

***Duckeodendron cestroides* Kuhlman (SOLANACEAE) DISTRIBUIÇÃO RESTRITA OU SUBAMOSTRADA? ESTUDO DE CASO POR MEIO DA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA**

Mauricio Santos da Silva^{1*}; Juliana Hipólito²; Leandro Lacerda Giacomin³

¹Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; ²Universidade Federal da Bahia; ³Universidade Federal da Paraíba; *E-mail para contato: mausantosdasilva@gmail.com

INTRODUÇÃO

A caracterização de áreas onde as condições ambientais adequadas sustentam a existência de uma espécie é crucial para os estudos ecológicos, evolutivos e de conservação de organismos (Hortal et al. 2015). Portanto, para monitorar as mudanças na biodiversidade é essencial coletar, documentar, armazenar e analisar indicadores sobre a distribuição espaço-temporal das espécies (Michener et al., 2012). O desenvolvimento e implantação de mecanismos para produzir esses indicadores dependem do acesso a dados confiáveis obtidos em expedições de campo e sensoriamento remoto, em coleções biológicas e na literatura acadêmica (Soberón; Peterson, 2004). Desta forma, é extremamente importante um conhecimento preciso sobre a taxonomia e distribuição do grupo de estudo e o déficit taxonômico (déficit linneano) e geográfico (déficit wallaceano) são um dos grandes problemas para os estudos de biogeografia e conservação (Brown; Lomolino, 1998; Whittaker et al., 2005; Baselga et al., 2010). Neste contexto, os modelos de nicho ecológico (ENMs) descrevem o nicho ambiental de uma espécie, a fim de prever onde ocorrem condições ambientais adequadas para sua presença em toda a paisagem (Elith et al., 2006; Peterson; Soberón, 2012). Embora abordagens mais novas para modelagem de distribuição possam incorporar direta ou indiretamente preditores descrevendo a presença de espécies e suas interações, dispersão ou indicadores de condições ambientais, como perturbação (Bucklin et al., 2015; Engler et al., 2009; Linder et al., 2012; Wisz et al., 2013), a maioria dos ENMs usam unicamente variáveis abióticas em larga escala, como clima e topografia como preditores de adequação de habitat (Austin, 2007; Bucklin et al., 2015). Pearson & Dawson (2003) e Figueiredo et al. (2018) destacaram que os melhores modelos para previsão de distribuição de espécies na Amazônia foram os que incluíram os preditores de solo e clima. O papel do solo na distribuição das espécies em florestas amazônicas por sua vez já fora muito debatido (Schiatti et al., 2014, Quesada; Lloyd, 2016). Desta forma, o objetivo deste trabalho é avaliar o status da espécie *Duckeodendron cestroides* Kuhlman endêmica da Amazônia brasileira verificando se essa espécie é rara ou mal amostrada. Além de avaliar se as mudanças climáticas têm probabilidade de impactar negativamente a área de adequação para esta espécie.

METODOLOGIA

A área de estudo é a bacia Amazônica, considerando os limites correspondente ao mapa das Ecorregiões do Mundo (Olson et al., 2001). Informações sobre a espécie *D. cestroides* foram obtidas em bases de dados de herbários e bases de dados públicas sobre biodiversidade. A organização e correção de informações seguiram as etapas que envolvem a análise exploratória dos dados, explicado por Zuur et al. (2010), com adaptações para estudos de banco de dados de coleções científicas (Meyer et al., 2016). Selecionamos variáveis bioclimáticas e de solo, sendo que 19 variáveis bioclimáticas, disponíveis na base de dados do CHELSA- Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas nas resoluções de 5 minutos de arco-sen (~10 km²). Também selecionamos variáveis com projeções para o futuro (2070) considerando duas vias representativas de concentrações de RCPs (4,5 e 8,5) para comparação (Machado; Versieux, 2021). O RCP 4,5 assume a imposição de políticas de mitigação de emissões de gases de efeito estufa, considerado um cenário otimista (Thomson et al., 2011). Enquanto, o RCP 8,5 é considerado um cenário pessimista por não incluir metas ou políticas de mitigação climática (Riahi et al., 2011). Foram escolhidos três modelos de circulação global (GCMs) que são menos intercorrelacionados, CanESM2, CSIRO-Mk3-6-0, IPSL-CM5A-LR, evitando assim o uso de informações redundantes (Castro et al., 2020; Machado; Versieux, 2021). Variáveis de solo foram obtidas na base de dados do Soilgrids nas resoluções de 250 metros e Elevação (SRTM) obtida na base da Nasa-National Aeronautics and Space Administration. Fizemos a avaliação das variáveis por meio de uma Análise de Componentes Principais (PCA) para evitar colinearidade dos dados ambientais. Foram aplicados os seguintes algoritmos para elaboração do modelo: Modelos Lineares Generalizados (GLM), Máxima Entropia (MAXENT), Random Forest (RF), Máquina de Suporte Vetorial (SVM), Envelopes Climáticos (Bioclim) e Distância Ambiental-Gower Metric (Domain), utilizando somente dados de presença, considerando a dificuldade relacionada a obtenção de dados de ausência (Giannini, 2012). Calibramos os modelos em 70% dos dados para treino e 30% para teste. Cada algoritmo executou cinco conjuntos de 1.000 pseudoausências e para cada conjunto foram realizadas 10 repetições e a avaliação da acurácia dos modelos foi feita por meio da área sobre a curva (Area Under the Curve, AUC). Todos estes passos foram realizados no software R 4.0.2.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapa de consenso da modelagem de *D. cestroides* (Figura 1) mostra que sua área potencial de ocorrência é restrita (viés geográfico) aos pontos conhecidos da espécie. As projeções para o ano de 2070 para os cenários de baixa e alta emissão de carbono (RCP 4.5 e RCP 8.5 respectivamente) mostra uma perda completa da área ambientalmente adequada para a espécie. Avaliamos esta espécie como Menos Preocupante (critério LC) de acordo com B1 (EOO = 170, 891, 108 km²) e B2ab (ii, iii) (AOO = 148,000 km²) da IUCN (2019). 15 registros de ocorrência para a espécie está presente em Unidades de Conservação e Áreas Indígenas. Apresentando alta adequabilidade de ocorrência na Reserva Estadual Rio Urubu, Área de Relevante Interesse Ecológico do Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais e Reserva Florestal Adolphe Ducke (média de 0,8).

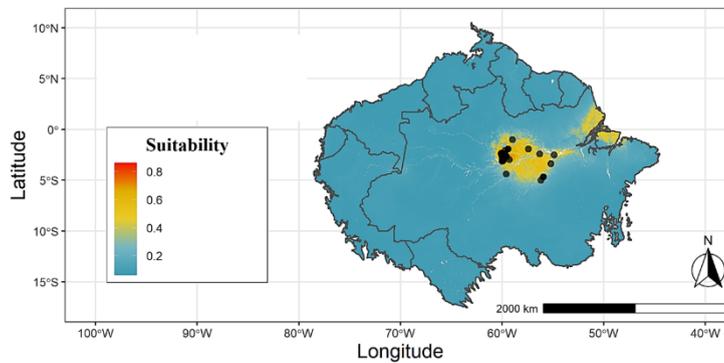


Figura 1. Mapas de distribuição potencial de *D. cestroides*.

O viés geográfico ocorre quando os espécimes são coletados com mais frequência em um lugar do que no outro, muitas vezes por causa da acessibilidade (Hijmans et al., 2001). A maior concentração de coleta de *D. cestroides* é na Reserva Florestal Adolphe Ducke e no Distrito Industrial da SUFRAMA nas proximidades da cidade de Manaus. Espera-se que com a correção dos vieses geográficos ocorra um aumento nos valores do desempenho do modelo, entretanto, quando é utilizado uma porcentagem do mesmo conjunto de dados o desempenho preditivo diminui porque o conjunto de dados de treinamento e teste possuem o mesmo viés de amostragem geográfico (Syfert et al., 2013). Mas este parâmetro parece ser característico de regiões mal amostradas; para Europa Bystrakova et al. (2012) a correção do viés de amostragem resultou em nichos climáticos previstos mais amplos, para *D. cestroides* o nicho de amplitude mostrou-se restrito a distribuição observada, mesmo após a correção do viés de amostragem. Uma questão a ser colocada é se o viés geográfico de amostragem faz com que tratemos todas as espécies com poucos registros e/ou distribuídas em áreas restritas como mal amostradas. Será mesmo se o padrão de distribuição observado para a espécie não é a distribuição real?. Em um estudo com *D. cestroides* (Cramer et al., 2007) foi evidenciado que a fragmentação florestal reduziu a quantidade e a qualidade da dispersão das sementes, enquanto, em florestas contínuas essas taxas apresentaram o dobro de sucesso, isto é, devido ao declínio de dispersores em regiões fragmentadas e nos últimos anos regiões florestais fragmentadas têm aumentado na região Amazônica causando perda significativa em áreas prováveis de distribuição potencial das espécies (Fearnside, 2005, Silva et al., 2017). Desta forma, o padrão atual de distribuição de *D. cestroides* pode ser de fato sua área real e total de distribuição, considerando a fragmentação das florestas e a distância entre os pontos únicos que variam em centenas de quilômetros comparados a outros trabalhos que utilizaram uma quantidade menor de pontos e mais próximos entre si, apresentando o nicho de amplitude não restrito aos pontos de ocorrência conhecidos (Bystrakova et al., 2012; Figueiredo et al., 2018). Descartamos a possibilidade da existência de viés climático, considerando que pontos geográficos próximos apresentam características ambientais mais semelhantes e pode gerar uma falsa impressão de raridade, situação não encontrada para a espécie aqui modelada. Mas não se deve desconsiderar por completo porque o gradiente climático é mal representado em coleções de herbário (Loiselle et al., 2008). Muitas áreas com alto potencial de distribuição para *D. cestroides* não estão em áreas de proteção ambiental, resultado também encontrado por Oliveira et al. (2017) onde percentis de ocorrência potencial dos grupos analisados não chegam a 50% em Unidades de Conservação, mas nossa análise permite evidenciar áreas-chaves para proteção da espécie e a importância das Unidades de Conservação já existentes para sua conservação (Irfan-Ullah et al., 2006).

CONCLUSÕES

Para melhorar os esforços de conservação, a modelagem de distribuição funciona como uma ferramenta para descobrir novas populações de espécies raras ou subamostradas. Desta forma, é importante preservar áreas onde as condições ambientais contribuem para ocorrência da espécie porque as projeções de adequação futura para *D. cestroides* são preocupantes, com redução total das áreas com nichos climáticos adequados. Desta forma, são necessárias mais coletas de material para tentar diminuir esse viés de amostragem, para que as áreas de proteção ambiental escolhidas sejam as que apresentem áreas de maior importância biológica. Os resultados apresentados devem ser utilizados como ferramenta de planejamento para orientar explorações e confirmação adicional em campo e os vieses de amostragens nos dados devem ser considerados, caso estes sejam utilizados para gestão de conservação.

Fomento

À coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior (Capes), pela bolsa de mestrado.

Palavras-chave: Bacia Amazônica, Déficits de amostragem e Espécies Endêmica.

Referências

- Austin, M. Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. *Ecological Modelling* v. 200, p.1–19, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.07.005>
- Baselga, A.; Lobo, J.M., Hortal, J.; Jiménez-Valverde, A.; Gómez, J. (2010) Assessing alpha and beta taxonomy in eupelmid wasps: Determinants of the probability of describing good species and synonyms. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, v. 48, p. 40–49, 2010.
- Brown, J.H., Lomolino, M.V. (1998) Biogeography, 2nd edn. Sinauer Associates, Inc, Sunderland, Massachusetts, pp 692
- Bucklin, D.N., Basille, M., Benscoter, A.M., Brandt, L.A., Mazzotti, F.J., Romañach, S.S., Watling, J.I. Comparing species distribution models constructed with different subsets of environmental predictors. *Diversity and Distributions*, v. 21, p. 23–35, 2015. <https://doi.org/10.1111/ddi.12247>

Bystrakova, N. et al. Sampling bias in geographic and environmental space and its effect on the predictive power of species distribution models. **Systematics and biodiversity**, v. 10, n. 3, p. 305-315, 2012.

Castro, M.B.; Barbosa, A.C.M.C.; Pompeu, P.V.; Eisenlohr, P.V.; Assis, P.G.; Apgaua, D.M.G. et al. Will the emblematic southern conifer *Araucaria angustifolia* survive to climate change in Brazil?. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 2, p. 591-607, 2020.

Cramer, J.M. et al. Forest fragmentation reduces seed dispersal of *Duckeodendron cestroides*, a Central Amazon endemic. **Biotropica**, v. 39, n. 6, p. 709-718, 2007.

Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudík, M., Ferrier, S.; Guisan, A. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, v. 29, p. 129-151, 2006.

Engler, R.; Randin, C.F.; Vittoz, P.; Czaka, T.; Beniston, M.; Zimmermann, N.E.; Guisan, A. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: Does dispersal matter?. **Ecography**, v. 32, p. 34-45, 2009.

Fearnside, P. Environmental impacts of Brazil's Tucuru dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environ Manag**, v. 27, p. 377-396, 2005.

Figueiredo, F.O.; Zuquim, G.; Tuomisto, H.; Moulatlet, G.M.; Balslev, H.; Costa, F.R. Beyond climate control on species range: The importance of soil data to predict distribution of Amazonian plant species. **Journal of Biogeography**, v. 45, n.1, p. 190-200, 2018.

Giannini, T.C.; Siqueira, M.F.; Acosta, A.L.; Barreto, F.C.; Saraiva, A.M.; Alves-dos-Santos, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuio de espcies. **Rodrigusia**, v. 63, p. 733-749, 2012.

Hijmans, R.J.; Spooner, D.M. Geographic distribution of wild potato species. **American Journal of Botany**, v.88, p. 2101-2112, 2001.

Hortal, J.; Bello, F.; Diniz-Filho, J.A.F.; Lewinsohn, T.M.; Lobo, J.M.; Ladle, R.J. Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 46: 523-549, 2015.

Irfan-Ullah, M. et al. Mapping the geographic distribution of *Aglaia bourdillonii* Gamble (Meliaceae), an endemic and threatened plant, using ecological niche modeling. In: Plant Conservation and Biodiversity. Springer, Dordrecht. p. 343-351, 2006.

IUCN (2019) Guidelines for using the IUCN Red List categories and criteria. Version 14. Prepared by the Standards and Petitions Committee. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>. Accessed on: 2020-5-11

Linder, P.H.; Bykova, O.; Dyke, J.; Etienne, R.S.; Hickler, T.; Kuhn, I.; Singer, A. Biotic modifiers, environmental modulation and species distribution models. **Journal of Biogeography**, v. 39, p. 2179-2190, 2012.

Loiselle, B.A. et al. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes?. **Journal of Biogeography**, v. 35, v.1, p.105-116, 2008.

Machado, T.M.; Versieux, L.M. Identifying suitable habitats for *Alcantarea imperialis* and *Waltillia hatschbachii* and their survival under climate change In: Versieux, L.M. (Ed.) *Alcantarea: giant bromeliads from Brazil*, Capim Macio & Offset, pp. 229-238, 2021.

Meyer, C.; Weigelt, P.; Kreft, H. Multidimensional biases, gaps and uncertainties in global plant occurrence information. **Ecology Letters**, v. 19, p. 992-1006, 2016.

Michener, W.K.; Allard, S.; Budden, A.; Cook, R.B.; Douglass, K.; Frame, M. et al. (2012) Participatory design of DataONE—enabling cyberinfrastructure for the biological and environmental sciences. **Ecological Informatics**, v. 11, p. 5-15, 2012.

Oliveira, U. et al. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific reports**, v. 7, n. 1, p. 1-9, 2017.

Pearson, R.G., Dawson T.P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, p. 361-371, 2003. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>

Peterson, A.T.; Sobern, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: Getting the concepts right. **Natureza & Conservao**, v. 10, p.1-6, 2012. <https://doi.org/10.4322/natcon.2012.019>

Quesada, C.A.; Lloyd, J. Soil-vegetation interactions in Amazonia. In *Interactions between biosphere, atmosphere and human land use in the Amazon Basin*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 267-299, 2016.

Riahi, K.; Rao, S.; Krey, V.; Cho, C.; Chirkov, V.; Fischer, G.; Rafaj, P. RCP 8.5—A scenario of comparatively high greenhouse gas emissions. **Climatic change**, v. 109, n. 1, 33-57, 2011.

Schietti, J. et al. Vertical distance from drainage drives floristic composition changes in an Amazonian rainforest. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1-2, p. 241-253, 2014.

Silva, T.R.; Medeiros, M.B.; Noronha, S.E.; Pinto, J.R.R. Species distribution models of rare tree species as an evaluation tool for synergistic human impacts in the Amazon rainforest. **Brazilian Journal of Botany**, v. 40, n. 4, p. 963-971, 2017.

Sobern, J.; Peterson, T. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, v. 359, n. 1444, p. 689-698, 2004.

Syfert, M.M.; Smith, M.J.; Coomes, D.A. (2013) The effects of sampling bias and model complexity on the predictive performance of MaxEnt species distribution models. **PloS one**, v. 8, n. 2, p. e55158, 2013.

Thomson, A.M.; Calvin, K.V.; Smith, S.J., Kyle, G.P.; Volke, A.; Patel, P. et al. RCP4. 5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. **Climatic change**, v. 109, n. 1, p. 77-94, 2011.

Whittaker, R.J.; Araujo, M.B.; Jepson, P.; Ladle, R.J., Watson, J.E., Willis, K.J. Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and distributions**, v. 11, n. 1, p. 3-23, 2005.

Wisz, M.S.; Pottier, J.; Kissling, W.D.; Pellissier, L.; Lenoir, J.; Damgaard, C.F.; Heikkinen, R.K. The role of biotic interactions in shaping distributions and realized assemblages of species: Implications for species distribution modelling. **Biological Reviews**, v. 88, p. 15-30, 2013.

Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Elphick, C.S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and Evolution*, v. 1, p. 3-14, 2010.