



# CONSERVAÇÃO E ESCASSEZ DE CONHECIMENTO: É POSSÍVEL IR ALÉM DA CLASSIFICAÇÃO EM ESPÉCIE DEFICIENTE EM DADOS (DD)?

L. G. Côrtes <sup>1</sup>

P. De Marco <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia Teórica e Síntese, Rodovia Goiânia - Nerópolis km 5, Campus II, Setor Itatiaia, 74001 - 970, Goiânia (GO), Brasil. Email: laragcgyn@gmail.com

## INTRODUÇÃO

A modelagem de distribuição potencial de espécies (MDPE) produz modelos empíricos que relacionam os registros de ocorrência das espécies em campo a variáveis preditoras ambientais, baseando - se em respostas derivadas de diversas hipóteses de como os fatores ambientais controlam a distribuição das espécies (10). Dessa forma, a distribuição geográfica da espécie é predita através do mapeamento das áreas onde os requerimentos ambientais dos registros de ocorrência são atingidos. Uma característica marcante desses modelos é a dependência do conceito de nicho ecológico (10). O nicho modelado é Grinnelliano (21), pois as condições ambientais são os fatores predominantes em escalas de estudo maiores (> 1 km<sup>2</sup>), como ocorre na MDPE.

A MDPE é uma ferramenta importante para a biologia da conservação porque pode dar respostas rápidas que são necessárias frente a uma crise de biodiversidade (23). Nesse contexto, a modelagem se torna uma metodologia potencialmente promissora porque permite extrair informações biogeográficas úteis a partir de poucos registros de ocorrências das espécies (19), permitindo estimar o tamanho da distribuição das espécies, que é um conhecimento imprescindível para avaliações de status de conservação.

Ter uma pequena área de distribuição geográfica é uma das características mais citadas como positivamente correlacionada ao risco de extinção (4,22). Adicionalmente, espécies de distribuição restrita são, geralmente, menos abundantes (3). Essas duas características, pequena área de distribuição e baixa abundância, são as variáveis que definem a raridade de uma espécie (8) e, portanto, espécies com essas características devem ser os principais alvos de ações de conservação

Assim, existem fortes justificativas para aumentar os esforços de caracterização da distribuição geográfica das espécies. Entretanto, a MDPE a partir de poucos dados de ocorrência impõe desafios, como a necessidade de se lidar com incertezas sem prejudicar a efetividade de medidas

de conservação. Essa efetividade estará diretamente associada a estimativas eficientes da distribuição das espécies que queremos proteger (12).

Por outro lado, a utilização da MDPE para avaliar o status de conservação de espécies com dados escassos também é justificada pelas recomendações da IUCN (16) que não encoraja o uso liberal da categoria Dados Deficientes (DD). A IUCN (16) sugere que um táxon pouco conhecido pode ser colocado em uma das categorias de ameaça, baseando - se em informações de sua perda de habitat e/ou outras causas.

## OBJETIVOS

O objetivo geral desse trabalho é a identificação do melhor método de distribuição potencial com dados bastante escassos, propondo também a utilização da modelagem como uma importante ferramenta na tomada de decisões de conservação para espécies raras, tendo como estudo de caso os anfíbios DD endêmicos do Cerrado.

Dentro desse problema geral, nós objetivamos comparar o sucesso de predição de diferentes métodos de modelagem quando há poucos dados de ocorrência. Individualmente, espera - se que métodos de modelagem mais simples (como distâncias) gerem modelos melhores neste contexto de raridade, pois esses métodos são menos sujeitos à sobreparametrização. Através da utilização de metodologias combinadas (ensembles), espera - se que o somatório de modelos produza predições com as menores taxas de omissão, erro que deve ser prioritariamente minimizado para inventários. O uso de consenso de predições (intersecção) deverá gerar modelos com as menores taxas de sobreprevisão, objetivo que é almejado para o estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação. Essa mesma metodologia, por reduzir fontes de erros associados a cada método, também deverá produzir modelos com tamanho de distribuição mais similares à área de ocorrência de uma espécie, característica que é utilizada em avaliações de risco de extinção. Adicionalmente, objetivou - se aplicar

a metodologia de melhor desempenho para a identificação de áreas prioritárias para a realização de inventários e para a re - classificação das espécies DD em relação às categorias de ameaça.

## MATERIAL E MÉTODOS

### 3.1 Obtenção dos dados

Os pontos de ocorrência das espécies de anfíbios anuros endêmicas do Cerrado foram obtidos através de revisão bibliográfica extensiva e de sites especializados. Nós consultamos a lista vermelha da IUCN (15) para obtermos a listagem de espécies de anfíbios classificados como Dados Deficientes (DD) pela mesma. Com esta listagem em mãos, nos selecionamos as espécies DD que são endêmicas do Cerrado, totalizando 15 espécies de anuros endêmicos do Cerrado que possuíam pelo menos dois registros de ocorrência.

### 3.2 Experimento de raridade simulada

Nós utilizamos espécies virtuais para avaliar o desempenho de diferentes metodologias de modelagem. Espécies virtuais são vantajosas porque se torna possível o perfeito conhecimento da “distribuição real” da espécie, facilitando a identificação das diferenças de desempenho entre diversas metodologias que possuem características particulares (1). Nós determinamos tolerâncias ambientais diferentes para cada espécie virtual com o intuito de avaliar o desempenho de modelos com poucos pontos para a predição da ocorrência de espécies com tamanhos de distribuição distintos. As tolerâncias ambientais das espécies de distribuição restrita (sp025), intermediária (sp050) e ampla (sp100) são equivalentes a desvios padrão de 0.25, 0.50 e 1, respectivamente. Os métodos utilizados para essa simulação seguiram o protocolo apresentado em um estudo similar baseado em autômato celular (5).

Dentre o conjunto de células de ocorrência de cada espécie virtual, nós amostramos dez conjuntos aleatórios de dois, três, quatro, cinco, seis, dez e 15 pontos de ocorrência para cada uma das três espécies virtuais. Nós utilizamos a distribuição das espécies virtuais com todos os pontos como controle. Os modelos com dez e 15 pontos também agem como um controle, uma vez que diversos trabalhos consideram que bons modelos podem ser gerados com números de pontos similares a estes (18, 11). Cada conjunto de pontos foi utilizado para produzir modelos com o Maxent, Maxent Espacial (Maxent com estrutura espacial) e Distância Euclidiana. Adicionalmente, nós avaliamos os ensembles de Intersecção e de Somatório das duas melhores metodologias. Esses modelos foram avaliados para o Cerrado. Nós utilizamos oito variáveis climáticas e topográficas retiradas do worldclim (<http://www.worldclim.org>).

Os modelos gerados por cada metodologia foram avaliados e comparados através de diversas medidas de acurácia derivadas da matriz de confusão formada pelo modelo controle (distribuição de cada espécie virtual) e suas respectivas amostras. Nós calculamos as taxas de omissão, as taxas de sobreprevisão, as razões de áreas preditas e o kappa. Então, nós testamos o efeito do tipo de espécie, do método e do número de pontos no desempenho de modelos de distribuição com dados escassos através de ANOVA

de medidas repetidas. Quando não obtida a homogeneidade de variância, nós analisamos os resultados apenas por inferência de intervalo de confiança.

### 3.3 Modelagem e avaliação do status de conservação

A distribuição potencial de cada espécie foi modelada utilizando - se a melhor metodologia. Após a modelagem foi utilizado o programa ArcView - Gis 3.2 para sobrepor e cortar a distribuição histórica obtida com os remanescentes de vegetação nativa no Cerrado, estimando - se, assim, a distribuição atual das espécies. Assim, foi possível inferir uma taxa de perda de habitat para cada espécie, a qual foi utilizada para gerar uma suspeita de redução populacional nos últimos dez anos. Dessa forma, nos avaliamos o status de conservação das espécies de acordo com o critério A2c. De acordo com o tamanho da distribuição, as espécies foram avaliadas segundo o critério B1abi (16).

## RESULTADOS

Em relação às taxas de omissão, nós constatamos um efeito da interação entre a espécie e o método utilizado ( $F(8, 756) = 6,1074$ ,  $p < 0,001$ ). A metodologia de intersecção de modelos obteve as maiores taxas de omissão e a de somatório as menores. Também encontramos um efeito da interação entre método e quantidade de pontos de ocorrência ( $F(24, 756) = 2,8108$ ,  $p < 0,001$ ), sendo que para todos os métodos as omissões reduzem com o aumento do número de pontos.

Na análise em relação às taxas de sobreprevisão, razão de área predita e kappa foi utilizada apenas inferência por intervalo de confiança por não termos atingido os pressupostos. Em relação à espécie sp025, nós constatamos que a taxa de sobreprevisão foi menor para os métodos Maxent Espacial, Distância Euclidiana e Intersecção. A intersecção de modelos é o método que apresenta as menores taxas de sobreprevisão para as espécies sp050 e sp100.

O método de Intersecção apresentou os melhores resultados para a razão de área predita, quando consideramos apenas a espécie sp025. Em relação à espécie sp050, o comportamento dos métodos Maxent, Distância Euclidiana e Intersecção é bastante similar, mas esse último é o que apresenta menores intervalos de confiança. Os modelos da espécie sp100 obtiveram valores baixos de razão de área predita, sendo similares para todos os métodos estudados.

A avaliação dos modelos por meio do Kappa nos mostrou que, desconsiderando - se a amplitude de tolerância ambiental das espécies, a Intersecção de modelos esteve sempre entre os modelos de melhor desempenho para espécies com três ou mais pontos de ocorrência. A Distância Euclidiana pode ser considerada a melhor metodologia individual (excluindo o somatório e a intersecção) para espécies que possuem no máximo seis pontos de ocorrência, seguida pelo Maxent Espacial e, por último, o Maxent comumente utilizado para modelagens com muitos pontos. O método de Intersecção alcançou valores de Kappa que são similares aos obtidos para modelos com dez e 15 pontos utilizando o Maxent.

Segundo o critério A2c, nós identificamos três espécies como Vulneráveis (*S. canastrensis*, *S. maracaya*, *C. bokermanni*) por terem uma suspeita de redução populacional

maior ou igual a 30% nos últimos dez anos, onde as causas dessa redução podem não ter cessado ou são irreversíveis, baseando - se em inferências de declínios na extensão de ocorrência e/ou qualidade de habitat. Adicionalmente, segundo esse critério, nós consideramos como quase ameaçadas (NT) oito espécies por apresentarem uma perda de habitat maior que 25% nos últimos dez anos (14).

Além disso, nós constatamos que sete espécies estão Em Perigo (EN) segundo o critério B1ab(i) por terem extensão de ocorrência menor que 5000 km<sup>2</sup>, são conhecidas de no máximo cinco localidades e possuem um declínio contínuo inferido na área, extensão ou qualidade de habitat. Ainda segundo esse critério, *C. centralis* foi classificada como Vulnerável (VU) por ter extensão de ocorrência menor que 20000 km<sup>2</sup>, por ser conhecida de no máximo dez localidades e por possuir um declínio contínuo inferido na extensão de ocorrência.

Então, como apenas a categoria de maior ameaça deve ser considerada para cada espécie, quatro espécies foram classificadas como quase ameaçadas (*H. buriti*, *P. centralis*, *P. oreades*, *O. salvatori*); três como Vulneráveis (*S. canastrensis*, *S. maracaya* e *C. centralis*) e sete espécies como Em Perigo (*P. megacephala*, *S. curicica*, *A. goianus*, *C. bokermanni*, *L. camaquara*, *P. evangelistai*, *P. cururu*). A espécie *D. araguaya* foi considerada deficiente em dados (DD) porque a modelagem com Distância Euclidiana gerou uma predição de apenas duas células.

Nós constatamos que a melhor metodologia para poucos dados irá depender da finalidade do modelo (20), corroborando as nossas hipóteses. Em inventários deve - se utilizar o Somatório de diferentes metodologias, pois esse procedimento minimiza as taxas de omissão. No estabelecimento de áreas prioritárias para a conservação deve - se utilizar a Intersecção de modelos, porque isso reduz as taxas de sobreprevisão. Na avaliação do status de conservação de uma espécie deve ser utilizado o método que mais se aproxima do tamanho da distribuição real das espécies ou o método de melhor desempenho geral, sendo que a Intersecção de modelos se sobressai nesses critérios. No entanto, caso haja limitação de tempo e dinheiro a Distância Euclidiana parece ser a melhor opção, mas o Maxent Espacial apresenta maior facilidade prática (aplicativo free, amplamente usado) e também pode ser indicado, uma vez que espécies deficientes em dados provavelmente terão distribuições relativamente pequenas (similares a espécie sp025).

Nosso trabalho demonstrou que o conhecimento atual, ainda que escasso, não deixa de ser útil. Nossa metodologia de avaliação do risco de extinção de espécies pouco conhecidas indicou dez espécies como ameaçadas. Esse resultado é interessante porque cinco dessas espécies estão entre as espécies anteriormente apontadas como possivelmente ameaçadas (*S. canastrensis*, *S. maracaya*, *C. bokermanni*, *L. camaquara*, *P. evangelistai*, *P. cururu*) (7,2). Dentre essas quatro espécies, estão as três listadas pelo critério A2c, que leva em consideração as estimativas de perda de habitat, sugerindo que nossa metodologia também está de acordo com a opinião de especialistas.

Entretanto, é importante ressaltar que esse trabalho é baseado no princípio da precaução, que possui um caráter temporário, visando a gerir a espera de melhores in-

formações. A idéia inovadora desse princípio é que a falta de plena certeza científica não deve ser usada como razão para postergar medidas para evitar ou minimizar ameaças à biodiversidade (17) e, portanto, em caso de dúvida ou incerteza, também devemos agir prevenindo. Dessa forma, essas avaliações possuem um caráter temporário, sendo necessário ressaltar a importância de que os modelos de espécies pouco conhecidas sejam continuamente atualizados e refeitos com os novos registros de ocorrência que possam surgir.

Os dados obtidos em um primeiro inventário servem para melhorar o desempenho dos modelos e esses poderão direcionar de forma cada vez mais precisa os inventários seguintes (9). Essas amostragens sistemáticas permitirão uma ampliação da análise do nicho das espécies, pois estas geralmente estão restritas à amplitude de adequabilidade ambiental fornecida pelos registros de ocorrência (13). Desse modo, através de amostragens planejadas será possível determinar se uma espécie é realmente rara ou se sua aparente raridade era apenas um reflexo da escassez de inventários (6).

## CONCLUSÃO

De maneira geral, nossa metodologia demonstrou ser útil para a realização de avaliações preliminares de espécies com dados escassos, identificando dez espécies que devem ser priorizadas em projetos de conservação. No entanto, ressaltamos que essas avaliações devem ser revistas à medida que novos registros de ocorrência sejam obtidos. Além disso, nós não temos a pretensão de que essas avaliações de risco de extinção sejam imediatamente convertidas em listas de espécies ameaçadas, mas o principal objetivo é o direcionamento de inventários e a produção de um conhecimento sistemático que possa ser utilizado em workshops de discussão de espécies ameaçadas e de áreas prioritárias para a conservação. Sabemos que o aumento da informação sobre o status de conservação de uma espécie tem repercussões na disponibilidade de obtenção de financiamentos para a conservação da mesma e, assim, um dos objetivos do presente trabalho é colocar em debate a atenção que tem sido dispensada às espécies DD do mundo todo. Temos que agir, pois talvez ainda seja possível frear a atual extinção em massa, salvando espécies que ainda não estão criticamente em perigo.

L.G. Côrtes agradece à CAPES pela bolsa de mestrado e ao PPGEE da UFG.

## REFERÊNCIAS

1. Austin, M.P., Belbin, L., Meyers, J.A., Doherty, M.D., Luoto, M. Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: Role of artificial data and theory. *Ecological Modelling*, 199: 197 - 216, 2006.
2. Biodiversitas. *Lista das espécies presumivelmente ameaçadas de extinção da fauna do estado de Minas Gerais*. Acesso em: 24 - 11 - 2008. Disponível em: <http://www.biodiversitas.org.br/listasmg/MG - especies - fauna - presumivelmente - ameacadas.pdf>. 1995.

3. Brown, J.H. On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124: 255 - 279, 1984.
4. Cooper, N., Bielby, J., Thomas, G.H., Purvis, A. Macroecology and extinction risk correlates of frogs. *Global Ecology and Biogeography*, 17: 211 - 221, 2008.
5. De Marco, P., Diniz - Filho, J.A.F. Bini, L.M. Spatial analysis improves species distribution modelling during range expansion. *Biology Letters*, 4: 577 - 580, 2008.
6. de Siqueira, M.F., Durigan, G., De Marco, P., Peterson, A.T. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. *Journal for Nature Conservation*, 17: 25-32, 2009.
7. Eterovick, P.C., Carnaval, A.C.O.Q., Borges - Nojosa, D.M., Silvano, D.L., Segalla, M.V., Sazima, I. Amphibian declines in Brazil: an overview. *Biotropica*, 37: 166 - 179, 2005.
8. Gaston, K. J. *Rarity*. Chapman & Hall, London, 1994, 204p.
9. Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A., Zimmermann, N.E. Using niche - based models to improve the sampling of rare species. *Conservation Biology*, 20: 501 - 511, 2006.
10. Guisan, A., Zimmermann, N.E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, 135: 147 - 186, 2000.
11. Hernandez, P.A., Franke, I., Herzog, S.K., Pacheco, V., Paniagua, L., Quintana, H.L., Soto, A., Swenson, J.J., Tovar, C., Valqui, T.H., Vargas, J., Young, B. E. Predicting species distributions in poorly - studied landscapes. *Biodiversity and Conservation*, 17: 1353 - 1366, 2008.
12. 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*, 29: 773 - 785, 2006.
13. Hortal, J., Jimenez - Valverde, A., Gómez, J.F., Lobo, J.M., Baselga, A. Historical bias in biodiversity inventories affects observed environmental niche of the species. *Oikos*, 117:847-858, 2008.
14. IUCN standards and petitions working group. *Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria*, 2008, 70p.
15. IUCN. *IUCN Red List*. Acesso em: 6/04/2007. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>, 2007.
16. IUCN. *IUCN Red List Categories and Criteria - Version 3.1*. Acesso em: 6/04/2007. Disponível em: [http://www.iucnredlist.org/info/categories\\_criteria2001](http://www.iucnredlist.org/info/categories_criteria2001), 2001.
17. Ministério do Meio Ambiente. *Convenção sobre Diversidade Biológica*. Brasília, DF, 2000, 30p.
18. Papes, M., Gaubert, P. Modelling ecological niches from low numbers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. *Diversity and Distribution*, 13: 890 - 902, 2007.
19. Pearson, R.G., Raxworthy, C.J., Nakamura, M., Peterson, A.T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102 - 117, 2007.
20. Peterson, A. T. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. *Biodiversity Informatics*, 3: 59 - 72, 2006.
21. Soberón, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, 10: 1115 - 1123, 2007.
22. Sodhi, N.S., Bickford, D., Diesmos, A.C., Lee, T.M., Koh, L.P., Brook, B.W., Sekercioglu C.H., Bradshaw, C.J.A. Measuring the Meltdown: Drivers of Global Amphibian Extinction and Decline. *Plos One*, 2: e1636, 2008.
23. Soule M.E. What is conservation biology? *Bioscience*, 35: 727 - 734, 1985.