



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ

Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da
Biodiversidade

IARA MAÍRA JALORETTO BARREIRO

USO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL COMO
FERRAMENTA PARA ENCONTRAR ESPÉCIES POUCO AMOSTRADAS

PPG Ecologia da Conservaçãc



ILHÉUS, 2014

IARA MAÍRA JALORETTO BARREIRO

USO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL COMO
FERRAMENTA PARA ENCONTRAR ESPÉCIES POUCO AMOSTRADAS

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz, para a obtenção do Título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientador: Dr. MircoSolé
Co-orientador: Dr. Marcos Vital

ILHÉUS, BA

2014

B271

Barreiro, Iara Maíra Jaloretto.

Uso de modelagem de distribuição potencial como ferramenta para encontrar espécies pouco amostradas / Iara Maíra Jaloretto Barreiro. – Ilhéus, BA: UESC, 2014.

45f. ; anexos

Orientador: Mirco Solé.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz, Programa de Pós - Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências.

1. Anfíbio. 2. Nicho (Ecologia). 3. Modelos animais em pesquisa. 4. Espécies em extinção. I. Título.

CDD 597.8

Agradecimentos

Quero agradecer a todos que passaram na minha vida nesta época em que eu estive na Bahia, pois tudo o que eu sou hoje tem um pouquinho de cada um de vocês.

Sou extremamente grata a minha família, que mesmo distante nunca esteve ausente.

Ao Dr. Mirco Solé pela oportunidade, paciência e apoio logístico.

Ao Dr. Marcos Vital pela orientação (mesmo distante) e por ter ministrado a disciplina de Estatística na UESC no começo do meu mestrado.

Ao PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade e a todos os professores pelos ensinamentos que foram fundamentais para a minha formação.

A CAPES pela bolsa.

Ao Dr. Paulo De Marco Jr pelas discussões durante o curso de Modelagem de Biodiversidade no IPÊ e a disciplina na UESC.

Agradeço o prof. Dr. André Amorim e o pessoal do Herbário CEPEC, pois me acolheram e me proporcionaram muitos momentos bons e de crescimento.

Ao prof. Dr. Antônio Argôlo pelo aprendizado e ao pessoal da coleção de anfíbios da Uesc pelo apoio sempre que precisei.

Aos responsáveis e proprietários das áreas visitadas: Norberto Hess, família Soares Melo, Annette Eldridge, Flávio Fontes, Osmar Borges, Edson, Alexandre Enout, Neide.

A Thaís Dória, Camila Trevisan e a Dra. Flora Juncá por ter disponibilizado os dados das coleções.

Aos motoristas da Uesc, Daniel e Samuel.

O Danilo Ruas e Caio Mendes por me ajudar a identificar os girinos.

A todos do laboratório de vertebrados por todo auxílio, discussões, conversas, risadas, faxinações, reuniões, café científico, enfim, por todo o aprendizado.

Agradeço especialmente todos que me ajudaram nos campos, pois é a ajuda mais difícil de conseguir e essencial para o desenvolvimento do trabalho: Euvaldo, Amanda, Débora, Zé Morante, Thiago, Tadeu, Danilo, Francisco, Tom, Bil, Edson R. Luiz, Josafá, Josafá filho.

Ao pessoal da minha turma de mestrado: Vini, Laís, Leiza, Nica, Mari, Let (tenho um carinho especial por vocês!) e a todos os alunos da pós que me proporcionaram muitos momentos de crescimento.

Agradeço ao Thiago Araújo, pelo companheirismo, atenção e paciência durante muitos anos da minha vida e por quase todo o período do mestrado. Você me proporcionou o que eu mais quis, evolução!

Um agradecimento especial para Débora e Zé que me acolheram e me apoiaram neste momento intenso, difícil e especial da minha vida.

E por fim, agradeço a todos que de alguma forma me proporcionaram muitas crises de riso, muitas conversas, reflexões, bebedeiras, muito banho de mar e de Sol, muitas noites em claro, discussões, enfim, muita coisa boa!

Todos foram essenciais para a conclusão deste mestrado e término de mais um ciclo.

Gratidão!

RESUMO

Os modelos de nicho ecológico têm como objetivo principal preencher as lacunas de conhecimento sobre os limites geográficos das espécies e sem estas informações torna-se impossível aplicar os critérios da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN) para avaliar seu estado de conservação. Assim, este trabalho teve como objetivo analisar a eficiência da modelagem de nicho ecológico em maximizar esforços para guiar trabalhos de campo e localizar cinco espécies de anfíbios no estado da Bahia, nordeste do Brasil. Para a produção dos modelos foram utilizadas todas as ocorrências espacialmente únicas conhecidas para as espécies, o algoritmo MAXENT e dez variáveis ambientais obtidas do WorldClim. Os modelos obtiveram altos valores de AUC e de TSS, indicando um desempenho relativamente bom em prever áreas de ocorrência potencial para estas espécies, porém o Teste exato de Fisher não encontrou relação entre a variável adequabilidade ambiental e a frequência de encontro para as espécies encontradas. Com a validação desses modelos em campo, duas espécies foram registradas em novas localidades, indicando que se estes modelos forem bem calibrados e refinados, podem se tornar ferramentas úteis para encontrar novos registros de espécies, entender sua distribuição geográfica e assim avaliar seu status de conservação.

Palavras-chave: validação, anfíbios, espécies restritas, Data Deficient, Maxent, espécies ameaçadas.

ABSTRACT

The ecological niche models are primarily intended to fill gaps in knowledge about the geographic limits of species and without this information it is impossible to apply the criteria of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) to assess their conservation status. Therefore, this study aimed to evaluate the efficiency of ecological niche modeling in maximizing efforts to guide field works to locate five amphibian species in Bahia state, northeastern Brazil. To build the models, we used all spatially single occurrences known for each species, the MAXENT algorithm and ten environmental variables obtained from Worldclim site. The models showed high AUC and TSS values, which indicates a relatively good performance in predicting potential areas of occurrence for these species, but Fisher's exact test showed no relationship between the environmental suitability variable and the frequency of encounter of the species. With the validation of these models in the field, two species were recorded in new locations, which indicates that if these models are well calibrated and refined, they maybe come useful tools to find new species records, understand their geographical distribution and, therefore, assess their conservation status.

Keywords: validation, amphibian, rare species, Data Deficient, Maxent, threatened species.

Sumário

<i>Introdução Geral</i>	08
Anexos.....	21

Artigo

Uso de modelagem de distribuição potencial como ferramenta para encontrar espécies pouco amostradas	23
Introdução.....	24
Material e Métodos.....	25
Escolha das espécies.....	25
Dados de ocorrência.....	25
Variáveis ambientais	26
Processo de modelagem	27
Validação dos modelos e limiar de corte.....	27
Avaliação dos modelos	28
Resultados.....	29
Discussão	30
Referências	33
Anexos.....	38
Material Suplementar.....	43
Conclusão Geral	45

Introdução Geral

Entender os padrões de distribuição espacial das espécies é fundamental para a conservação da biodiversidade, sendo estes padrões determinados principalmente por tolerâncias a certas condições abióticas, interações com outras espécies e pelo potencial de dispersão e de colonização da espécie em um período de tempo (MacArthur 1972, Pulliam 2000, Soberón e Peterson 2005). Tais padrões podem ser modificados indiretamente por condições ambientais que afetam a disponibilidade de um recurso, o desenvolvimento de uma doença, a competição, alterando a morfologia e o comportamento de um organismo.

As tolerâncias e exigências de um organismo são aspectos importantes na definição de nicho ecológico. A primeira ideia de nicho é atribuída a Joseph Grinnell que discutiu sobre o nicho de várias espécies animais (aves e mamíferos) e o definiu como: um espaço ocupado por um organismo onde as condições e recursos existentes combinam com suas características fisiológicas e comportamentais dando às espécies a capacidade de sobreviver e se reproduzir, portanto o nicho seria uma unidade do ambiente e não do seu ocupante.

Charles Sutherland Elton acreditava que o nicho significava a posição do organismo no ambiente, o espaço que ele ocupava, onde seu status na comunidade era determinado por condições ambientais, pelas relações com outros organismos e sua posição trófica. Ele focava no papel funcional do organismo dentro da cadeia alimentar, onde o nicho ainda é uma propriedade da comunidade e não do seu ocupante.

Anos mais tarde, George Evelyn Hutchinson descreveu que o nicho era a soma de todos os fatores que atuam sobre o indivíduo, definindo-o como “uma

região de um hiper-volume n-dimensional”, assim cada dimensão corresponde a uma variável biótica ou abiótica que limita a sobrevivência de um organismo (ex. temperatura, umidade, pH, recursos alimentares, locais para nidificação, intensidade luminosa, pressão predatória, densidade populacional, entre outras). Portanto, este hiper-volume representa os fatores limitantes à sobrevivência do organismo e a amplitude de tolerância a esses fatores. Este conceito é ainda alvo de muita discussão na literatura (Whittaker *et al.* 1973, Pulliam 2000, Leibold 1995, Colwell e Rangel 2009) e por muitas vezes é mal compreendido e aplicado de forma incorreta.

Através da análise do histórico do conceito de nicho, é possível observar que a relação entre a espécie e seu ambiente é uma das questões mais importantes em ecologia e na quantificação dessas relações se originou a Modelagem de Distribuição Potencial (MDP) (Guisan e Zimmermann 2000, Guisan e Thuiller 2005). Esta modelagem é conhecida também como Modelagem de nicho ecológico e tem como objetivo principal preencher as lacunas de conhecimento sobre os limites geográficos das espécies com base no conceito de nicho ecológico proposto por Hutchinson (1957).

A MDP é um processamento computacional que através da aplicação de um algoritmo encontra relações (não aleatórias) entre os dados de ocorrência das espécies e os dados ecológico/ambientais pertinentes a espécie (precipitação, temperatura, topografia...), convertendo os dados de ocorrência em mapas de distribuição geográfica e indicando áreas adequadas ou não para que a espécie ocorra (Figura 1).Entretanto, quando os modelos mostram lugares adequados para determinada espécie, não significa que ela realmente ocorra nesses locais, pois existem outros fatores que podem influenciar sua existência naquela área, como:

interação com outros organismos ou uma barreira geográfica, por exemplo. Portanto, é de extrema importância saber interpretar esses modelos.

Soberón e Peterson (2005) desenvolveram um esquema simples, porém interessante para interpretar corretamente os modelos e compreender os fatores que podem influenciar a presença e ausência das espécies neste espaço geográfico. Este é conhecido como diagrama BAM (Figura 2), uma representação abstrata do espaço geográfico (G) constituído de círculos e suas interseções. A letra B corresponde a uma região onde condições bióticas (interação entre espécies: competição, polinização, dispersão) permitem a existência de populações viáveis, a letra A é uma região geográfica onde existem condições abióticas (temperatura, umidade do ar, aspectos do terreno, precipitação) favoráveis para a ocorrência de uma determinada espécie e pode ser considerada como a expressão geográfica do nicho fundamental e a letra M é a região acessível para a dispersão ou colonização pela espécie e a capacidade que a espécie tem para chegar a determinado lugar. A interseção de B+A+M representa a área que a espécie realmente ocupa e B+A representa a extensão geográfica do nicho fundamental da espécie, ou seja, possui as condições bióticas e abióticas ideais, mas permanece fora do alcance. Os fatores ecológicos exercem uma influência diferente sobre cada espécie, portanto o ideal é existir um conhecimento prévio sobre a biologia do organismo que se pretende estudar para que este diagrama ajude a entender melhor os modelos gerados.

O interesse em MDP vem tornando estes modelos uma ferramenta muito importante em questões de conservação, ecologia, evolução e biogeografia, utilizando-a para prever a distribuição de espécies endêmicas, raras ou ameaçadas (Werneck *et al.* 2011, Giovanelli *et al.* 2008a, Engler *et al.* 2004, Guisan *et al.* 2006, Pearson *et al.* 2007, Young 2007, Weinsheimer *et al.* 2010, Urbina-Cardona e

Loyola 2008, Pie *et al.* 2013, Kumar e Stohlgren 2009); auxiliar na determinação de áreas prioritárias para conservação (Rodder *et al.* 2010, Ortega-Huerta e Peterson 2004, Araujo *et al.* 2004); indicar o potencial invasivo de espécies exóticas (Vital *et al.* 2012, Rodder 2009, Rodder *et al.* 2008, Giovanelli *et al.* 2008b, Peterson *et al.* 2003); estudar as possíveis rotas de disseminação de doenças infecciosas (Rödder *et al.* 2009, Costa *et al.* 2002); fazer análises biogeográficas (Siqueira e Durigan 2007) e prever os impactos de mudanças climáticas na biodiversidade (Loyola *et al.* 2014, Lima-Ribeiro *et al.* 2012, Siqueira & Peterson 2003, Martínez-Meyer *et al.* 2004, Peterson *et al.* 2002, Hijmans e Graham 2006).

Com a disponibilidade gratuita de dados do ambiente como tipos de solo, índices de vegetação, topografia (USSGS, disponível em <http://eros.usgs.gov/>; AMBDATA, disponível em <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>; TOPODATA, disponível em <http://www.dsr.inpe.br/topodata/index.php>) e dados climáticos (derivados de temperatura e pluviosidade) obtidos a partir de interpolação de estações meteorológicas (Hijmans *et al.* 2005, disponível em <http://www.worldclim.org>; AMBDATA, disponível em <http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/index.php>) a MDP está mais acessível e sendo mais utilizada. Vale ressaltar que as variáveis ambientais escolhidas devem representar os principais fatores limitantes para a ocorrência da espécie.

Existem vários algoritmos para se utilizar na modelagem e a sua escolha depende da natureza dos dados e da pergunta a qual se pretende responder. Os algoritmos variam dos simples aos mais complexos e formam dois grupos conforme o tipo de dados que usam: existem aqueles que utilizam apenas registros de presença (ex. Distância Euclidiana, de Mahalanobis, BIOCLIM, DOMAIN, SVM, GARP, MAXENT) e aqueles que utilizam dados de presença e ausência (ex. GLM).

Estes métodos podem ser encontrados em plataformas computacionais como OpenModeller (Muñoz *et al.* 2011), BIOMOD (Thuiller 2003, Thuiller *et al.* 2009) e o MAXENT que possui uma plataforma Desktop não havendo necessidade de outro sistema (Phillips *et al.* 2006).

Nos últimos anos, vários trabalhos comparando estes algoritmos e discutindo suas principais características, vantagens e desvantagens foram publicadas, tornando-se uma importante fonte de consulta para a escolha do método mais apropriado (ver Giovanelli *et al.* 2010, Elith *et al.* 2006, Elith e Graham 2009, Elith e Leathwick 2009, Kamino *et al.* 2011). No presente trabalho foi utilizado o algoritmo MaxEnt 3.3.3e (Phillips *et al.* 2006), pois tem se mostrado o mais preciso quando temos somente dados de presença e poucos registros de ocorrência da espécie (Elith *et al.* 2006, Wisz *et al.* 2008, Hernandez *et al.* 2006, Giovanelli *et al.* 2010).

O campo de avaliação do desempenho dos modelos está em constante evolução, existindo testes internos e externos que revelam o quão preciso está o modelo produzido. Nos testes internos o desempenho estatístico do modelo é avaliado (Liu *et al.* 2011, Lobo *et al.* 2008, Pearce e Ferrier 2000), sendo estes decorridos dos tipos de erros da Matriz de confusão (Tabela1) e para medir a precisão destes modelos existem duas medidas de acurácia (Pearce e Ferrier 2000): a Capacidade de Discriminação (capacidade de um modelo distinguir entre locais onde a espécie foi detectada e locais onde a espécie é ausente) e a Confiabilidade (combinação entre a probabilidade de prever a ocorrência da espécie e a proporção observada de lugares ocupados pelas espécies). Quando o resultado do modelo é um mapa contínuo, ambas as medidas podem ser utilizadas,

porém quando o resultado é um mapa binário, somente a Capacidade de Discriminação pode ser empregada.

Nos testes externos pode ser feita a separação, pelo próprio modelador, de parte dos dados de ocorrência para treino e parte para teste, averiguando se o modelo indica as áreas omitidas pelo modelador e também é possível validar o modelo em campo, onde o objetivo é procurar tais espécies nas áreas previstas pelo modelo. Esta última forma de validação é a mais robusta, porém ainda é escassa (Siqueira *et al.* 2008).

Com a MDP podemos extrair informações biogeográficas úteis a partir de poucos registros de ocorrência (Pearson *et al.* 2007). Assim, estes estudos que visam a busca por novas populações de espécies com distribuição restrita, tornam-se muito importantes frente à falta de conhecimento sobre a real distribuição geográfica de muitas espécies somada a escassez de informação sobre o tamanho populacional das mesmas. Aplicar os critérios da IUCN (International Union for Conservation of Nature) para classificá-las em alguma categoria de ameaça ou tirá-las da categoria “Deficiente em Dados” (DD) (IUCN 2001), torna-se impossível sem estas informações. Entender se a espécie possui uma distribuição mais ampla do que a conhecida ou uma distribuição restrita geograficamente, é muito importante em um hot spot de biodiversidade como a Mata Atlântica brasileira (Myers *et al.* 2000).

Atualmente, quase um terço dos anfíbios do mundo está em alguma categoria de ameaça de extinção ou já foram extintos (IUCN 2008) e entre os vertebrados terrestres é o grupo com o maior número de espécies “Deficiente em Dados” (Hoffman *et al.* 2010). São animais sensíveis às mudanças nas condições ambientais (Duellman e Trueb 1994) e portanto, muitos são utilizados como

indicadores de habitats preservados, sofrendo com altos riscos de ameaça e baixos níveis de esforço de conservação (Hoffman *et al.* 2010). Devido a essa alta sensibilidade e a fácil previsão de suas exigências ambientais, o uso da modelagem neste grupo torna-se eficiente tornando-se possível conhecer um pouco mais sobre suas espécies “Deficiente em Dados”.

Dentre as espécies de anfíbios que encontram-se neste status, estão: *Aplastodiscus sibilatus* (Cruz, Pimenta e Silvano, 2003), *Bokermannohyla lucianae* (Napoli e Pimenta, 2003), *Dendrophryniscus proboscideus* (Boulenger, 1882), *Phasmahyla spectabilis* Cruz, Feio e Nascimento, 2008 e *Scinax strigilatus* (Spix, 1824) (Figura 3). O pequeno *D. proboscideus* pertence à família Bufonidae, habita a serrapilheira da floresta e já foi encontrado próximo a um riacho durante o dia (Feio *et al.* 2003). As outras quatro espécies pertencem à família Hylidae e podem ser encontradas sobre a vegetação ou sobre a serrapilheira das margens de pequenos riachos de fundo pedregoso ou de nascentes no interior da mata. Nas axilas de bromélias também é possível encontrar *B. lucianae* e *A. sibilatus*, porém sempre próximo a estes riachos característicos.

Estas cinco espécies de anfíbios vivem na Mata Atlântica do Sul do Estado da Bahia e duas, *P. spectabilis* e *D. proboscideus*, foram encontradas no estado de Minas Gerais em municípios próximos a divisa entre estes estados. A Mata Atlântica do Sul da Bahia, em conjunto com o Norte do Espírito Santo, é uma região apontada como maior refúgio bioclimático do pleistocênico para os anfíbios (Carnaval *et al.* 2009), destacando a importância de maiores esforços em estudos com este grupo de animais, nesta região.

Por serem anfíbios com pequena distribuição geográfica conhecida, estarem na lista de espécies “Deficiente em Dados”, serem de fácil identificação e

considerando que estudos de validação da modelagem em campo são escassos, testar a Modelagem de Distribuição Potencial com estas espécies se torna interessante e necessário. Neste contexto, este estudo objetiva analisar a eficiência da Modelagem de Distribuição Potencial em maximizar esforços para guiar trabalhos de campo e localizar estas espécies, no estado da Bahia.

Referências

- Araújo, M. B.; Cabeza, M.; Thuiller, W.; Hannah, L.; Williams, P. H. 2004. Would climate change drive species out of reserves? An assessment of existing reserve-selection methods. *Global Change Biology* 10: 1618–1626. doi: 10.1111/j.1365-2486.2004.00828.x
- Carnaval, A.; Hickerson, M. J.; Haddad, C. F. B.; Rodrigues, M. T.; Moritz, C. 2009. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323: 785–789.
- Colwell, R. K.; Rangel, T. F. 2009. Hutchinson's duality: The once and future niche. *PNAS* 106: 19651–19658.
- Costa, J.; Peterson, A. T.; Beard, C. B. 2002. Ecologic niche modeling and differentiation of populations of *Triatoma brasiliensis* neiva, 1911, the most important Chagas' disease vector in northeastern Brazil (Hemiptera, Reduviidae, Triatominae). *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene* 67: 516-520.
- Duellman, W. E.; Trueb, L. 1994. *Biology of Amphibians*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, USA 670 pp.
- Elith, J.; Graham, C. H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J.; Leathwick, J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 40: 677-97.
- Elith, J.; Graham, C. H.; Anderson, R. P.; Dudik, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; Hijmans, R. J.; Huettmann, F.; Leathwick, J. R.; Lehmann, A.; Li, J.; Lohmann, L. G.; Loiselle, B. A.; Manion, G.; Moritz, C.; Nakamura, M.; Nakazawa, Y.; Overton, J. M.; Peterson, A. T.; Phillips, S. J.; Richardson, K.; Scachetti-Pereira, R.; Schapire, R. E.; Soberon, J.; Williams, S.; Wisz, M. S.; Zimmermann, N. E.

2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- 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.
- Feio, R. N.; Pimenta B. V. S.; Silvano, D. 2003. Rediscovery and biology of *Rhamphophryne proboscidea* Boulenger (1882) (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Amphibia-Reptilia* 24(1): 108-112.
- Giovanelli, J. G. R.; de Siqueira, M. F.; Haddad, C. F. B.; Alexandrino, J. 2010. Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling* 221(2): 215-224. Doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.10.009
- Giovanelli, J. G. R.; Araujo, C. O.; Haddad, C. F. B.; Alexandrino, J. 2008a. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. *Neotropical Biology and Conservation* 3: 59-65.
- Giovanelli, J. G. R.; Haddad, C. F. B.; Alexandrino, J. 2008b. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biology Invasions* 10: 585-590.
- Guisan, A.; Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8(9): 993-1009. Doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x
- Guisan, A.; Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2-3): 147-186. Doi:10.1016/S0304-3800(00)00354-9
- 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: 501-511.
- 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.; Graham, C. H. 2006. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. *Global Change Biology*. 12: 2272-2281. Doi: 10.1111/j.1365-2486.2006.01256.x
- 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.

- Hoffmann, M.; Hilton-Taylor, C.; Angulo, A.; Böhm, M.; Brooks, T.M.; Butchart, S.H.M.; Carpenter, K.E.; Chanson, J.; Collen, B.; Cox, N.A.; Darwall, W.R.T.; Dulvy, N.K.; Harrison, L.R.; Katariya, V.; Pollock, C.M.; et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503–1509.
- Hutchinson, G. E. 1957. Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology* 22:415-427.
- IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2008. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List. Disponível em <www.iucnredlist.org/amphibians>. Acessado em 28/02/2014.
- IUCN. 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. ii + 30 pp.
- Kamino, L. H. Y.; Stehmann, J. R.; Amaral, S.; De Marco Jr., P.; Rangel, T. F.; Siqueira, M. F.; Giovanni, R.; Hortal, J. 2011. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters* doi:10.1098/rsbl.2011.0942.
- Kumar, S.; Stohlgren, T. J. 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and Natural Environment* 1(4): 094-098.
- Leibold, M. A. 1995. The Niche Concept Revisited: Mechanistic Models and Community Context. *Ecology* 76 (5): 1371-1382.
- Lima-Ribeiro, M. S.; Varela, S.; Nogués-Bravo, D.; Diniz-Filho, J. A. F. 2012. "Potential Suitable Areas of Giant Ground Sloths Dropped Before its Extinction in South America: the Evidences from Bioclimatic Envelope Modeling." *Natureza & Conservação* 10: 145–151.
- Liu, C.; White, M.; Newell, G. 2011. "Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence–absence data." *Ecography* 34(2): 232-243.
- 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.
- Loyola, R. D.; Lemes, P.; Brum, F. T.; Provete, D. B.; Duarte, L. D. S. 2014. Clade-specific consequences of climate change to amphibians in Atlantic Forest protected areas. *Ecography* 37: 65–72. Doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00396.x
- MacArthur, R. H. 1972. *Geographical Ecology: Patterns in the distribution of species*. Harper and Row, New York.

- Martínez-Meyer, E.; Peterson, A. T.; Hargrove, W. W. 2004. Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography* 13: 305–314. Doi: 10.1111/j.1466-822X.2004.00107.x
- Muñoz, M. E. S.; Giovanni, R.; Siqueira, M. F.; Sutton, T.; Brewer, P.; Pereira, R. S.; Canhos, D. A. L.; Canhos, V. P. 2011. OpenModeller: a generic approach to species' potential distribution modeling. *Geoinformatica* 1: 111-135.
- Myers, N.; Mittermeier, R. A.; Mittermeier, C. G.; Fonseca, G. A. B.; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Ortega-Huerta, M. A.; Peterson, A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10:39–54.
- Pearce, J.; Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Model.* 133: 225-245.
- 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.; Ortega-Huerta, M. A.; Bartley, J.; Sánchez-Cordero, V.; Soberón, J.; Buddemeier, R. H.; Stockwell, D. R. B. 2002. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. *Nature* 416: 626-629.
- Peterson, A. T.; Papes, M.; Kluza, D. A. 2003. Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science* 51: 863-868.
- Phillips, S. J.; Anderson, R. P.; Schapire, R. E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Pie, M. R.; Meyer, A. L. S.; Firkowski, C. R.; Ribeiro, L. F.; Bornschein, M. R. 2013. Understanding the mechanisms underlying the distribution of microendemic montane frogs (*Brachycephalus* spp., Terrarana: Brachycephalidae) in the Brazilian Atlantic Rainforest, *Ecological Modelling* 250: 165-176. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2012.10.019>.
- Pulliam, H. R. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol. Lett.*, 3, 349–361.
- Ricklefs, R. E. 2008. *The economy of nature*. (W. H. Freeman and Company, Ed.) (6th ed., p. 620). New York.

- Rödger, D. 2009. Human footprint, facilitated jump dispersal, and the potential distribution of the invasive *Eleutherodactylus johnstonei* Barbour 1914 (Anura, Eleutherodactylidae). *Trop Zool* 22:205-217.
- Rödger, D.; Solé, M.; Böhme, W. 2008. Predicting the potential distribution of two alien invasive Housegeckos (Gekkonidae: *Hemidactylus frenatus*, *Hemidactylus mabouia*). *North-Western Journal of Zoology* 4: 236-246.
- Rödger, D.; Engler, J. O.; Bonke, R.; Weinsheimer, F.; Pertel, W. 2010. Fading of the last giants: an assessment of habitat availability of the Sunda gharial *Tomistoma schlegelii* and coverage with protected areas. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 20: 678–684. Doi: 10.1002/aqc.1137
- Rödger, D.; Kielgast, J.; Bielby, J.; Schimidtlein, S.; Bosch, J.; Garner, T. W. J.; Veith, M.; Walker, S.; Fisher, M. C.; Lötters, S. 2009. Global Amphibian Extinction Risk Assessment for the Panzootic Chytrid Fungus. *Diversity* 1: 52-66. Doi: 10.3390/d1010052.
- Siqueira, M. F.; Durigan, G. 2007. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica* 30: 239-249.
- Siqueira, M. F.; Durigan, G.; De Marco Jr., P.; Peterson, A. T. 2008. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* 17: 25-32. Doi:10.1016/j.jnc.2008.11.001
- Siqueira, M. F.; Peterson, A. T. 2003. Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica* 3: 1-14.
- Soberón, J.; Peterson, A. T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species distributional areas. - *Biodiversity Informatics* 2: 1-10.
- Soberón, J. M. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. *Ecography* 33: 159–167. doi: 10.1111/j.1600-0587.2009.06074.x
- Thuiller, W. 2003. BIOMOD – optimizing predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology* 9: 1353-1362.
- Thuiller, W.; Lafourcade, L.; Engler, R.; Araujo, M. B. 2009. BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-373.
- Urbina-Cardona, J. N.; Loyola, R. D. 2008. Applying niche-based models to predict endangered-hylid potential distributions: are Neotropical protected areas effective enough? *Tropical Conservation Science* 1: 417–445.

- Vital, M. V. C.; Hepburn R.; Radloff, S.; Fuchs, S. 2012. Geographic Distribution of Africanized honeybees (*Apis mellifera*) Reflects Niche Characteristics of Ancestral African Subspecies. *Natureza & Conservação* 10(2):184-190.
- Weinsheimer, F.; Mengistu, A. A.; Rödder, D. 2010. Potential distribution of threatened *Leptopelis* spp. (Anura, Arthroleptidae) in Ethiopia derived from climate and land-cover data. *Endang Species Res* 9:117-124.
- Werneck, M. S.; Sobral, M.; Rocha, C. T. V.; Landau, E. C. 2011. Distribution and endemism of angiosperms in the Atlantic forest. *Natureza & Conservação* 9: 188-193.
- Whittaker, R. H.; Levin, S. A.; Root, R. B. 1973. Niche, habitat and ecotope. *American Naturalist* 107: 321-338.
- Wisz, M. S.; Hijmans, R. J.; Li, J.; Peterson, A. T.; Graham, C. H.; Guisan, A.; NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14: 763–773. Doi: 10.1111/j.1472-4642.2008.00482.x
- Young, B. E. 2007. Endemic species distributions on the east slope of the Andes in Peru and Bolivia. NatureServe, Arlington, Virginia, USA.

Anexos

Figura 1 Processo de Modelagem de Distribuição Potencial retirada de Ricklefs (2008).

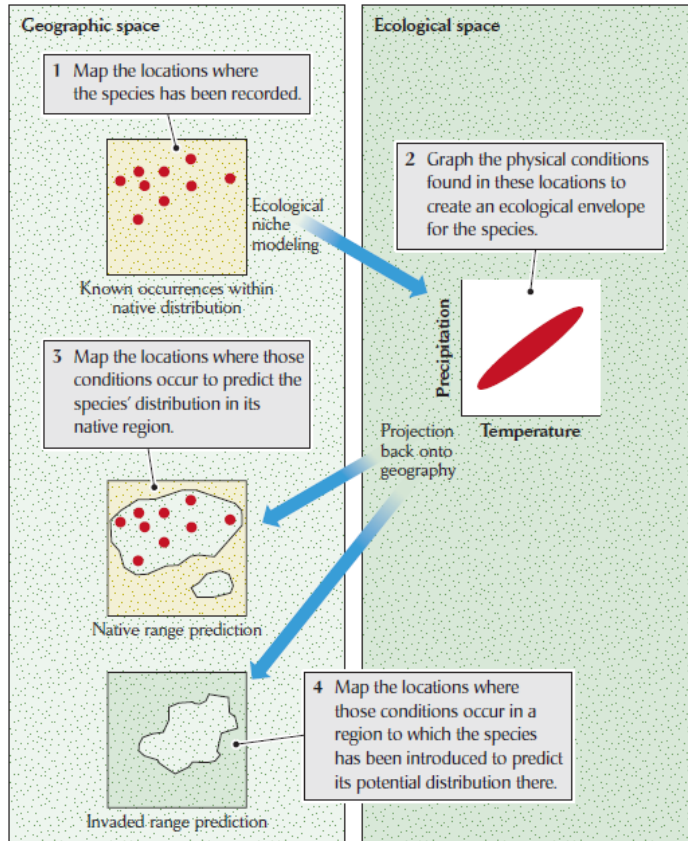


Figura 2 Ilustração do Diagrama BAM retirada de Soberón (2010).

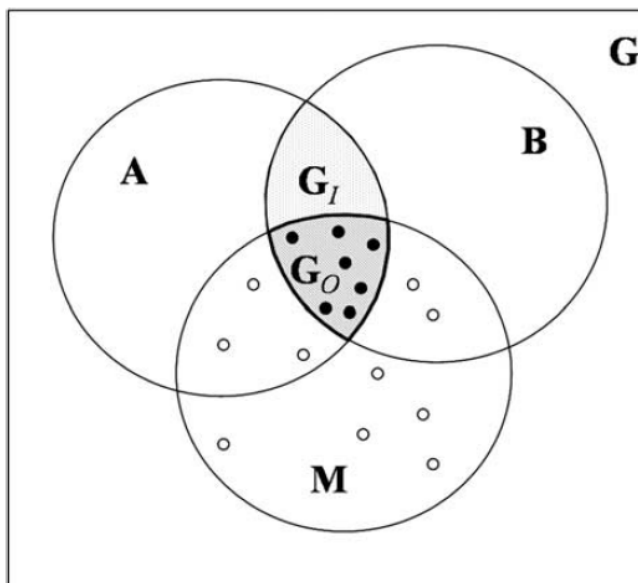


Figura 3 Espécies escolhidas para realizar a modelagem: A. *Aplastodiscus sibilatus*; B. *Scinax strigilatus*; C. *Dendrophryniscus proboscideus*; D. *Bokermannohyla luciana*; E. *Phasmahyla spectabilis*.



Tabela 1 Matriz de confusão. A- verdadeiro positivo (sensitividade); B- falso positivo (1-especificidade); C- falso negativo; D- verdadeiro negativo.

Previsão	Realidade	
	Presença	Ausência
Presença	A	B (erro de sobre-previsão)
Ausência	C (erro de omissão)	D

USO DE MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL COMO FERRAMENTA PARA ENCONTRAR ESPÉCIES POUCO AMOSTRADAS

Iara M Jaloretto Barreiro¹, Marcos V C Vital² e Mirco Solé^{3*}

¹³ Universidade Estadual de Santa Cruz, Bahia - Brasil

² Universidade Federal de Alagoas, Alagoas - Brasil

*mksol@uesc.br

Abstract

The ecological niche models are primarily intended to fill gaps in knowledge about the geographic limits of species and without this information it is impossible to apply the criteria of the International Union for Conservation of Nature (IUCN) to assess their conservation status. Therefore, this study aimed to evaluate the efficiency of ecological niche modeling in maximizing efforts to guide fieldworks to locate five amphibian species in Bahia state, northeastern Brazil. To build the models, we used all spatially single occurrences known for each species, the Maxent algorithm and ten environmental variables obtained from Worldclim site. The models showed high AUC and TSS values, which indicates a relatively good performance in predicting potential areas of occurrence for these species, but Fisher's exact test showed no relationship between the environmental suitability variable and the frequency of encounter of the species. With the validation of these models in the field, two species were recorded in new locations, which indicates that if these models are well calibrated and refined, they maybe come useful tools to find new species records, understand their geographical distribution and, therefore, assess their conservation status.

Keywords: validation, amphibian, rare species, Data Deficient, Maxent, threatened species.

Introdução

O Brasil é o país com o maior número de anfíbios já descritos no mundo, totalizando 879 espécies (Subirá et al. 2012) e um dos domínios vegetacionais de maior riqueza em espécies de anuros é a Mata Atlântica, abrigando cerca de 18% de todas as espécies de anfíbios na América do Sul (Lemes et al 2013). A Mata Atlântica do sul da Bahia foi identificada como o maior dos três refúgios pleistocênicos do bioma (Carnaval et al. 2009) o que explica, em parte, a grande diversidade de anuros encontradas no estado (~190 espécies; Dr. Mirco Solé, com. press.).

Embora seja possível observar um aumento no número de estudos com anuros na região, provavelmente devido à chegada e permanência de especialistas no grupo em universidades e centros de pesquisa no estado, o que se percebe é um crescimento no número de espécies descritas (e.g. Lugli and Haddad 2006a; 2006b; Cassimiro et al. 2008; Cruz et al. 2008; Pimenta et al. 2009; Napoli et al. 2011; Lourenço-de-Moraes et al. 2012) e o aumento da distribuição geográfica conhecida para outras (e.g. Napoli et al. 2011, Dias et al. 2010, Lantyer-Silva et al. 2011).

Entretanto, a maioria das espécies sofre com a falta de conhecimento acerca da sua distribuição, dificultando a avaliação de seu real estado de conservação.

Atualmente, 25% de espécies de anfíbios possuem dados insuficientes para determinar o seu estado de ameaça (IUCN 2008), de modo que entre os vertebrados terrestres, este é o grupo com o maior número de espécies “Deficiente em Dados” (Hoffman et al. 2010). Espécies presentes nesta categoria merecem especial interesse para conservacionistas uma vez que muitas delas podem corresponder a espécies raras, sendo difíceis de encontrar e justificando sua ocorrência restrita, ou podem até estar ameaçadas, pois declínios populacionais em anfíbios já têm sido relatados (Lips et al. 2005). Além disso, os anfíbios estão entre os Taxa mais vulneráveis a mudanças ambientais (Araújo et al. 2006), devido à sua alta sensibilidade a alterações de hábitat. Por exemplo, fatores como o regime de chuvas podem influenciar sua distribuição, pois seu período de reprodução é afetado pela disponibilidade de sítios aquáticos (Aichinger 1987). Nesse contexto, a Modelagem de Distribuição Potencial (MDP) é uma

ferramenta promissora para identificar potenciais áreas de ocorrência de espécies pouco amostradas na natureza.

Tendo em vista esta diversidade de espécies com pouca informação que existe na Mata Atlântica do estado da Bahia é preciso maximizar esforços de campo para procurar estas espécies. O conhecimento sobre onde elas possuem maiores chances de serem encontradas pode aumentar significativamente o sucesso dessas campanhas, facilitando a compreensão do seu grau de ameaça. Deste modo, este estudo objetivou analisar a eficiência da MDP em maximizar esforços para guiar trabalhos de campo e localizar espécies de anfíbios pouco amostradas, no Sul da Bahia.

Material e Métodos

Escolha das espécies

Para analisar a eficiência da MDP em prever a distribuição de espécies DD, foram escolhidas cinco espécies de anuros (Figura I). Quatro delas pertencem à família Hylidae (*Aplastodiscus sibilatus*, *Bokermannohyla lucianae*, *Phasmahyla spectabilis* e *Scinax strigilatus*) e uma pertence à família Bufonidae (*Dendrophryniscus proboscideus*). Todas compartilham o mesmo grupo de características: (1) poucos pontos de ocorrência; (2) reprodução de padrão prolongado (Wells 2007); (3) listadas como “Deficiente em Dados” (IUCN 2013); (4) encontradas na Mata Atlântica da região do sul da Bahia; (5) são de fácil identificação e possuem vocalizações características (com exceção de *D. proboscideus* que ainda não possui sua vocalização descrita).

Dados de ocorrência

Os pontos georreferenciados dos locais onde estas espécies ocorrem foram obtidos da literatura, da rede de coleções científicas indexadas *SpeciesLink* (Cria 2005) e dos museus: Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz (MZUESC), Museu de Zoologia da Universidade Federal da Bahia (MZUFBA) e Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Feira de Santana (MZFS). Todas as coordenadas foram convertidas para WGS84 pela calculadora geográfica do INPE (INPE 2013). A fim de se obter dados mais precisos, realizou-

se uma investigação das localidades onde as espécies foram encontradas para confirmar a precisão das coordenadas. Para isto, utilizaram-se ferramentas como: GeoLoc e InfoXY da rede *SpeciesLink* (Cria 2005) e o *software Google Earth*.

O número de pontos espacialmente únicos variou entre as cinco espécies, onde *B. lucianae* foi registrada em um menor número de localidades (seis) e *S. strigilatus* teve o maior número de registros (treze) (Tabela I). Havia registros de quase todas as espécies na Mata Atlântica do sul da Bahia, com exceção de *D. proboscideus* com registro para Almenara (MG) e de *P. spectabilis* encontrada em Santa Maria do Salto (MG).

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais utilizadas para caracterizar o nicho ecológico das espécies em estudo foram: (v1) *variação da temperatura média diurna*; (v2) *sazonalidade da temperatura*; (v3) *temperatura máxima do mês mais quente*; (v4) *temperatura mínima do mês mais frio*; (v5) *variação da temperatura anual*; (v6) *precipitação anual*; (v7) *sazonalidade da precipitação*; (v8) *precipitação do trimestre mais chuvoso*; (v9) *precipitação do trimestre mais quente e*; (v10) *altitude*. São variáveis ambientais observadas e interpoladas (entre os anos 1950 e 2000) e disponíveis a partir da base de dados Wordclim (Hijmans et al. 2005) e foram escolhidas por se tratarem de eventos climáticos extremos, sendo geralmente mais importantes para limitar a distribuição de anfíbios. Giovanelli et al. (2010), estabeleceram estas mesmas variáveis em seus modelos de distribuição potencial utilizando a correlação de Pearson para analisar a redundância entre elas.

Em algumas situações não foi possível chegar a coordenada precisa do local de ocorrência da espécie, substituindo-a pela coordenada do município. Portanto, para que todos os pontos pudessem ser utilizados no modelo, foram empregadas variáveis ambientais com resolução de 2.5 *arc-minutes*. Devido à necessidade de utilizar ambientes favoráveis às espécies e de incluir outros com características desfavoráveis para gerar pseudo-ausências (Barve et al. 2011), foram utilizados os limites dos estados costeiros que possuem remanescentes de Mata Atlântica brasileira.

Processo de modelagem

A modelagem de distribuição potencial foi produzida através do Maxent 3.3.3e (Phillips et al. 2006), pois este mostrou melhor desempenho ao utilizar apenas dados de presença e/ou poucos registros de ocorrência da espécie e dados de pseudo-absência (Elith et al. 2006; Hernandez et al. 2006; Pearson et al. 2006; Giovanelli et al. 2010), como no estudo feito com *Hypsiboas bischoffi*, um anfíbio de distribuição espacial restrita a Mata Atlântica brasileira (Giovanelli et al. 2010). O Maxent produz previsões e inferências a partir de informações incompletas (ver Phillips et al. 2006), e baseia-se no princípio de adequabilidade da máxima entropia (estimar uma distribuição de probabilidade mais próxima de uma distribuição uniforme). Como as espécies possuem poucos registros, foi utilizado um número menor de parâmetros para não ocorrer um sobreajuste do modelo (“*overfitting*”), selecionando somente os parâmetros: linear e quadratic, com 1000 iterações e com remoção de todas as duplicatas.

Validação dos modelos e limiar de corte

Para validar o modelo é necessário identificar áreas com maiores chances para que as cinco espécies ocorram concomitantemente. Para isso, os mapas com gradientes de adequabilidade ambiental foram transformados em mapas binários e sobrepostos, onde é possível distinguir áreas de alta e de baixa adequabilidade, conforme o limiar escolhido. Foi utilizado o limiar que mostra áreas com máxima adequabilidade ambiental, com melhor desempenho e com maior valor de corte “maximum training sensitivity plus specificity” (Liu et al. 2005; Liu et al. 2013; Bean et al. 2011), procurando equilibrar os erros de omissão e sobreprevisão, reduzindo as incertezas sobre os modelos.

A partir da sobreposição dos mapas gerados foram selecionadas sete áreas independentes para a validação do modelo em campo, quatro na faixa de alta adequabilidade ambiental e três na faixa de baixa adequabilidade ambiental (Tabela II; Figura II). Cada área foi examinada visual e auditivamente por três coletores, durante três dias, a procura do indivíduo adulto, do seu girino e sua vocalização. O período da validação em campo ocorreu entre os meses de Setembro de 2013 a Abril de 2014, quando há grande precipitação pluviométrica e altas temperaturas na região e consequentemente maior atividade de reprodução, período mais

conspícuo da vida dos anuros (Duellman and Trueb 1986). Os espécimes encontrados foram coletados e depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Santa Cruz (MZUESC).

Avaliação dos modelos

Devido à disponibilidade de poucos pontos de ocorrência das espécies, não foi possível avaliar o modelo utilizando partição dos dados para subconjunto de treino e teste. Portanto, utilizou-se “True Skill Statistic” (TSS) (Allouche et al. 2006) e “Area Under Curve” (AUC) ROC (Phillips et al. 2006; Fielding and Bell 1997). Por ser mais adequado com pequenas amostras, foi utilizado o teste exato de Fisher unicaudal para comparar as frequências esperadas para cada área com as observadas em campo.

O método TSS leva em conta os erros de omissão e sobre-previsão, não sendo afetado pela prevalência nem pelo tamanho do conjunto de validação. Variando de -1 a +1, onde +1 indica um bom desempenho do modelo e valores entre -1 e 0 indica um desempenho não melhor do que o aleatório (ver Allouche et al. 2006).

A curva ROC é obtida a partir da representação gráfica dos vetores de sensibilidade (verdadeiro-positivo e ausência de erro de omissão) no eixo y e 1- especificidade (verdadeiro-negativo e erro de sobre-previsão) no eixo x (ver Phillips et al. 2006; Fielding and Bell 1997). A área sob a curva (AUC) é determinada conectando os pontos com linhas retas, chamado de método trapezoidal (em oposição aos métodos paramétricos que ajustam uma curva aos pontos) (Phillips et al. 2006). A AUC tem valores entre 0 e 1, onde valores menores que 0,5 são considerados ruins, o valor 0,5 é esperado em um modelo completamente ao acaso e o valor 1,0 significa uma perfeita discriminação (Fielding and Bell 1997).

Apesar de trabalhar com dados de presença e ausência, AUC trabalha também com presença e pseudoausência. A avaliação de AUC fornece uma única medida de desempenho do modelo, independente de qualquer escolha particular de limiar e é baseada no sucesso de previsão do modelo, avaliando erros de omissão e de sobre-previsão. É interpretada como a probabilidade de, dado um ponto de verdadeira presença e um ponto de verdadeira ausência, o modelo classificá-los corretamente (ver Phillips et al. 2006).

Resultados

Todos os modelos obtiveram alto valor de AUC e de TSS, indicando um desempenho relativamente bom em prever áreas de ocorrência potencial para estas espécies (Tabela III). O modelo de menor extensão foi o de *B. lucianae* (Figura III), compreendendo os municípios da costa Sul do estado da Bahia, em contraste com os modelos de *A. sibilatus*, *S. strigilatus* e *P. spectabilis* que além de áreas costeiras englobaram áreas de caatinga e cerrado.

Durante a validação em campo foram registradas duas espécies: *B. lucianae* foi encontrada em áreas de alta adequabilidade no municio de Belmonte (BA), sudoeste do registro de Canavieiras (BA) (Fazenda Soares Melo) e *S. strigilatus* foi encontrada em duas áreas: em Valença (BA) (RPPN Água Branca) área de maior adequabilidade e em uma área de baixa adequabilidade no município de Bandeira (MG), uma Reserva na divisa do município Macarani (BA) (RPPN Mata do Passarinho).

Dentre os girinos coletados foram encontrados e confirmados os de *A. cavicola* e *A. ibirapitanga*. Não foram registrados girinos de *P. spectabilis* nem girinos de *B. lucianae*, possuindo características corpóreas que facilitam sua identificação (Cruz et al. 2008; Mercês et al. 2014 no prelo).

O teste exato de Fisher não encontrou relação entre a variável adequabilidade e a frequência de encontro para as espécies encontradas (Teste exato de Fisher, $p=0.57$ e $p=0.85$, para *B. lucianae* e *S. strigilatus*).

No decorrer deste estudo duas espécies foram registradas por outros pesquisadores em áreas indicadas pelos modelos como adequadas para elas (Figura IV). Em áreas de Mata Atlântica do Parque Estadual de Boa Nova foi encontrada a espécie *S. strigilatus* (com. pess.; -40.120836, -14.418347) e *P. spectabilis* (Dra. Maria Lúcia Del-Grande, com. pess.; -40.115019, -14.408044) e na Estação Ecológica Estadual de Wenceslau Guimarães foi encontrada outra população de *S. strigilatus* (Biólogo Renato Gaiga, com. pess.; -39.710719, -13.589719).

Discussão

Mesmo com poucos registros os modelos forneceram uma visão geral da área de distribuição das espécies, considerando suas necessidades ecológicas. Todas as áreas visitadas, tanto de maior quanto de menor adequabilidade, assemelham-se aos ambientes onde já foram encontradas as espécies em questão com exceção das Florestas de altitude do PARNA de Boa Nova, que faz a transição da Mata Atlântica para a Caatinga e são conhecidas localmente como Mata-de-cipó.

A distribuição potencial de *B. lucianae*, limitou o modelo de sobreposição e validação às áreas concentradas principalmente na costa Sul da Bahia. Estas áreas foram indicadas como o ambiente mais adequado para as cinco espécies, provavelmente por sua menor amplitude térmica. Apesar destas áreas adequadas, nos modelos das outras espécies houve sobre-previsão em áreas de Caatinga e Cerrado no nordeste e em algumas áreas do Sudeste e Sul do Brasil, para *A. sibilatus* e *S. strigilatus*, áreas improváveis para a ocorrência das espécies devido a suas características biológicas.

As áreas consideradas de maior adequabilidade ambiental para todas as espécies são áreas de Mata Atlântica compreendendo Restinga e Floresta Ombrófila Densa, com grande variação de altitude chegando a mais de 1000 m (ex. Parque Nacional Serra das Lontras, Arataca-BA) com vários fragmentos florestais (Ribeiro et al. 2009). Já as áreas de baixa adequabilidade possuem poucos trechos de Mata Atlântica, porém abrange a maior parte da Caatinga e do Cerrado do estado da Bahia, onde existe uma diminuição da quantidade de fragmentos florestais e do tamanho dos fragmentos, o que dificultou a escolha de locais para a validação (Ribeiro et al. 2009).

Esta delimitação dos modelos pode ainda ter sido influenciada pela baixa precisão e quantidade de pontos de ocorrência, pois a utilização de pontos incertos faz com que o algoritmo se baseie em variáveis ambientais de áreas adjacentes as da real localização, diminuindo a acurácia da predição. Portanto, a utilização de dados precisos é de extrema importância para a construção de modelos e apesar da grande disponibilidade de informações provenientes de coleções biológicas e museus, boa parte dos pontos é de uma referência

próxima, como um rio, um município ou privilegiam um local onde o acesso é mais fácil ou onde já se sabe que a espécie em estudo ocorre (Engler et al. 2004; Hortal et al. 2008).

Como pouco se conhece sobre estas cinco espécies e por serem encontradas em poucas localidades, existe uma dificuldade em quantificar sua distribuição e avaliar estes modelos. O que pode limitar a distribuição de *B. lucianae* é a ocorrência de bromélias-tanque próximas a riachos, que são utilizadas para abrigo e vocalização na época reprodutiva (Napoli and Pimenta 2003). No entanto, para as outras espécies não foi identificada uma limitação biótica/abiótica e a condição que pode justificar a ocorrência de todas é a perda de habitat por fragmentação florestal, sendo um dos fatores que contribuem para o declínio populacional em anfíbios (Stuart et al. 2004; Eterovick et al. 2005) e a maior ameaça aos anfíbios no mundo (IUCN 2008).

Estudos que utilizaram a modelagem de distribuição potencial para validar esses modelos e procurar novas populações são escassos, existindo ainda muitos desafios e limitações referentes a esse tipo de modelagem (Giannini et al. 2012; Rochinni et al. 2011). O estudo feito por Siqueira et al. (2008) é um exemplo: os autores associaram a modelagem com coletas no campo, descobrindo que *Byrsonima subterranea* Brade & Markgr. (Malpighiaceae), antes conhecida em somente uma localidade e considerada ameaçada no estado de São Paulo, está mais amplamente distribuída e sofre baixo risco de extinção. Outro trabalho importante foi desenvolvido em Madagascar com espécies de camaleões, onde a partir dos modelos gerados quase todas as espécies em estudo foram encontradas em novas localidades além da descoberta de novas espécies para a ciência (Raxworthy et al. 2003). Estes estudos demonstram que a modelagem pode ser uma ferramenta importante para a conservação das espécies.

Limitações existem a este tipo de trabalho e no presente estudo não foi possível visitar um maior número de áreas, assim, não existiu uma relação entre o tipo de adequabilidade ambiental e a frequência de encontro das espécies. Com o maior número de áreas visitadas seria possível uma melhor visão da distribuição dessas espécies e da relação delas com as áreas indicadas no modelo.

Apesar das incertezas dos modelos devido à qualidade dos dados georreferenciados e a dinâmica das próprias espécies, se bem calibrados e refinados, os modelos de distribuição

potencial podem se tornar ferramentas úteis para guiar trabalhos de campo à procura de novas populações. O encontro de populações de *S. strigilatus* e de *P. spectabilis*, por outros pesquisadores dentro das áreas que o modelo previu como adequadas para elas, também indica que estes modelos podem ser úteis reforçando essa ideia.

Como mencionado anteriormente, o modelo utilizado para a procura das espécies foi influenciado pela distribuição potencial de *B. lucianae*, que limitou o mapa geral com sua distribuição restrita, impossibilitando buscas em áreas onde as demais espécies podem ocorrer. A escolha de espécies com algumas exigências ecológicas distintas, como aqui selecionadas, pode subestimar áreas importantes para o encontro de algumas espécies, portanto para maximizar a procura de várias espécies sugere-se selecioná-las conforme seus requerimentos ecológicos semelhantes.

A região prevista no Sul da Bahia foi indicada como uma área potencialmente interessante para pesquisas futuras e sendo uma área de alta diversidade, endemismo (Myers et al. 2000) e fragmentação, necessita de mais atenção. Mesmo com suas limitações, a construção de modelos de distribuição potencial pode ser uma alternativa para encontrar novos registros de espécies, entender sua distribuição para assim avaliar seu status de conservação.

Referências

- Aichinger M (1987) Annual activity patterns of anurans in a seasonal neotropical environment. *Oecologia* 71: 583-592.
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43(6): 1223–1232. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x
- Araújo MB, Thuiller W, Pearson RG (2006) Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. *Journal of Biogeography* 33(10): 1712–1728. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01482.x
- Barve N, Barve V, Jiménez-Valverde A, Lira-Noriega A, Maher SP, Peterson A T, Soberón J, Villalobos F (2011) The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, 222(11): 1810–1819. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.02.011
- Bean WT, Stafford R, Brashares JS (2011) The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. *Ecography* 35(3): 250–258. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06545.x
- Carnaval A, Hickerson MJ, Haddad CFB, Rodrigues MT, Moritz C (2009) Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic Forest Hotspot. *Science* 323: 785–789.
- Cassimiro J, Verdade VK, Rodrigues MT (2008) A large and enigmatic new eleutherodactyline frog (Anura, Strabomantidae) from Serra do Sincorá, Espinhaço range, northeastern Brazil. *Zootaxa* 1761: 59-68.
- CRIA (2005) SpeciesLink. Centro de Referência em Informação Ambiental, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. <http://splink.cria.org.br>. Acessado 13 Janeiro 2013
- Cruz CAG, Feio RN, Nascimento LB (2008) A new species of Phasmahyla Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the Atlantic Rain Forest of the States of Minas Gerais and Bahia, Brazil. *Amphibia-Reptilia* 29: 311-318.

- Cruz CAG, Napoli MF, Fonseca PM (2008) A new species of *Phasmahyla* Cruz, 1990 (Anura: Hylidae) from the State of Bahia, Brazil. *South American Journal of Herpetology* 3(3):187-195.
- Dias IR, Vilaça TRA, Silva JRS, Barbosa RS, Sole M (2010) Amphibia, Anura, Hylidae, *Trachycephalus nigromaculatus* Tschudi, 1838: Distribution extension. *Check List* 6(3):412-413.
- Duellman WE, Trueb L (1986) *Biology of Amphibians*. Biology of Amphibians. New York: McGraw-Hill.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton JMcCM, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29: 129–151. doi: 10.1111/j.2006.0906-7590.04596.x
- 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(2): 263–274. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00881.x
- Eterovick PC, Carnaval ACODEQ, Borges-Nojosa DM, Silvano DL, Segalla MV, Sazima I (2005) Amphibian declines in Brazil: An overview. *Biotropica* 37: 166–179.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24, pp 3849.
- Giannini TC, Siqueira MF, Acosta AL, Barreto FCC, Saraiva AM, Alves-dos-Santos I (2012) Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia* 63(3):733-749. http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2175-78602012000300017&lng=pt&tlng=pt. 10.1590/S2175-78602012000300017. Acessado 12 Maio 2014.
- Giovanelli JGR, Siqueira MFde, Haddad CFB, Alexandrino J (2010) Modeling a spatially restricted distribution in the Neotropics: How the size of calibration area affects the

- performance of five presence-only methods. *Ecological Modelling* 221(2): 215–224.
doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.10.009
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL, The ADL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods 5(June): 773–785.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM, Carpenter KE, et al (2010) The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330: 1503–1509.
- Hortal J, Jiménez-Valverde A, Gómez JF, Lobo JM, Baselga A (2008) Historical bias in biodiversity inventories affects the observed realized niche of the species. *Oikos* 117: 847–858.
- INPE (2013) Calculadora Geográfica. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. <http://www.dpi.inpe.br/calcula> Acessado 13 Janeiro 2013.
- IUCN (2013) The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2 <http://www.iucnredlist.org> Acessado 21 November 2013.
- IUCN (2008) Conservation International, and NatureServe. An Analysis of Amphibians on the 2008 IUCN Red List www.iucnredlist.org/amphibians Acessado 06 Outubro 2008.
- Lantyer-Silva ASF, Lourenço-de-Moraes R, Júnior SS, Solé M (2011) Amphibia, Anura, Bufonidae, *Rhinella boulengeri* Chaparro, Pramuk, Gluesenkamp and Frost, 2007: Distribution extension, state of Bahia, Brazil. *Check List*. V 7.
- Lemes P, Melo AS, Loyola RD (2013) Climate change threatens Protected Areas of the Atlantic Forest Biodiversity and Conservation 23: 357-368.
- Lips KR, Burrowes PA, Mendelson III JR, Parra-Olea G (2005) Amphibian declines in Latin America: a synthesis. *Biotropica* 37: 222–226.

- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions 3(December 2004): 385–393.
- Liu C, White M, Newell G (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40(4): 778–789. doi:10.1111/jbi.12058
- Lourenço-de-Moraes R, Solé M, Toledo LF (2012) A new species of *Adelophryne* Hoogmoed and Lescure 1984 (Amphibia: Anura: Eleutherodactylidae) from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa* 3441: 59–68.
- Lugli L, Haddad CFB (2006a) A new species of the *Bokermannohyla pseudopseudis* group from central Bahia, Brazil (Amphibia, Hylidae). *Herpetologica* 62: 453-465.
- Lugli L, Haddad CFB (2006b) New species of *Bokermannohyla* (Anura, Hylidae) from central Bahia, Brazil. *Journal of Herpetology* 40: 7-15.
- Mercês EA, Juncá FA (2010) Girinos de três espécies de *Aplastodiscus* Lutz, 1950 (Anura - Hylidae) ocorrentes no Estado da Bahia, Brasil. *Biota Neotropica* 10(4): 167-172.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Napoli MF, Pimenta BVS (2003) Nova espécie do grupo de *Hyla circumdata* (Cope, 1870) do Sul da Bahia, Brasil (Amphibia, Anura, Hylidae). *Arquivos do Museu Nacional* 61(3): 189-194.
- Napoli MF, Caramaschi U, Cruz CAG, Dias IR (2011) A new species of flea-toad, genus *Brachycephalus* Fitzinger (Amphibia: Anura: Brachycephalidae), from the Atlantic rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa* 2739:33-40.
- Pearson RG, Thuiller W, Araújo MB, Martinez-Meyer E, Brotons L, McClean C, Miles L, Segurado P, Dawson TP, Lees DC (2006) Model-based uncertainty in species range prediction. *Journal of Biogeography* 33: 1704–1711. doi: 10.1111/j.1365-2699.2006.01460.x
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190(3-4): 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026

- Pimenta BV, Napoli MF, Haddad CFB (2009) A new species of casque-headed tree frog, genus *Aparasphenodon* Miranda-Ribeiro (Amphibia: Anura: Hylidae), from the Atlantic Rainforest of southern Bahia, Brazil. *Zootaxa* 2123:46-54.
- Raxworthy CJ, Martinez-Meyer E, Horning N, Nussbaum RA, Schneider GE, Ortega-Huerta MA, Peterson AT (2003) Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. *Nature* 426:837-841.
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ, Hirota MM (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Rocchini D, Hortal J, Lengyel S, Lobo JM, Jimenez-Valverde A, Ricotta C, Bacaro G, Chiarucci A (2011) Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* 35(2): 211–226. doi:10.1177/0309133311399491
- Siqueira MF, Durigan G, De Marco Jr P, Peterson AT (2008) Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation* 17: 25-32. doi:10.1016/j.jnc.2008.11.001
- Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Waller RW (2004) Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. *Science* 306: 1783–1786.
- Subirá RJ, Souza ECFDe, Guidorizzi CE, Almeida MPDe, Almeida JBDe, Martins DS (2012) Avaliação Científica do Risco de Extinção da Fauna Brasileira - Resultados Alcançados em 2012. *Biodiversidade Brasileira* 2(2): 17-24.
- Wells KD (2007) *The ecology and behavior of amphibians*. Chicago University Press 1148p.

Anexos

Tabela I. Registros de ocorrência espacialmente únicos, para cada espécie, utilizados na MDP.

Espécie	Ocorrências espacialment e únicas	Fonte
<i>A. sibilatus</i>	07	Mercês e Juncá 2012, Camurugi et al 2010, Cruz et al 2003, UFBA, MZUESC
<i>B. lucianae</i>	06	Dias et al 2011, Napoli e Pimenta 2003, MZUESC
<i>D. proboscideus</i>	11	Caramaschi 2012, Freitas 2011, Lantyer-Silva et al 2011, Feio et al 2003, Feio e Caramaschi 2002, UFBA, MZFS
<i>P. spectabilis</i>	07	Dias et al 2011, Cruz et al 2008, MZUESC, MZFS
<i>S. strigilatus</i>	13	Camurugi et al 2013, Mendes et al 2013, Freitas 2011, Pimenta et al 2007, MZUESC, MZUFBA

Tabela II. Áreas visitadas para a validação da modelagem.

Adequabilidade	Área visitada	Coordenadas (Lat/Long)	Data
Maior	Fazenda Soares Melo – Belmonte (BA)	-15.901000, -39.228017	02 a 02/09/2013
	RPPNs Sapucaia e Juerana – Ubaitaba (BA)	-14.258333, -39.173333	15 a 17/10/2013
	RPPN Manona – Porto Seguro (BA)	-16.395250, -39.045633	19 a 21/12/2013
	RPPN Água Branca – Valença (BA)	-13.375019, -39.092186	19 a 21/02/2014
Menor	RPPN Rio dos Monos – Barra do Choça (BA)	-14.971406, -40.562189	28 a 30/03/2014
	PARNA e REVIS Boa Nova – Boa Nova (BA)	-14.328333, -40.245525	21 a 23/04/2014
	RPPN Mata do Passarinho – Macarani (BA) e Bandeira (MG)	-15.809892, -40.514217	28 a 30/04/2014

Tabela III. Avaliação dos cinco modelos baseados em valores de AUC e de TSS.

Espécie	AUC	TSS
<i>A. sibilatus</i>	0.983	0.893
<i>B. lucianae</i>	0.996	0.986
<i>D. proboscideus</i>	0.898	0.520
<i>P. spectabilis</i>	0.981	0.940
<i>S. strigilatus</i>	0.979	0.896

Figura I Espécies escolhidas para realizar a modelagem: A. *Aplastodiscus sibilatus*; B. *Scinax strigilatus*; C. *Dendrophryniscus proboscideus*; D. *Bokermannohyla lucianae*; E. *Phasmahyla spectabilis*.



Figura II Áreas visitadas para a validação da modelagem. Mapa do Sul da Bahia com a sobreposição dos modelos de todas as espécies, onde as áreas em cinza são as de menor adequabilidade ambiental e as áreas em verde são as de maior adequabilidade ambiental.

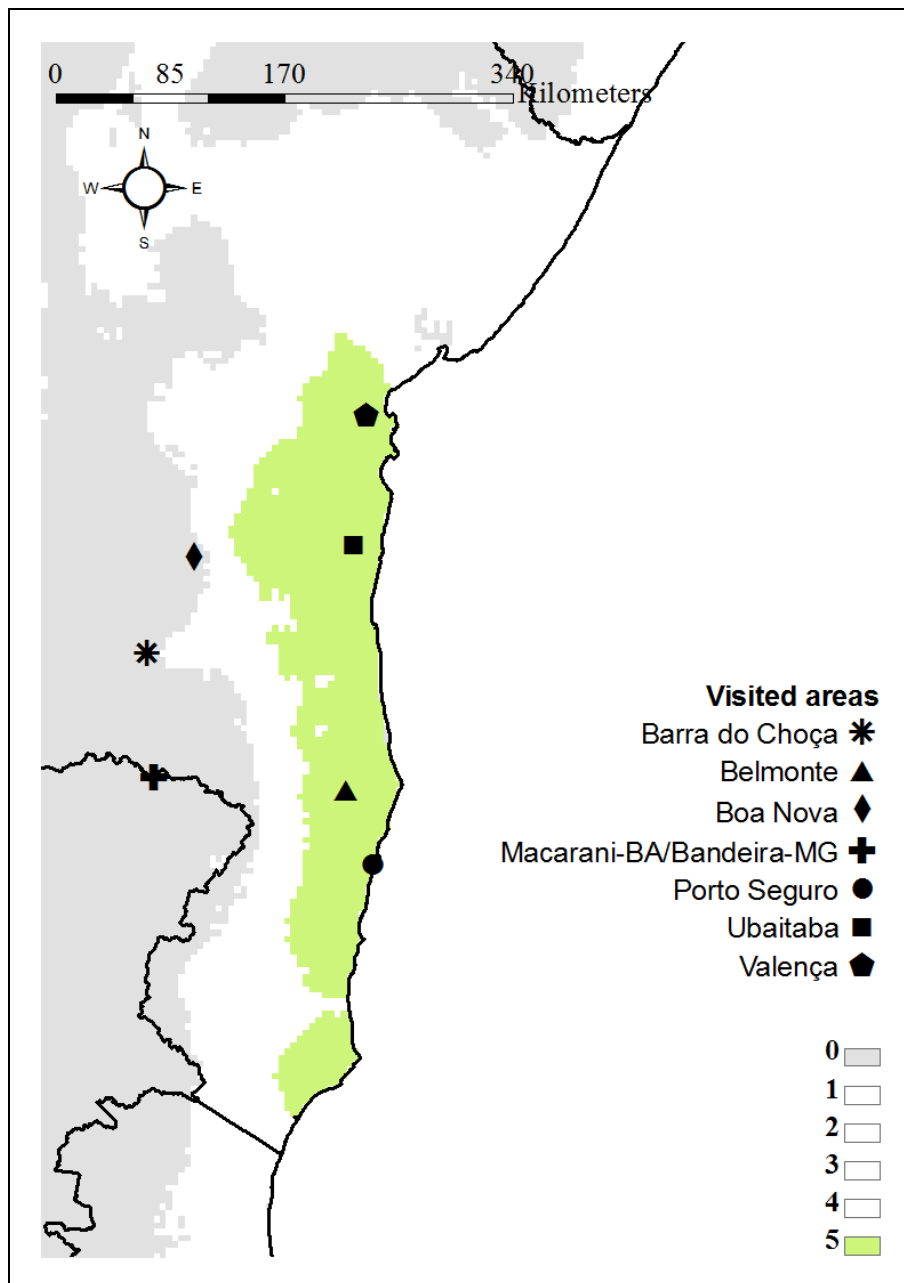


Figura III Modelos de distribuição potencial das cinco espécies nos estados costeiros brasileiros onde ocorre a Mata Atlântica. (a) Sobreposição dos cinco modelos; Modelagem de: (b) *Aplastodiscus sibilatus*; (c) *Bokermannohyla lucianae*; (d) *Dendrophryniscus proboscideus*; (e) *Phasmahyla spectabilis*; (f) *Scinax strigilatus*.

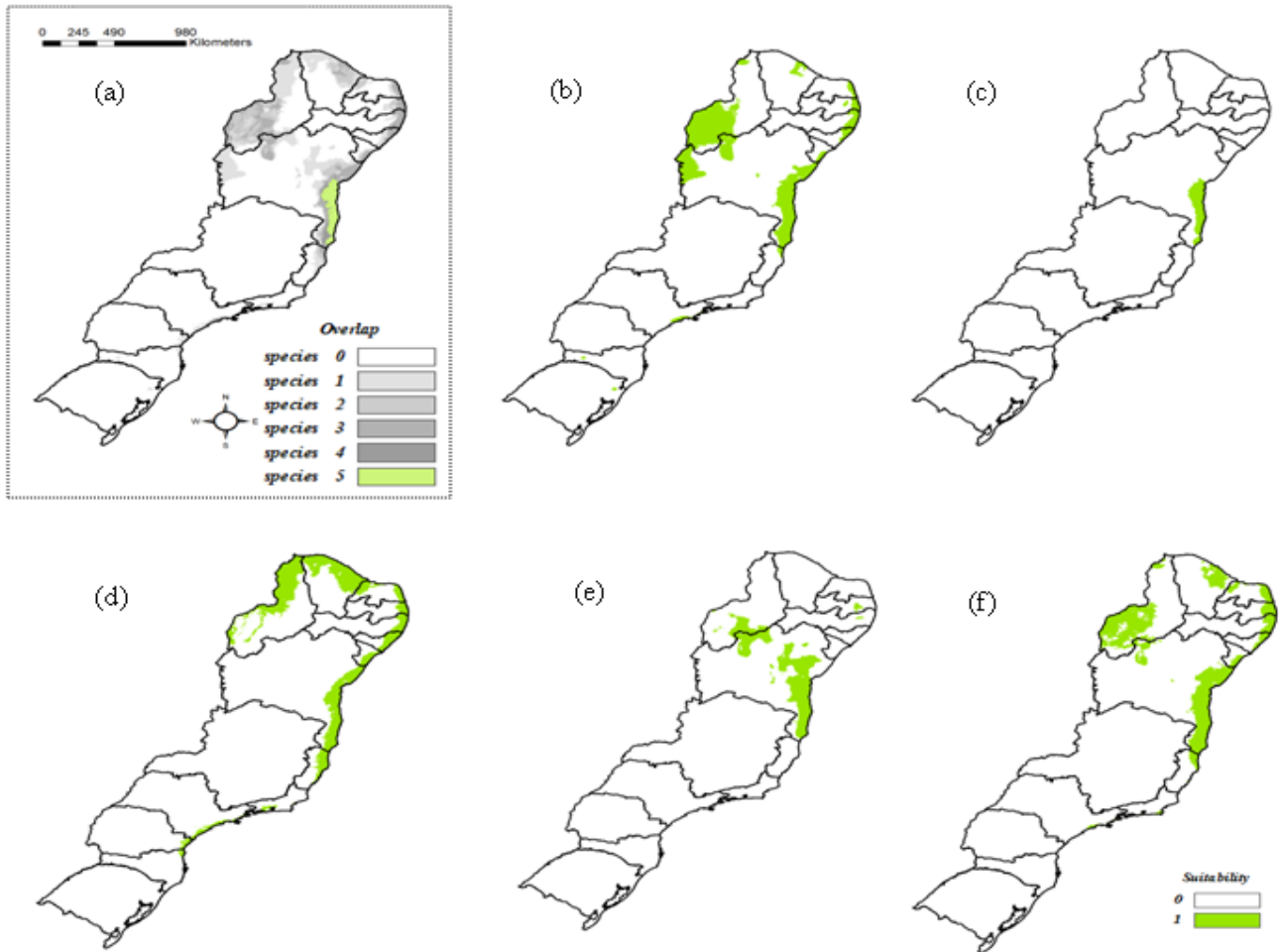
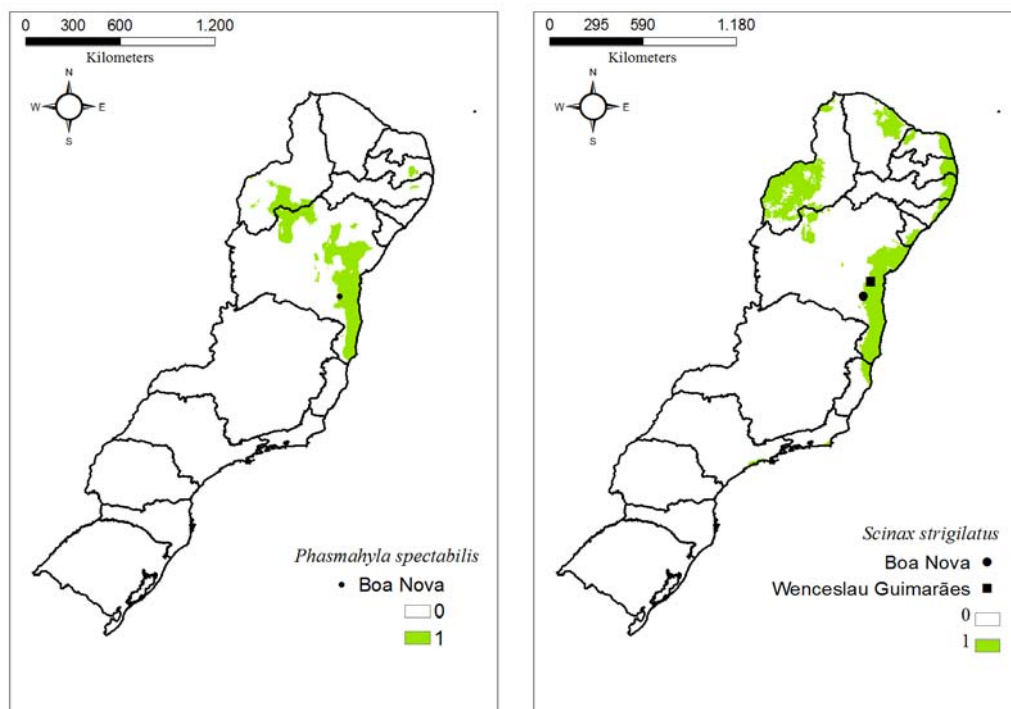


Figura IV Distribuição potencial de *P. spectabilis* e *S. strigilatus* indicando os locais onde foram registrados novos indivíduos por outros pesquisadores, durante este trabalho.



MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela Pontos georreferenciados de cada espécie, utilizados na MDP.

Espécie	Município/Estado	Local	Longitude/Latitude	Fonte
<i>A. sibilatus</i>	Cairu/BA	Faz. Subaúma	-39,05/-13,516667	Cruz et al. 2003
	Ibirapitanga/BA	Faz. Pedra Formosa	-39.45/ -13.95	Cruz et al. 2003
	Itamarí/BA	Faz. Alto São Roque	-39.66666667/ -13.85	Cruz et al. 2003
	Santa Teresinha/BA	Serra da Jiboia	-39.4749027778/ -12.8633027778	Mercês e Juncá 2012; UFBA
	Nilo Peçanha/BA	Faz. São João	-39.23333333/ -13.7	Cruz et al. 2003
	Igrapiúna/BA	Reserva Ecológica Michelin	-39.166667/-13.833333	Camurugi et al. 2010
	Camacan/BA Uruçuca/BA	RPPN Serra Bonita Parque Estadual Serra do Conduru	-39,546061/-15,418214 -39.266000/ -14.483333	MZUESC MZUESC
<i>B. lucianae</i>	Canavieiras/BA	Faz. Santa Clara	-38.95/-15.6833333333	Dias et al. 2011
	Camacan/BA	RPPN Serra Bonita	-39.5661388889/-15.39375	Dias et al. 2011; MZUESC
	Una/BA	RPPN Nova Angélica	-39.0774333333/ -15.2534722222	MZUESC
	Una/BA	REBIO de Una	-39.0822972222/ -15.1883805556	Napoli e Pimenta 2003
	Una/BA	RPPN Ecoparque de Una	-39.0666666667/ -15.1666666667	Napoli e Pimenta 2003
	Ilhéus/BA	RPPN Boa União	-39.0501388889/ -15.0767222222	MZUESC
<i>D. proboscideus</i>	Uruçuca/BA	Parque Estadual Serra do Conduru	-39.266000/-14.483333	Lantyer-Silva et al. 2011
	Itacaré/BA	RPPN Capitão	-39.066667/-14.316667	Lantyer-Silva et al. 2011
	Almenara/MG	Faz. Limoeiro	-40.85/-16.03333333	Feio e Caramaschi 2002; Caramaschi 2012
	Arataca/BA	Faz. Boa Sorte	-39.3833333/-15.5	Feio et al. 2003; Caramaschi 2012
	Araças/BA	-	-38.2250/-12.2208	Caramaschi 2012; UFBA
	Vera Cruz/BA	Ilha de Matarandiba	-38.7663888889/ -13.0211111	Caramaschi 2012; UFBA
	Camaçari/BA	-	-38.320425/- 12.6868583333	MZFS
	São Sebastião do Passé/BA	-	-38.4580138889/ -12.5149916667	Freitas 2011
	Macarani/BA	-	-40.4288833333/ -15.5656194444	Caramaschi 2012
	Salvador/BA	Rio Cururipe	-38.4267583333/ -12.8577138889	Caramaschi 2012
Wenceslau Guimarães/BA	-	-39.4817055556/ -13.6895777778	Caramaschi 2012	
<i>P. spectabilis</i>	Santa Maria do Salto/MG	Faz. Duas Barras	-40.050000/-16.383333	Cruz et al. 2008
	Jussari/BA	RPPN Serra do Teimoso	-39.538889/-15.161944	Cruz et al. 2008
	Arataca/BA	Faz. Santa Cruz	-39.516667/-15.266667	Cruz et al. 2008
	Camacan/BA	RPPN Serra Bonita	-39.550000/-15.383333	Dias et al. 2011
	Almadina/BA	Serra do Corcovado	-39.60333333/ -14.7059722222	Dias et al. 2011
	Floresta Azul/BA Sta Teresinha/BA	Serra dos Sete Paus Serra da Jibóia	-39.698056/-14.751389 -39.4749027778/ -12.8633027778	MZUESC MZFS
<i>S. strigilatus</i>	Itamaraju/BA	Serra Grande	-39.594444/-16.993056	Mendes et al 2013

Igrapiúna/BA	Reserva Michelin	Ecológica	-39.166667/-13.833333	Mendes et al. 2013; Camurugi et al 2013
Uruçuca/BA	Faz. Provisão		-39.223333/-14.659722	MZUESC
Camacan/BA	RPPN Serra Bonita		-39.550000/-15.383333	MZUESC
Ibirapitanga/BA	Faz. Pedra Formosa		-39.45/-13.95	Pimenta et al. 2007
Belmonte/BA	Faz. Taquara		-39.36666667/- 15.96666667	Pimenta et al. 2007
Nilo Peçanha/BA	Faz. São João		-39.23333333/-13.7	Pimenta et al. 2007
Itapebi/BA	Faz. Palmeira		-39.63333333/- 15.93333333	Pimenta et al. 2007
Jussari/BA	RPPN Serra do Teimoso		-39.538889/-15.161944	Pimenta et al. 2007
Amargosa/BA	Serra do Timbó		-39.665/-13.16222	MZUFBA
Ilhéus/BA	Aritaguá		-39.0803777778/ -14.6882666667	MZUFBA
Mata de São João/BA	-		-38.1757/-12.3149	MZUFBA
Potiraguá/BA	-		-39.8575944444/ -15.5958194444	Freitas 2011

Conclusão Geral

Desafios e limitações existem na modelagem de distribuição potencial e em trabalhos que utilizam esta modelagem para procurar novos registros de ocorrência de espécies. Neste estudo, ressalta-se a importância de selecionar espécies com requerimentos ecológicos semelhantes, se o objetivo for maximizar a procura de várias espécies ao mesmo tempo. Apesar de produzidos com poucos pontos de ocorrência, dificultando sua avaliação interna, os modelos foram úteis para identificar áreas propícias para a ocorrência das espécies em estudo, apontando o Sul da Bahia como uma área de extrema importância para pesquisas futuras.