazonian forest assemblages, especially anuran species of amphibians (Morellato and Haddad, 2000). Amphibians are ecologically specialized organisms with low vagility, and sensitive to environmental change (Duellman and Trueb, 1994). Amphibian habitat requirements are generally quite predictable with their occurrence therefore amenable to geographic distribution modeling.

Here, we select the common anuran *Hypsiboas bischoffi* (Anura: Hylidae) to exemplify and test the building of SDMs for species distributed in the BAF. According to the Global Amphibian Assessment – GAA (2007), *H. bischoffi* is widespread in southern BAF occurring in low to moderate elevation areas (300 – 1500m). Despite being a fairly common species, too scarce was the available locality occurrence data to draw any objective representation of its geographic distribution. We here extend the known species occurrence through high quality field survey data (collected from GPS) and compare the performance of the presence-only algorithms BIOCLIM (Nix, 1986), DOMAIN (Carpenter et al., 1993), Support Vector Machine - SVM (Vapnik, 1995; Drake et al., 2006), GARP (Anderson et al., 2003) and MAXENT (Phillips et al., 2006) in producing SDMs for *H. bischoffi*. These modeling algorithms are selected because i) only presence data is available and ii) they are sufficiently distinct in their ecological/statistical assumptions and mathematic processing (see Elith et al., 2006). We additionally increase the area for model calibration well beyond the Brazilian Atlantic Forest (to the whole of South America) to examine the effect of increasing the size of calibration area on algorithm performance. Because only the latter two methods (GARP and MAXENT) use pseudo-absence information (absence data randomly sampled from the the study area) for model building, their predictions may be more affected by relative occurrence area (i.e. proportion of the study area occupied by the target species). We specifically examine how gradually decreasing the relative occurrence area by increasing the study area well beyond the Brazilian Atlantic Forest changes algorithm predictions (both

geographic and in environmental space) for GARP and MAXENT, in an experiment that adds to those of Peterson et al. (2008) and Phillips (2008). The issues of relative occurrence area and sampling bias may be especially relevant when producing SDMs for Neotropical organisms as often one key question for relatively unknown taxa concerns the potential extent of geographic distributions, for which more inclusive study areas (e.g. South America) are often used. We expect that our comparison of SDMs for the anuran *H. bischoffi* may contribute for more careful distribution modeling of other spatially restricted organisms.

2. Methods

2.1. Occurrence data

Locality occurrence data was obtained from field surveys conducted across the occurrence area of *Hypsiboas bischoffi* in the southern Brazilian Atlantic Forest (BAF), during 2005 to 2007 (Figure 1). Adults and tadpoles were searched at night in forest disturbed and non-disturbed edges, more precisely in lakes, marshes and streams. All occurrences were registered with a GPS (GARMIN MAP 76S). The collections CFBH (Célio F. B. Haddad, Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, São Paulo, Brazil), MHN (Museu de Zoologia “Prof. Adão José Cardoso”, Campinas, São Paulo, Brazil) and MZUSP (Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil) were searched to complete our occurrence data set. Museum data were checked to avoid bias and errors. The final data set included forty eight occurrence localities of *H. bischoffi* of which thirty eight were obtained from field surveys (geographical coordinates collected with a GPS) and ten from herpetological collection data (Appendix 1). The geographical coordinates of all localities could be determined with errors of less than 1Km.

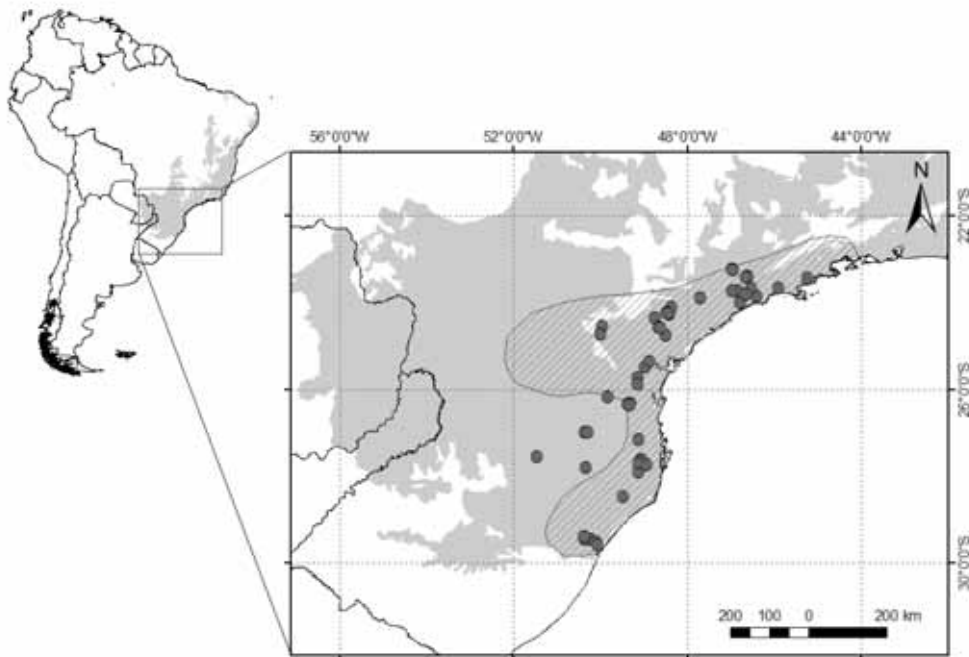


Figure 1. Geographic distribution of the whole Brazilian Atlantic Forest biome in South America. In detail, the 48 occurrence localities of *Hypsiboas bischoffi* used for modelling its geographic distribution. The rounded polygon represents the species range according to the Global Amphibian Assessment (GAA) databank. The new occurrence localities reported in this study appear outside of the GAA polygon.

2.2. Environmental coverage data

Nineteen bioclimatic interpolated climate surfaces for global land areas (1950 – 2000) at a resolution of 1 km were available from the Wordclim database (Hijmans et al., 2005). We additionally used altitude data (digital elevation models) from the U.S. Geological Survey's Hydro-1K data set (available at <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>). To determine which variables to include, we identified redundant environmental layers via pairwise correlations. Correlations were run with the environmental values of 50000 randomly selected points from the whole BAF area. Any two variables showing a correlation >0.80 were considered redundant and only one of them was kept in the final dataset. Subsequently, we used the following ten environmental variables for modeling: mean diurnal temperature range, temperature seasonality, maximum temperature of the warmest month, minimum temperature of the coldest month, temperature annual range, annual precipitation, precipitation seasonality, precipitation of the wettest quarter, precipitation of the warmest quarter and elevation.

2.3. Modeling algorithms

We tested five distinct modeling methods that we briefly describe below. 1) BIOCLIM is an envelope-style method that characterizes sites that are located within the environmental space occupied by a species (Nix, 1986). With several environmental variables, the aggregated profile forms a multidimensional space that defines the environmental domain of the species. To reduce the sensitivity of model predictions to outliers, the species records are sorted along each variable and only the records that lie within a certain percentile range of the data are used for model construction (Tsoar et al., 2007). We used a BIOCLIM implementation in the DIVA-GIS software (Hijmans et al., 2002; version 5.4), that can use all predictor variables (not just climate) and produces predictions as percentiles. 2) DOMAIN is a distance based method that can access new sites in terms of their environmental similarity to sites of known presence using a point-to-point similarity metric. The method uses a Gower metric, which is the sum of the standardized distance between two points for each predictor variable, to provide a suitable means of quantifying similarity between two sites (for more details see Carpenter et al. 1993). A threshold value of suitability should then be selected to determine the boundaries of the ecological niche. Again we used the DOMAIN implementation in DIVA-GIS (Hijmans et al., 2002). 3) OM-GARP, also named GARP with Best Subsets Procedure (Anderson et al., 2003), is a genetic algorithm that creates ecological

niche models for species. The models describe environmental conditions under which the species should be able to maintain populations. GARP uses a set of point localities where the species is known to occur and a set of geographic layers representing the environmental parameters that might limit the species' capabilities to survive. We used the OM-GARP implemented in openModeller version 1.0.6. The openModeller software aims to provide a flexible cross-platform environment where the entire process of conducting a fundamental niche modeling experiment can be carried out (Sutton et al., 2007; available at <http://openmodeller.sourceforge.net/>). 4) Support Vector Machines –SVMs– belong to a new generation of learning algorithms (Vapnik, 1995) that have been developed on a solid base of statistical learning theory and are designed especially to provide high flexibility for approximating class boundaries while avoiding over-fitting phenomena (Kelly et al., 2007). A special property of SVM is that they simultaneously minimize the empirical classification error and maximize the geometric margin (e.g., the SDM boundaries in environmental space); hence they are also known as maximum margin classifiers (Guo et al., 2005). SVM are new tools, and as yet not commonly used in ecological niche modeling but Guo et al. (2005) suggested that they may be especially useful in cases of presence-only data. SVM are also implemented in the software openModeller. 5) MAXENT was developed within the machine learning community as a general purpose method for making predictions and inferences from incomplete information, and has been recently used in ecological studies. MAXENT estimates the most uniform distribution (maximum entropy) across the study area given the constraint that the expected value of each environmental predictor variable under this estimated distribution matches its empirical average (Phillips et al., 2006). We used version 3.2.0 of the MAXENT software implementation (available at <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>).

2.4. Modeling framework

We compared *H. bischoffi* SDMs calibrated for two distinct areas to examine the effect of extending the study area well beyond the expert predicted species distribution: i) the whole extent of South America (SA) and ii) the area defined by the boundaries of Brazilian states that enclose the Brazilian Atlantic Forest (BAF). The DIVA-GIS software version 5.4 was used for processing input/output files for the several modeling methods. We first used a resampling function in DIVA-GIS (bootstrapping) to generate 5 random partitions from our full locality dataset. Each partition consisted of 75% of the dataset used for SDM calibration (training), with the other 25% used for model evaluation (testing). Additionally, for each

study area and in each partition, ten random pseudo-absences were generated per occurrence point. This approach enabled statistical evaluation of replicate model runs in DIVA-GIS to objectively compare the modeling performance of distinct algorithms (see below). For our *H. bischoffi* datasets we generated sixty SDMs (for each area and for each modeling algorithm, five models with the partitioned datasets and one with the full dataset).

2.5. Model evaluation

Best model selection was performed using threshold-independent tests. We compare the underlying area (AUC) of Receiver Operating Characteristics Curve (ROC) and Kappa across modeling algorithms. The ROC and the AUC may be calculated through a confusion matrix (Fielding and Bell 1997). A ROC plot is created by plotting the sensitivity values, the true-positive fraction against 1-specificity, the false positive fraction, for all available probability thresholds (Fielding and Bell, 1997, Manel et al., 2001). The AUC is a measure of the area under the ROC, ranging from 0.5 (random accuracy) to a maximum value of 1 (perfect discrimination). Kappa (Cohen, 1960) defines a similarity measure between the predicted presence/absence (binary) map and the available real or simulated biological evidence. So, this method provides an index that considers both omission (false negatives) and commission (false positives) errors. The kappa values range from 0–1, with values below 0.4 indicating a low degree of similarity, acceptable from 0.4–0.55, good 0.55–0.70, very good from 0.70–0.85, and excellent above 0.85 (Landis and Koch, 1977). The AUC and Kappa values were calculated in DIVA-GIS from model predictions and the previously created test data partitions and pseudo-absence data (see above).

2.6. Predictive binary maps

To avoid inflating commission errors, we generated a binary map depicting predicted area for each model using a threshold value. We used the minimum presence threshold, that equals the minimum model prediction value for any of the training point data, i.e., allowing for no omission.

Predicted area for the final binary maps was compared i) between algorithms for each of the two calibration areas and ii) between areas for each algorithm. Pairwise comparisons were performed calculating area disagreement between any two algorithms relative to the area of maximum possible disagreement (sum of the two model areas), i.e. if the two areas were disjunct. We used DIVA-GIS for retrieving the areas i) for each model (A_1 and A_2) and ii) for the overlay between any two models (OVL_{A_1/A_2}).

The formula

$$\frac{(A_1 + A_2) - 2 \times OVL_{A_1A_2}}{(A_1 + A_2)} \times 100$$

was then used to calculate the percent area of disagreement between any two models relative to total model area.

2.7. The effect of relative occurrence area on model predictions (GARP and MAXENT)

We calibrated GARP and MAXENT models in two additional study areas arbitrarily sized between MA and SA. Relative occurrence area was here approximated by dividing the area of the MAXENT model prediction for MA by each calibration area. The four study areas used for model calibration corresponded to relative occurrence areas of approximately 10.3% (MA), 4.6% (I1), 1.9% (I2) and 1.4% (SA). For each calibration area, we represented the environmental space of GARP and MAXENT model predictions, the study area and the observed points of species occurrence. Two variables that consistently showed the highest scores in MAXENT variable jackknifing analyses (i.e., variables with higher predictive power; results not shown) were chosen for environmental space representation: maximum temperature of the warmest month and temperature seasonality. Values for environmental space representations were extracted from the respective environmental layers using 60,000 randomly defined points within SA. Subsets of these were selected according to each area of calibration and to each GARP and MAXENT model prediction area.

3. Results

3.1. Threshold-independent tests

Figure 2 shows the mean AUC and Kappa values for model predictions from five random partitions of the *H. bischoffi* occurrence data, in two distinct background areas (BAF and SA). Mean AUC ranged from 0.77 (BIOCLIM/BAF) to 0.99 (MAXENT/SA), and Kappa varied from 0.55 (BIOCLIM/BAF) to 0.97 (MAXENT/SA). For each modeling algorithm, AUC and Kappa values were always higher for models calibrated in SA than for those calibrated in BAF. SVM models showed the highest AUC and Kappa values (0.95 and 0.85, respectively) for BAF, while MAXENT models showed the highest AUC and Kappa (0.99 and 0.97, respectively) for SA. BIOCLIM showed the lowest AUC and Kappa values both for BAF and SA. OM-GARP and DOMAIN showed Kappa and AUC scores intermediate between BIOCLIM and MAXENT/SVM, for BAF, but similar to MAXENT/SVM, for SA .

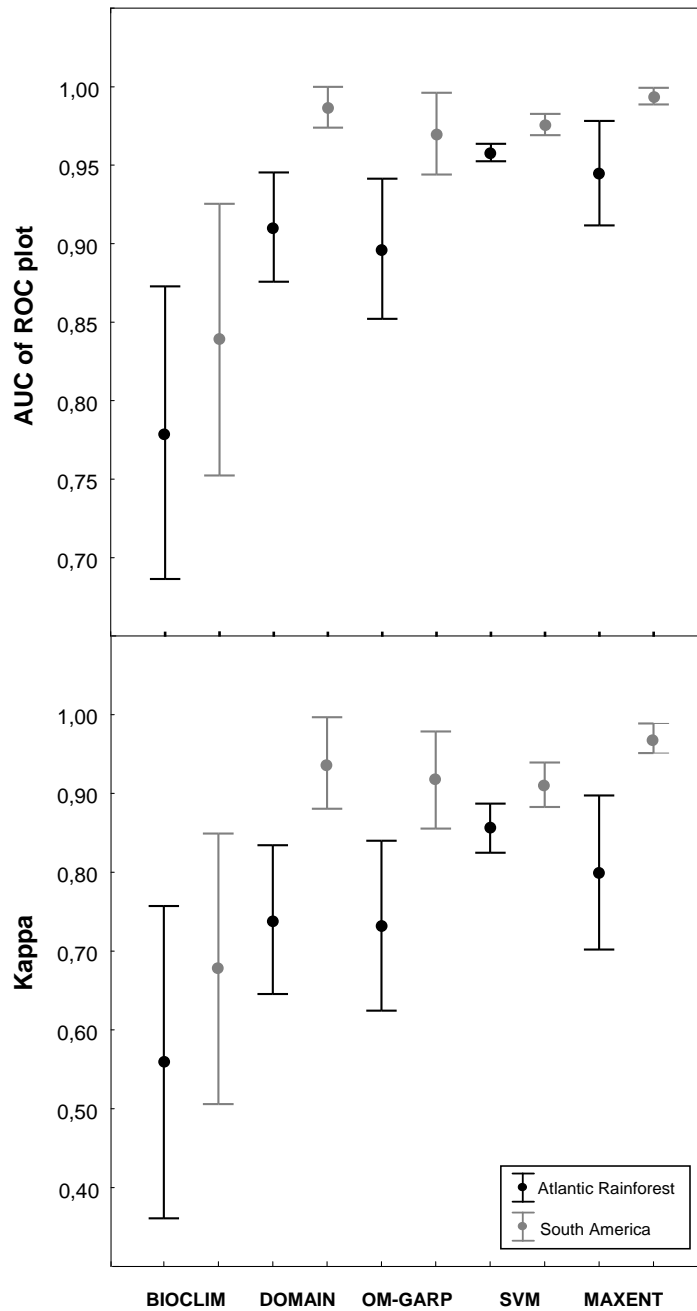


Figure 2. Mean AUC and Kappa values for model predictions of the distribution of *Hypsiboas bischoffi*, calibrated with five presence-only algorithms in two distinct study areas (BAF and SA). Pseudo-absence data were randomly sampled across the two calibration areas. Error estimates were calculated for each algorithm from replicated model calibration using 75% of the occurrence data (see text for details).

3.2. Predictive maps

Final predictive maps were generated after calculating minimum presence thresholds for SDMs (Figure 3). Threshold values (maximum pixel scale values in parentheses) were: 16 (402) for BIOCLIM with both BAF and SA backgrounds; 76 (254) for OM-GARP/BAF and 127 (254) for OM-GARP/SA; 132 (244) for SVM/BAF and 197 (244) SVM/SA; 12.57 (100) for MAXENT/BAF and 19.44 (100) for MAXENT/SA. A threshold value could not be applied to the DOMAIN predictive map because all occurrence localities are given the maximum model prediction value by the DOMAIN model definition (see discussion). The resulting binary maps for four other SDMs enabled predicted distribution areas (in km²) to be calculated from the 1km resolution maps (Table 1). In general, predicted areas were smaller for SDMs calibrated with BAF than for those calibrated with SA, with the exception of the SVM models that yielded smaller predicted when calibrated with SA. The highest difference between predicted areas using BAF or SA was observed for OM-GARP. Area disagreement for pairwise model comparisons ranged from around 6% between BIOCLIM models calibrated with either BAF or SA to around 60% between BIOCLIM and OM-GARP models calibrated with SA (Figure 4).

Table 1. Predicted distribution areas (km²) for *Hypsiboas bischoffi* from ecological niche models produced with the algorithms BIOCLIM, OM-GARP, SVM, and MAXENT, in the Brazilian Atlantic Forest (BAF) and South America (SA). Areas were calculated after a minimum-presence threshold was applied, with exception of DOMAIN (see text for details).

Models	Brazilian Atlantic Forest	South America
BIOCLIM	242.509	274.714
DOMAIN	-	-
OM-GARP	648.114	2.670.374
SVM	334.678	299.030
MAXENT	254.899	326.837

3.3. The effect of relative occurrence area on model predictions (GARP and MAXENT)

Model predictions for a series of calibration areas with increasing size (resulting in decreasing relative occurrence area) are shown in Appendix 2. Relative to model predictions calibrated with MA, model area predictions increased with decreasing relative occurrence area for both OM-GARP and MAXENT, respectively, 12.2% and 20.8% for I1, 107.0% and 23.3% for I2, and 222.6% and 27.9% for SA (Figure 5). MAXENT model predictions generally showed a tendency for stability, with only a few points of overprediction driven by the increasing environmental space (Figure 6). OM-GARP model predictions were more affected by increases in environmental space (defined by maximum temperature of warmest month and temperature seasonality), relative to the MA model: I1 predicts areas with higher temperature seasonality; I2 predicts warmer, colder and more seasonal areas; SA predicts into warmer, colder, less seasonal and more seasonal areas (Figure 6).

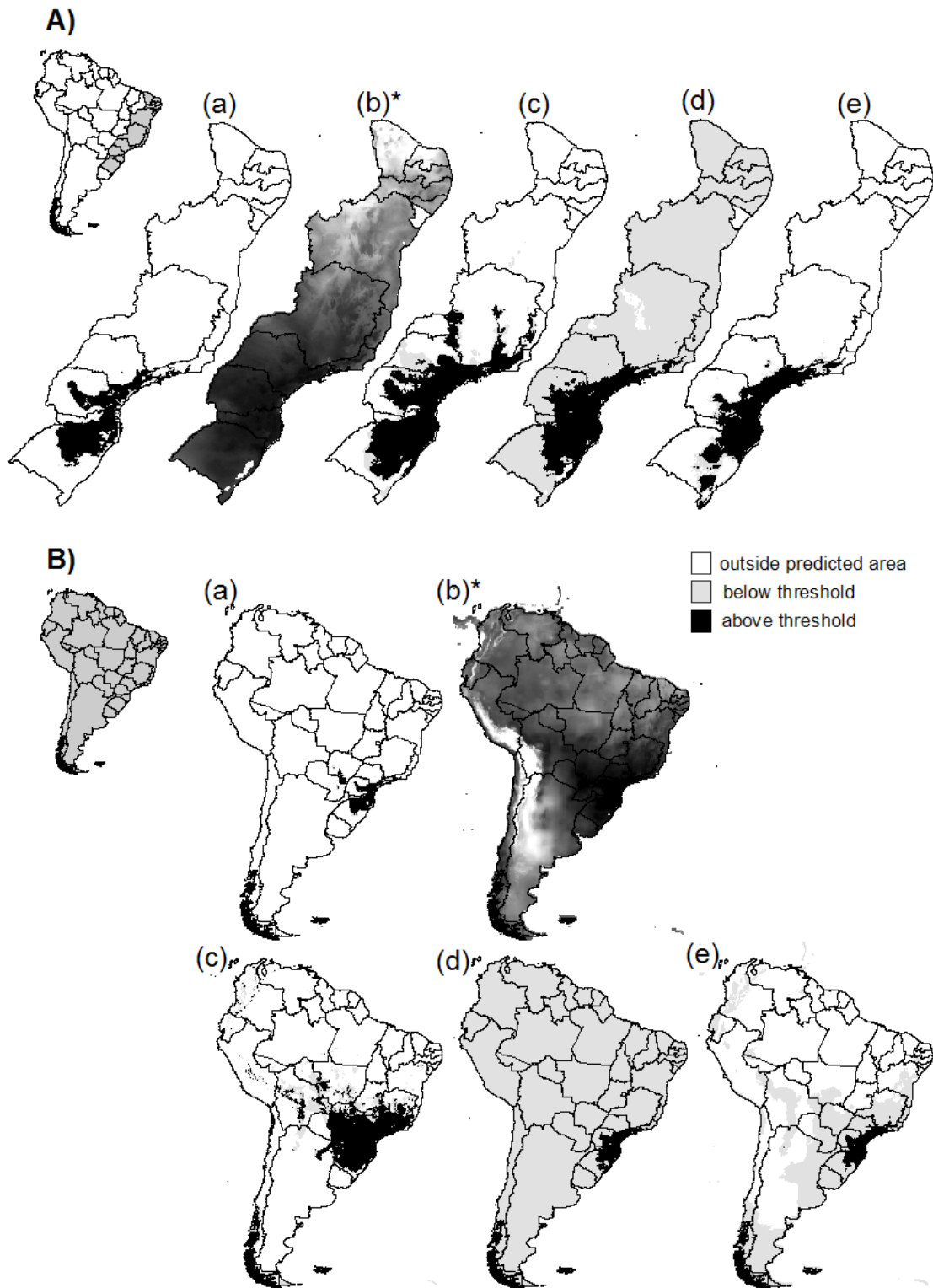


Figure 3. Predicted geographic distribution areas for *Hypsiboas bischoffi* from ecological niche models produced with five distinct algorithms (a. BIOCLIM, b.* DOMAIN, c. OM-GARP, d. SVM, and e. MAXENT) from forty eight occurrence records collected in the Brazilian Atlantic Forest (BAF). Models were calibrated with two distinct background areas: A) area bound by Brazilian administrative state limits that enclose the BAF and B) the whole of South America. The minimum presence threshold was used to generate presence/absence maps. The DOMAIN predictive map (*) is represented without a threshold criterium (see text for details).

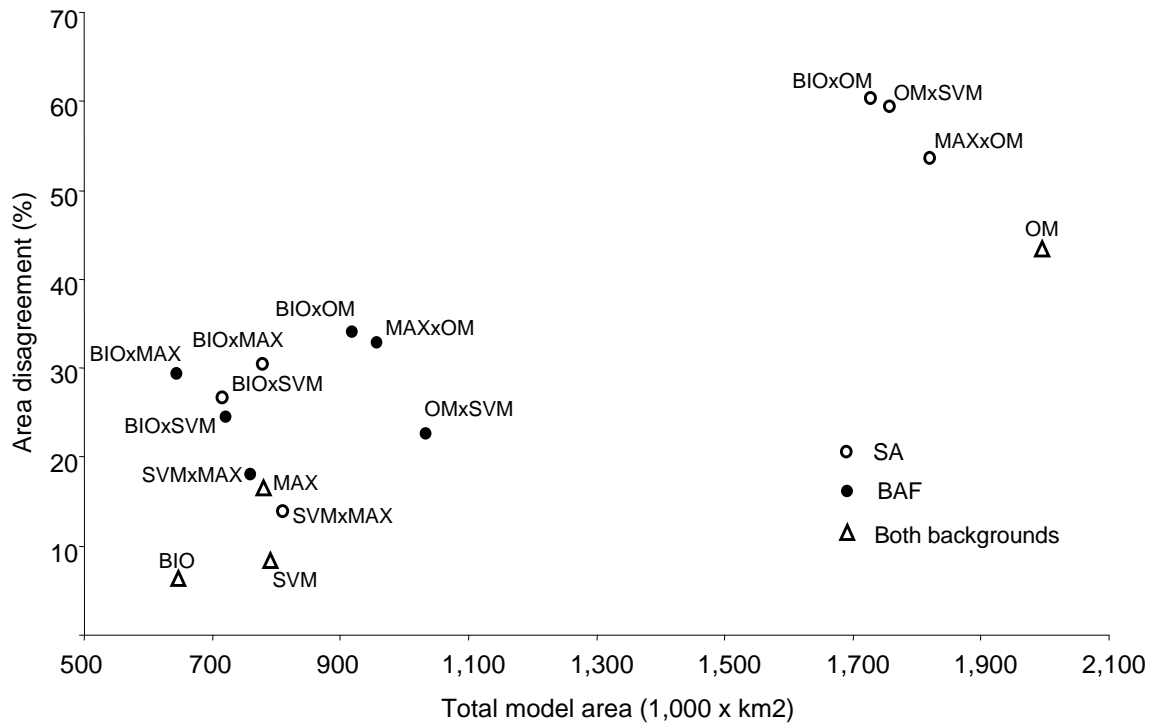


Figure 4. Area disagreement (see text for details) between several *Hypsiboas bischoffi* model predictions. Pairwise comparisons of models calibrated with distinct methods in the Brazilian Atlantic Forest (BAF) and in South America (SA) are represented by solid and open circles, respectively. Comparisons of models calibrated with the same method in distinct background areas (BAF and SA) are represented by open triangles.

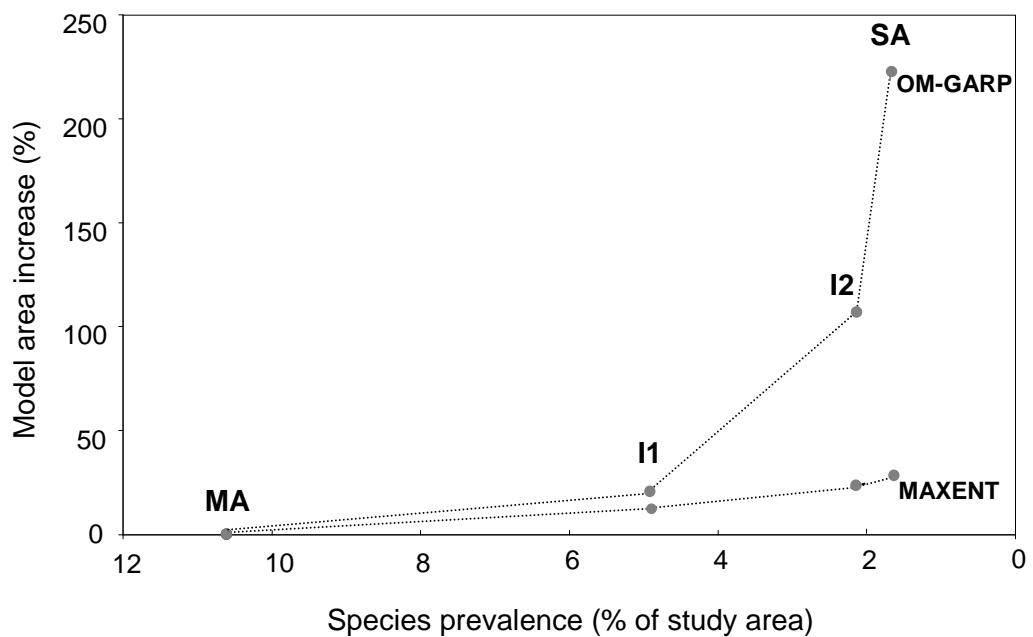


Figure 5. Variation in predicted area for (OM-)GARP and MAXENT models calibrated for *Hypsiboas bischoffi* at four distinct levels of species relative occurrence area (corresponding to areas MA, I1, I2 and SA). Note that decreasing the relative occurrence area increases the sampling bias (see text for details).

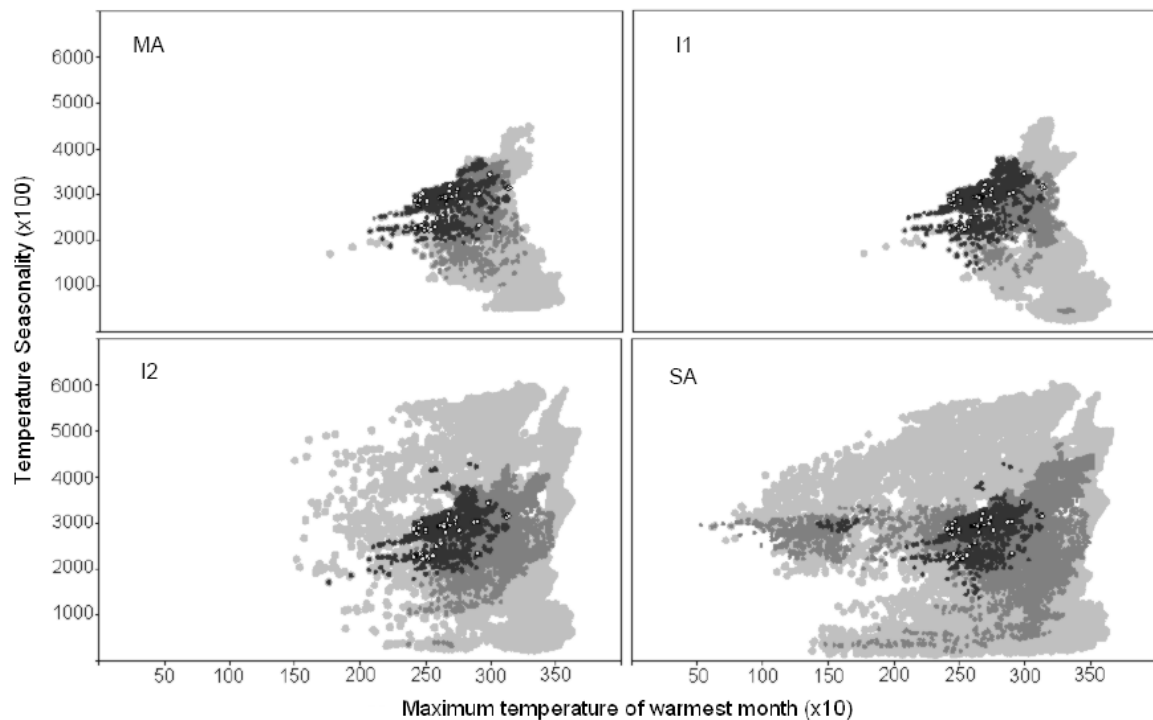


Figure 6. Variation in environmental space of (OM-)GARP and MAXENT model predictions calibrated for *Hypsiboas bischoffi* at four distinct levels of species relative occurrence area (corresponding to areas MA, I1, I2 and SA). Light grey, dark grey, black and white dots represent the environmental spaces of, respectively, the whole calibration area, the OM-GARP models, the MAXENT models and the training data.

4. Discussion

Ecological modeling is becoming a powerful tool to assess geographic distributions of species in regions with poorly sampled biota (Raxworthy et al., 2003). The model comparison performed herein contributes to developing approaches that will inform and guide the study of the poorly known distribution of anuran diversity in the Brazilian Atlantic Forest (BAF). We compared five distinct modeling algorithms in predicting the geographic distribution of the anuran *Hypsiboas bischoffi*. Our main findings are that i) methods showed moderate to high performance in predicting the species distribution, ii) there was considerable predicted area agreement across species distribution models (SDMs), iii) the area of model calibration affects predicted area, especially for OM-GARP and iv) the SVMs and MAXENT algorithms generally outperformed other methods (see below).

4.1. Model Predictive power and accuracy

All methods performed better than random (mean AUC>0.77 and mean Kappa>0.55; Figure 2), suggesting that model predictions were generally accurate enough in representing the realized species distribution (but see Lobo et al. 2008). BIOCLIM showed the lowest predictive power and accuracy of all algorithms used in our comparison. The results are concordant with those of Elith et al. (2006) and Tsoar et al. (2007) that demonstrated that BIOCLIM had lower AUC and Kappa values than other methods to predict species distributions. BIOCLIM is however a simple bioclimate envelope-style method that has been widely used and that has been suggested to provide useful first approximations to species distributions (e.g. Woodward, 1987; Busby, 1991; Prentice et al., 1992; Sykes et al. 1996; Pearson and Dawson, 2003). For the other algorithms, levels of predictive power and accuracy were i) similar for DOMAIN, OM-GARP, SVM and MAXENT models calibrated in SA and iii) higher for SVM and MAXENT compared to DOMAIN and OM-GARP for models calibrated in the BAF area. Previous algorithm performance comparisons found DOMAIN to have intermediate predictive ability as measured by AUC (Elith et al., 2006). DOMAIN differs from BIOCLIM in its ability to cope with discontinuity of species records in environmental space (Tsoar et al., 2007). Its main limitation is that only a single record (the nearest neighbour in environmental space) is used to determine suitability at each potential site. DOMAIN effectively behaved as a no-omission model in predicting the distribution of *H. bischoffi* as real occurrences always had maximum predicted occurrence values, which may have contributed to inflate the estimates of AUC and Kappa. Additionally, it became impossible to apply the minimum presence threshold to the DOMAIN because it resulted in prediction for real occurrences only, i.e., the minimum presence value is the maximum predicted value.

SVM and MAXENT methods were the most accurate with consistently high values of AUC and Kappa. SVM produced the most accurate SDM with the BAF calibration, while MAXENT was the most accurate from all SA calibrated models. Our results showing MAXENT with consistently higher AUC and Kappa values relative to BIOCLIM, DOMAIN and OM-GARP are completely concordant with those reported in several algorithm comparison studies (Phillips et al., 2006; Elith et al., 2006; Hernandez et al., 2006). SVMs also showed good performance in modeling the distribution of the virulent pathogen (*Phytophthora ramorum*) in California with presence-only data (Guo et al., 2005) and was the most accurate in a recent algorithm comparison study, demonstrating predictive capacity without overfitting (Kelly et al., 2007).

What our comparisons are unable to show is the correlation of predictions from presence-only data with real presence-absence data such as in Elith et al. (2006). Their comparison showed that while BIOCLIM and DOMAIN had low correlations with real data, OM-GARP had intermediate correlations and MAXENT showed the highest correlation values, which further suggests that MAXENT outperforms other methods. It is unknown how would SVM compare to other methods concerning correlation with real data because this method was not included in the study of Elith et al. (2006), but given the similarities with MAXENT in AUC, Kappa and predicted area we foresee that SVM will show a predictive performance similar to MAXENT in future algorithm comparison studies.

4.2. The effect of relative occurrence area on predicted area

Because a central and recurrent problem in SDM building is identifying the appropriate scale for modeling (Wiens, 2002), we have compared SDMs of the spatially restricted *H. bischoffi* calibrated in two distinct areas to examine the effect of relative area of occurrence on model predictions. In general, higher values of AUC and Kappa were obtained for SA than BAF (Figure 2), but this is to be expected given the increased probability of correctly predicting an absence for an increased study area (SA). The calibration area increase effectively causes the observed species distribution to be more marginal relative to the calibration area and this is what AUC values are in fact measuring (Lobo et al., 2008). Lobo et al. (2008) have recently argued that this and other properties of AUC should preclude its general use for model performance evaluation, but this should be less of a problem when comparing SDMs for same set of occurrence data and calibration area (as above).

MAXENT and BIOCLIM models yielded the smallest predicted suitable areas for the target species (for BAF; Table 1). BIOCLIM, SVMs and MAXENT yielded comparable area predictions in SA and BAF, an expected result for the first two methods given that none of those uses pseudoabsence for model calibration. SVMs were however the only method that showed a predicted area reduction from BAF to SA model calibrations. Contrastingly, there were striking differences between the OM-GARP models for BAF and SA. The species distribution area predicted by OM-GARP within SA was much larger (>106 km²) than those predicted by other SDMs (Table 1). Distribution areas predicted with OM-GARP using the BAF and SA calibrations fall, respectively, inside and well beyond the BAF domain (Figure 3). Percent of area disagreement between SDMs generated by the same algorithm for the two area calibrations (BAF and SA) reached c. 45% for OM-GARP while ranging from 6-16% for other algorithms (Figure 4).

The OM-GARP prediction using the SA calibration showed extreme levels of disagreement with all other predictions produced in our model comparison. Is OM-GARP overpredicting into an unsampled area of the species ecological niche (soft overprediction) or is it merely an artifact from the increased calibration area (hard overprediction)? From our expert perspective, it is very unlikely that the OM-GARP model is predicting new areas that may be occupied by the species. There has been a reasonable amount of herpetological surveys in the southern part of BAF compared to the rest of Brazil and *H. bischoffi* is known to occur south of the Rio de Janeiro state, through the states of São Paulo, Paraná and Santa Catarina, reaching the northern part of the State of Rio Grande do Sul. Occurrence sites are mostly breeding ponds near the forest edge that are reached by adult breeders from forested areas, well within the limits of the BAF biome and mostly restricted to the southern BAF rainforest zone (Figure 1). Because we used a minimum presence threshold criterium to produce binary presence/absence maps to estimate de predicted areas, final predictive maps are not conservative, i.e. they allow for no omission but should allow for some commission. Commission in SDMs for *H. bischoffi* should therefore not be problematic as long as it does not extend the species distribution beyond the limits of BAF, and could even be desirable to find new areas of occurrence both within and immediately beyond range limits. So, while BIOCLIM appeared to underpredict the distribution of *H. bischoffi* (explaining its lower accuracy levels) and OM-GARP overpredicted in excess when relative occurrence area was smaller (and sampling bias higher), MAXENT and SVM were more accurate and less sensitive to distinct relative occurrence areas (and sampling bias).

Both MAXENT and OM-GARP use pseudo-absence from the background for model calibration but only the model predictions from the latter method appear to be seriously affected by changing the species relative occurrence area and associated sampling bias. This effect was recently exemplified by comparisons of GARP and MAXENT model predictions for a wideranged species in North America (Peterson et al., 2007; Phillips, 2008). The main experiment restricted the occurrence data to two of four quadrants of the real distribution area but maintaining North America as the calibration area. In such conditions, GARP showed an overpredictive behavior relative to the realized distribution (occurrence data used for modeling) that actually approximated the real species distribution while MAXENT tended to underpredict the real species distribution (Peterson et al., 2007). This suggested that GARP performed better regarding the goal of discovering species distributions from incomplete data.

A response later argued that MAXENT, as expected, was fooled by sampling bias and simply fitted the biased distribution while GARP managed to “fill in” the environmental space of the target species by overpredicting relative to the training data (Phillips 2008).

We added to this OM-GARP/MAXENT comparison by experimenting with gradually changing relative occurrence area and sampling bias for a species with a restricted distribution. Our experiment is related to those of Peterson et al. (2008) and Phillips (2008) but differs in four modeling conditions: i) the restricted distribution of an endemic species makes it a contrasting case scenario (as suggested by Phillips 2008), ii) the gradual increase in calibration area provides a more explicit comparison of the associated effects on OM-GARP and MAXENT model predictions and iii) the model predictions are compared after using a biologically meaningful minimum presence threshold (see above), and iv) a different software implementation (OM-GARP with best subsets) of the same GARP algorithm is used. It was known that GARP yields low omission model predictions at the cost of moderate to high overprediction for species with moderate-to-large potential distributions in the study area (Anderson et al., 2003; see also Phillips 2008). Species with restricted distributions were then considered a challenge for future research (Anderson et al. 2003). Our results for a Neotropical BAF restricted species revealed that OM-GARP model area predictions tend to be more overpredictive with increasing sampling bias in both spatial and environmental space (Figures 5 and 6; Appendix 2). In fact, it appears that OM-GARP predictions follow changes in environmental space driven by changes in the size of calibration area (Figure 6). These observations may be associated to a more general problem of the GARP algorithm: the intrinsic measures of predictive accuracy (the sum of true presences and true absences divided by the sum of false presence and false absences) that GARP uses in choosing a final single-run model fail to discriminate the best among a number of alternative models (Stockwell and Peterson, 2002; see also Anderson et al. 2003). Furthermore, it is known that decreasing relative occurrence area will make absences on average more environmentally distinct from presences, increasing absence predictive accuracy and, concomitantly, overall predictive accuracy (see Lobo et al. 2008). Thus, models with similar levels of accuracy may show very distinct levels of omission and commission, a distinction that will not be spotted by accuracy measured during GARP single runs. The method of selecting best-subsets was a partial solution but only for the omission side of the problem (Anderson et al. 2003). Given the restrictive omission criteria for subset selection it is likely that, among the selected models, many will be equally accurate models with low levels of omission but high levels of commission. This commission may be allowed to be even higher when the study area is

increased, given the concomitant increase in general accuracy, which would explain the increasing overprediction our results revealed. Given that GARP is a non-deterministic algorithm (Stockwell and Peters, 1999), we suggest our interpretation to be re-examined in future work comparing larger numbers of species and/or simulated datasets.

OM-GARP levels of overprediction may however not be problematic in cases where high sampling bias is not an issue (associated with high relative occurrence area), and may be even desirable, in spite of the above mentioned caveats, in cases of unknown distributions of wideranged generalist species (Peterson et al. 2008; but see Phillips 2008). This is because the more generalist and vagile an organism is the more likely that the realized distribution in an undersurveyed area seriously under-represents its potential distribution. Because using larger calibration areas tended to increase the model predicted areas for all algorithms, with the exception of SVMs, increasing calibration area beyond the realized distribution area should be generally more useful in exploring relatively unknown species distributions in broad geographic areas. If the aim is however to model a species distribution with known ecological limits (e.g. within the Brazilian Atlantic Forest biome), it may be more appropriate to use a tighter study area for calibration, especially when using OM-GARP. In such cases, the models may then be transferred to a wider projection area where new occurrence sites may be discovered within, or at the boundary of, its distribution area. For example, the MAXENT underprediction in the Peterson et al. (2007) “sampling bias experiment” could be corrected by calibrating the model in the realized distribution area and then projecting it to the total real distribution area (Phillips, 2008). In their case, the range of variation for the two variables used for representing environmental space is very similar for both the realized (biased) distribution and the real distribution (Figure 2 in Phillips 2008), which may explain why the projection could improve the prediction of the real species distribution. This differs from our example where the realized species distribution represents only a small subset of the range of variation in the environmental space of the SA calibration area (Figure 6). Differently from Phillips (2008), calibrating a MAXENT model for *H. bischoffi* in MA and projecting it to SA results in very similar model predictions (results not shown). In combination with its higher accuracy (but see Lobo et al. 2008) and acceptable levels of overprediction across distinct calibration areas (Figure 5, Figure 6 and Appendix 2), this finally suggests that MAXENT may be the algorithm of choice (among the five tested here) for modeling the distributions of spatially restricted organisms. Further studies should however be undertaken to determine how general this finding may be.

5. Conclusions

Despite the numerous applications of ecological niche modeling, there are few studies that have compared distinct ecological modeling algorithms (Elith and Burgman, 2002; Ferrier et al., 2002; Farber and Kadmon, 2003; Loiselle et al., 2003, Segurado and Araujo, 2004; Elith et al., 2006; Tsoar et al., 2007). All modeling methods used to predict the distribution of *Hypsiboas bischoffi* in the Brazilian Atlantic Forest showed good levels of predictive power and accuracy, but with SVM and MAXENT outperforming (i.e., showed higher AUC and Kappa for each calibration area and similar predictions across distinct calibration areas) BIOCLIM, DOMAIN and OM-GARP.

Given that *Hypsiboas bischoffi* is restricted to the southern Brazilian Atlantic Forest, using large backgrounds to model this species distribution resulted in overpredicting its geographic distribution (though with higher AUC and Kappa) for some but not all algorithms. Higher AUC and Kappa are concomitant with higher overprediction, which is extreme in the case of OM-GARP calibrated in SA. This prediction is unlikely according to our expert opinion and thus highlights the danger of using AUC and Kappa for comparing models calibrated under different conditions. OM-GARP SDMs calibrated for species with very small relative occurrence areas and high sampling bias should therefore be taken cautiously. Nonetheless, the statistical methods (MAXENT, OM-GARP and SVMs) consistently outperformed BIOCLIM and DOMAIN when modeling with high relative occurrence area and low sampling bias, and should be preferred under these conditions. We added to the OM-GARP/MAXENT comparison by experimenting with gradually changing relative occurrence area and sampling bias and revealed that OM-GARP model area predictions tend to follow changes in environmental space driven by changes in the size of calibration area. This raises an interesting question on the OM-GARP pattern of overprediction (see above), which should motivate further experiments with the algorithm using both real and/or simulated data. Overall, results showed the higher accuracy and consistent area prediction across MAXENT models for *H. bischoffi*, raising the question of whether it will perform this well with other spatially restricted organisms.

Ecological niche modeling should be useful in predicting species distributions in Brazil and other neotropical areas where species distributions are poorly known. The Global Amphibian Assessment (GAA) database reports the conservation status of 5918 amphibian species throughout the world. This website presents results of species assessments, including IUCN Red List threat category, range map, ecological information and other data for every amphibian species. Species distribution maps reported by the GAA are the result of deductive

expert driven decisions, using often deficient data. The GAA section on *H. bischoffi* shows this species to be distributed within a 193.774 km² area within southern Brazilian Atlantic Forest. Predicted areas from present study SDMs are larger than those deduced by the GAA experts (Table 1) and generally concordant among SDMs in predicting the distribution of *H. bischoffi* in the southern BAF. The disparity between GAA and SDM maps may result from new occurrence sites reported herein for the distribution of *H. bischoffi* (see in Figure 1). SDMs have the important advantage of being statistically based and of potentially giving both qualitative (presence/absence) and quantitative (occurrence suitability) predictions that should however be evaluated *a posteriori* by expert driven biological criteria. Predicted presence/absence and occurrence probability should be useful to guide further research on target species distributions. SDMs for several species could then be combined to map predicted geographical biodiversity patterns, which can be used both for research and conservation planning purposes. More challenging will be to apply the same approaches to species with very few known occurrence localities, but results elsewhere are encouraging (Pearson et al., 2007). Whenever robust SDMs can be obtained from present occurrences, models can be extrapolated to predict species distributions for future and/or past environmental scenarios. We expect that such an approach along with other perspectives on the spatio-temporal dynamics of species distributions can better inform long term biodiversity conservation planning in the Neotropical biomes of South America.

6. Acknowledgements

We are grateful to AC Carnaval, AP Antunes, CPA Prado, G Egito, JZP Ramos, K Zamudio, LF Toledo, LOM Giasson, M Guimarães, OGS Araújo, VR Marcelino and all that helped with the field trips and collecting work. Collecting permits were provided by IBAMA to JA (IBAMA/RAN 0100/06). JGR Giovanelli was supported by NatureServe and CNPq (proc. 130315/2007-9) scholarships. This work was supported by the FAPESP Research Grants proc. 05/52727-5 to JA, and CNPq and FAPESP research grants to CFBH.

7. References

- Anderson, R.P., Lew, D., Peterson, A.T., 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecol. Model.* 162, 211 – 232.
- Busby, J.R., 1991. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: Margules, C.R., Austin, M.P. (Eds.), *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. CSIRO, Canberra, Australia, pp. 64-68.
- Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. DOMAIN: a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biod. Conserv.* 2, 667 – 680.
- Cohen, J., 1960. A coefficient of agreement for nominal scales. *Educ. Psychol. Meas.* 20, 37–46.
- Corsi, F., Duprè, E., Boitani, L., 1999. A large-scale model of wolf distribution in Italy for conservation planning. *Conserv. Biol.* 13, 150–159.
- Drake, J.M., Randin, C., Guisan, A., 2006. Modelling ecological niches with support vector machines. *J. Appl. Ecol.* 43, 424–432.
- Duellman, W.E., Trueb, L., 1994. *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA, 670 pp.
- Elith, J., Burgman, M.A., 2002. Predictions and their validation: rare plants in the central highlands, Victoria, Australia. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lucia, G., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.McC., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Emmons, L., Feer, F., 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA, 396 pp.
- Farber, O., Kadmon, R., 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecol. Model.* 160, 115–130.
- Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J., Drielsma, M., 2002. Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in north-east New South Wales. I. Species-level modelling. *Biod. Conserv.* 11, 2275–2307.
- Fielding, A.H., Bell, J.F., 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environ. Conserv.* 24, 38–49.

- GAA, 2008. Global Amphibian Assessment, Conservation International and NatureServe, Washington, DC. Available at <http://www.globalamphibians.org>.
- Guisan, A., Thuiller, W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecol. Letters* 8, 993-1009.
- Guo, Q., Kelly, M., Graham, C.H., 2005. One-class support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecol. Model.* 182, 75-90.
- Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master L.L., Albert, D.L., 2006. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29, 773-785.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Inter. J. Climatology* 25, 1965-1978.
- Hijmans, R.J., Guarino, L. & Rojas, E., 2002. DIVA-GIS. A geographic information system for the analysis of biodiversity data - Manual. International Potato Center, Lima, Peru, 73 pp.
- Jeganathan, P., Green, R.E., Norris, K., Vogiatzakis, I.N., Bartsch, A., Wotton, R.S., Bowden, C.G.R., Griffiths, G.H., Pain, D., Rahmani, A.R., 2004. Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. *J. Appl. Ecology* 41, 224–237.
- Kelly, M., Guo, Q., Liu, D., Shaari, D., 2007. Modeling the risk of a new invasive forest disease in the United States: an evaluation of five environmental niche models. *Comput Environ. Urban Syst.* 31, 689-710.
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33, 159-174.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I., 2002. Biodiversidade Brasileira: Síntese do Estado Atual do Conhecimento. Contexto, Brasília, Brasil, 176 pp.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A., Real, R., 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17, 145-151.
- Loiselle, B.A., Howell, C.A., Graham, C.H., Goerck, J.M., Brooks, T., Smith, K.G., Williams, P.H., 2003. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. *Conserv. Biol.* 17, 1591–1600.
- Magurran, A.E., 2003. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK, 256 pp.

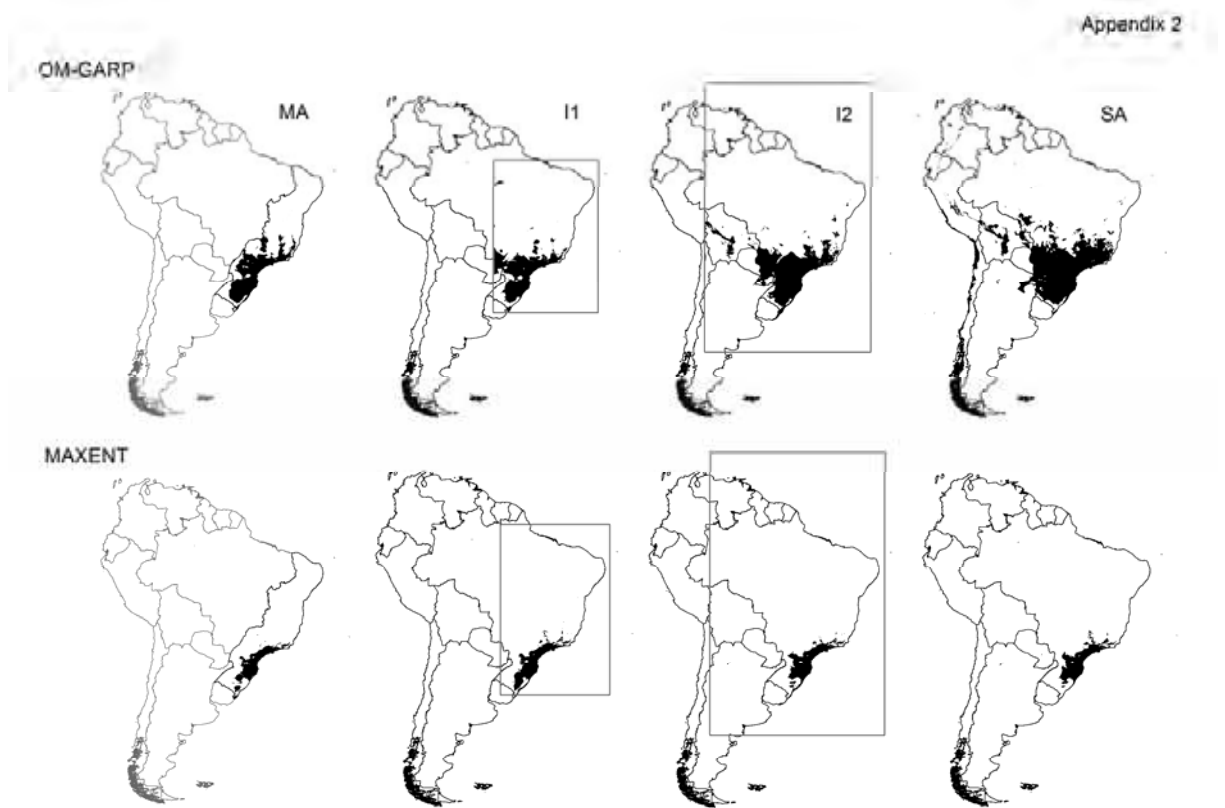
- Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B., 2000. The Brazilian Atlantic Forest: an introduction. *Biotropica* 32, 786-792.
- Manel S., Williams H.C., Ormerod, S.J., 2001. Evaluating presence- absence models in ecology: the need to account for prevalence. *J. App. Ecology* 38, 921–931.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853 – 858.
- Nix, H.A., 1986. A biogeographic analysis of Australian Elapid snakes. In: Longmore, R. (Ed.), *Atlas of Australian Elapid Snakes*. Australian Flora and Fauna Series, Canberra, Australia, pp. 4-15.
- Pearce, J., Ferrier, S., 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133, 225-245.
- Pearson, R.G., Dawson, T.P., 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecol. Biogeogr.* 12, 361-371.
- Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T., 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *J. Biogeogr.* 34, 102-117.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006 Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
- Phillips, S.J., 2008. Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. (2007). *Ecography* 31, 272 – 278.
- Phillips, S.J., Dudík, M., 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31, 161-175.
- Peterson, A.T., Papeş, M., Eaton, M., 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30, 550-560.
- Prentice, I.C., Cramer, W., Harrison, S.P., Leemans, R., Monserud, R.A., Solomon, A.M., 1992. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *J. Biogeography* 19, 117–134.
- Raxworthy, C.J., Martinez-Meyer, E., Horning, N., Nussbaum, R.A., Schneider, G.E., Ortega-Huerta, M.A. and Peterson, A.T., 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426, 837 – 841.
- Segurado, P., Araujo, M.B., 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *J. Biogeography* 31, 1555–1568.

- Stockwell, D., Peters, D., 1999. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 13, 143– 158.
- Stockwell, D., Peterson, A.T., 2002. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecol. Model.* 148, 1– 13.
- Sykes, M.T., Prentice, I.C., Cramer, W., 1996. A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *J. Biogeography* 23, 203– 233.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D. & Kadmon, R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions* 13, 397 – 405.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 18, 306 – 314.
- Wiens, J.A., 2002. Predicting species occurrences: progress, problems, and prospects. In: Scott, J.M., Heglund, P.J., Morrison, M.L., Haufler, J.B., Raphael, M.G., Wall, W.A., Samson, F.B. (Eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*. pp. 739–749. Island Press, Covelo, CA, USA, pp. 739 – 749.
- Woodward, F.I., 1987. *Climate and plant distribution*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 190 pp.
- Young, B.E., 2007. *Endemic species distributions on the east slope of the Andes in Peru and Bolivia*. NatureServe, Arlington, VA, USA, 88 pp.
- Vapnik, V., 1995. *The Nature of Statistical Learning Theory*. Springer-Verlag, New York, NY, USA, 188 pp.

Appendix 1 – Geographical coordinates (error <1km) for forty eith occurrence localities for the treefrog *Hypsiboas bischoffi*.

Municipality	State	Longitude	Latitude	Source
Angelina	Santa Catarina	-49.05056°	-27.61675°	Present study
Angelina	Santa Catarina	-49.05052°	-27.62003°	Present study
Anitápolis	Santa Catarina	-49.12169°	-27.90849°	Present study
Barra do Turvo	São Paulo	-48.50470°	-24.75640°	Present study
Boracéia	São Paulo	-45.90220°	-23.66670°	MZUSP
Botuverá	Santa Catarina	-49.11480°	-27.16404°	Present study
Campos Novos	Santa Catarina	-51.45757°	-27.54522°	CFBH
Capão Bonito	São Paulo	-48.41042°	-24.26419°	MNH
Corupá	Santa Catarina	-49.37219°	-26.34631°	Present study
Corupá	Santa Catarina	-49.33680°	-26.36455°	Present study
Cotia	São Paulo	-46.97208°	-23.71746°	CFBH
Cubatão	São Paulo	-46.39872°	-23.84546°	Present study
Guapiara	São Paulo	-48.46770°	-24.22072°	CFBH
Guapiara	São Paulo	-48.44834°	-24.23914°	CFBH
Iporanga	São Paulo	-48.66913°	-24.56270°	Present study
Iporanga	São Paulo	-48.62786°	-24.57792°	Present study
Itapecerica da Serra	São Paulo	-46.84920°	-23.71690°	Present study
Itati	Rio Grande do Sul	-50.10908°	-29.51208°	Present study
Jundiá	São Paulo	-46.96819°	-23.22729°	Present study
Jundiá	São Paulo	-46.94395°	-23.24967°	Present study
Lages	Santa Catarina	-50.34335°	-27.80837°	Present study
Mafra	Santa Catarina	-49.83327°	-26.16793°	Present study
Mairiporã	São Paulo	-46.60860°	-23.39860°	Present study
Morretes	Paraná	-48.87606°	-25.36338°	Present study
Natividade da Serra	São Paulo	-45.24366°	-23.43743°	Present study
Pilar do Sul	São Paulo	-47.69357°	-23.89886°	Present study
Piraí do Sul	Paraná	-49.95739°	-24.53918°	Present study
Piraí do Sul	Paraná	-49.99404°	-24.72806°	Present study
Piraquara	Paraná	-48.96994°	-25.48044°	Present study
Queçaba	Santa Catarina	-48.93296°	-27.73349°	MZUSP
Rancho Queimado	Rio Grande do Sul	-49.12464°	-27.69843°	CFBH
Ribeirão Branco	São Paulo	-48.74308°	-24.35861°	Present study
Ribeirão Grande	São Paulo	-48.36530°	-24.09920°	MZUSP
São José dos Pinhais	Paraná	-49.14684°	-25.72964°	Present study
Santa Cecília	Santa Catarina	-50.35041°	-26.99385°	Present study
Santo André	São Paulo	-46.53830°	-23.66390°	CFBH
São Bento do Sul	Santa Catarina	-49.31125°	-26.31380°	Present study
São Francisco de Paula	Rio Grande do Sul	-50.38338°	-29.39069°	Present study
São Francisco de Paula	Rio Grande do Sul	-50.23799°	-29.46392°	Present study
São Francisco de Paula	Rio Grande do Sul	-50.34500°	-29.44542°	Present study
São Francisco de Paula	Rio Grande do Sul	-50.38397°	-29.39028°	Present study
São Paulo	São Paulo	-46.77446°	-23.98822°	Present study
São Paulo	São Paulo	-46.65242°	-23.80865°	Present study
São Paulo	São Paulo	-46.65786°	-23.42245°	Present study
Taió	Santa Catarina	-50.28971°	-26.98346°	Present study
Terra de Areia	Rio Grande do Sul	-50.06500°	-29.57307°	Present study
Tijucas do Sul	Paraná	-49.14826°	-25.87041°	Present study
Treviso	Santa Catarina	-49.46888°	-28.46893°	Present study

Appendix 2



Artigo II

**Predicting the potential distribution of the alien invasive
American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil**

Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil

João G. R. Giovanelli · Célio F. B. Haddad ·
João Alexandrino

Received: 11 July 2007 / Accepted: 26 July 2007 / Published online: 8 August 2007
© Springer Science+Business Media B.V. 2007

Abstract The non-native invasive anuran *Lithobates catesbeianus* is presently distributed in Brazil, especially in the Atlantic Rainforest biodiversity hotspot. Here, we use a maximum entropy ecological niche modeling algorithm (i) to model the North American native geographic distribution of this species and (ii) to project that model onto the whole of Brazil. After applying a threshold value that balances commission and omission errors, the projection results suggested high probabilities of occurrence mostly in southern and southeastern Brazil. We also present the first report on the species known distribution in Brazil, showing good agreement with model predictions. If the predictive map is interpreted as depicting invasiveness potential of *L. catesbeianus*, strategies to prevent further invasion in Brazil should be focused especially in the Atlantic Rainforest biodiversity hotspot.

Keywords Ecological modeling · Exotic species · Maxent · Bioclim · Anura · American bullfrog

Introduction

The American bullfrog (*Lithobates catesbeianus* Shaw 1802) has been considered one of the most harmful invasive species (Lowe et al. 2000). Native to eastern North America, from southern USA up to southern Canada, it was introduced, accidentally or intentionally, into southern Europe, Asia and South America (Bruening 2002). In Brazil, introductions have occurred since the 1930's in association with aquaculture (Fontanello and Ferreira 2007). Presently the species is usually recorded in the field across several southern and southeastern localities (Borges-Martins et al. 2002), mostly in the Brazilian Atlantic Rainforest (Dixo and Verdade 2006; Conte and Rossa-Feres 2006). Whether this invasive species is or not contributing to population losses in some Brazilian native amphibians is unfortunately still a matter of speculation (Young et al. 2001; Silvano and Segalla 2005).

Ecological niche-modeling is a good tool to assess potential geographic distributions of species (Guisan and Thuiller 2005; Elith et al. 2006), providing in some cases additional information for conservation planning strategies and selection of protection areas (Jeganathan et al. 2004; Young 2007). Ecological niche modeling has also been applied to the prediction of the invasive potential of non-native species (Peterson and Vieglais 2001; Peterson et al. 2003; Papes and Peterson 2003; Ficetola et al. 2007).

J. G. R. Giovanelli · C. F. B. Haddad ·
J. Alexandrino (✉)
Herpetology Lab, Department of Zoology, UNESP-Rio
Claro, 13506-900, P.O. Box 199, Rio Claro, SP, Brazil
e-mail: jalex@rc.unesp.br

The potential global distribution of *L. catesbeianus* was recently predicted by Ficetola et al. (2007) but their work was mostly aimed at predicting the outcome of American bullfrog introductions (invasive or non-invasive) for well studied European non-native populations. We here wish to contrast their example with the rather poorly known non-native populations of *L. catesbeianus* in Brazil, which especially occur in the Atlantic Rainforest biodiversity hotspot. We use recently described ecological niche modeling methods to generate a predictive map for the distribution of *L. catesbeianus* in Brazil and compare our results with the available information for the actual Brazilian distribution of this frog.

Materials and methods

To produce an ecological niche model for the native distribution of *L. catesbeianus* we took 784 georeferenced occurrence points in North America from the Global Biodiversity Information Facility (2007) and HerpNet (2007) databases, including occurrences in Mexico, USA, and Canada (Fig. 1A). The data was checked in the DIVA-GIS software (Hijmans et al. 2002) for bias and errors.

We used 19 bioclimatic and 1 topographic layers as predictors. The bioclimatic variables result from global land area interpolation of climate point data (1950 – 2000 period) at a spatial resolution of 2.5 arc-min (Hijmans et al. 2005; available at <http://www.worldclim.org>). The altitude variable was derived from the U.S. Geological Survey's Hydro-K data set, at the same spatial resolution.

The realized ecological niche was modeled using the Maxent software for species habitat modeling (MAXENT; Phillips et al. 2006, software available at <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent>). It has been developed within the machine learning community and it implements a general purpose algorithm for making predictions and inferences from incomplete information. The MAXENT algorithm estimates geographic distributions of species from locality point data by finding the maximum entropy distribution (Phillips et al. 2006). MAXENT was ranked among the most effective methods for species distribution modeling from presence-only data in a recent comprehensive model comparison study (Elith et al. 2006).

The model was developed for occurrences within the native distribution in North America and run over the area represented by the inset in Fig. 1. Occurrence data were divided into training data, the 75% of occurrence point data that was used for model prediction, and test data, the 25% of occurrence point data that was used for model validation. The resulting model was evaluated with the Receiver Operating Characteristics Curve (ROC) calculating the area under the curve (AUC), a threshold independent index widely used in ecological studies. A ROC plot is created by plotting the sensitivity values, the true-positive fraction against 1-specificity, and the false positive fraction for all available probability thresholds (further reading: Fielding and Bell 1997, Manel et al. 2001). The AUC is a measure of the area under the ROC ranging from 0.5 (random accuracy) to a maximum value of 1.0 (perfect discrimination).

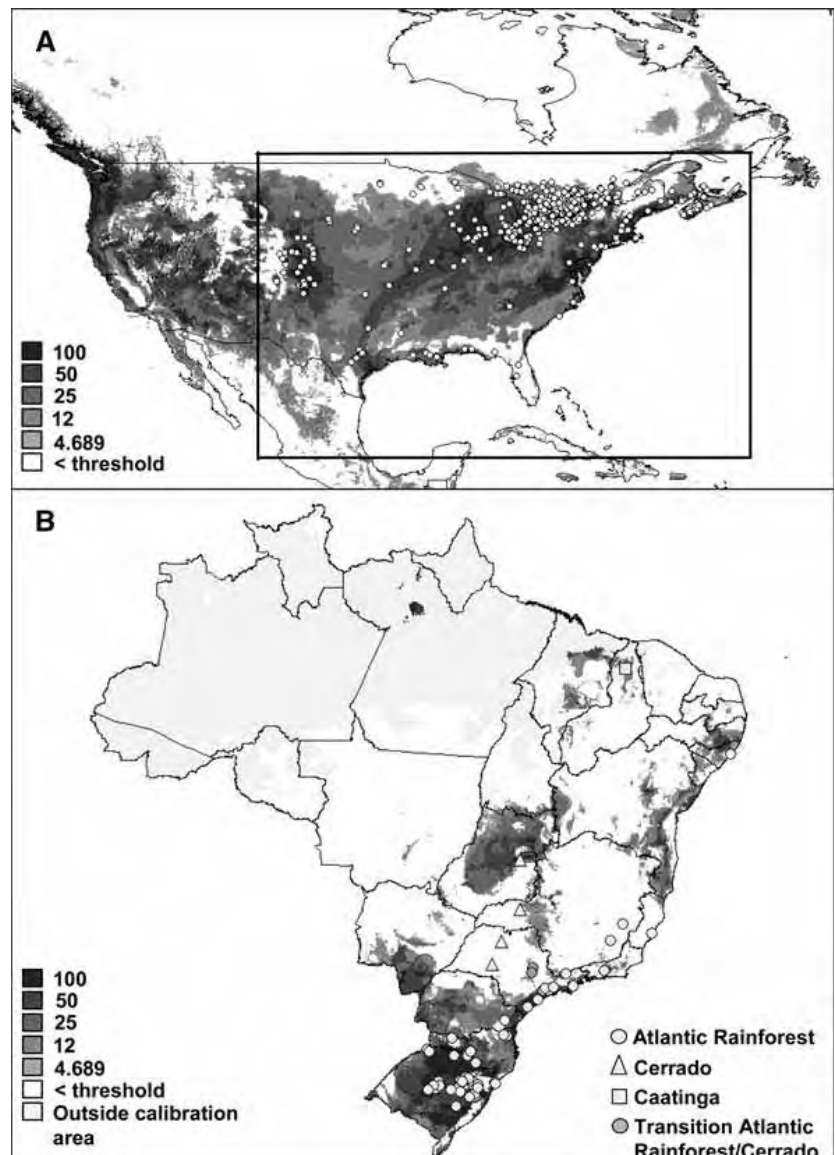
The output of MAXENT is a continuous map which allows fine distinctions to be made between the modeled suitability of different areas. To generate a binary (presence/absence) prediction map we used a cumulative threshold value that balances training omission, predicted area, and threshold value, i.e., balancing commission and omission errors (Phillips et al. 2006).

The resulting model was projected onto both North America and Brazil to assess the potential geographic distribution of *L. catesbeianus*. Probabilities below the threshold value were transformed to zero. Projection results for Brazil were validated only in areas where environmental conditions fall within the range of the calibration area, to avoid spurious projections (for details see Thuiller et al. 2004). Finally, we plotted the actual species occurrence points in Brazil (Appendix 1) on the predicted Brazilian distribution map.

Results and discussion

Invasive species are one of the most important threats to native communities (Begon et al. 1996). The occurrence of *Lithobates catesbeianus* in areas of the Brazilian Atlantic Rainforest is specially concerning because this biome is a biodiversity hotspot (Myers et al. 2000). It is likely that *L. catesbeianus* has deleterious effects to populations of native amphibians and other organisms through competition

Fig. 1 (A) Predicted potential geographic distribution for *Lithobates catesbeianus* in North America resulting from Maxent climatic modeling using occurrence records within the species native range. The inset is the area of environmental calibration for the purpose of projecting the habitat suitability model (see text for details); (B) Projection map for the potential distribution of *L. catesbeianus* in Brazil. Real occurrence localities of the species in distinct Brazilian biomes are represented by distinct polygon shapes or shading (see legend in the figure)



and predation (Moyle 1973; Kiesecker and Blaustein, 1998; Lowe et al. 2000).

Maxent modeling of 588 training and 196 testing presence records, within the native range of *L. catesbeianus*, yielded an AUC of 0.917 and 0.960, respectively for the the training and the test data, suggesting high predictive power of the model. Model probabilities below the threshold value of 4.689 were classified as predicted absence and transformed to null values. The model projection predicting occurrence in North America showed a good agreement with both the species native distribution and the occurrence in non-native western North America (Fig. 1A). The environmental variables that most influenced the predictions were, mean

diurnal range temperature, annual mean temperature and precipitation of the driest quarter (results not shown).

The projection of the native range distribution model onto Brazil showed that predicted occurrence included the actual distribution of *L. catesbeianus* in southern and southeastern coastal areas of the Atlantic Rainforest, but also suggested that areas in central and northeastern Brazil could be colonized by the species (Fig. 1B). Most of the Amazonian environments were outside the model calibration range for the species native distribution, albeit above the model threshold value. Real occurrence is in good agreement with the predicted Brazilian distribution map with the few occurrences not predicted by the

model located in the Cerrado biome (Fig. 1B and Appendix 1). Anecdotal information of failed *L. catesbeianus* colonization exists for one of these localities (Brandão and Rossa-Feres, personal communication; see Appendix 1 and Fig. 1B) but no studies have ever examined the status of any introduced Brazilian population. Bioclimatic factors such as low dry-season precipitation could be limiting the species ability of invading areas away from the sites of introduction in the Cerrado, but we cannot rule out that other ecological factors (e.g. biotic interactions) would concur for restricted or failed colonization. We expect that the predicted distribution presented here provides an hypothetical framework from which to derive comparative investigations of population dynamics in areas of occurrence predicted by the model and areas of occurrence not predicted by the model.

If we conservatively assume that the predicted distribution map presented here is a proxy for invasion potential, southern and southeastern Brazil must be considered especially sensitive because this part of the Atlantic Rainforest is where bullfrog aquaculture has been traditionally more widespread.

Appendix 1 Occurrence points of *Lithobates catesbeianus* in Brazil based on field work, the literature, museum collections and personal communications (CFBH—Coleção de Anuros

The understanding that both habitat suitability and likelihood of human introduction for the invasive American bullfrog coincide with areas hosting the most diverse anuran communities in the planet should urge both researchers and planners to act. Research is needed to start understanding the dynamics of American bullfrog populations in Brazil, while planning should focus on the eradication of invasive populations and aquaculture farming control. The production of bullfrog meat in aquaculture farms is a profitable economic activity in Brazil (Feix et al. 2006) that will not be easily eradicated, but it should be strictly regulated and monitored by the Brazilian government to avoid further accidental introductions, especially in areas more suitable for invasion.

Acknowledgements We are grateful to Marinez Siqueira for discussion and suggestions on early versions of the manuscript and to Denise Rossa-Feres and Reuber Brandão for valuable information about bullfrog distribution in Brazil. J. G. R. Giovanelli was supported by NatureServe and CNPq (# 130315/2007-9) scholarships. This work was supported by the FAPESP Research Grant # 05/52727-5 to J. Alexandrino, and CNPq and FAPESP (01/13341-3) research grants to C. F. B. Haddad.

Célio F. B. Haddad, Unesp, Rio Claro, SP, Brazil; DZSJRP—Coleção do Departamento de Zoologia de São José do Rio Preto, Unesp, São José do Rio Preto, SP, Brazil)

Municipality	State	Biome	Longitude	Latitude	Source
Duque de Caxias	Rio de Janeiro	Atlantic Rainforest	−43.30446°	−22.58242°	Instituto Hórus (2007)
Cocal de Telha	Piauí	Caatinga	−41.98333°	−4.53333°	Instituto Hórus (2007)
Santo Antônio do Descoberto	Goiás	Cerrado	−48.26030°	−15.96968°	Brandão (pers. comm.)
Maceió	Alagoas	Atlantic Rainforest	−35.74513°	−9.62554°	Instituto Hórus (2007)
Vitória	Espírito Santo	Atlantic Rainforest	−40.41272°	−20.33107°	Instituto Hórus (2007)
Caratinga	Minas Gerais	Atlantic Rainforest	−42.14000°	−19.79000°	Instituto Hórus (2007)
Uberlândia	Minas Gerais	Cerrado	−48.27997°	−18.90001°	Instituto Hórus (2007)
Viçosa	Minas Gerais	Atlantic Rainforest	−42.88000°	−20.76000°	Instituto Hórus (2007)
Agudo	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−53.24992°	−29.64157°	Instituto Hórus (2007)
Arroio do Tigre	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−53.09613°	−29.33865°	Instituto Hórus (2007)
Barão	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−51.53456°	−29.37932°	Borges-Martins et al. (2002)
Barracão	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−51.45442°	−27.67698°	Instituto Hórus (2007)
Caxias do Sul	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−51.16754°	−29.17837°	Borges-Martins et al. (2002)
Canela	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−50.80187°	−29.35992°	Instituto Hórus (2007)
Derrubadas	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−53.85530°	−27.26627°	Borges-Martins et al. (2002)
Dom Feliciano	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−52.11066°	−30.69785°	Instituto Hórus (2007)
Dona Francisca	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−53.35898°	−29.62626°	Instituto Hórus (2007)
Encantado	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	−51.87989°	−29.23984°	Instituto Hórus (2007)

Appendix 1 continued

Municipality	State	Biome	Longitude	Latitude	Source
Estrela	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-50.98002°	-28.10002°	Instituto Hórus (2007)
Estrela Velha	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-53.15368°	-29.17225°	Instituto Hórus (2007)
Erechim	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-52.26892°	-27.62956°	Borges-Martins et al. (2002)
Gravataí	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-50.99000°	-29.95000°	Borges-Martins et al. (2002)
Guaíba	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.32000°	-30.11000°	Instituto Hórus (2007)
Ibarama	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-53.12692°	-29.42114°	Instituto Hórus (2007)
Lajeado	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.95792°	-29.44716°	Instituto Hórus (2007)
Muçum	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.86931°	-29.16500°	Instituto Hórus (2007)
Nova Palma	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-53.47223°	-29.47145°	Instituto Hórus (2007)
Nova Petrópolis	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.14000°	-29.36000°	Borges-Martins et al. (2002)
Nova Roma do Sul	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.40667°	-28.99972°	Instituto Hórus (2007)
Porto Alegre	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.22000°	-30.04000°	Borges-Martins et al. (2002)
Santa Cruz do Sul	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-52.43371°	-29.71577°	Instituto Hórus (2007)
Santa Maria	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-53.82853°	-29.69524°	Instituto Hórus (2007)
Santa Tereza	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.74586°	-29.16881°	Instituto Hórus (2007)
Taquari	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.86026°	-29.80109°	Instituto Hórus (2007)
Tenente Portela	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-53.76015°	-27.37591°	Borges-Martins et al. (2002)
Torres	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-49.75560°	-29.34821°	Instituto Hórus (2007)
Veranópolis	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-51.56000°	-28.94000°	Borges-Martins et al. (2002)
Viamão	Rio Grande do Sul	Atlantic Rainforest	-50.98000°	-30.09000°	Borges-Martins et al. (2002)
Campos Novos	Santa Catarina	Atlantic Rainforest	-51.24860°	-27.38399°	Present study (CFBH 13260)
Corupá	Santa Catarina	Atlantic Rainforest	-49.28181°	-26.43266°	Present study
Igrejinha	Santa Catarina	Atlantic Rainforest	-50.80000°	-29.58000°	Present study
Ipuçu	Santa Catarina	Atlantic Rainforest	-52.40806°	-26.57067°	Present study (CFBH 7303)
Jaraguá do Sul	Santa Catarina	Atlantic Rainforest	-49.10000°	-26.48000°	Borges-Martins et al. (2002)
Campos do Jordão	São Paulo	Atlantic Rainforest	-45.58008°	-22.73046°	Instituto Hórus (2007)
Cotia	São Paulo	Atlantic Rainforest	-46.95245°	-23.74414°	Dixo and Verdade (2006)
Embu	São Paulo	Atlantic Rainforest	-46.83191°	-23.63990°	Present study (CFBH 11628)
Marília	São Paulo	Cerrado	-49.94580°	-22.21390°	Present study (DZSJRP 2644-45)
Pariquera-Açu	São Paulo	Atlantic Rainforest	-47.88330°	-24.71670°	Present study (DZSJRP 4961)
Pedro de Toledo	São Paulo	Atlantic Rainforest	-47.23137°	-24.28726°	Present study (CFBH 12711)
Piracicaba	São Paulo	Transition Atlantic Rainforest/Cerrado	-47.64000°	-22.71000°	Instituto Hórus (2007)
Rio Claro	São Paulo	Transition Atlantic Rainforest/Cerrado	-47.57117°	-22.35471°	Present study
São José dos Pinhais	Paraná	Atlantic Rainforest	-49.20640°	-25.53470°	Present study (DZSJRP 6226)
São José do Rio Preto	São Paulo	Cerrado	-49.37940°	-20.81970°	Present study (DZSJRP 1806)
São Luís do Paraitinga	São Paulo	Atlantic Rainforest	-45.13300°	-23.34600°	Present study (CFBH 12159)
São Paulo	São Paulo	Atlantic Rainforest	-46.64290°	-23.77614°	Present study (CFBH 10155)
Suzano	São Paulo	Atlantic Rainforest	-46.29992°	-23.56980°	Present study (CFBH 5626)
Ubatuba	São Paulo	Atlantic Rainforest	-45.13253°	-23.49728°	Present study (CFBH 13375)

References

- Begon M, Harper JL, Townsend CR (1996) Ecology: individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications, Oxford
- Borges-Martins M, Di-Bernardo M, Vinciprova G, Measey J (2002) Geographic distribution. *Rana catesbeiana*. Herpetol Rev 33:319
- Bruening S (2002) *Rana catesbeiana*. In: Animal diversity Web. University of Michigan Museum of Zoology. Available at: http://www.animaldiversity.ummz.umich.edu/site/accounts/information/Rana_catesbeiana.html. Cited 24 April 2007
- Conte CE, Rossa-Feres DC (2006) Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. Rev Bras Zool 23:162–175
- Dixo M, Verdade VK (2006) Leaf litter herpetofauna of the Reserva Florestal de Morro Grande, Cotia (SP). Biota Neotrop 6:0-0. On-line journal: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00806022006>
- Elith J, Graham CH et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography 29:129–151
- Feix RD, Abdallah PR, Figueiredo MRC (2006) Resultado econômico da criação de rã em regiões de clima temperado, Brasil. Info Econ 36:70–80
- Ficetola GF, Thuiller W, Miaud C (2007) Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species—the American bullfrog. Diversity Distrib 13:476–485
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Env Conserv 24:38–49
- Fontanello D, Ferreira CM (2007) Histórico da Ranicultura Nacional. <http://www.aquicultura.br/>. Cited 22 Apr 2007
- GBIF—Global Biodiversity Information Facility (2007) Free and open access to biodiversity data. <http://www.gbif.org/>. Cited 21 Apr 2007
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. Ecol Lett 8:993–1009
- Herpnet (2007) Specimens searching portal. <http://www.herpnet.org/>. Cited 2 Jul 2007
- Hijmans RJ, Guarino L, Rojas E (2002) DIVA-GIS. A geographic information system for the analysis of biodiversity data. Manual—International Potato Center, Lima
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. Int J Climatol 25:1965–1978
- Instituto Hórus (2007) Base de dados de espécies exóticas invasoras no Brasil. http://www.institutohorus.org.br/pr_trabalhos.htm. Cited 23 Apr 2007
- Jeganathan P et al (2004) Modelling habitat selection and distribution of the critically endangered Jerdon's courser *Rhinoptilus bitorquatus* in scrub jungle: an application of a new tracking method. J Appl Ecol 41:224–237
- Kiesecker JM, Blaustein AR (1998) Effects of introduced bullfrog and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frogs (*Rana aurora*). Conserv Biol 12:776–787
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's worst invasive alien species a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG), Auckland
- Manel S, Williams HC, Ormerod SJ (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. J Appl Ecol 38:921–931
- Moyle PB (1973) Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on the native frogs of the San Joaquin Valley, California. Copeia 1:18–22
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature 403:853–858
- Papes M, Peterson AT (2003) Predicting the potential invasive distribution for *Eupatorium adenophorum* Spreng. in China. J Wuhan Bot Res 21:137–142
- Peterson AT, Vieglais DA (2001) Predicting species invasions using ecological niche modeling: new approaches from bioinformatics attack a pressing problem. BioScience 51:363–371
- Peterson AT, Scachetti-Pereira R, Kluza DA (2003) Assessment of invasive potential of *Homalodisca coagulata* in western North America and South America. Biota Neotrop 3:0-0:Online journal: <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00703012003>
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecol Model 190:231–259
- Silvano DL, Segalla MV (2005) Conservation of Brazilian amphibians. Conserv Biol 19:653–658
- Thuiller W, Brotons L, Araújo MB, Lavorel S (2004) Effects of restricting environmental range of data to project current and future species distributions. Ecography 27:165–172
- Young BE (ed) (2007) Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia. NatureServe, Arlington
- Young BE, Lips KR, Reaser JK et al (2001) Population declines and priorities for amphibian conservation in Latin América. Conserv Biol 15:1213–1223

Artigo III

**Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye*
(Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência
para uma espécie rara**

Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara

Ecological modelling of *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): prediction of new occurrence areas for a rare species

João G. R. Giovanelli^{1,2*}
jgiovanelli@gmail.com

Cybele O. Araujo³
cyaraujo@iflorestal.sp.gov.br

Célio F. B. Haddad²
haddad@rc.unesp.br

João Alexandrino²
jalex@rc.unesp.br

Resumo

A perereca *Phyllomedusa ayeaye* é uma espécie rara. Com distribuição na região sudeste do Brasil praticamente desconhecida, é considerada um dos anuros mais ameaçados do país. Através de modelagem de nicho ecológico baseada em apenas três pontos de ocorrência conhecidos, foram gerados mapas preditivos da distribuição desta espécie que permitem direcionar novos levantamentos para áreas de ocorrência previstas pelo modelo. Este é o primeiro estudo no Brasil usando modelagem de nicho ecológico como ferramenta para prever a distribuição de uma espécie de anfíbio anuro rara e ameaçada.

Palavras-chave: algoritmos, conservação, Cerrado, espécies ameaçadas, distribuição geográfica, openModeller.

Abstract

The tree-frog *Phyllomedusa ayeaye* is a rare species. With its distribution mostly unknown in the southeastern region of Brazil, it is considered one of the most threatened anurans in the country. Here we use ecological niche modelling from only three known occurrence points to produce predictive maps of the distribution of this species, which should help target new field surveys in areas of occurrence predicted by the model. This is the first study in Brazil that uses ecological niche modelling as a tool for predicting the distribution of rare and threatened amphibian anuran species.

Key words: algorithms, conservation, Cerrado, threatened species, geographic distribution, openModeller.

¹ Universidade Estadual Paulista - Rio Claro, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área Zoologia, Instituto de Biociências, Caixa Postal 199, 13506-970, Rio Claro, SP, Brasil.

² Universidade Estadual Paulista, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Caixa Postal 199, 13506-970, Rio Claro, SP, Brasil.

³ Instituto Florestal, Seção de Ecologia Florestal, Rua do Horto, 931, Horto Florestal, 02377-000, São Paulo, SP, Brasil.

* Autor para correspondência.

Introdução

A conservação das espécies exige tanto o conhecimento detalhado sobre sua história natural e sua biologia quanto informações sobre a sua distribuição geográfica e seu potencial de ocorrência (Papes e Gaubert, 2007). Poucos estudos sobre distribuição geográfica da fauna brasileira foram realizados, especialmente nos biomas da Mata Atlântica e do Cerrado, que são considerados *hotspots* mundiais da biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Neste contexto, o desenvolvimento de modelos de nicho ecológico pode ser importante para investigar padrões e processos biogeográficos, possibilitando a previsão da distribuição geográfica de espécies a partir de dados esparsos de ocorrência (Guisan e Thuiller, 2005). Adicionalmente, este tipo de abordagem permite explorar diversas questões em ecologia, evolução e conservação, como: (i) definir áreas prioritárias para conservação (Garcia, 2006), (ii) analisar o potencial de invasão de uma espécie exótica (Peterson e Vieglais, 2001; Nyari *et al.*, 2006; Giovanelli *et al.*, 2008) e (iii) indicar a distribuição geográfica de uma espécie no passado (Hugall *et al.*, 2002) e (iv) fazer previsões sobre a sua distribuição futura (Siqueira e Peterson, 2003).

A maioria dos estudos de modelagem de nicho ecológico tem focado espécies de ampla distribuição geográfica (e.g. Siqueira e Durigan, 2007; Phillips *et al.*, 2006; Ron, 2005). Recentemente, trabalhos sobre distribuição geográfica potencial de espécies raras e/ou de distribuição restrita foram publicados (e.g. Engler *et al.*, 2004; Guisan *et al.*, 2006; Peterson e Papes, 2006; Young, 2007; Papes e Gaubert, 2007), o que contribuiu para uma melhor avaliação da importância destas espécies no planejamento e na adoção de estratégias de conservação (Slatyer *et al.*, 2007). A modelagem de nicho ecológico poderá constituir uma abordagem importante e necessária em países como o Brasil, onde

ainda é comum o desconhecimento da distribuição geográfica de várias espécies raras, sendo que muitas dessas encontram-se provavelmente ameaçadas de extinção. É importante salientar que os resultados obtidos a partir dos estudos de modelagem de nicho ecológico não podem ser considerados como inequívocos, sendo necessária a sua verificação através de coletas de campo para assegurar que as decisões mais adequadas sejam adotadas (Costa *et al.*, 2007).

O Brasil é um dos países com maior diversidade de anfíbios, com aproximadamente 825 espécies descritas (SBH, 2008). Segundo a última revisão da lista dos anfíbios brasileiros ameaçados de extinção, foram listadas 15 espécies de anfíbios anuros nas categorias de ameaça e uma espécie foi considerada extinta (Haddad, 2005). Entre elas, nove espécies foram consideradas criticamente em perigo, sendo que sete dessas apresentam distribuição restrita a somente uma localidade nos estados do Rio de Janeiro, de São Paulo e de Minas Gerais (Haddad, 2005; Silvano e Segalla, 2005).

O conhecimento atual sobre a biologia, a distribuição e a conservação da anurofauna brasileira é ainda muito restrito. A perereca *Phyllomedusa ayeaye* (B. Lutz, 1966) era até há pouco tempo atrás somente conhecida de sua localidade tipo no Morro do Ferro (21°48'50"S, 46°35'13"O), município de Poços de Caldas, Estado de Minas Gerais. Esta espécie consta como criticamente em perigo na lista das espécies de anfíbios brasileiros ameaçados de extinção (Haddad, 2005), sendo citada também no livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais (Nascimento, 1998). As causas que ameaçam a espécie são principalmente a sua ocorrência em uma área restrita com intensa atividade antrópica e excluída dos limites de unidades de conservação. Recentemente, novas expedições de campo entre a divisa dos Estados de São Paulo e Minas Gerais permitiram os registros da ocorrência de *P. aye-*

aye no Parque Nacional da Serra da Canastra (20°13'15"S, 46°28'02"O), São Roque de Minas, Estado de Minas Gerais, e no Parque Estadual das Furnas do Bom Jesus (20°13'45"S, 47°26'36"O), no município de Pedregulho, sendo este o primeiro registro para o Estado de São Paulo (Araujo *et al.*, 2007). Apesar da descrição de alguns aspectos ecológicos de *P. ayeaye* (ver Cardoso *et al.*, 1989), informações detalhadas sobre a ecologia, o comportamento e a distribuição desta espécie ainda são escassas.

O trabalho tem como objetivos (i) usar modelos de nicho ecológico de *P. ayeaye* para prever novas áreas de ocorrência desta espécie na região sudeste do Brasil e (ii) verificar se a distribuição de unidades de conservação nesta região é suficiente para proteger e conservar a espécie. Assim, esperamos contribuir para direcionar novos esforços de coleta para possíveis áreas de ocorrência previstas pelo modelo, assim como indicar áreas potencialmente importantes para conservação.

Material e métodos

Dados de ocorrência e variáveis ambientais

Foram usados três pontos de ocorrência conhecidos de *P. ayeaye* para produzir o modelo de nicho ecológico. Estas localidades de ocorrências foram extraídas do banco de dados da Coleção de Anfíbios "Célio F. B. Haddad" (CFBH), Departamento de Zoologia, Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" – campus Rio Claro. As coordenadas geográficas destes pontos foram registradas com auxílio de um GPS no local de ocorrência da espécie. Estes pontos também foram inseridos no aplicativo DIVA-GIS (Hijmans *et al.*, 2002) juntamente com os *layers* dos municípios e das localidades do Brasil para verificação de possíveis erros de posicionamento geográfico. Foram utilizadas 19 variáveis bioclimáticas e uma variável topográfica

(altitude), ambas com resolução espacial de 2,5' (aproximadamente cinco quilômetros). Estas variáveis, derivadas de dados de temperatura e pluviosidade, são resultantes de interpolações de dados climáticos do período de 1950 a 2000, obtidos em estações meteorológicas localizadas em várias localidades da América do Sul (Hijmans *et al.*, 2005; Worldclim, 2006, disponível em <http://www.worldclim.org>). A altitude foi extraída do banco de dados *U.S. Geological Survey's Hydro-1K* (Hydro-1K, 2008, disponível em <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>).

Desenvolvimento dos modelos

A modelagem de nicho ecológico foi desenvolvida em formato de experimento no programa *openModeller*. Este aplicativo é uma ferramenta livre de código aberto para modelagem de distribuição espacial desenvolvida pelo Centro de Referência em Informação Ambiental – CRIA (*openModeller*, 2008, disponível em <http://openmodeller.sourceforge.net/>). O experimento consistiu no uso de cinco algoritmos distintos que associam a informação geográfica de pontos de ocorrência (latitude/longitude) com variáveis ambientais, como superfícies de variáveis bioclimáticas e de altitude para gerar modelos de distribuição geográfica potencial.

Foram utilizados os algoritmos *BIOCLIM* (Nix, 1986), *Envelope Score* (Piñeiro *et al.*, 2007), *Climate Space Model*, *Distance to Average* e *Minimum Distance*. Os três últimos algoritmos não possuem literatura disponível por terem sido recentemente criados para aplicação em modelagem de nicho ecológico, no entanto, informações gerais podem ser encontradas no sítio do aplicativo *openModeller* (disponível em <http://openmodeller.sourceforge.net/>). De forma geral, todos os algoritmos utilizam o conceito de distância ambiental, que, através dos pontos de ocorrência conhecidos, calcula a similaridade ambiental no

espaço multidimensional. Estes algoritmos também têm sido usados para gerar modelos de distribuição de espécies raras e/ou com poucas localidades de ocorrência conhecidas (Peterson e Papes, 2006).

Devido à disponibilidade de somente três pontos de ocorrência de *P. ayeaye*, não foi possível validar o modelo usando índices de AUC e Kappa e/ou partição dos dados para criação de subconjuntos de teste e de treino (e.g. Fielding e Bell, 1997; Manel *et al.*, 2001). Assim, os modelos gerados deverão ser utilizados apenas para uma análise preliminar da distribuição potencial da espécie.

Mapa final

Foi gerado um mapa de distribuição potencial de *P. ayeaye* para cada algoritmo. Como estes modelos são baseados na premissa geral de distância ambiental, foi criado um mapa consensual final a partir dos cinco modelos com a função *hotspots* do aplicativo *openModeller*. Esta função aplica um critério de maior probabilidade de ocorrência para aquelas áreas previstas que apresentam maior frequência nos cinco modelos. Sobre este mapa final foram representados os limites das unidades de conservação dos estados de São Paulo e Minas Gerais.

Resultados

Os cinco modelos produziram previsões distintas para a distribuição potencial de *P. ayeaye* na região sudeste do Brasil (Figura 1). Mapas com áreas amplas de distribuição prevista foram gerados pelos modelos *Climate Space Model* e *Envelope Score* (Figuras 1A-B). O modelo *Climate Space Model* previu áreas extensas de ocorrência também para o sul do Estado de São Paulo, em região próxima à divisa com o Estado do Paraná. Mapas de ocorrência prevista mais restrita foram gerados pelos modelos *BIOCLIM*, *Distance to Average* e *Minimum Distance* (Figuras 1C-D). O modelo gera-

do com o *BIOCLIM* é o mais restrito, não prevendo muitas áreas além dos pontos de ocorrência conhecidos.

O mapa consensual, que combina o resultado dos modelos que geraram amplas áreas de distribuição (*Climate Space Model* e *Envelope Score*) com os modelos restritos (*BIOCLIM*, *Distance to Average* e *Minimum Distance*), mostra duas áreas principais de ocorrência potencial da espécie (Figura 2). A primeira corresponde à divisa dos estados de Minas Gerais e São Paulo. A segunda estende-se da região sul de Minas Gerais até a capital do Estado, nas proximidades de Belo Horizonte.

O mapa de consenso mostra que relativamente poucas unidades de conservação ocorrem nas áreas de distribuição potencial de *P. ayeaye* prevista pelos modelos (Figura 2). No Estado de São Paulo, essas unidades correspondem às florestas estaduais de Batatais e Cajuru, às estações ecológicas de Ribeirão Preto e Itirapina e à Reserva Estadual de Águas da Prata. No Estado de Minas Gerais, as seguintes unidades estão sobrepostas à provável ocorrência de *P. ayeaye*: áreas de proteção ambiental da Serra da Mantiqueira e do Morro da Pedreira e os parques nacionais da Serra do Cipó e do Sempre-Vivas.

Discussão

A aplicação de métodos de modelagem ecológica para a previsão da ocorrência de espécies raras (e.g. Guisan e Zimmermann, 2000; Elith e Burgman, 2002; Peterson e Papes, 2006) é problemática pela dificuldade ou mesmo pela impossibilidade de validação estatística destes modelos. Assim, o mapa final gerado a partir da experimentação feita com os algoritmos de distância do aplicativo *openModeller* não deve ser interpretado como um mapa probabilístico de ocorrência de *P. ayeaye* na região sudeste do Brasil. Os resultados revelam apenas novas áreas de ocorrência potencial que apresentam condições ambientais si-

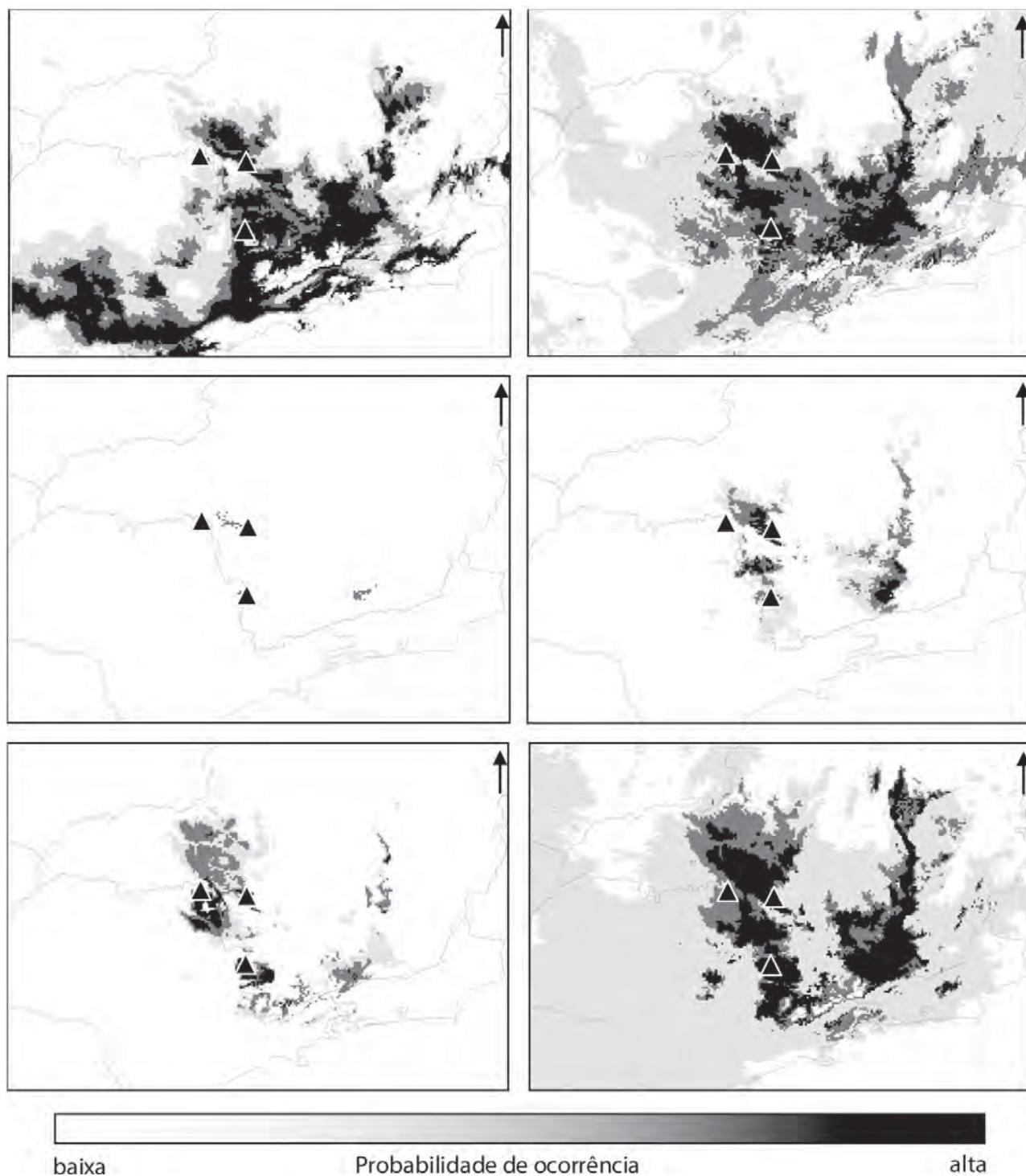


Figura 1. Modelagem do nicho ecológico e distribuição potencial de *Phyllomedusa ayeaye* na região sudeste do Brasil. **A-E.** Algoritmos: *Climate Space Model* (A), *Envelope Score* (B), *BIOCLIM* (C), *Distance to Average* (D) e *Minimum Distance* (E); **F.** Mapa de consenso entre todos os algoritmos. Triângulos indicam as localidades de ocorrência utilizadas no experimento de modelagem de nicho ecológico.

Figure 1. Ecological niche modelling and potential distribution of *Phyllomedusa ayeaye* in southern Brazil. **A-E.** Algorithms: *Climate Space Model* (A), *Envelope Score* (B), *BIOCLIM* (C), *Distance to Average* (D) and *Minimum Distance* (E); **F.** Consensus map between all the algorithms. Triangles represent occurrence localities used for ecological niche modelling.

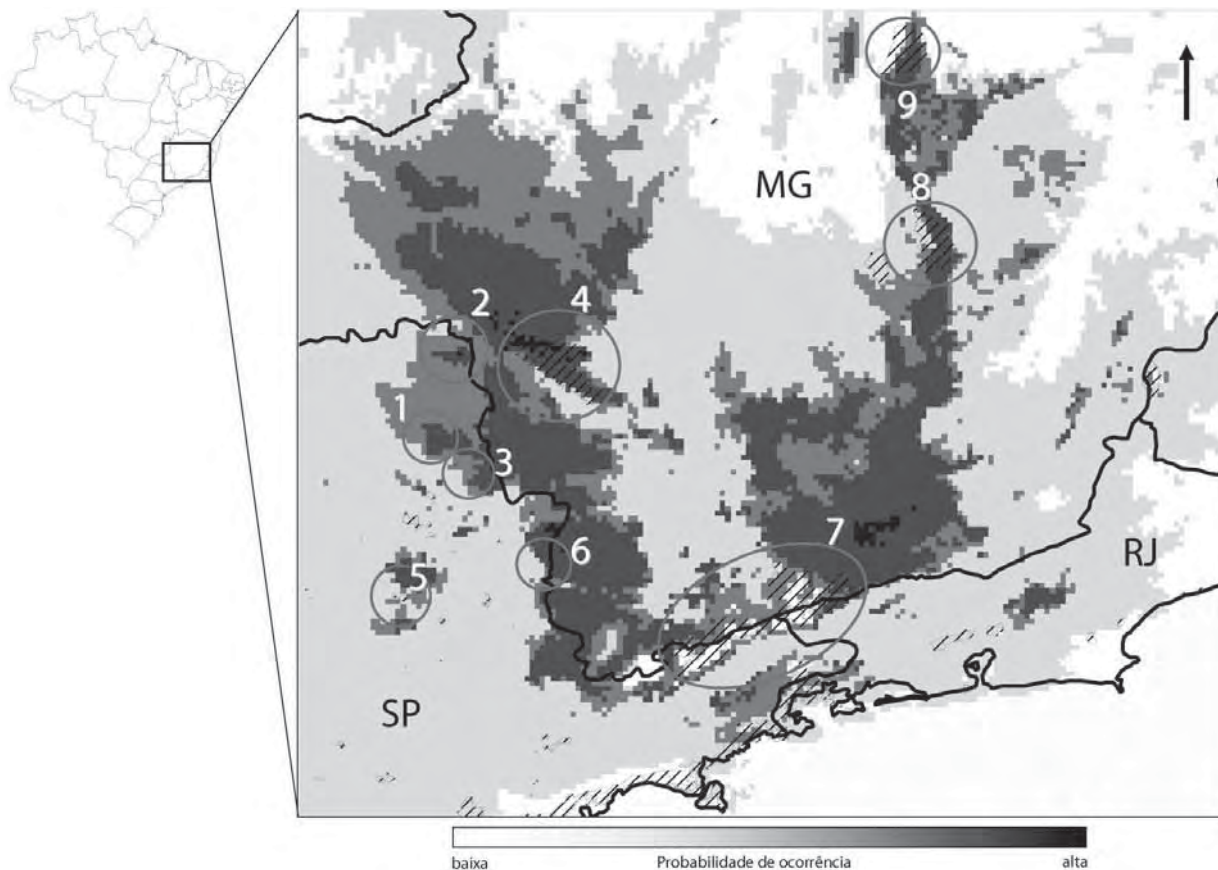


Figura 2. Mapa de consenso para a distribuição potencial de *Phyllomedusa ayeaye* na região sudeste do Brasil prevista a partir da modelagem de nicho ecológico com os algoritmos *BIOCLIM*, *Climate Space Model*, *Distance to Average*, *Envelope Score* e *Minimum Distance*. As áreas dentro de círculos delimitam as unidades de conservação que ocorrem nas áreas de distribuição da espécie: 1. Floresta Estadual de Batatais; 2. Parque Estadual Furnas do Bom Jesus; 3. Floresta Estadual de Cajuru; 4. Parque Nacional da Serra da Canastra; 5. Estação Ecológica de Itirapina; 6. Reserva Estadual de Águas da Prata; 7. Área de Proteção Ambiental da Mantiqueira; 8. Parque Nacional da Serra do Cipó; e 9. Parque Nacional das Sempre-Vivas.

Figure 2. Consensus map for the potential distribution of *Phyllomedusa ayeaye* in southern Brazil, predicted from ecological niche modeling with the algorithms *BIOCLIM*, *Climate Space Model*, *Distance to Average*, *Envelope Score* and *Minimum Distance*. Outlined areas within circles represent the limits of protected wildlife parks and reserves that comprehend areas of the predicted species distribution: 1. Floresta Estadual de Batatais; 2. Parque Estadual Furnas do Bom Jesus; 3. Floresta Estadual de Cajuru; 4. Parque Nacional da Serra da Canastra; 5. Estação Ecológica de Itirapina; 6. Reserva Estadual de Águas da Prata; 7. Área de Proteção Ambiental da Mantiqueira; 8. Parque Nacional da Serra do Cipó and 9. Parque Nacional das Sempre-Vivas.

milares aos três pontos de ocorrência conhecida da espécie. Apesar de corresponder a um modelo simplificado, i.e., baseado no conceito de similaridade ambiental, o mapa preditivo pode direcionar novas amostragens para áreas com alta probabilidade de ocorrência da espécie de interesse. Os algoritmos usados neste trabalho produziram resultados distintos. *BIOCLIM* omitiu áreas similares àquelas dos pontos de ocorrência da espécie. *Climate Space Model* e *Envelope Score* demonstraram provável sobre-

previsão, i.e., previsão em excesso de áreas de ocorrência potencial da espécie. Como o objetivo é modelar a distribuição de uma espécie rara, os resultados destes dois modelos pareceram exagerar na previsão da área potencial de ocorrência da espécie ao incluir regiões extensas no Estado de São Paulo e de Minas Gerais. Os algoritmos *Minimum Distance* e *Distance to Average* foram mais conservadores ao estimar áreas de ocorrência potencial para a espécie, provavelmente balanceando os erros de omissão

(previsão de não ocorrência em áreas onde a espécie está presente) e de sobreprevisão (previsão de ocorrência onde a espécie está ausente). O mapa final consensual é um compromisso entre os eventuais erros de omissão do *BIOCLIM*, os eventuais erros de sobreprevisão do *Climate Space Model* e do *Envelope Score* e os resultados mais conservadores do *Minimum Distance* e *Distance to Average*, devendo constituir uma previsão equilibrada para a ocorrência de *P. ayeaye*. Desde 1966, a espécie *P. ayeaye* era

conhecida somente da sua localidade tipo no Morro do Ferro, município de Poços de Caldas, estado de Minas Gerais, uma zona fortemente antropizada, localizada em uma região sem áreas protegidas. Somente no início desta década, a espécie foi encontrada no município de Pedregulho, Estado de São Paulo e no município de São Roque de Minas, Minas Gerais (Araujo *et al.*, 2007). Estas duas novas localidades de ocorrência estão em unidades de conservação, a primeira, no Parque Furnas do Bom Jesus e a segunda, no Parque Nacional da Serra da Canastra. De acordo com o modelo preditivo gerado neste trabalho, nove unidades de conservação apresentam potencial para ocorrência desta espécie, sendo quatro unidades de Uso Sustentável e cinco unidades de Proteção Integral. A confirmação da ocorrência de *P. ayeaye* nestas localidades contribuiria para a validação do modelo aqui apresentado, além de sua importância para os planos de manejo das unidades de conservação pela adição de uma espécie rara e ameaçada à lista de espécies que ali ocorrem. Entretanto, é pouco provável que *P. ayeaye* ocorra na região da Estação Ecológica de Itirapina e do Parque Nacional da Serra do Cipó (cf. Brasileiro *et al.*, 2005; Eterovic e Sazima, 2004). Este provável erro de sobreprevisão do modelo de distribuição poderia ser explicado pelo uso de variáveis ambientais para estimar o nicho ecológico potencial da espécie, negligenciando, por exemplo, a informação sobre o uso do solo e/ou cobertura vegetal. Por outro lado, a ausência de *P. ayeaye* em áreas previstas pelo modelo pode estar relacionada com a ocorrência de espécies filogeneticamente próximas (espécies-irmãs) nos mesmos habitats e sítios reprodutivos que *P. ayeaye*. O relato da ausência desta espécie no Parque Nacional da Serra do Cipó (Eterovic e Sazima, 2004) possivelmente deve-se ao fato da presença de uma espécie-irmã nesta localidade, a *Phyllomedusa megacephala*. Isto não implica necessariamente que as duas espécies tenham estado

em algum momento em competição direta por recursos do habitat. Poderia ser simplesmente o resultado de especiação alopatrica em topos de montanha distintos, resultando em áreas de ocorrência mutuamente exclusivas. A modelagem de nicho ecológico pode ser uma ferramenta fundamental para direcionar levantamentos futuros e estimar áreas de ocorrência de vários organismos (Pearson *et al.*, 2007). Para tal, é imprescindível maximizar a utilidade das informações contida nos banco de dados e nas coleções biológicas brasileiras. Considerando o fato de que o tempo e os recursos financeiros são limitados para a formulação de políticas públicas relacionadas à conservação, as decisões precisam ser muitas vezes baseadas nos dados disponíveis. O estudo utilizou tecnologias amplamente acessíveis como o aplicativo de uso livre de modelagem de nicho ecológico – *openModeller* – e mapas de variáveis ambientais disponíveis na internet (Hijmans *et al.*, 2005) para estimar de forma preliminar a distribuição potencial de *P. ayeaye* na região sudeste do Brasil. A partir deste estudo, o primeiro usando modelagem de nicho ecológico como ferramenta para prever a distribuição de uma espécie de anuro rara e ameaçada no Brasil, várias localidades podem ser exploradas de forma direcionada com o objetivo de efetuar novos registros de ocorrência da espécie. Abordagens semelhantes têm sido úteis para descobrir espécies raras de plantas (Bourg *et al.*, 2005) e também foram já utilizadas na ilha de Madagascar para a descoberta de várias espécies desconhecidas de camaleões (Raxworthy *et al.*, 2003). Esperamos que os resultados contribuam para melhorar o conhecimento escasso sobre a distribuição geográfica de *P. ayeaye* com a possível descoberta de novas localidades de ocorrência que permitam retirar a espécie da categoria criticamente em perigo da Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção.

Agradecimentos

Agradecemos a Marinez Ferreira de Siqueira pelas sugestões e ajuda nas análises e também à FAPESP e ao CNPq por financiarem o Laboratório de Herpetologia. J.G.R. Giovanelli agradece à NatureServe e ao CNPq (# 130315/2007-9) pelos financiamentos e bolsa de estudo. C.O. Araujo agradece ao Instituto Florestal pelo suporte logístico e financeiro. J. Alexandrino agradece à FAPESP (# 05/52727-5). C.F.B. Haddad agradece à FAPESP e ao CNPq pelos auxílios concedidos.

Referências

- ARAUJO, C.O.; CONDEZ, T.H.; HADDAD, C.F.B. 2007. Amphibia, Anura, *Phyllomedusa ayeaye* (B. Lutz, 1966): Distribution extension, new state record and geographic distribution map. *Check List*, **3**:156-158.
- BOURG, N.A.; MCSHEA, W.J.; GILL, D.E. 2005. Putting a CART before the search: successful habitat prediction for a rare forest herb. *Ecology*, **86**:2793-2804.
- BRASILEIRO, C.A.; SAWAYA, R.J.; KIEFER, M.C.; MARTINS, M. 2005. Amphibians of an open cerrado fragment in southeastern Brazil. *Biota Neotropica*, **5**. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n2/pt/abstract?article+BN00405022005>; acesso em: 11/01/2008.
- CARDOSO, A.J.; ANDRADE, G.V.; HADDAD, C.F.B. 1989. Distribuição espacial em comunidades de anfíbios (Anura) no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, **49**:241-249.
- COSTA, G.C.; NOGUEIRA, C.; MACHADO, R.B.; COLLI, G.R. 2007. Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental-climatic associations. *Diversity & Distributions*, **13**:714-724.
- ELITH, J.; BURGMAN, M. 2002. Predictions and their validation: Rare plants in the Central Highlands, Victoria. In: J.M. SCOTT, P.J. HEGGLUND; M.L. MORRISON (eds.), *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*. Washington, Island Press, p. 303-313.
- ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. *Journal of Applied Ecology*, **41**:263-274.
- ETEROVIC, P.C.; SAZIMA, I. 2004. *Anfíbios da Serra do Cipó, Minas Gerais – Brasil*. Belo Horizonte, PUC Minas, 152 p.
- FIELDING, A.H.; BELL, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24**:38-49.

- GARCIA, A. 2006. Using ecological niche modelling to identify diversity hotspots for the herpetofauna of Pacific lowlands and adjacent interior valleys of Mexico. *Biological Conservation*, **130**:25-46.
- HYDRO-1K. 2008. Hydro1k Elevation Derivative Database - U.S. Geological Survey. Disponível em <http://eros.usgs.gov/products/elevation/gtopo30/hydro/index.html>, acesso em 24/09/2007.
- GIOVANELLI, J.G.R.; HADDAD, C.F.B.; ALEXANDRINO, J. 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, **10**:585-590.
- GUISAN, A.; BROENNIMANN, O.; ENGLER, R.; VUST, M.; YOCCOZ, N.G.; LEHMANN, A.; ZIMMERMANN, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, **20**:501-11.
- GUISAN, A.; THUILLER, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**:993-1009.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**:147-186.
- HADDAD, C.F.B. 2005. Anfíbios. In: A.B.M. MACHADO; C.S. MARTINS; G.M. DRUMOND (eds.), *Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, p. 61-63.
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; JARVIS, A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**:1965-1978.
- HIJMANS, R.J.; GUARINO, L.; ROJAS, E. 2002. *DIVA-GIS. A geographic information system for the analysis of biodiversity data. Manual*. Lima, International Potato Center, 73 p.
- HUGALL, A.; MORITZ, C.; MOUSSALLI, A.; STANISIC, J. 2002. Reconciling paleo-distribution models and comparative phylogeography in the Wet Tropics. *PNAS*, **99**:6112-6117.
- MANEL, S.; WILLIAMS, H.C.; ORMEROD, S.J. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, **38**:921-931.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**:853-858.
- NASCIMENTO, L.B. 1998. Phyllomedusa aye-aye (B. Lutz, 1966). In: A.B.M. MACHADO, G.A.B. FONSECA, R.B. MACHADO, L.M.S. AGUIAR; L.V. LINS (eds.), *Livro vermelho das espécies ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais*. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas, p. 453-455.
- NIX, H.A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In: R. LONGMORE (ed.), *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. Canberra, Australian Government Publishing Service, 415 p.
- NYARI, A.; RYALL C.; PETERSON, A.T. 2006. Global invasive potential of the House Crow (*Corvus splendens*) based on ecological niche modelling. *Journal of Avian Biology*, **37**:306-311.
- OPENMODELLER. 2008. The open source fundamental niche modelling project. Disponível em <http://openmodeller.sourceforge.net/>, acesso em 07/01/2008.
- PAPEŞ, M.; GAUBERT, P. 2007. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distributions*, **13**:890-902.
- PEARSON, R.G.; RAXWORTHY, C.J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, **34**:102-117.
- PETERSON, A.T.; PAPEŞ, M. 2006. Potential geographic distribution of the Bugun Liocichla *Liocichla bugunorum*, a poorly-known species from north-eastern India. *Indian Birds*, **2**:146-149.
- PETERSON, A.T.; VIEGLAIS, D.A. 2001. Predicting species invasions using ecological niche modeling. *BioScience*, **51**:363-371.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**:231-259.
- PIÑEIRO, R.; AGUILAR, J.F.; MUNT, D.D.; FELINER, G.N. 2007. Ecology matters: Atlantic-Mediterranean disjunction in the sand-dune shrub *Armeria pungens* (Plumbaginaceae). *Molecular Ecology*, **16**:2155-2171
- RAXWORTHY, C.; MARTINEZ-MEYER, E.; HORNING, N.; NUSSBAUM, R.; SCHNEIDER, G.; ORTEGA-HUERTA, M.; PETERSON, A. 2003. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature*, **426**:837-841.
- RON, S.R. 2005. Predicting the distribution of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* in the new world. *Biotropica*, **37**:209-221.
- SBH – SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA. 2008. Lista de espécies de anfíbios do Brasil. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH). Disponível em <http://www.ssherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm>, acesso em 21/01/2008.
- SILVANO, D.L.; SEGALLA, M.V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. *Megadiversidade*, **1**:79-86.
- SLATYER, C.; ROSAUER, D.; LEMCKERT, F. 2007. An assessment of endemism and species richness patterns in the Australian Anura. *Journal of Biogeography*, **34**:583-596.
- SIQUEIRA, M.F.; PETERSON, A.T. 2003. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, **3**(2):1-14.
- SIQUEIRA, M.; DURIGAN, G. 2007. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, **30**:233-243.
- WORLDCLIM. 2006. Version 1.4. Disponível em <http://www.worldclim.org/>, acesso em 24/09/2007.
- YOUNG, B.E. 2007. *Distribución de las especies endémicas en la vertiente oriental de los Andes en Perú y Bolivia*. Arlington, NatureServe, 88 p.

Submitted on April 11, 2008

Accepted on June 09, 2008

Artigo IV

O aquecimento global e seus efeitos na distribuição geográfica dos anfíbios*

* Veja também o Anexo I.

O aquecimento global e seus efeitos na distribuição geográfica dos anfíbios

J.G.R. Giovanelli, C.F.B. Haddad, J. Alexandrino

O acréscimo de 4°C na temperatura global pode gerar efeitos drásticos nos processos fisiológicos e ecológicos de várias espécies de animais. Diversas características ecológicas fazem supor que as alterações climáticas previstas para este século influenciem os diversos aspectos da história de vida dos anfíbios, inclusive as suas distribuições geográficas. Diversas técnicas de modelagem matemática, baseadas no conceito de nicho ecológico das espécies, podem associar a ocorrência de espécies com um conjunto de variáveis ambientais atuais e projetar o resultado para cenários futuros, gerando informações importantes sobre o efeito das mudanças climáticas na distribuição geográfica das espécies.

De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) é esperada para este século uma rápida mudança climática global, sendo previstos, até 2100, um aumento médio da temperatura de 4 °C e alterações nos padrões de precipitação [1]. Prever as consequências para biodiversidade e mitigar este problema são atualmente desafios importantes [2]. Diversas técnicas de modelagem matemática, baseadas no conceito de nicho ecológico das espécies, foram desenvolvidas e possuem potencial de prever o impacto das mudanças climáticas sobre os organismos [3]. Associar matematicamente a ocorrência de espécies com um conjunto de variáveis ambientais atuais e projetar o resultado para cenários futuros pode gerar informações importantes sobre o efeito das mudanças climáticas na distribuição geográfica das espécies.

Neste sentido, diversas características ecológicas [4] fazem com que espécies de anfíbios sejam excelentes bioindicadores de alterações ambientais. É razoável supor que as alterações climáticas previstas para este século influenciarão os diversos aspectos da história de vida desses animais, inclusive as suas distribuições geográficas, em casos extremos chegando a extinguir espécies. Embora a relação entre os declínios populacionais dos anfíbios e as mudanças climáticas não esteja ainda cientificamente comprovada, os especialistas concordam que as alterações climáticas previstas para as próximas décadas deverão ter sérias consequências para a abundância e distribuição desse grupo [5].

A Mata Atlântica abriga mais de 400 espécies de anfíbios anuros [6]. Porém, ainda pouco se conhece da real distribuição geográfica desta particular biodiversidade. A modelagem de nicho ecológico de espécies de anuros da Mata Atlântica poderá ser uma importante ferramenta para entender os padrões geográficos de distribuição destes organismos

no bioma e prever também o impacto das mudanças climáticas na sua distribuição geográfica. A informação sobre a dinâmica da distribuição geográfica dos anfíbios poderá, por outro lado, contribuir para delinear estratégias de seleção e planejamento de áreas prioritárias para conservação da fauna, num cenário de mudanças climáticas.

Neste contexto, foi efetuado um exercício preliminar de previsão dos efeitos do aquecimento global na distribuição de anfíbios anuros na Mata Atlântica, tomando como exemplo uma espécie que se distribui em zonas de altitude moderada, a perereca *Hypsiboas bischoffi*, e espécies de altitude elevada, como *Brachycephalus ephippium*, *B. ferruginus*, *B. vertebralis* e *B. sp.*. As espécies do gênero *Brachycephalus* foram avaliadas conjuntamente devido a possuírem características ecológicas semelhantes.

Estes conjuntos de espécies são distintos em relação à distribuição geográfica no bioma da Mata Atlântica, sendo a primeira uma espécie com ampla distribuição geográfica de hábito generalista comumente encontrada tanto no interior como na borda das matas. Já o outro grupo de espécies possui distribuição geográfica restrita em topos de morros e altitudes elevadas. O objetivo principal do trabalho foi verificar o efeito do aquecimento global na distribuição geográfica destas espécies, avaliando como espécies com características ecológicas distintas são afetadas.

Material e Métodos

A modelagem de nicho ecológico busca relacionar estatisticamente a presença de uma espécie com um conjunto de variáveis ambientais (temperatura, precipitação, vegetação, etc) [7]. Apesar da grande incerteza acerca do uso desse tipo de metodologia, devido à escassez de conhecimento sobre as respostas fisiológicas dos organismos a alterações climáticas, os modelos de nicho ecológico são as únicas ferramentas disponíveis para antever os efeitos de alterações climáticas na distribuição geográfica dos organismos.

Neste contexto, foi efetuado um exercício preliminar de previsão dos efeitos do aquecimento global, tomando como exemplo algumas espécies de anfíbios brasileiras. Os modelos foram obtidos a partir de coordenadas geográficas de localidades de ocorrência de anuros do gênero *Brachycephalus* (N = 12) e da perereca *Hypsiboas bischoffi* (N = 24) na Mata Atlântica, com erro inferior a 1 km, e mapas digitais georreferenciados (escala de 1 km) de nove bioclimas não correlacionados que se encontram na base de dados Worldclim 1.4 [8].

Modelos matemáticos foram obtidos através do algoritmo MAXENT, que aplica um critério de entropia máxima para estimar a probabilidade de distribuição de um organismo numa área geográfica, com base nas características bioclimáticas de localidades de ocorrência

conhecida do organismo [9]. Os modelos de distribuição geográfica atual assim obtidos foram utilizados para estimar a probabilidade de ocorrência das espécies de *Brachycephalus* e de *H. bischoffi* no futuro, com um segundo conjunto de mapas digitais georreferenciados (escala de 1 km) de variáveis representativas do clima previsto para o ano de 2100, tendo em conta uma duplicação das emissões de dióxido de carbono relativamente à era pré-industrial ($2 \times \text{CO}_2 - 710\text{ppm}$)[10].

Como a probabilidade de ocorrência estimada varia de 0-100, foi necessário utilizar um valor limite para o qual se aceita a previsão de ocorrência da espécie. Esse valor limite foi calculado separadamente para as espécies de *Brachycephalus* e para *H. bischoffi*, aceitando a ocorrência das espécies para valores superiores ao mínimo estimado nos modelos de distribuição atual, para localidades onde a ocorrência das espécies foi observada (limite mínimo de presença). Esse limite foi mantido na extrapolação dos modelos para obter previsões da distribuição das espécies de acordo com projeções climáticas futuras.

Os modelos resultantes foram projetados numa área correspondente à Mata Atlântica e editados para efeitos de representação gráfica no sistema de informação geográfica IDRISI v. 15 [11].

Resultados e Discussão

De acordo com os mapas preditivos gerados pelo modelo MAXENT, a distribuição potencial do gênero *Brachycephalus* foi concordante com o conhecimento da distribuição geográfica atual. Esta previsão atual mostra claramente a distribuição nas cadeias montanhosas da Serra do Mar, Serra da Mantiqueira no estado de São Paulo, Serra da Graciosa no estado do Paraná e Serra Geral no estado de Santa Catarina. Projetando o resultado atual para o ano de 2100 ($2 \times \text{CO}_2 - 710 \text{ ppm}$), de acordo com o modelo, a distribuição futura poderá ser 56% menor do que a atual. Provavelmente poderão ocorrer extinções locais de populações de espécies de ampla distribuição na Serra da Mantiqueira, como por exemplo, o sapinho botão-de-ouro, *Brachycephalus ephippium*, e extinções de espécies endêmicas de distribuição restrita, como os sapinhos *B. ferruginus* e *B. pernix*. Embora diversas espécies de do gênero *Brachycephalus* possam sofrer declínios e extinções, é possível que espécies do Sudeste, como *Brachycephalus vertebralis* e *Brachycephalus* sp., que ocorrem na divisa entre os estados de São Paulo e Rio de Janeiro, não sofram grande impacto em termos de redução de habitat, pois a previsão dos modelos é a de manutenção da área atual das florestas ombrófilas montanas nessa região (Figura 1).

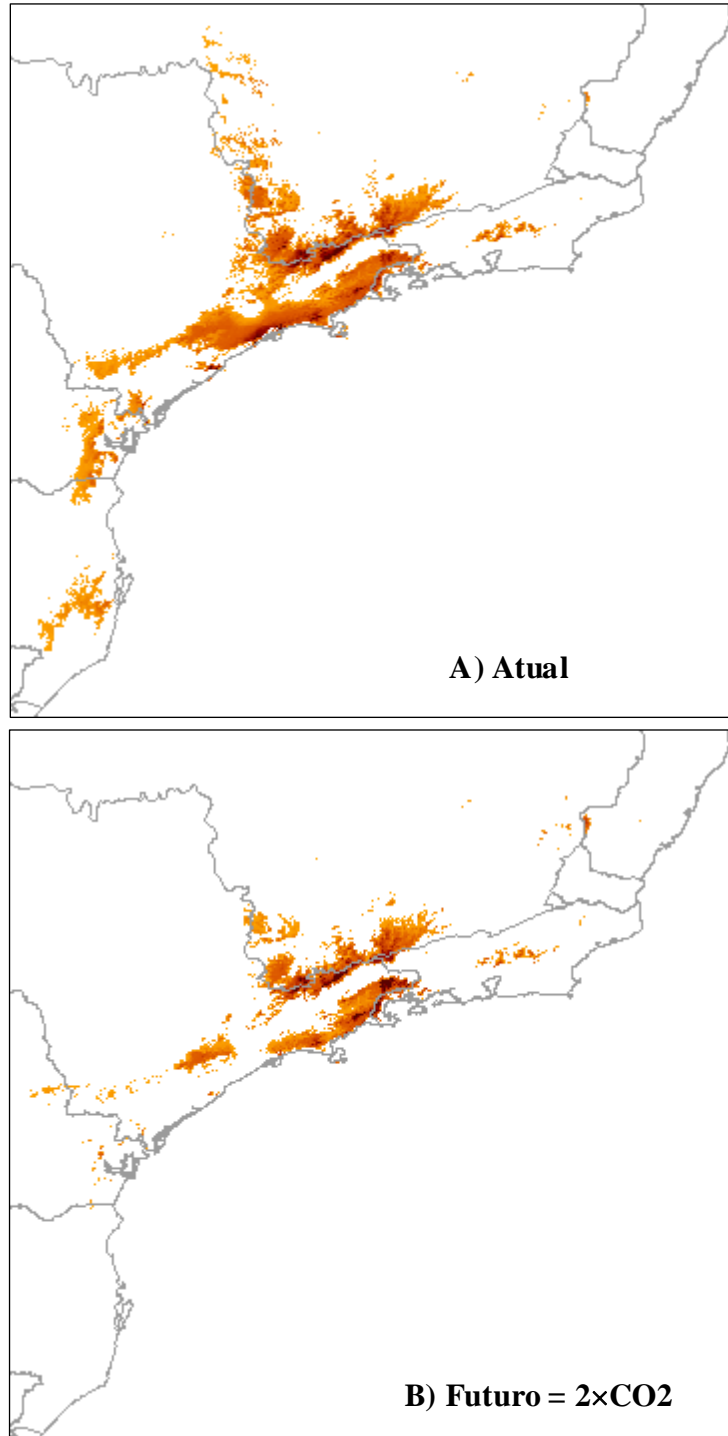


Figura 1 – Modelos de entropia máxima (MAXENT) da distribuição geográfica de algumas espécies do gênero *Brachycephalus* no Sudeste e Sul do Brasil: A) distribuição potencial de acordo com características bioclimáticas atuais (BIOCLIM v.1.4; Hijmans et al. 2005); B) distribuição de *Brachycephalus* spp. de acordo com mudanças bioclimáticas futuras resultantes da duplicação da concentração de CO₂ na atmosfera prevista no ano de 2100 AD ([CO₂] \approx 710ppm; cenário CCM3; Govindasamy et al. 2003).

No caso de *Hypsiboas bischoffi* o mapa preditivo atual também é concordante com a distribuição atual observada para espécie. É uma distribuição que abrange áreas desde a divisa dos estados de São Paulo e Rio de Janeiro indo até a divisa dos estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, principalmente na região leste e próxima a costa. A distribuição também parece ser coincidente com o bioma da mata ombrófila densa (Mata Atlântica chuvosa). No entanto, a projeção para o futuro não parece ser tão drástica quanto o exemplo anterior. A distribuição futura poderá ser 57% maior do que atual. Parece haver uma tendência à redução nas áreas propícias a essa espécie no Sudeste do Brasil com um concomitante aumento de áreas propícias na região Sul, principalmente no estado do Rio Grande do Sul. O caso de *Hypsiboas bischoffi*, parece ilustrar um tipo de impacto distinto do caso das espécies de *Brachycephalus*. As conseqüências das mudanças climáticas em espécies que ocorrem em altitudes menos elevadas, abaixo das florestas ombrófilas montanas, e que toleram ambientes degradados por ação humana, como é o caso de *Hypsiboas bischoffi*, poderá ser menos drástico do que em espécies que ocorrem em topos de montanhas e possuem distribuição restrita (Figura 2).

Espécies mais generalistas de anfíbios, que apresentam modos reprodutivos mais basais, com ovos depositados em água parada, poderão resistir às alterações climáticas causadas pelo aquecimento. Além dessas espécies, aquelas que apresentam especializações reprodutivas [12], como ovos envoltos por ninhos de espuma, que conferem proteção contra a dessecação, ou aquelas que apresentam desenvolvimento direto no chão de florestas de altitude baixa a média, poderão resistir às alterações climáticas causadas pelo aquecimento. Em alguns casos é possível que algumas dessas espécies consigam expandir suas áreas de ocorrência, passando a ocupar áreas onde as florestas ombrófilas densas deixem de existir ou áreas que se tornem mais áridas. *H. bischoffi* deposita seus ovos em água parada, como poças, brejos e lagoas, e também possui alta abundância de indivíduos nos sítios de reprodução, além de possuir uma reprodução prolongada [13]. Estes fatores descritos anteriormente, juntamente com os resultados do modelo no futuro que preveem a expansão de sua distribuição geográfica, sugerem que esta espécie poderá ser beneficiada pelas mudanças climáticas aqui consideradas.

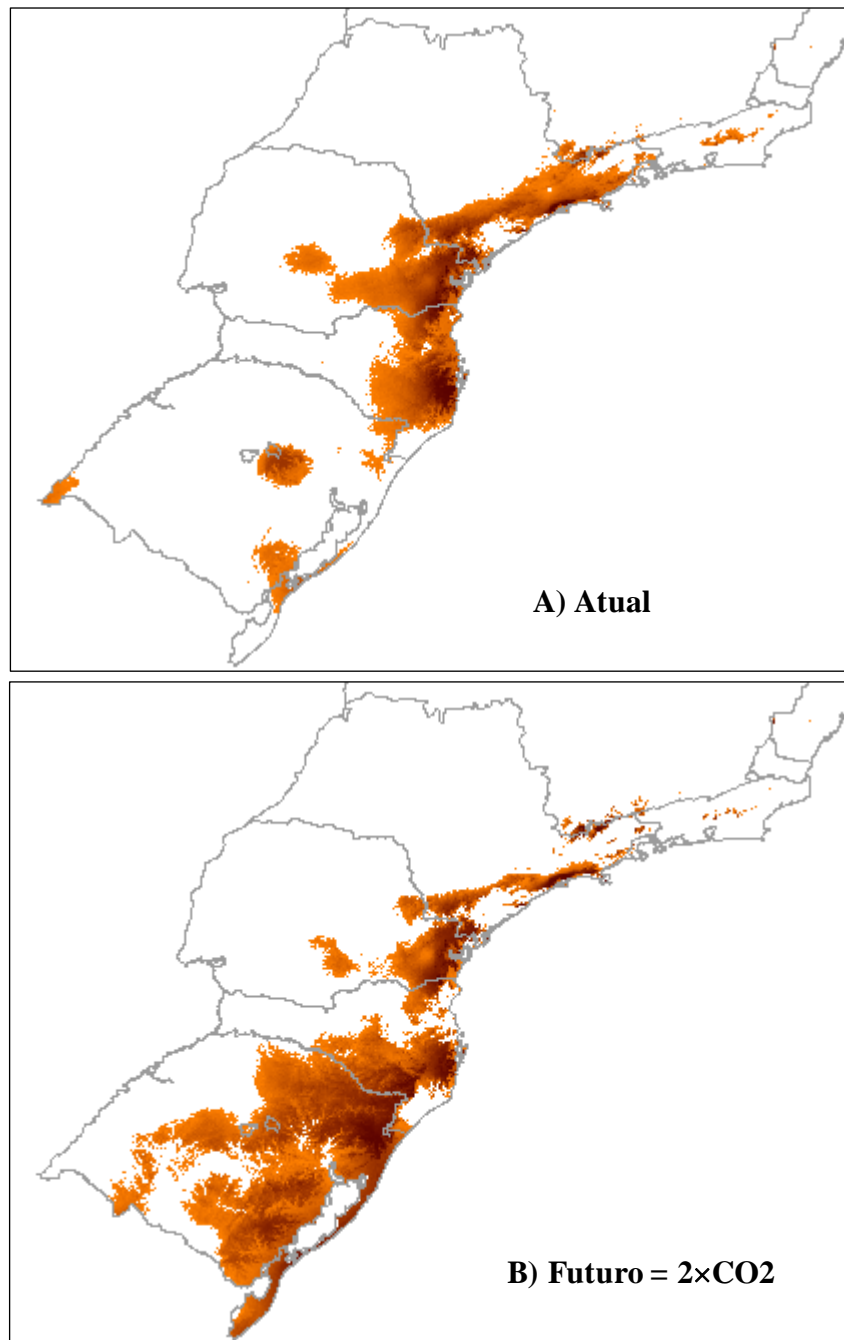


Figura 5 – Modelos de entropia máxima (MAXENT) da distribuição geográfica de *Hysiboas bischoffi* no Sudeste e Sul do Brasil: A) distribuição potencial de acordo com características bioclimáticas atuais (WORLDCLIM v.1.4; Hijmans et al. 2005); B) distribuição de *Hysiboas bischoffi* de acordo com mudanças bioclimáticas futuras resultantes da duplicação da concentração de CO₂ na atmosfera prevista no ano de 2100 AD ([CO₂] \approx 710ppm; cenário CCM3; Govindasamy et al. 2003).

No entanto, provavelmente o mesmo não acontecerá com espécies de habitat mais restrito, como as espécies do gênero *Brachycephalus*, principalmente aquelas que habitam topos de morros. Nas cadeias montanhosas de altitudes elevadas, o efeito do aquecimento global poderá deslocar massas de neblina para altitudes maiores, sendo provável que as florestas ombrófilas montanas, dependentes desta umidade, sejam eliminadas ou mudem de localização para dezenas ou centenas de metros montanha acima. Neste caso, embora a floresta possa recompor-se, é possível que o tempo demandado para o estabelecimento de novas florestas, ou a migração necessária para que os anfíbios atinjam as novas florestas, inviabilize a sobrevivência das espécies dependentes dessas formações vegetais. Outro ponto que merece consideração é o fato de muitas espécies de anfíbios, com modos de vida especializados, necessitarem de habitats específicos. Mesmo que populações de anfíbios consigam atingir as florestas que se estabeleçam em altitudes mais elevadas, é possível que os microambientes necessários à sua sobrevivência não sejam adequados ou mesmo não sejam encontrados em tais condições. Assim, mesmo que as florestas ombrófilas montanas consigam sobreviver ao aquecimento, diversas formas de anfíbios poderão ser eliminadas pela inexistência de microambientes adequados nas novas condições ambientais.

A modelagem de nicho ecológico se mostrou eficaz para mostrar os efeitos distintos que o aquecimento global poderá exercer sobre espécies com diferentes características ecológicas. É importante lembrar que as previsões dos modelos são teóricas e talvez exageradas, visto a dupla concentração de dióxido de carbono do cenário climático futuro. No entanto, os resultados representam um aviso sobre o que pode acontecer se nada for feito para mitigar as mudanças climáticas. Também é necessário esclarecer que o resultado dos modelos apenas considerou o impacto gerado por mudanças em variáveis abióticas. É importante lembrar que variações nos regimes de temperatura e de precipitação poderão gerar impactos indiretos sobre populações de anfíbios através de alterações na disponibilidade de habitats e de alimento, das épocas reprodutivas, aumento da suscetibilidade imunológica e interações biológicas de diversas ordens.

A futura situação climática deve trazer para o Brasil um grande desafio no planejamento e na conservação ambiental. Será necessário, principalmente, intensificar o conhecimento sobre nossa biodiversidade, principalmente dos anfíbios e de outros organismos ecologicamente sensíveis, usando também modelos de nicho ecológico para identificar as espécies e ecossistemas que serão mais ameaçados pelas mudanças climáticas.

Referências

1. IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change, United Nations Environment Programme (UNEP). Available at <http://www.ipcc.ch/>
2. Thuiller, W., 2007. Climate change and the ecologist. *Nature*, 448, 550-552.
3. Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lucia, G., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.McC., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K.S., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S., Zimmermann, N.E., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
4. Duellman, W.E., Trueb, L., 1994. *Biology of amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA, 670 pp.
5. Corn, P.S., 2005. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 59-67.
6. Haddad, C.F.B., Toledo, L.F., Prado, C.P.A. *Anfíbios da Mata Atlântica: Guia dos anfíbios anuros da Mata Atlântica*. 1. ed. São Paulo: Editora Neotropica, 2008. v. 1. 243 p.
7. Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol. Evol.* 18, 306 – 314.
8. Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Inter. J. Climatology* 25, 1965-1978.
9. Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006 Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190, 231-259.
10. Govindasamy, B., Duffy, P.B., Coquard, J. 2003. High-resolution simulations of global climate, part 2: effects of increased greenhouse cases. *Climate Dynamics* 21: 391–404.
11. Clark Labs. IDRISI 15 GIS: The Andes Edition. Clark Labs, The Idrisi Project, Clark University, Worcester, MA. 2006.
12. Haddad, C.F.B., Prado, C.P.A. 2005. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience* 55(3): 207-217.
13. Heyer, W.R.; Rand, A.S.; Cruz, C.A.G.; Peixoto, O.L., Nelson, C.E. 1990. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia*, 31(4):231-410.

3. Discussão Geral

3.1. Processo de modelagem de *Hypsiboas bischoffi*

Confiabilidade dos pontos de ocorrência

No processo de modelagem de *H. bischoffi* foram utilizados 48 pontos de ocorrência (Figura 1). A maior parte dos registros foi coletada em campo e o restante extraído de coleções herpetológicas, sendo neste caso apenas utilizadas ocorrências confirmadas por especialistas e citadas em trabalhos publicados (e.g., HEYER et al., 1990). Assim, devido à confiabilidade do posicionamento geográfico das ocorrências foi possível utilizar dados ambientais com alta resolução espacial (1 km). A utilização de um conjunto confiável de dados de ocorrência foi a primeira etapa importante no processo de modelagem de *H. bischoffi*.

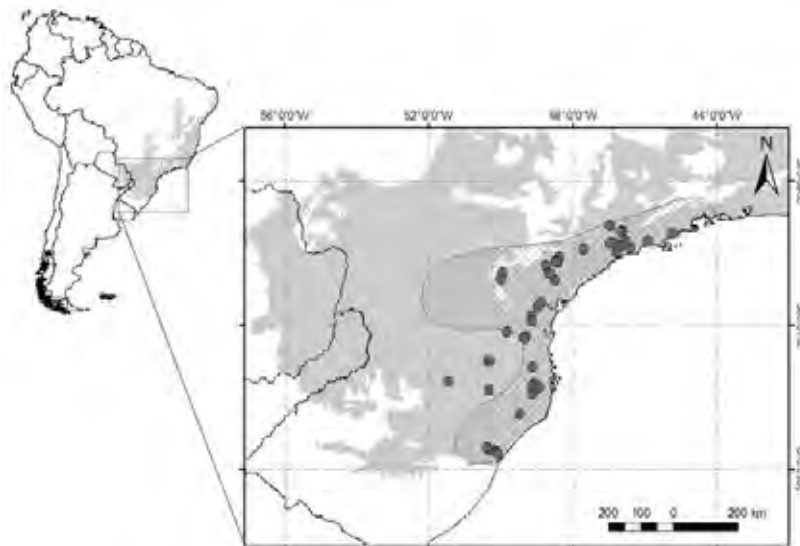


Figura 1: Distribuição geográfica do bioma da Mata Atlântica na América do Sul. No detalhe, os 48 pontos de ocorrência de *Hypsiboas bischoffi* utilizados nos modelagem do nicho ecológico. O polígono representa a distribuição geográfica da espécie de acordo com Global Amphibian Assessment (GAA).

Trabalhos que utilizam dados confiáveis de distribuição são escassos, já que a maioria dos estudos publicados atualmente compara o desempenho dos modelos usando ocorrências extraídas de museus e coleções biológicas (ELITH et al., 2006). Estes dados possuem qualidade duvidosa, pois não foram coletados com objetivo de modelar distribuições (GRAHAM et al., 2004). Na Região Neotropical, por exemplo, coleções biológicas e museus disponibilizam dados de maneira incompleta e que geralmente não representam de maneira

significativa a distribuição geográfica de várias espécies. Por isso, é necessário cautela na sua utilização, sendo imprescindível o uso de ferramentas que padronizem e filtrem este conjunto de dados (HIJMANS et al., 2002). Ocorrências registradas em campo, com auxílio do GPS, podem incrementar a qualidade dos resultados dos modelos, já que captam com confiabilidade a ocorrência de espécies.

Desempenho dos modelos

A comparação do desempenho de algoritmos de modelagem distintos pode contribuir para desenvolver metodologias de análise de padrões de distribuição geográfica pouco conhecidos de anuros da Mata Atlântica. No geral, os modelos testados (BIOCLIM, DOMAIN, OM-GARP, SVM e MAXENT) apresentaram bom desempenho e considerável concordância espacial entre as áreas previstas (Tabela 1; Figura 2). Foi verificado também que os modelos são influenciados pelo tamanho da área de calibração, especialmente o OM-GARP, certamente o mais afetado. No entanto, os modelos MAXENT e SVM apresentaram maiores valores de AUC e Kappa e previsões similares nas diferentes áreas de calibração (Mata Atlântica e América do Sul). Os valores de AUC e Kappa foram maiores na área de calibração da América do Sul devido à grande probabilidade de prever corretamente ausências nesta grande área de estudo (LOBO et al., 2008).

Tabela 1. Valores médios de AUC e Kappa (valores mínimos e máximos em parênteses) para os cinco modelos testados.

Modelos	Mata Atlântica		América do Sul	
	AUC	Kappa	AUC	Kappa
BIOCLIM	0,77 (0,68 – 0,87)	0,55 (0,36 – 0,75)	0,83 (0,75 – 0,92)	0,67 (0,50 – 0,84)
DOMAIN	0,91 (0,87 – 0,94)	0,73 (0,64 – 0,83)	0,98 (0,97 – 1,00)	0,93 (0,88 – 0,99)
OM-GARP	0,89 (0,85 – 0,94)	0,73 (0,62 – 0,83)	0,97 (0,94 – 0,99)	0,91 (0,85 – 0,97)
SVM	0,95 (0,95 – 0,96)	0,85 (0,82 – 0,88)	0,97 (0,96 – 0,98)	0,91 (0,88 – 0,93)
MAXENT	0,94 (0,91 – 0,97)	0,79 (0,70 – 0,89)	0,99 (0,98 – 0,99)	0,97 (0,95 – 0,98)

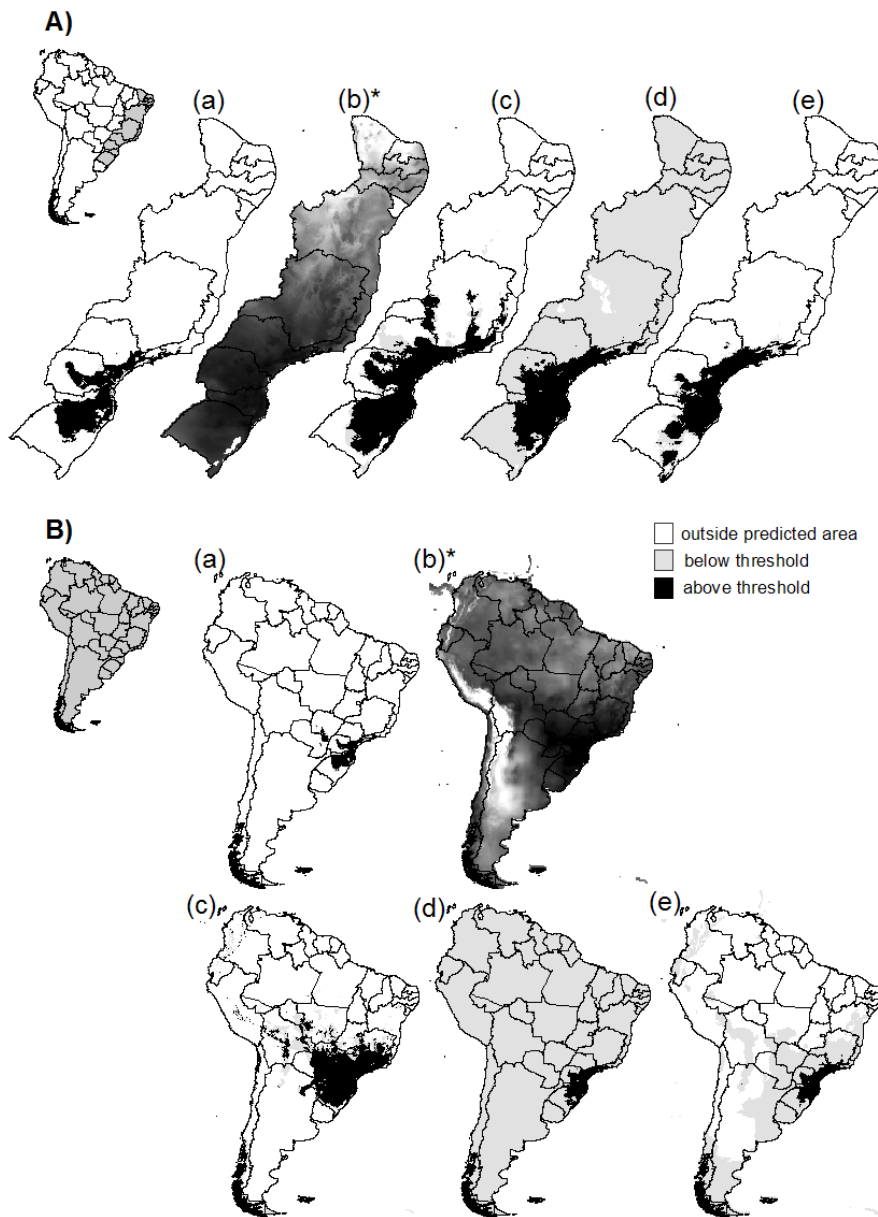


Figura 2. Mapas de distribuição geográfica potencial de *Hypsiboas bischoffi* produzidos com cinco modelos distintos (a. BIOCLIM, b.* DOMAIN, c. OM-GARP, d. SVM e MAXENT) Os modelos foram calibrados em duas áreas distintas: A) área dos estados que compõem o Bioma da Mata Atlântica e B) toda a América do Sul. O ponto de corte de presença mínima foi usado para gerar mapas de presença/ausência. O mapa preditivo gerado pelo DOMAIN (*) é representado sem o critério do ponto de corte (veja o texto para detalhes).

Na comparação de desempenho, BIOCLIM apresentou menores valores de acurácia. Este resultado é concordante com trabalhos de Elith et al. (2006) e Tsoar et al. (2007) que demonstraram que BIOCLIM obteve também os menores valores de AUC e Kappa. No entanto, BIOCLIM é um método simples baseado em envelopes bioclimáticos que foi amplamente usado nas décadas de 80 e 90 (e.g., WOODWARD, 1987; BUSBY, 1991; PRENTICE et al., 1992; SYKES et al., 1996). A baixa acurácia, em relação aos outros modelos, era esperada, já que algoritmos desenvolvidos mais recentemente possuem maior complexidade matemática e conseguem estimar o nicho ecológico de forma mais eficiente (PEARCE e FERRIER, 2000). Já o algoritmo DOMAIN, criado no ano de 1993, foi pouco utilizado tanto em estudos comparativos como aplicações na biologia da conservação. Este método não permite a omissão de pontos de ocorrências nos modelos gerados (sendo o seu valor previsto sempre de 100%), o que torna impossível aplicar um ponto de corte de presença mínima na modelagem de *H. bischoffi*. Os modelos baseados em algoritmos genéticos são amplamente utilizados em modelagem de nicho ecológico atualmente, e vários trabalhos discutiram a sua eficácia no sentido de gerar distribuições geográficas potenciais (STOCKWELL e PETERS, 1999; ELITH et al., 2006; HERNANDEZ et al., 2006; PETERSON et al., 2007) No entanto, métodos mais recentes, como MAXENT e SVM, foram testados e superaram de forma consistente métodos baseados em algoritmos genéticos, como por exemplo o GARP (ELITH et al., 2006).

Os métodos SVM e MAXENT, como mencionado acima, foram os que consistentemente apresentaram maiores valores de AUC e Kappa. SVM produziu modelos melhores na área de calibração da Mata Atlântica, enquanto que os modelos baseados em MAXENT foram mais acurados para a área de calibração da América do Sul (Tabela 1). Com relação ao MAXENT, estes resultados são completamente concordantes com aqueles apresentados em vários estudos de comparação de algoritmos (PHILLIPS et al., 2006; ELITH et al., 2006; HERNANDEZ et al., 2006). O SVM também exibiu um bom desempenho ao modelar a distribuição de um patógeno virulento na Califórnia (GUO et al., 2005) e foi o método mais acurado em outro recente estudo de comparação de algoritmos (KELLY et al., 2007).

A importância da seleção da área de estudo

Apesar dos elevados índices de AUC e Kappa verificados para a maioria dos métodos testados (média AUC>0,77 e média Kappa>0,55), observou-se que a área prevista pelos diferentes modelos é influenciada pelo tamanho da área de calibração. As maiores áreas

previstas verificaram-se para modelos gerados em toda a extensão da América do Sul, com exceção do SVM que gerou a sua maior área prevista de distribuição para o modelo gerado apenas na área da Mata Atlântica. Os modelos gerados pelo OM-GARP foram os mais afetados pelo incremento da área; a distribuição prevista por este método usando como área de calibração a América do Sul foi muito maior do que as áreas previstas pelos outros modelos (Tabela 2). O efeito da área relativa de ocorrência sobre as previsões foi testado para os algoritmos MAXENT e OM-GARP, verificando-se que as áreas previstas pelos dois métodos aumentam com o decréscimo da área de ocorrência relativa. No entanto, as previsões geradas pelo MAXENT tenderam à estabilidade enquanto que as de OM-GARP aumentaram significativamente (Figura 3 e 4).

Tabela 2. Áreas (km²) de distribuição geográfica geradas pelos quatro modelos de nicho ecológico (BIOCLIM, OM-GARP, SVM e MAXENT). Com exceção de SVM, todos os modelos resultaram em valores maiores na área de calibração da América do Sul. As áreas do DOMAIN não foram calculadas devido à impossibilidade de aplicar ponto de corte neste modelo.

Modelos	Mata Atlântica	América do Sul
BIOCLIM	242.509	274.714
DOMAIN	-	-
OM-GARP	648.114	2.670.374
SVM	334.678	299.030
MAXENT	254.899	326.837

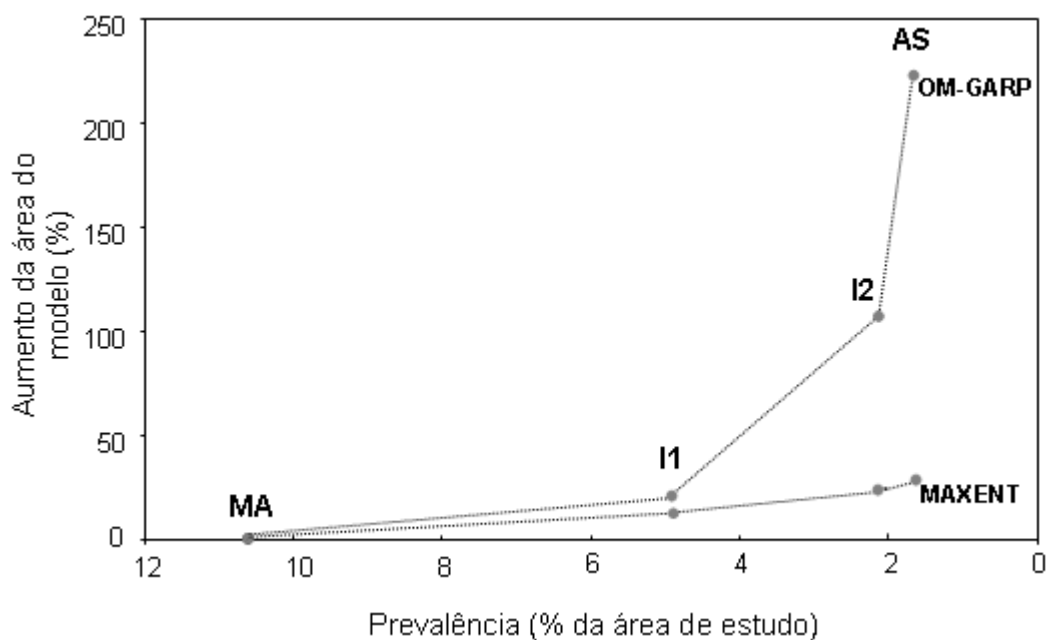


Figura 3. Variação da área predita para os modelos OM-GARP e MAXENT. Observe a redução da área de ocorrência relativa devido ao aumento da área de estudo.

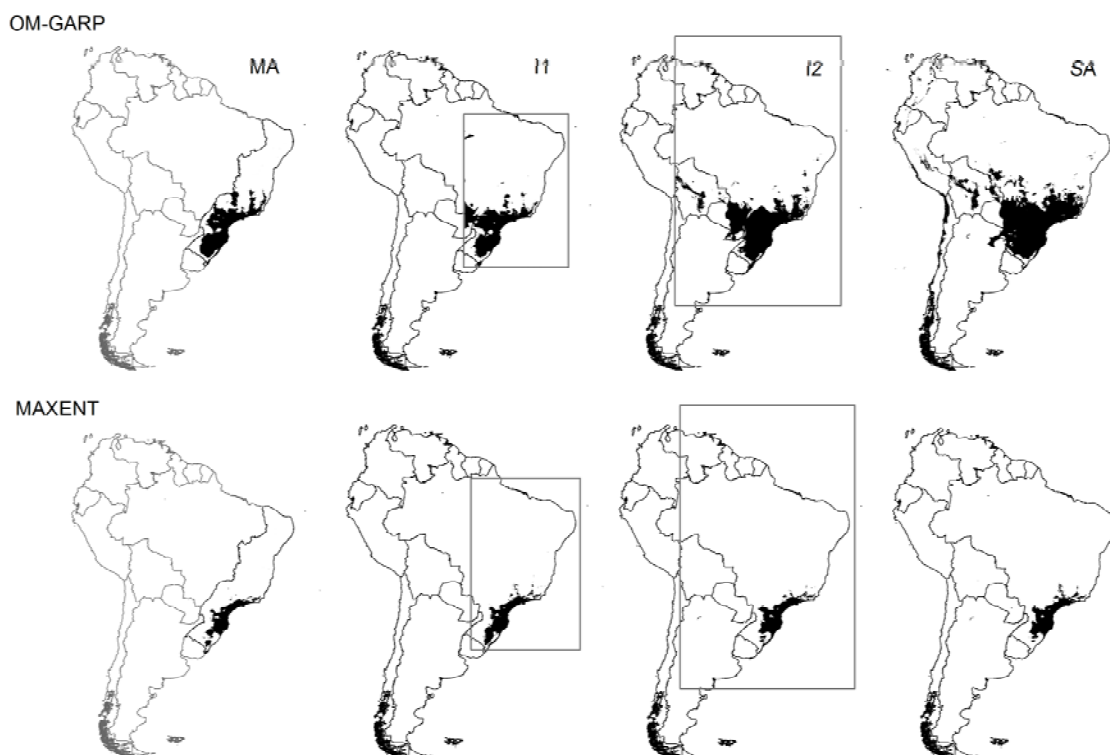


Figura 3. O aumento da área de calibração afeta de maneira drástica o modelo OM-GARP, sendo a área do modelo na região de calibração da América do Sul (SA) 222,6% maior do que a da Mata Atlântica. Repare que o MAXENT não foi afetado significativamente com o aumento da área.

Considerando que *H. bischoffi* está restrita à zona sul da Mata Atlântica, utilizar grandes áreas de calibração pode resultar em sobreprevisão da área de distribuição geográfica para esta espécie. Valores elevados de AUC e Kappa podem ser acompanhados de grandes áreas de sobreprevisão, que é extrema no caso de OM-GARP calibrado na América do Sul. Assim pode ser perigoso usar AUC e Kappa para comparar modelos calibrados em condições diferentes, tal como discutido recentemente por LOBO et al. (2008).

Percebe-se então que a escolha correta da área de estudo é fundamental na modelagem de espécies. Usar áreas extensas pode gerar grandes sobreprevisões, dependendo do método escolhido para modelar a distribuição. Assim, para modelar espécies com distribuições restritas e limites ecológicos conhecidos é necessário escolher corretamente a área de estudo baseada no conhecimento da espécie e usar métodos de modelagem, como o BIOCLIM, MAXENT e SVM, que não são influenciados significativamente pelo tamanho da área de calibração. No entanto, o aumento de área de calibração dos modelos para além da área de distribuição realizada pode ser útil na exploração de distribuições de espécie relativamente desconhecidas em amplas áreas geográficas.

3.2. A relevância do mapa das rãs invasoras no planejamento ambiental

A modelagem de espécies exóticas invasoras poderá ser uma ferramenta fundamental para subsidiar ações de conservação da biodiversidade. Por isso, considerar informações geradas por mapas de invasão potencial em ações de planejamento ambiental e nas tomadas de decisão pode ajudar na prevenção e no controle de epidemias (PETERSON et al., 2004; PETERSON et al., 2007), pragas agrícolas (PETERSON et al., 2003) e perda de biodiversidade (PETERSON e ROBINS, 2003; FONSECA et al., 2006). Assim, com os modelos resultantes, é possível mitigar o problema destinando recursos financeiros e auxílio técnico-científico de forma direcionada para as regiões e biomas favoráveis à invasão.

O artigo II é um bom exemplo da aplicação da modelagem para investigar áreas de invasão de uma espécie animal exótica. No Brasil, sempre existiu a curiosidade entre os pesquisadores em saber quais os limites ecológicos da espécie *Lithobates catesbeianus*, existindo uma especulação que a Mata Atlântica poderia ser um hábitat favorável à invasão. A partir dos resultados obtidos no presente trabalho foi possível confirmar que o maior potencial de invasão desta espécie está situado principalmente no bioma da Mata Atlântica, onde atualmente é comum a criação desta espécie de rã (Figura 4).

A espécie *L. catesbeianus* foi considerada uma das 100 espécies invasoras mais agressivas do mundo (LOWE et al., 2000) e foi verificado que a área de maior potencial de

invasão coincide com a Mata Atlântica, um “hotspot” de biodiversidade. Portanto, estudos são necessários para entender a dinâmica de populações *L. catesbeianus*, enquanto ações de planejamento devem concentrar-se na erradicação de populações invasivas e no controle da instalação e do funcionamento dos ranários. No futuro, o mapa resultante também poderá ser utilizado para instituir um zoneamento da atividade de criação de rã no Brasil, mostrando que novas instalações de ranários na região favorável à invasão devem passar por licenciamento para comprovação da viabilidade ambiental do empreendimento. Por outro lado, o zoneamento poderá facilitar a instalação de ranários em regiões não favoráveis à invasão.

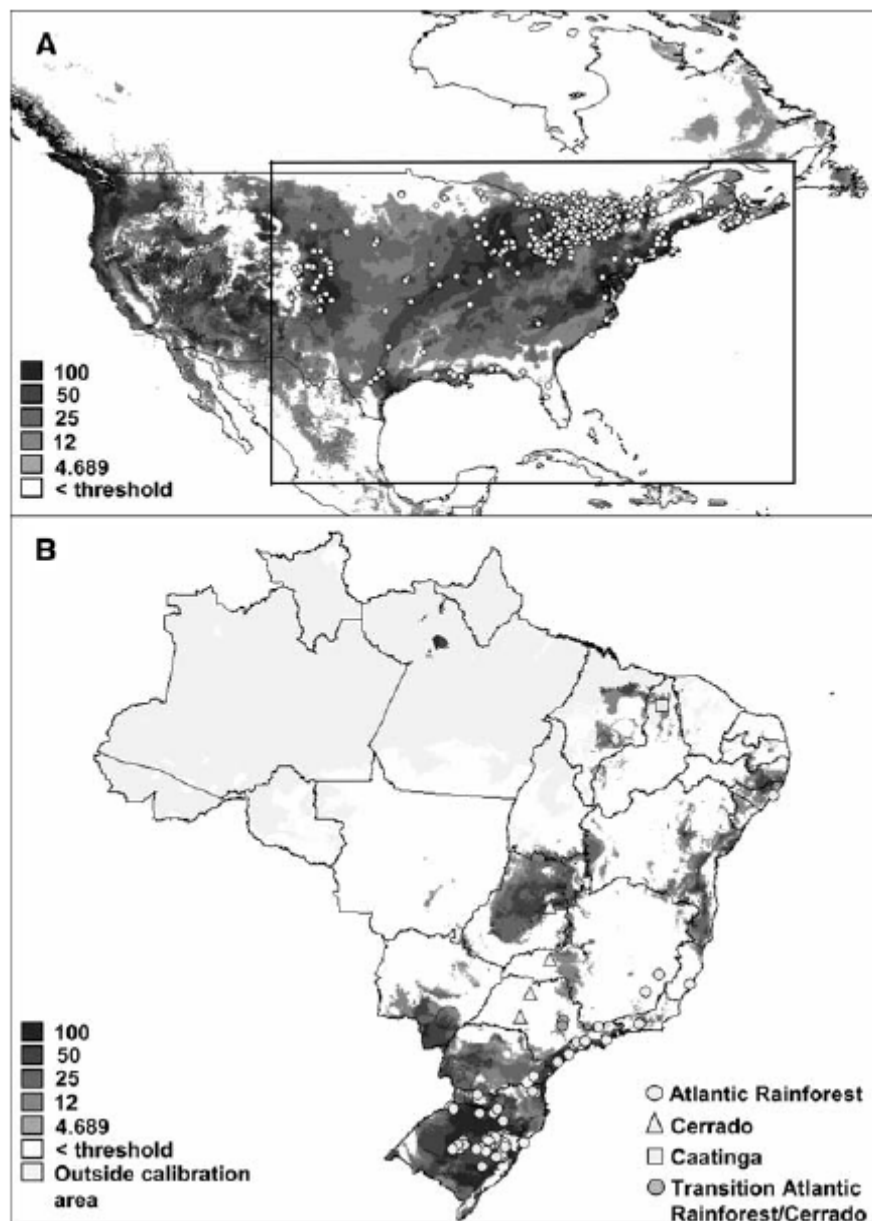


Figura 3. Mapa do potencial de invasão de *Lithobates catesbeianus* obtido através do modelo MAXENT e 19 variáveis bioclimáticas. O modelo foi construído usando como informação as ocorrências nativas da América do Norte, e depois projetado para o Brasil.

3.3. Modelagem de uma espécie rara: desafio estatístico necessário

A aplicação de métodos de modelagem de nicho ecológico para a previsão de ocorrência de espécies raras é problemática pela dificuldade ou mesmo pela impossibilidade de validação estatística destes modelos (e.g., GUISSAN et al., 2006; ELITH e BURGMAN, 2002; PETERSON e PAPES, 2006). Assim, o mapa final (Figura 5) gerado a partir da experimentação feita com os algoritmos de distância do aplicativo *openModeller* não deve ser interpretado como um mapa probabilístico de ocorrência de *Phyllomedusa ayeaye* na Região Sudeste do Brasil. Os resultados revelam apenas novas áreas de ocorrência potencial que apresentam condições ambientais similares aos três pontos de ocorrência conhecida da espécie.

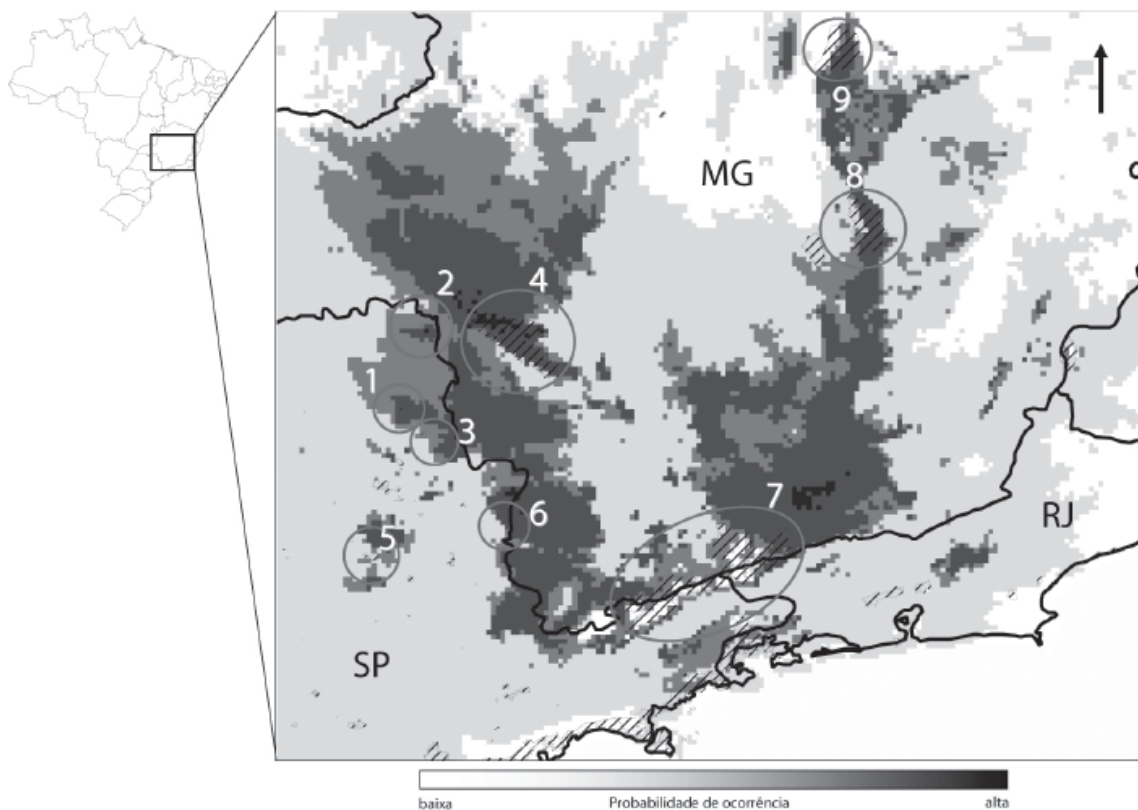


Figura 5. Mapa de consenso para a distribuição potencial de *Phyllomedusa ayeaye* na Região Sudeste do Brasil prevista a partir da modelagem de nicho ecológico com os algoritmos *BIOCLIM*, *Climate Space Model*, *Distance to Average*, *Envelope Score* e *Minimum Distance*. As áreas dentro de círculos delimitam as unidades de conservação que ocorrem nas áreas de distribuição da espécie: 1. Floresta Estadual de Batatais; 2. Parque Estadual Furnas do Bom Jesus; 3. Floresta Estadual de Cajuru; 4. Parque Nacional da Serra da Canastra; 5. Estação Ecológica de Itirapina; 6. Reserva Estadual de Águas da Prata; 7. Área de proteção Ambiental da Mantiqueira; 8. Parque Nacional da Serra do Cipó; e 9. Parque Nacional das Sempre-Vivas.

O estudo utilizou tecnologias amplamente acessíveis como o aplicativo de uso livre de modelagem de nicho ecológico – *openModeller* – e mapas de variáveis ambientais disponíveis na internet (HIJMANS et al., 2005) para estimar de forma preliminar a distribuição potencial de *P. ayeaye* na Região Sudeste do Brasil. A partir deste estudo, o primeiro usando modelagem de nicho ecológico como ferramenta para prever a distribuição de uma espécie de anuro rara e ameaçada no Brasil, várias localidades poderão ser exploradas de forma direcionada com o objetivo de efetuar novos registros de ocorrência de *P. ayeaye*, que pode resultar na retirada da espécie da categoria *criticamente em perigo* da Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção.

3.4. Mudanças climáticas e os anfíbios

A modelagem de nicho ecológico pode ser a única ferramenta disponível atualmente para prever o efeito do aquecimento global na distribuição geográfica dos organismos. Por isso, investir em pesquisas que visem conhecer o efeito das mudanças climáticas em diferentes espécies pode dar uma nova dinâmica a ações conservacionistas. É impossível hoje planejar o futuro sem prever as conseqüências das mudanças do clima. Prever quais distribuições geográficas permanecerão estáveis ao longo do tempo será uma informação importante para o planejamento ambiental futuro.

Usando ferramentas de acesso livre, foi possível mostrar claramente, no Artigo IV, que os impactos do aquecimento global poderão ser distintos de acordo com a biologia e ecologia das espécies. O recente livro editado por Buckeridge (2008) mostra que pesquisas já estão sendo feitas no Brasil sobre mudanças climáticas e que os impactos sobre a biologia das espécies muitas vezes são incomensuráveis. No entanto, abre-se um novo campo de pesquisa que necessita de corpo técnico capacitado para investigar tanto os efeitos das mudanças climáticas nos organismos, como para desenvolver novas ferramentas e algoritmos de modelagem.

3.5. Perspectivas futuras

Apesar da crescente aplicação dos modelos de nicho ecológico em problemas ligados às mudanças climáticas e ao planejamento ambiental, ainda é necessário um maior desenvolvimento e aprimoramentos dos modelos. Um dos maiores desafios é inserir novos parâmetros ecológicos que aumentem sua capacidade preditiva. Atualmente, os modelos utilizam somente dados ambientais, o componente abiótico do nicho ecológico. Inserir interações bióticas é de extrema importância, pois fatores como competição e predação podem influenciar fortemente a distribuição espacial das espécies, principalmente em microescalas geográfica.

Outro avanço necessário é desenvolver modelos e variáveis que trabalhem com escalas geográficas detalhadas. Muitas ações de conservação da biodiversidade e pesquisas têm em comum organismos alvo com distribuições geográficas muito restritas. Saber onde animais ameaçados estão distribuídos em um parque ou até mesmo descobrir onde pragas podem atacar áreas agricultáveis pode ser de grande utilidade no futuro.

Atualmente existe uma ampla lista de referências de trabalhos que mostram o grande crescimento da área da modelagem de nicho ecológico. Apesar de recente, esta área gerou grande quantidade de ferramentas e métodos que podem ser aplicados no planejamento ambiental e na conservação da biodiversidade. No entanto, o desenvolvimento desta área fora das universidades e centros de pesquisa é lento. Existe a necessidade de divulgação e formação de corpo técnico específico tanto em instituições governamentais como nas privadas. A maioria das ferramentas de modelagem é de livre acesso, mas faltam ainda projetos movidos por boas idéias inovadoras.

O Brasil entrou finalmente na era da inovação tecnológica e busca agora incentivar pesquisadores e profissionais a criarem idéias inovadoras nas universidades e empresas. No entanto, o Brasil está preparado para inovar na biologia da conservação? Utilizar somente ferramentas inovadoras de modelagem de nicho ecológico para prever efeitos futuros na biodiversidade não é a resposta. O melhor desenvolvimento da biologia da conservação no Brasil é incentivar primeiramente a ciência básica. Aspectos da história natural de organismos e o conhecimento de aspectos emergentes de ecologia de comunidades são fontes de dados imprescindíveis para os modelos de nicho ecológico. As ferramentas são poderosas, porém dados básicos com qualidade são fundamentais para as análises. Por isso, a criação de bancos de dados é o primeiro passo da inovação na conservação da biodiversidade.

3.6. Referências

- BUCKERIDGE, M.S. *Biologia e Mudanças Climáticas no Brasil*. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, 2008. 295 p.
- BUSBY, J.R. BIOCLIM: a bioclimate analysis and prediction system. In: MARGULES, C.R.; AUSTIN, M.P. (Ed.). *Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis*. Canberra: CSIRO, 1991. pp. 64-68.
- ELITH, J.; BURGMAN, M. Predictions and their validation: Rare plants in the Central Highlands, Victoria. In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L. (Ed.). *Predicting Species Occurrences: Issues of Scale and Accuracy*. Washington: Island Press, 2002. p. 303-313.
- ELITH, J.; GRAHAM, C.H.; ANDERSON, R.P.; DUDIK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R.J.; HUETTMANN, J.R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LUCIA, G.; LOHMANN, L.G.; LOISELLE, B.A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J.M.C.C.; PETERSON, A.T.; PHILLIPS, S.J.; RICHARDSON, K.S.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R.E.; SOBERÓN, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M.S.; ZIMMERMANN, N.E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, v. 29, p. 129-151, 2006.
- FONSECA, R.L.; GUIMARÃES-JR, P.R.; MORBIOLO, S.R.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; PETERSON, A.T. Predicting invasive potential of smooth croton (*Crotalaria pallida*) in Brazilian national parks based on African records. *Weed Science*, v. 54, p. 458-463, 2006.
- GUISAN, A.; BROENNIMANN, O.; ENGLER, R.; VUST, M.; YOCOZ, N.G.; LEHMANN, A.; ZIMMERMANN, N.E. Using niche based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, v. 20, p. 501-11, 2006.
- GUO, Q.; KELLY, M.; GRAHAM, C.H. One-class support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecological Modelling*, v. 182, p. 75-90, 2005.
- GRAHAM, C.H.; FERRIER, S.; HUETTMAN, F.; MORITZ, C.; PETERSON, A.T. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 19, p. 497-503, 2004.
- HERNANDEZ, P.A.; GRAHAM, C.H.; MASTER L.L.; ALBERT, D.L. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography*, v. 29, p. 773-785, 2006.
- HEYER, W.R.; RAND, A.S.; CRUZ, C.A.G.; PEIXOTO, O.L.; NELSON, C.E. Frogs of Boracéia. *Arquivos de Zoologia*, v. 31, n. 4, p. 231-410, 1990.
- HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L.; JONES, P.G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, p. 1965-1978, 2005.

- HIJMANS, R.J.; GUARINO, L.; ROJAS, E. *DIVA-GIS*. A geographic information system for the analysis of biodiversity data - Manual. Lima: International Potato Center, 2002. 73p.
- LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; DE POORTER, M. *100 of the World's worst invasive alien species*: a selection from the global invasive species database. Auckland: The Invasive Species Specialist Group (ISSG), 2000.
- KELLY, M.; GUO, Q.; LIU, D.; SHAARI, D. Modeling the risk of a new invasive forest disease in the United States: an evaluation of five environmental niche models. *Computers Environment & Urban Systems*, v. 31, p. 689-710, 2007.
- LOBO, J.M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography*, v. 17, p. 145-151, 2008.
- PEARCE, J.; FERRIER, S. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling*, v. 133, p. 225-245, 2000.
- PETERSON, A.T.; BAUER, J.T.; MILLS, J.N. Ecological and geographic distribution of filovirus disease. *Emerging Infectious Diseases*, v. 10, p. 40-47, 2004.
- PETERSON, A.T.; BENZ, B.W.; PAPEŞ, M. Highly pathogenic H5N1 avian influenza: Entry pathways into North America via bird migration. *PLoS ONE*, v. 2, p. 261, 2007.
- PETERSON, A.T.; PAPEŞ, M. Potential geographic distribution of the Bugun *Liocichla Liocichla bugunorum*, a poorly-known species from north-eastern India. *Indian Birds*, v. 2, p. 146-149, 2006.
- PETERSON, A.T.; PAPEŞ, M.; EATON, M. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography* 30, 550-560, 2007.
- PETERSON, A.T.; ROBINS, C.R. Using ecological-niche modeling to predict Barred Owl invasions with implications for Spotted Owl conservation. *Conservation Biology*, v. 17, p. 1161-1165, 2003.
- PETERSON, A.T.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; KLUZA, D.A. Assessment of invasive potential of *Homalodisca coagulata* in western North America and South America. *Biota Neotropica*, v. 3, 2003. Online journal: <http://www.biotaneotropica.org.br/v3n1/pt/abstract?article+BN00703012003>.
- PHILLIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, v. 190, p. 231-259, 2006.
- PRENTICE, I.C.; CRAMER, W.; HARRISON, S.P.; LEEMANS, R.; MONSERUD, R.A.; SOLOMON, A.M. A global biome model based on plant physiology and dominance, soil properties and climate. *Journal of Biogeography*, v. 19, p. 117-134, 1992.

STOCKWELL, D.; PETERS, D. The GARP modelling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information Science*, v. 13, 143 – 158, 1999.

SYKES, M.T.; PRENTICE, I.C.; CRAMER, W. A bioclimatic model for the potential distributions of north European tree species under present and future climates. *Journal of Biogeography*, v. 23, p. 203– 233, 1996.

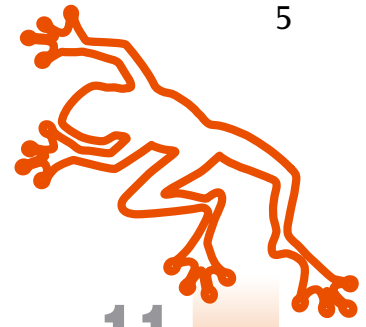
TSOAR, A.; ALLOUCHE, O.; STEINITZ, O.; ROTEM, D.; KADMON, R. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 397 – 405, 2007.

WOODWARD, F.I. *Climate and plant distribution*. Cambridge: Cambridge University Press, 1987. 190p.

ANEXO I

HADDAD, C.F.B.; **GIOVANELLI, J.G.R.**; ALEXANDRINO, J. O aquecimento global e seus efeitos na distribuição e declínio dos anfíbios. In: Marcos Buckeridge. (Org.). *A biologia e as mudanças climáticas no Brasil*. 1 ed. São Carlos: RIMA, 2008, v. 1, p. 195-206.

O AQUECIMENTO GLOBAL E SEUS EFEITOS NA DISTRIBUIÇÃO E DECLÍNIO DOS ANFÍBIOS



11

Dimensão
ZOOLOGICA

Os ANFÍBIOS

Os anfíbios (Classe Amphibia) são classificados atualmente dentro de três ordens. As cobras-cegas (Ordem Gymnophiona) são pouco conhecidas, sendo frequentemente confundidas com um grupo de répteis, as anfisbênias, também chamado de cobras-cegas. Raramente são avistadas, pois a maioria das espécies vive em galerias subterrâneas escavadas. Apresentam olhos muito reduzidos ou vestigiais e membros locomotores ausentes, que se julga serem adaptações à vida geralmente subterrânea. No mundo são conhecidas cerca de 170 espécies, 27 delas no Brasil [10,23].

As salamandras (Ordem Caudata) são representadas no Brasil por uma única espécie da Bacia Amazônica [23]. Pouco conhecidas pelos brasileiros, podem ser facilmente confundidas com lagartixas, embora não possuam escamas como esses répteis. No mundo são conhecidas cerca de 550 espécies de salamandras e formas aparentadas [10].

Os anfíbios mais diversificados no mundo são os sapos, rãs e pererecas (Ordem Anura). São conhecidas atualmente cerca de 5.300 espécies desses animais no mundo [10], 800 delas no Brasil [23]. O Brasil é o país com maior diversidade de espécies de anfíbios anuros, que, por serem facilmente encontrados, são bem conhecidos dos brasileiros e também fonte de muitas lendas e crenças populares. Este grupo é facilmente identificado por não apresentar cauda e por apresentar membros posteriores geralmente desenvolvidos e adaptados ao salto. A emissão de sons (coaxos) pelos machos é outra característica distintiva dos anurosⁱ.

Os anfíbios foram os primeiros vertebrados a conquistar os ambientes terrestres, embora esta conquista não tenha sido definitiva devido à grande dependência que apresentam em relação aos ambientes aquáticos ou úmidos para a sobrevivência e reprodução [9]. Como parte significativa da respiração é feita através da pele, esta tem de ser permeável e estar constantemente úmida. Essas características fazem dos anfíbios animais bastante vulneráveis à dessecação. Como meio de reduzir o risco de dessecação, normalmente repousam durante o dia, evitando o sol e as altas temperaturas, e entram em atividade após o pôr-do-sol, fazendo ouvir os seus coaxos em córregos, brejos e lagoas espalhados por esse Brasil afora.

Célio F. B. Haddad
João G. R. Giovanelli
João Alexandrino

Departamento de Zoologia,
I.B., UNESP

ⁱ Está disponível no mercado o CD *Guia Sonoro dos Anfíbios Anuros da Mata Atlântica*, com os coaxos de diversas espécies brasileiras de sapos, rãs e pererecas, disponível na Livraria Conceito (www.livrariaconceito.com.br).

A maioria das espécies de anfíbios depende do ambiente aquático para a reprodução. Embora haja diversas exceções, a forma mais comum de reprodução envolve a deposição de ovos aquáticos, dos quais eclodem larvas aquáticas que, após um período variável de tempo, sofrem metamorfose, originando a fase terrestre [13].

De modo geral, e do ponto de vista morfofuncional, podemos dizer que as cobras-cegas (*Gymnophiona*) estão adaptadas a escavar galerias em que rastejam; as salamandras (*Caudata*) são pouco especializadas e adaptadas a caminhadas; e os sapos, rãs e pererecas (*Anura*) são especializados no hábito saltatório. Ainda com relação a hábitos e história de vida, é importante ressaltar que a maioria dos anfíbios é noturna para evitar a perda de água e a dessecação e que os sapos, rãs e pererecas apresentam, como característica distintiva, a emissão de sons (coaxos) como forma de comunicação.

O AQUECIMENTO GLOBAL E SEUS EFEITOS NOS ANFÍBIOS

A grande permeabilidade da pele faz com que diversas espécies de anfíbios sejam excelentes bioindicadores de alterações nas condições ambientais. É razoável supor que as alterações climáticas previstas para este século influenciem os diversos aspectos da história de vida desses animais, inclusive as suas distribuições geográficas e abundâncias, em casos extremos chegando a extinguir populações e espécies.

O aquecimento global em curso, ocasionado principalmente por atividades humanas, talvez já esteja afetando esse grupo de animais. A extinção do sapo-dourado, *Ollotis periglenes*, na América Central, pode ser decorrente da elevação de temperaturas médias e redução da precipitação média, associadas com um El Niño-Oscilação Sul (ENSO) fortalecido [19]. Embora a relação entre os declínios populacionais dos anfíbios e as mudanças climáticas não esteja ainda cientificamente comprovada, os especialistas concordam que as mudanças climáticas previstas para as próximas décadas deverão ter sérias conseqüências para a abundância e distribuição desse grupo [7]. Donnelly & Crump [8] prevêem que os anfíbios sofrerão com a redução no sucesso reprodutivo e redução na disponibilidade de alimentos.

A seguir faremos um exercício de previsões sobre possíveis efeitos das mudanças climáticas nos anfíbios brasileiros, caso este processo não seja interrompido ou atenuado.

Em princípio, o aquecimento global deverá provocar dois tipos de impactos potencialmente importantes na composição e distribuição geográfica de espécies brasileiras de anfíbios. O primeiro resultaria na elevação do nível do mar, com a invasão marinha de áreas litorâneas de baixada e ilhas. As áreas invadidas teriam suas populações e espécies de anfíbios eliminadas, pois em geral estes animais não toleram a salinidade marinha em decorrência de peculiaridades fisiológicas, particularmente aquelas relacionadas à permeabilidade da pele.

Podemos pensar em dois cenários opostos de elevação do nível do mar com a conseqüente invasão das áreas litorâneas e das ilhas: (1) invasão lenta e (2) invasão rápida. Cada uma dessas situações poderia causar níveis distintos de risco à sobrevivência dos anfíbios. No primeiro caso, de transgressão lenta, os anfíbios poderiam ter tempo para migrar e eventualmente colonizar áreas adequadas que fossem encontradas acima dos locais invadidos pelo mar. No segundo caso, muitas populações e espécies poderiam ser eliminadas, pois não teriam tempo para escapar da água salgada, letal a estes animais. É importante lembrar que, num país com áreas litorâneas tão extensas quanto o Brasil, poderíamos ter os dois diferentes cenários de invasão do mar, e gradações entre eles, ocorrendo simultaneamente em diferentes regiões. Por exemplo, em áreas montanhosas à beira-mar, a transgressão marinha poderia ser lenta ou detida pelo relevo; em áreas com extensas baixadas litorâneas, a transgressão poderia ser rápida.

Em qualquer um dos casos, seria baixa a probabilidade de migrações extensas de todas as espécies de uma área afetada, dada a alta fidelidade que muitos desses organismos apresentam relativamente aos locais de nascimento e reprodução. Como exemplos de espécies de anfíbios anuros brasileiros que são conhecidas de áreas de baixada litorânea e que poderiam enfrentar declínios populacionais e extinções como decorrência de uma transgressão marinha temos: *Chaunus pygmaeus*, *Melanophryniscus macrogranulosus*, *Aparasphenodon brunoi*, *Scinax alcatraz*, *Xenohyla truncata* e *Arcovomer passarellii* (Figura 1).



Figura 1. Espécies de anfíbios anuros de ambientes de baixa altitude e próximos ao mar, que poderão desaparecer em virtude da elevação do nível do mar como consequência do aquecimento global. **A** – *Xenohyla truncata*, uma perereca endêmica de restingas do Rio de Janeiro. **B** – *Scinax alcatraz*, uma perereca ameaçada de extinção, endêmica da Ilha dos Alcatrazes, São Paulo. **C** – *Aparasphenodon brunoi*, perereca-de-capacete de ampla ocorrência nas áreas de mata de restinga entre o Espírito Santo e São Paulo. **D** – *Arcovomer passarellii*, sapinho de chão de matas de restinga que ocorre do Espírito Santo a São Paulo.

O segundo tipo de impacto do aquecimento global, com relevância para muitos anfíbios brasileiros, seriam as alterações nas condições climáticas vegetacionais, particularmente das florestas ombrófilas montanas (Figura 2). Com o aumento das temperaturas atmosféricas, os bancos de nuvens seriam deslocados para altitudes maiores, elevando a linha de neblina e alterando a distribuição dessas florestas ou eliminando-as, caso se localizem no cume das serras. Muitas espécies de anfíbios anuros são endêmicas dos ambientes montanhosos florestados. É comum encontrarmos espécies de anfíbios que só ocorrem no cume de uma ou poucas montanhas de um segmento de serra. Nestes casos, as espécies de



Figura 2. Floresta ombrófila montana (cerca de 2.000 m de altitude) na Serra da Mantiqueira, fronteira entre São Paulo e Minas Gerais, na região de Monte Verde, Camanducaia, MG. Note a neblina que freqüentemente umedece a floresta. O aquecimento global ameaça a existência desse tipo de floresta.

cume freqüentemente dependem das florestas ombrófilas montanas para viver e se reproduzir, sendo razoável supor que as suas distribuições geográficas estejam associadas.

O uso de modelos bioclimáticos permitiu efetuar, de forma preliminar, previsões da distribuição futura (para o ano de 2100) de espécies restritas às florestas ombrófilas montanas em diversos pontos da Mata Atlântica do Sudeste e, principalmente, do Sul do Brasil (Figura 3; Quadro I). Assim, com base numa duplicação da concentração de CO₂ atmosférico relativamente à era pré-industrial, é provável que ocorram extinções locais de populações de espécies de ampla distribuição, como, por exemplo, o sapinho botão-de-ouro, *Brachycephalus ephippium* (Figura 4A), e extinções de espécies endêmicas de distribuição restrita, como os sapinhos *Brachycephalus ferruginus* (Figura 4B) e *B. pernix*. Embora diversas espécies de sapinhos do gênero *Brachycephalus* possam sofrer declínios e extinções, é possível que espécies do Sudeste, como *Brachycephalus vertebralis* e *Brachycephalus* sp. (Figuras 4C e D, respectivamente), que ocorrem na divisa entre os Estados de São Paulo e Rio de Janeiro, não sofram grande impacto em termos de redução de hábitat, pois a previsão dos modelos é a de manutenção da área atual das florestas ombrófilas montanas nessa região (Figura 3).

A título comparativo, é interessante considerar também as conseqüências em espécies que ocorrem em altitudes menos elevadas, abaixo das florestas ombrófilas montanas, e que toleram ambientes degradados por ação humana. O caso de *Hypsiboas bischoffi*, por exemplo, ilustra um tipo de impacto distinto do caso das espécies acima. Novamente através de previsões baseadas em modelagem bioclimática futura (veja o Quadro I), parece haver uma tendência à redução nas áreas propícias a essa espécie no Sudeste do Brasil com um concomitante aumento de áreas propícias no Sul (Figura 5).

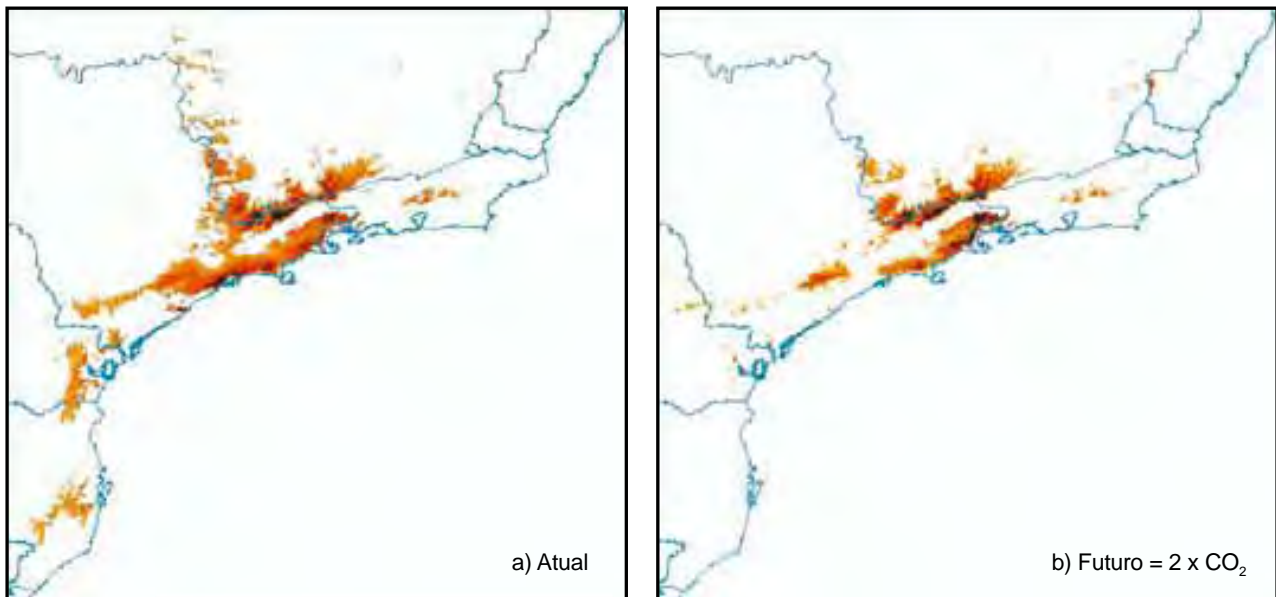


Figura 3. Modelos de entropia máxima (MAXENT) da distribuição geográfica de diferentes espécies de sapinhos do gênero *Brachycephalus* no Sudeste e Sul do Brasil: a) distribuição potencial de acordo com características bioclimáticas atuais (BIOCLIM v.1.4; Hijmans *et al.*, 2005); b) distribuição de *Brachycephalus* spp., que poderá ser 56% menor do que a atual, de acordo com mudanças bioclimáticas futuras resultantes da duplicação da concentração de CO₂ na atmosfera prevista para o ano de 2100. ([CO₂] ≈ 710ppm; cenário CCM3; Govindasamy *et al.*, 2003).

Nas cadeias montanhosas de altitudes elevadas, onde se prevê que a neblina se desloque para altitudes maiores, é provável que as florestas atuais sejam eliminadas e se registre o crescimento de florestas ombrófilas montanas dezenas ou centenas de metros montanha acima. Nestes casos, embora a floresta possa se recompor, é possível que o tempo demandado para o estabelecimento de novas florestas, ou a migração necessária para que os anfíbios atinjam as novas florestas, inviabilize a sobrevivência das espécies dependentes dessas formações vegetais.

Outro ponto que merece consideração é o fato de muitas espécies de anfíbios, com modos de vida especializados, necessitarem de habitats específicos. Mesmo que populações de anfíbios consigam atingir as florestas que se estabeleçam em altitudes mais elevadas, é possível que os microambientes necessários às suas sobrevivências não sejam adequados ou mesmo não sejam encontrados em tais condições. Assim, mesmo que as florestas ombrófilas montanas consigam sobreviver ao aquecimento, diversas formas de anfíbios poderão ser eliminadas pela inexistência de microambientes adequados nas novas condições ambientais.

Destino semelhante poderá estar reservado aos anfíbios que habitam os brejos nordestinos de altitude, verdadeiros oásis em meio ao semi-árido brasileiro. Esses ecossistemas talvez venham a desaparecer caso previsões de maior aridez no Nordeste se confirmem como resultado do aquecimento global. Com o desaparecimento desses brejos de altitude, diversas espécies endêmicas, incluindo espécies de anfíbios anuros como as rãzinhas *Adelophryne baturitensis* e *A. maranguapensis*, poderão ser extintas.

INTERAÇÕES ECOLÓGICAS E EFEITOS SINÉRGICOS EM UM MUNDO AQUECIDO

É importante distinguir os efeitos diretos daqueles gerados indiretamente pelo aquecimento global na distribuição e abundância de espécies de anfíbios [3]. Os efeitos diretos dependerão essencialmente de processos fisiológicos de tolerância à alteração nos regimes de temperatura e de precipitação, com impacto direto na sobrevivência e na reprodução de indivíduos e populações.



Figura 4. Espécies de sapinhos coloridos de chão de florestas ombrófilas montanas. **A** – *Brachycephalus ephippium*, que ocorre na Serra do Mar e Serra da Mantiqueira, poderá ter sua área de distribuição bastante reduzida com a redução das florestas ombrófilas montanas. **B** – *Brachycephalus ferruginus* do Pico Marumbi, Município de Morretes, Paraná, que poderá ser extinto pela grande redução ou mesmo eliminação de florestas ombrófilas montanas no Estado do Paraná, como consequência do aquecimento global. **C** – *Brachycephalus vertebralis*, que ocorre entre os municípios de Ubatuba, São Paulo, e Parati, Rio de Janeiro, **D** – *Brachycephalus* sp. (espécie nova, ainda não descrita), de Ubatuba, São Paulo, deverá sofrer pouca influência do aquecimento global, pelo menos em termos de área de ocorrência.

Adicionalmente, as mudanças nos regimes de temperatura e de precipitação poderão ter impacto indireto sobre populações de anfíbios através de alterações na disponibilidade de habitats e de alimento, alterações na fenologia da reprodução, aumento da suscetibilidade imunológica e interações biológicas de diversas ordens. Nesta última categoria incluem-se alterações nas relações de competição entre espécies de anfíbios, alterações na abundância de predadores e alterações nas condições ótimas para a ação de agentes infecciosos [2,3,24,19,21]. As evidências das ações direta e indireta do aquecimento global no declínio de espécies de anfíbios são ainda escassas e muito baseadas em estudos de associação estatística, que geralmente não elucidam os processos mecânicos determinantes [3,22].

No entanto, um fato importante a ser considerado é que a temperatura ambiental influencia fortemente a biologia reprodutiva dos animais ectotérmicosⁱⁱ, como os anfíbios, podendo a sua oscilação acarretar alterações na reprodução de muitas espécies. Nos anfíbios anuros a vocalização é fundamental para o sucesso reprodutivo, podendo estar relacionada com variações de fatores ambientais, como a intensidade de luz, umidade e, principalmente, a temperatura.

ii Ectotérmico é o organismo que depende de fontes externas de calor para elevar a temperatura de seu corpo.

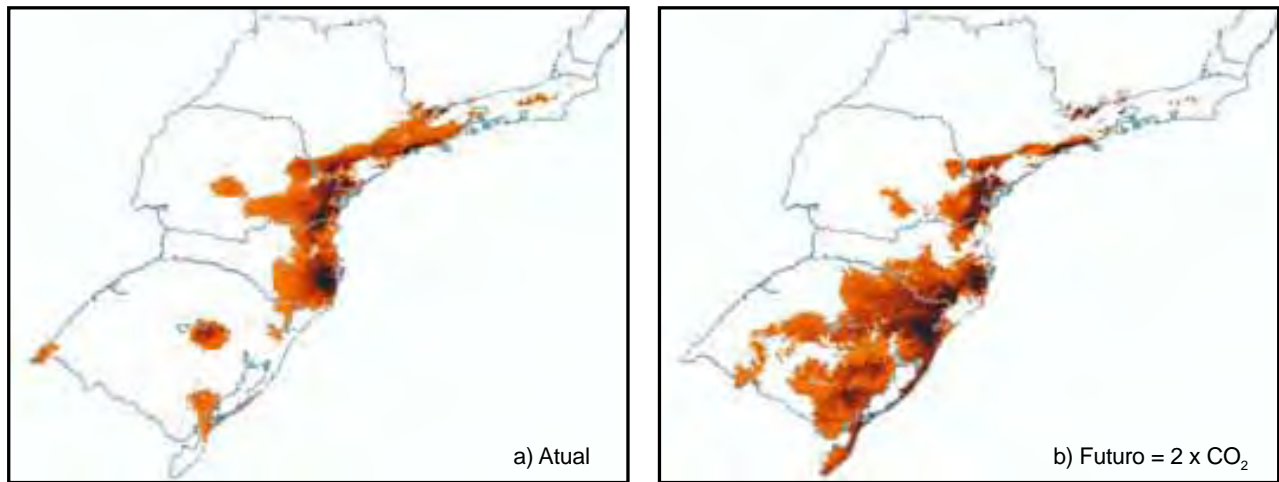


Figura 5. Modelos de entropia máxima (MAXENT) da distribuição geográfica da perereca *Hypsiboas bischoffi* no Sudeste e Sul do Brasil: **a)** distribuição potencial de acordo com características bioclimáticas atuais (WORLDCLIM v.1.4; Hijmans *et al.*, 2005); **b)** distribuição de *Hypsiboas bischoffi* de acordo com mudanças bioclimáticas futuras resultantes da duplicação da concentração de CO₂ na atmosfera prevista para o ano de 2100 ([CO₂] ≈ 710ppm; cenário CCM3; Govindasamy *et al.*, 2003). A distribuição futura poderá ser 57% maior em relação à atual.

Por isso, a compreensão dessas relações pode ser importante para nos ajudar a entender as respostas dos anuros às variações ambientais geradas pelo aquecimento global. Nas investigações sobre a relação entre a temperatura e a variação do coxo de anúncio [27] de anfíbios anuros, as variáveis mais comumente analisadas são a frequência, a duração e a taxa de repetição dos coxos. No geral, a frequência e a taxa de repetição correlacionam-se positiva e significativamente com a temperatura; no entanto, há correlação negativa entre a temperatura e a duração do coxo [28]. Estudos com a perereca *Acris crepitans* (Anura: Hylidae) mostraram que a taxa de repetição do coxo aumenta significativamente em temperaturas mais altas [15], o mesmo ocorrendo para a rã-assobiadeira, *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae), em uma área de Cerrado no interior do Estado de São Paulo (Figura 6).

As alterações nas características físicas dos coxos dos anfíbios anuros poderiam causar problemas no reconhecimento específico. Assim, durante as interações sociais relacionadas à defesa de território e/ou durante a corte reprodutiva entre macho e fêmea, os indivíduos de uma mesma população poderiam ter dificuldades em se reconhecer como membros da mesma espécie. Neste caso, as alterações climáticas dificultariam a reprodução dos indivíduos, agindo de forma prejudicial à reposição de indivíduos nas gerações seguintes. Além de possíveis problemas acarretados ao reconhecimento específico, a elevação na taxa de repetição dos coxos, decorrente do aumento da temperatura, poderá deixar os machos dos anuros mais vulneráveis à ação de predadores auditivamente orientados. Quanto maior a taxa de repetição do coxo, mais fácil se torna a localização do anuro pelo predador.

Em relação à fenologia reprodutiva, vários estudos têm demonstrado tendências de antecipação da estação reprodutiva de algumas espécies de anfíbios [7]. Um estudo feito em Ithaca, Nova Iorque [11], analisando os períodos entre os anos de 1900-1912 e 1990-1999, mostrou que algumas espécies de anfíbios anuros mudaram o seu período reprodutivo; algumas passaram a antecipar sua reprodução e outras, ao contrário, atrasaram. O motivo dessa mudança está relacionado ao aumento da temperatura diária em cinco dos oito meses de reprodução.

Há muitas dúvidas e especulações sobre o real efeito que o aquecimento global pode causar na biologia reprodutiva dos anfíbios. No entanto, como dito anteriormente, podemos

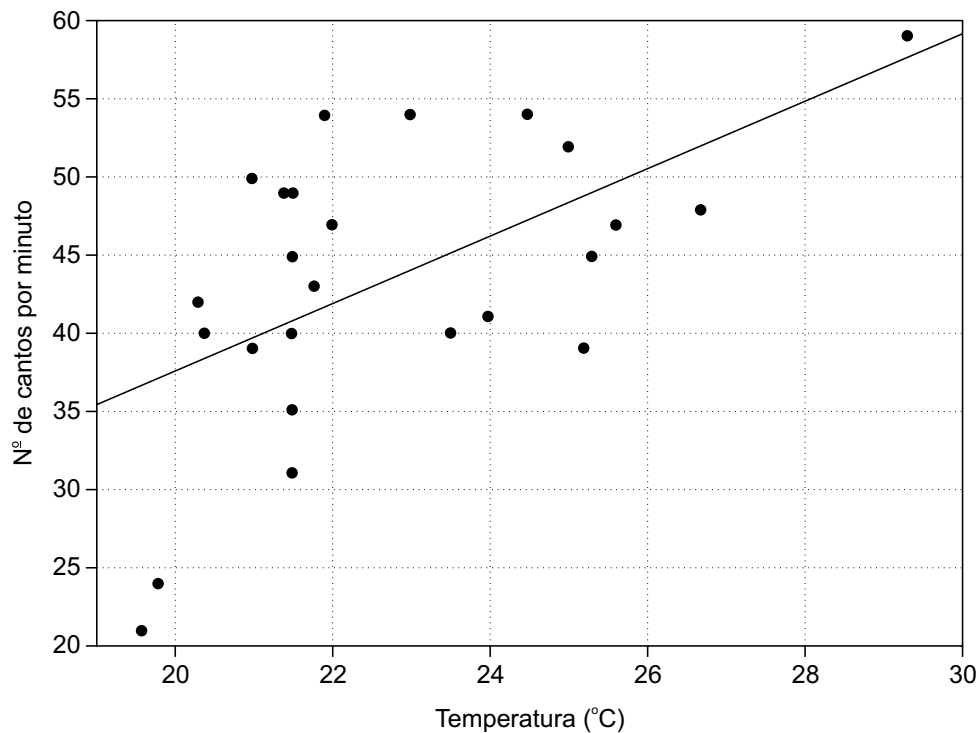


Figura 6. Correlação positiva e significativa ($r^2 = 0,32$; $p < 0,05$) entre temperatura e número de cantos por minuto da rã-assobiadeira, *Leptodactylus fuscus* (Anura: Leptodactylidae), indicando que a taxa de repetição do coaxo pode aumentar significativamente em temperaturas mais altas. (Giovannelli & Haddad, dados não publicados.)

imaginar que, em virtude da dependência que esses animais possuem da temperatura, algumas mudanças significativas poderão ocorrer nas propriedades dos coaxos e nas épocas de reprodução. Com isso, algumas espécies poderão ser favorecidas e muitas outras prejudicadas. Assim, pode ser esperada uma nova estruturação nas comunidades de anuros, com o surgimento de grande abundância relativa de espécies beneficiadas pelo aquecimento e a diminuição da riqueza específica pelo possível declínio ou desaparecimento das espécies prejudicadas.

Menos ainda se sabe sobre os efeitos sinérgicos de diversos fatores na sobrevivência de populações de anfíbios, embora tenham sido formuladas hipóteses de que o declínio global de anfíbios, ora em curso, é o resultado da combinação de diversos fatores subletaisⁱⁱⁱ [24; 18]. Do conjunto de causas apontadas como responsáveis pelo declínio global de anfíbios, destaca-se a quitridiomiose, infecção provocada pelo fungo quitrídio, *Batrachochytridium dendrobatitis*, por ser uma das mais estudadas atualmente e possivelmente representar uma ação sinérgica de fatores ligados ao aquecimento global. O declínio de anfíbios associado à quitridiomiose tem sido essencialmente observado em áreas de reserva de florestas primárias ou pouco alteradas, em locais montanhosos da região neotropical [16,18], estabelecendo um paradoxo intrigante entre o declínio de anfíbios e o grau de conservação dos habitats das zonas atingidas. Estudos recentes em áreas afetadas da Costa Rica mostram que, apesar de o fungo ser detectado em regiões de altitude baixa a elevada, previamente aos declínios observados, estes apenas ocorreram em altitudes moderadas e elevadas [20]. Pounds e colaboradores [18] propuseram pela primeira vez uma associação mecanística entre o aquecimento global e a ocorrência de quitridiomiose, que explicaria o declínio de populações de anfíbios em regiões de altitude elevada. A hipótese proposta é

iii Um fator subletal corresponde a uma condição desfavorável aos organismos, mas que isoladamente não causaria declínios populacionais ou extinções. Por outro lado, diversos fatores subletais, agindo conjuntamente, poderiam ter efeitos catastróficos, podendo levar à extinção de populações ou de toda uma espécie.

que as tendências observadas, nos últimos anos, para o aumento da temperatura mínima noturna e a diminuição da temperatura máxima diurna tenham aumentado a incidência de quitridiomicrose por otimizarem as condições de infecciosidade do agente patogênico [18].

Por outro lado, surgiram as primeiras evidências de que a oscilação da temperatura esteja associada a uma maior debilidade do sistema imunológico em anfíbios [21], o que poderia estar associado ao aumento da ação infecciosa do fungo causador da quitridiomicrose. De qualquer modo, essas evidências preliminares sugerem que o fenômeno de aquecimento global será eventualmente um agente catalisador do declínio global de anfíbios, através de mecanismos biocomplexos que só poderão ser elucidados, no futuro, por boa pesquisa multidisciplinar.

No Brasil, estudos recentes relataram pela primeira vez a presença do fungo *B. dendrobatitis* na Mata Atlântica [4,5,25,26], o que deverá induzir a comunidade científica herpetológica^{iv} a liderar estudos multidisciplinares de monitoramento de populações de anfíbios, especialmente urgentes em regiões de altitude moderada a elevada, onde se podem esperar impactos maiores do aquecimento global em espécies endêmicas de distribuição geográfica restrita. Portanto, é crucial encetar pesquisas com o objetivo de testar hipóteses sobre se e como a modificação da temperatura ambiental causada pelo aquecimento global pode estar causando, de forma sinérgica com o desmatamento, a poluição e a ação de patógenos, o declínio global dos anfíbios.

ESPÉCIES FAVORECIDAS PELO AQUECIMENTO GLOBAL

Espécies mais generalistas de anfíbios anuros, que apresentem modos reprodutivos mais baixos, com ovos depositados em água parada, poderão resistir às alterações climáticas causadas pelo aquecimento. Além dessas espécies, aquelas que apresentam especializações reprodutivas [13], como ovos envoltos por ninhos de espuma, que conferem proteção contra a dessecação, ou aquelas que apresentam desenvolvimento direto no chão de florestas de altitude baixa a média, poderão resistir às alterações climáticas causadas pelo aquecimento. Em alguns casos é possível que algumas dessas espécies consigam expandir suas áreas de ocorrência, passando a ocupar áreas onde as florestas ombrófilas montanas deixem de existir ou áreas que se tornem mais áridas. Como exemplos de espécies com esse potencial de resistir e se expandir por áreas sem florestas e/ou mais secas, podemos citar os sapos *Chaunus schneideri* e *Chaunus jimi*, a perereca-cabrinha *Hypsiboas albopunctatus*, a perereca-de-banheiro *Scinax fuscovarius*, a rã-assobiadeira *Leptodactylus fuscus* e a rã-cachorro *Physalaemus cuvieri*, dentre diversas outras consideradas como espécies comuns e de ampla distribuição em ambientes abertos (Figura 7).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A futura situação climática, gerada pelos efeitos do aquecimento global, deve trazer para o Brasil um grande desafio no planejamento e na conservação ambiental. Será necessário, principalmente, intensificar o conhecimento sobre nossa biodiversidade, incluindo os anfíbios, identificando as espécies e ecossistemas mais ameaçados.

Em relação aos anfíbios, um maior conhecimento da sua diversidade e biogeografia será de vital importância para o planejamento conservacionista futuro. As espécies mais afetadas pelas mudanças climáticas, como as de baixadas litorâneas e de altitudes elevadas, deveriam ter refúgios ecológicos garantidos nas Unidades de Conservação. Para isso não seria necessária a criação de novas reservas de imediato, mas sim um melhor planejamento e demarcação exata e realista das existentes.

iv Herpetologia é o ramo da Zoologia dedicado ao estudo dos anfíbios e dos répteis.



Figura 7. Espécies de anfíbios anuros que possivelmente não serão afetadas negativamente e que talvez sejam beneficiadas pelos efeitos do aquecimento global. **A** – *Chaunus schneideri*, uma espécie de sapo-cururu comum em diversas regiões do Brasil. **B** – *Hypsiboas albopunctatus*, perereca-cabrinha, muito comum em formações abertas de diversas regiões do Brasil, incluindo áreas degradadas pelo homem. **C** – *Scinax fuscovarius*, perereca-de-banheiro, comum em diversas regiões do Brasil e particularmente freqüente em habitações humanas. **D** – *Leptodactylus fuscus*, rã-assobiadeira, comum em diversas regiões do Brasil, incluindo ambientes degradados pelo homem.

Embora o Brasil possua uma matriz energética relativamente limpa e que pouco contribui ao aquecimento global, o desmatamento e as queimadas representam fortes contribuições para as mudanças climáticas em curso e colocam o Brasil em posição de destaque no ranking dos países mais poluidores do mundo. Controlar essas ações é uma forma de garantir um desenvolvimento mais limpo, necessário para ajudar na conservação de nossa biodiversidade nesse mundo aquecido que se avizinha.

QUADRO I: MODELOS BIOCLIMÁTICOS

A modelação bioclimática da distribuição geográfica de espécies busca relacionar estatisticamente a presença de uma espécie com um conjunto de variáveis bioclimáticas, isto é, temperatura, precipitação, vegetação [1]. Apesar da grande incerteza acerca do uso desse tipo de metodologia, devido à escassez de conhecimento sobre as respostas fisiológicas dos organismos a alterações climáticas, os modelos bioclimáticos são as únicas ferramentas disponíveis para antever os efeitos de alterações climáticas na distribuição geográfica da biodiversidade, dos anfíbios em particular. Neste contexto, efetuamos aqui um exercício preliminar de previsão dos efeitos do aquecimento global na distribuição dos anfíbios, tomando como exemplos algumas espécies brasileiras. Os modelos bioclimáticos foram obtidos a partir de coordenadas geográficas de lo-

calidades de ocorrência de sapinhos do gênero *Brachycephalus* (N = 12) e da perereca *Hypsiboas bischoffi* (N = 24) na Mata Atlântica do Brasil, com erro inferior a 1 km, e mapas digitais georreferenciados (escala de 1 km) de variáveis representativas do clima atual que se encontram na base de dados WORLDCLIM 1.4 [14]. Modelos matemáticos foram obtidos através do algoritmo MAXENT, que aplica um critério de entropia máxima para estimar a probabilidade de distribuição de um organismo numa área geográfica, com base nas características bioclimáticas de localidades de ocorrência conhecida do organismo [17]. Os modelos de distribuição geográfica atual assim obtidos foram utilizados para estimar a probabilidade de ocorrência das espécies de *Brachycephalus* e de *H. bischoffi* no futuro, com um segundo conjunto de mapas digitais georreferenciados (escala de 1 km) de variáveis representativas do clima previsto para o ano de 2100, tendo em conta uma duplicação das emissões de CO₂ relativamente à era pré-industrial (2 × CO₂ – 710ppm)[12]. Como a probabilidade de ocorrência estimada varia de 0-100, foi necessário utilizar um valor-limite para o qual se aceita a previsão de ocorrência da espécie. Esse valor limite foi calculado separadamente para as espécies de *Brachycephalus* e para *H. bischoffi*, aceitando a ocorrência das espécies para valores superiores ao mínimo estimado nos modelos de distribuição atual, para localidades onde a ocorrência das espécies foi observada (limite mínimo de presença). Esse limite foi mantido na extrapolação dos modelos para obter previsões da distribuição das espécies de acordo com projeções climáticas futuras. Os modelos resultantes foram projetados numa área correspondente à Mata Atlântica do Brasil e editados para efeitos de representação gráfica no sistema de informação geográfica IDRISI v. 15 [6].

BIBLIOGRAFIA

1. AUSTIN, M.P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157, 101-118. 2002.
2. BLAUSTEIN, A.R.; BELDEN, L.K.; OLSON, D.H. *et al.* Amphibian breeding and climate change. *Conservation Biology* 15: 1804-1809. 2001.
3. CAREY, C.; ALEXANDER, M.A. Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions* 9: 111-121. 2003.
4. CARNAVAL, A.C.O.Q.; TOLEDO, L.F.; HADDAD, C.F.B.; BRITTO, F.B. Chytrid fungus infects high-altitude stream-dwelling *Hylodes magalhaesi* (Leptodactylidae) in the Brazilian Atlantic rainforest. *Froglog* 70:3-4. 2005.
5. CARNAVAL, A.; PUSCHENDORF, R.; PEIXOTO, O. L. VERDADE, V.K. ; RODRIGUES, M.T. Amphibian chytrid fungus broadly distributed in the Brazilian Atlantic Rain Forest. *Ecohealth* 3: 41-48. 2006.
6. Clark Labs. **IDRISI 15 GIS: The Andes Edition**. Clark Labs, The IDRISI Project, Clark University, Worcester, MA. 2006.
7. CORN, P.S. Climate change and amphibians. *Animal Biodiversity and Conservation* 28: 59-67, 2005.
8. DONNELLY, Maureen A.; CRUMP, Martha L. Potencial Effects of Climate Change on Two Neotropical Amphibian Assemblages. *Climate Change*, 39:2-3, 541-561, 1998.
9. DUELLMAN, W.E.; TRUEB, L. **Biology of amphibians**. New York: Mcgraw-hill Book Co., 1986. 670 p.
10. FROST, D.R. **Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 4**. American Museum of Natural History, New York, USA. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.php>>. Acesso em: 17 ago. 2006.
11. GIBBS, J.P.; BREISCH, A.R. Climate warming and calling phenology of frogs near Ithaca, New York, 1900-1999. *Conservation Biology* 15:1175-1178. 2001.
12. GOVINDASAMY, B.; DUFFY, P.B. ; COQUARD, J. High-resolution simulations of global climate, part 2: effects of increased greenhouse cases. *Climate Dynamics* 21: 391-404. 2003.
13. HADDAD, C.F.B.; PRADO, C.P.A. Reproductive modes in frogs and their unexpected diversity in the Atlantic forest of Brazil. *BioScience* 55: 207-217. 2005.
14. HIJMANS, R.J.; CAMERON, S.E.; PARRA, J.L. JONES, P.G.; JARVIS, A. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978. 2005.
15. JACKSON, A.W. The effect of temperatura, humidity and barometric pressure on the rate of calling *Acris crepitans* Baird in Brazos County, Texas. *Herpetologica* 8:18-20. 1952.

16. LIPS, K.R.; BREM, F.; BRENES, R. *et al.* Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community. **PNAS** 103: 3165-3170. 2006.
17. PHILIPS, S.J.; ANDERSON, R.P.; SCHAPIRE, R.E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling** 190: 231-259. 2006.
18. POUNDS, J.A.; BUSTAMANTE, M.R.; COLOMA, L.A. *et al.* Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. **Nature** 439: 161-167. 2006.
19. POUNDS, J.A.; CRUMP, M.L. Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and harlequin frog. **Conservation Biology**, 8: 72-85, 1994.
20. PUSCHENDORF, R.; BOLANOS, F.; CHAVES, G. The amphibian chytrid fungus along an altitudinal transect before the first reported declines in Costa Rica. **Biological Conservation** 13: 136-142. 2006.
21. RAFFEL, T.R.; ROHR, J.R.; KIESECKER, J.M.; HUDSON, P.J. Negative effects of changing temperature on amphibian immunity under field conditions. **Functional Ecology** 2: 819-828. 2006
22. READING, C.J. Linking global warming to amphibian declines through its effects on female body condition and survivorship. **Oecologia**, 151 (1): 125-131, 2006.
23. SBH. 2005.. Sociedade Brasileira de Herpetologia (SBH). **Lista de espécies de anfíbios do Brasil**. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br/checklist/anfibios.htm>>. Acesso em: 11 dez. 2006.
24. SIH, A.; BELL, A.M.; KERBY, J.L. Two stressors are far deadlier than one. **Trends in Ecology & Evolution** 19: 274-276. 2004.
25. TOLEDO, L.F.; HADDAD, C.F.B.; CARNAVAL, A.C.O.Q.; BRITTO, F.B. A Brazilian anuran (*Hylodes magalhaesi*: Leptodactylidae) infected by *Batrachochytrium dendrobatidis*: a conservation concern. **Amphibian and Reptile Conservation** 4: 17-21. 2006.
26. TOLEDO, L.F.; BRITTO, F.B.; ARAÚJO, O.G.S.; GIASSON, L.O.M.; HADDAD, C.F.B. In press. The occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in Brazil and the inclusion of 18 new cases of infection. **South American Journal of Herpetology**. 1(3): 185-191. 2006.
27. WELLS, K.D. The social behaviour of anuran amphibians. **Anim. Behav.**, 25: 666-693. 1977.
28. ZWEIFEL, R.G. Effect of temperature on the call of the frog, *Bombina variegata*. **Copeia** 1959: 322-327. 1959.