



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ZOOLOGIA
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS BACHARELADO

EDSON NILTON DE MOURA SILVA JÚNIOR

**MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DA RÃ-CUIDADORA, *ALLOBATES*
OLFERSIODES (ANURA, AROMOBATIDAE), NA MATA ATLÂNTICA
NORDESTINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE
VULNERÁVEL**

Recife

2023

EDSON NILTON DE MOURA SILVA JÚNIOR

**MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DA RÃ-CUIDADORA, *ALLOBATES*
OLFERSIODES (ANURA, AROMOBATIDAE), NA MATA ATLÂNTICA
NORDESTINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE
VULNERÁVEL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Pedro Ivo Simões

Recife

2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Silva, Edson.

Modelagem Da Distribuição Da Rã-Cuidadora, *Allobates Olfersioides* (Anura, Aromobatidae), Na Mata Atlântica Nordestina: Implicações Para A Conservação De Uma Espécie Vulnerável / Edson Silva. - Recife, 2023.

62 : il., tab.

Orientador(a): Pedro Simões

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas - Bacharelado, 2023.

8,4.

Inclui referências, apêndices.

1. Ecologia. 2. Modelagem de Nicho. 3. Conservação. 4. Herpetologia. 5. Biogeografia. I. Simões, Pedro. (Orientação). II. Título.

590 CDD (22.ed.)

EDSON NILTON DE MOURA DA SILVA JÚNIOR

**MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO DA RÃ-CUIDADORA, *ALLOBATES*
OLFERSIODES (ANURA, AROMOBATIDAE), NA MATA ATLÂNTICA
NORDESTINA: IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE UMA ESPÉCIE
VULNERÁVEL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 23/08/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Pedro Ivo Simões (Orientador)

Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof. MSc. Paulo Braga Mascarenhas Júnior (Examinador Interno)

Universidade Federal de Pernambuco - UFPE

Prof. MSc. Victor Leandro Silva (Examinador Externo)

Centro Universitário Brasileiro - Unibra

Dedico este trabalho à todas as pessoas que se doam ao estudo e proteção da vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço inicialmente à minha família, sobretudo os meus pais e o meu irmão mais novo, por todo o amor, o apoio, base, incentivo e terem acreditado em meu sonho. Agradeço também aos meus avós, tios e tias, primos e primas, por todo amor, carinho e confiança depositada ao longo dos anos.

Agradeço aos meus professores anteriores à universidade, que acreditaram nos meus sonhos desde novo, e entenderam o papel que a educação na formação de um ser humano. Sobretudo, agradeço a Ronaldo, Wellerson e Raniery.

Agradeço também àqueles que contribuíram para a construção deste trabalho de forma paralela, no auxílio sobre informações, referencial teórico, material de apoio e com dados para a construção da pesquisa. Em especial, agradeço ao professor Dr. Pedro Aurélio Costa Lima Pequeno, pelo auxílio em obter acesso à dados matriciais sobre índices de vegetação, sem a qual sua ajuda, este trabalho não estaria completo. Em especial novamente, à comunidade de programação R, sobretudo à comunidade brasileira, por desde o começo ser solícita em tirar minhas dúvidas e me auxiliar na construção das minhas habilidades em ciência de dados, cujo as quais esse trabalho foi extremamente dependente, e pela filosofia de dados abertos e organizados, facilitando não só a construção deste trabalho, mas de outros no futuro.

Agradeço aos meus amigos além deste curso, pelo companheirismo, pelo amor, pela paciência e pelo incentivo. Sobretudo, Lívia, Matheus, Duda, Zenon, assim como os demais, pois seu que parte desse grande percurso foram vocês. Assim como agradeço aos meus amigos deste curso, por todos os apoios nos momentos difíceis, e as risadas nos momentos alegres, seja dentro da sala de aula quanto fora, sobretudo Lucas, Paulo, Mel, Carol, Isolda, Amaury, Marta, Valéria, Gabriel e Nathan.

Agradeço à Universidade Federal de Pernambuco, por toda estrutura fornecido ao longo desses anos, assim como em desempenhar seu papel na construção educacional e científica daqueles que nela estuda e dedicam suas vidas na construção de uma sociedade melhor. Agradeço ao Centro de Biociências, pelo suporte que desempenharam na minha formação, apesar de todas as dificuldades enfrentadas nestes anos. Agradeço aos meus professores universitários, pelos ensinamentos, formações, lições e, por que não, risadas, que me auxiliaram na minha construção não apenas enquanto profissional, mas como ser humano.

Agradeço aos meus colegas e amigos de laboratório, o Laboratório de Herpetologia da Universidade Federal de Pernambuco. Agradeço pelo companheirismo, pela troca de vivências, pelas risadas, pelos ensinamentos e por mostrarem que ciência vai além de dados, fórmulas, textos e taxa, mas pessoas também. Agradeço ao Prof. Dr. Pedro Ivo Simões, pela paciência invejável em ter me escutado, orientado, ensinado e ter tirado minhas dúvidas sobre os mais diversos e amplos assuntos.

“A biologia é a expressão científica do nosso desejo de conhecer a natureza. Somos mais propensos a proteger o que apreciamos e a apreciar o que compreendemos.” –
REECE, J. B., et al. (2015). Biologia de Campbell, 10ª Edição, p.1277

RESUMO

Modelos de Nicho Ecológico são algoritmos matemáticos que permitem prever as áreas mais adequadas para a ocorrência de uma espécie em um espaço geográfico através das teorias de nicho. A Mata Atlântica é o bioma brasileiro historicamente mais fragmentado e degradado, acarretando ameaças a diversos grupos de espécies. Dentre os mais ameaçados, estão os anfíbios anuros, principalmente as espécies mais florestais. O objetivo desse trabalho foi avaliar as áreas com maior adequabilidade de habitat para a espécie ameaçada de rã-cuidadora, *Allobates offersioides* (Família Aromobatidae), na Mata Atlântica nordestina do Brasil, para entender quais os principais fatores que afetam sua distribuição e propor estratégias para sua conservação. Os registros de ocorrência foram obtidos através de plataformas *online*, dados de literatura, espécimes da Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Pernambuco e de registros feitos em campo. Foi criado um modelo de nicho utilizando a Região Nordeste como *background* e um conjunto de variáveis bioclimáticas da base WorldClim, Índice de Vegetação Ajustado (EVI) e inclinação do terreno, através do algoritmo MaxEnt. Foi avaliado quais os preditores mais importantes para o modelo e as diferenças entre a distribuição o modelo e a sugerida pela União Internacional para a Conservação da Biodiversidade (IUCN), além de calculada a área de distribuição do modelo incluída em Unidades de Conservação (UC). Foram encontrados registros de *A. offersioides* no Estado de Pernambuco, ampliando o limite latitudinal norte de sua distribuição. As áreas com maior adequabilidade ambiental foram restritas a áreas de floresta atlântica, não se estendendo para outros biomas. Porém, há grandes lacunas geográficas entre algumas áreas de habitat adequado à espécie. Os preditores mais importantes de habitats adequados foram relacionados à precipitação do trimestre mais frio, do quarto mais quente e a temperatura do trimestre mais seco. A área de maior adequabilidade ambiental foi menor que a área proposta pela IUCN e está geralmente fora de UCs. Ações de conservação para a espécie deveriam priorizar a conectividade entre fragmentos de Mata Atlântica existentes e o estabelecimento de áreas protegidas fora de UCs, utilizando modelos que diferenciam áreas com maior potencial de ocorrência para a escolha dos locais prioritários.

Palavras-chave: Anfíbios, Modelos de Distribuição de Espécies, Maxent, Nicho ecológico.

ABSTRACT

Ecological Niche Models are mathematical algorithms that allow predicting the most suitable areas for the occurrence of a species in a geographic space, through niche theories. The Atlantic Forest is the historically most fragmented and degraded Brazilian biome, posing threats to several groups of species. Among the most threatened are anuran amphibians, especially the most forestal species. The objective of this work was to evaluate the areas with greater habitat suitability for the threatened species of caretaker frog, *Allobates offersioides* (Family Aromobatidae), in the Brazilian northeastern Atlantic Forest, to understand the main factors that affect its distribution and propose strategies to its conservation. The occurrence records were obtained through online platforms, literature data, specimens from the Herpetological Collection of Federal University of Pernambuco and field records. A niche model was created using the Northeast Region as background and a set of bioclimatic variables from the WorldClim database, Enhanced Vegetation Index (EVI) and terrain slope, using the MaxEnt algorithm. The most important predictors for the model and the differences between the model distribution and that suggested by the International Union for Biodiversity Conservation (IUCN) were evaluated, in addition to calculating the model distribution area included in Conservation Units (CU). Records of *A. offersioides* were found in the State of Pernambuco, expanding the northern latitudinal limit of its distribution. The areas with greater environmental suitability were restricted to Atlantic Forest areas, not extending to other biomes. However, there are large geographic gaps between some areas of suitable habitat for the species. The most important predictors of suitable habitat were related to the precipitation of the coldest quarter, the warmest quarter, and the temperature of the driest quarter. The area of greatest environmental suitability was smaller than the area proposed by IUCN and is generally outside CUs. Conservation actions for the species should prioritize connectivity between existing Atlantic Forest fragments and the establishment of protected areas outside CUs, using models that differentiate areas with greater potential for occurrence to choose priority locations.

Keywords: Amphibians, Species Distribution Models, Maxent, Ecological niche.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 –	Passo-a-passo do processo de modelagem de adequabilidade de habitat (adaptado de GUIBAN et al., 2018).	20
Figura 2 –	<i>Allobates offersioides</i> (Anura: Aromobatidae), fotografado no sítio Camarão Grande, no município de Amaraji, PE, Zona da Mata Sul.	23
Figura 3 –	Registros de ocorrência de <i>Allobates offersioides</i> na Região Nordeste do Brasil.	31
Figura 4 –	Modelo de distribuição de <i>Allobates offersioides</i> para a Região Nordeste do Brasil. As áreas mais próximas do lilás escuro representam menor probabilidade de ocorrência, enquanto as áreas mais próximas da cor amarela demonstram maior probabilidade de predição.	33
Figura 5 –	Distribuição dos valores de probabilidade de predição do modelo, sendo: a) Histograma da distribuição dos valores da probabilidade de predição; e b) Porcentagem que cada parcela dos valores demonstrou sobre o total de valores do modelo.	34
Figura 6 –	Importância dos preditores para o modelo: a) Repostas do modelo geradas por cada preditor; b) Curvas de resposta de cada preditor.	36
Figura 7 –	Comparação entre o polígono do modelo das áreas com probabilidade de ocorrência > 70% em relação ao polígono da distribuição proposto pela IUCN (IUCN, 2023).cada preditor.	39
Figura 8 –	Comparação entre o polígono do modelo das áreas com probabilidade de ocorrência > 70% em relação aos polígonos das unidades de conservação baixadas do pacote de linguagem R geobr (PEREIRA, 2023).	40

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Variáveis da plataforma WorldClim. As variáveis marcadas em verde foram as variáveis selecionadas como preditores para o modelo de distribuição de *Allobates olfersioides* no Nordeste do Brasil. 27
- Tabela 2 – Unidades de Conservação (UCs) onde há registros de ocorrência de *Allobates olfersioides*, com informações sobre a categoria da UC, o número de registros naquela UC, o nome da UC e o estado onde ela está localizada. 38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AUC	Área Abaixo da Curva ROC (<i>Area Under ROC Curve</i>)
CHUFPE	Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Pernambuco
EVI	Índice de vegetação Ajustado (<i>Enhenced Vegetacion Index</i>)
GBIF	Biodiversity Information Facility
GAM	Modelos Aditivos Generalizados (<i>Generalized Adictive Models</i>)
GLM	Modelos Lineares Generalizados (<i>Generalized Linear Models</i>)
ICMBio	Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade
IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza (<i>International Unio for Conservation of Nature</i>)
MAH	Modelo de Adequabilidade de Habitat
MaxEnt	Máxima Entropia (<i>Maximum Entropy</i>)
MDE	Modelo de Distribuição de Espécies
MNE	Modelo de Nicho Ecológico
SiBBr	Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira
TSS	Habilidade Estatística Verdadeira (<i>True Skills Statiscs</i>)
UC	Unidade de Conservação

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo geral	17
2.2	Objetivos específicos	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Mata Atlântica	18
3.2	Modelos de Nicho Ecológico	19
3.4	A Rã-cuidadora (<i>Allobates olfersioides</i>)	21
4	MATERIAL E MÉTODOS	25
4.1	Obtenção dos dados de ocorrência	25
4.2	Obtenção dos polígonos	25
4.3	Obtenção dos dados preditores	26
4.4	Criação do modelo	26
4.5	Avaliações do modelo	28
4.6	Avaliação da área de alta probabilidade de ocorrência	29
5	RESULTADOS	30
5.1	Ocorrências	30
5.2	Modelo de Distribuição de espécies	31
5.3	Avaliação da área de alta probabilidade de ocorrência	36
6	DISCUSSÃO	41
6.1	Distribuição de <i>Allobates olfersioides</i>	41
6.2	Preditores ambientais	42
6.3	Ações para a conservação de <i>Allobates olfersioides</i>	44
7	CONCLUSÃO	46
	REFERÊNCIAS	47
	APÊNDICE A	58
	APÊNDICE B	60

1 INTRODUÇÃO

Modelos de Nicho Ecológico (MNE) são modelos matemáticos preditivos utilizados para calcular as áreas com maior e menor adequabilidade para uma espécie dentro de um espaço geográfico, baseado nas teorias de nicho ecológico (Peterson & Soberón, 2012). São modelos úteis em estudos sobre distribuição de espécies, em cenários atuais e futuros (Elith & Leathwick, 2009; Forti *et al.*, 2017a; Schlaepfer *et al.*, 2012), muito aplicáveis em contextos de alterações ambientais (Austin & Niel, 2010). A exemplo de alterações ambientais, a fragmentação é um processo de destruição de um ecossistema, onde este é reduzido de sua distribuição original a pequenas porções (Asfora & Pontes, 2009). É um fenômeno associado às atividades humanas, como a expansão agrícola (Rajão *et al.*, 2020) e a expansão urbana (Arima *et al.*, 2015). Essas dinâmicas geram filtros ambientais, onde populações de espécies mais sensíveis à fragmentação, principalmente espécies exclusivamente florestais, acabam se tornando mais isoladas (Dixo & Metzger, 2010). Nestes cenários de incertezas, MNE se tornam ferramentas úteis no entendimento dos padrões de distribuições das espécies em ambientes mais alterados, podendo fazer a validação destes modelos *in locu* (Milanovich *et al.*, 2012) ou remotamente, testando se o modelo demonstra intersecção com locais onde previamente se espera que a espécie estivesse presente (Carstens *et al.*, 2013), como dentro de Unidades de Conservação (UCs).

No Brasil, uma das regiões mais estudadas no contexto de distribuição de espécies e seus nichos ecológicos é o domínio da Mata Atlântica (Lôbo *et al.*, 2011; Umetsu *et al.*, 2008). A Mata Atlântica representa um dos dois domínios morfoclimáticos de floresta pluviais no território brasileiro, junto com a Amazônia (Marques *et al.*, 2021). Esse domínio ocorre desde o litoral norte da região Nordeste do Brasil até a porção norte do litoral sul, e se estendendo para a Bolívia e o Paraguai, abrangendo uma grande variedade de espécies vegetais e animais. Atualmente, restam apenas de 8–10% do domínio original, particionado em fragmentos com pouca conectividade entre si (Varassim *et al.*, 2021). Esta fragmentação gera um sistema de “ilhas” de remanescentes florestais, em matrizes de paisagens alteradas em todo o domínio (Asfora & Pontes, 2009). A degradação da Mata Atlântica é resultado de um processo histórico de ocupação humana, sendo não apenas o primeiro domínio morfoclimático atingido pelas invasões europeias no século XVI, como também é o

ecossistema onde encontra-se cerca de 70% da população brasileira atual (Solózano *et al.*, 2021). Essa ocupação vem acompanhada de diversas atividades socioeconômicas, como a especulação imobiliária, a expansão de áreas agrícolas para monocultura e a poluição resultante dessas atividades, agravadas pelos processos de mudanças climáticas antrópicas, pondo em risco a funcionalidade de processos ecossistêmicos (Hoffmeister *et al.*, 2005; Lira *et al.*, 2021; Vale *et al.*, 2021).

Dentre os animais mais sensíveis a mudanças nas condições dos ecossistemas estão os anfíbios anuros (Ramalho *et al.*, 2021; Werner *et al.*, 2007). As modificações da estrutura da vegetação de uma área são um dos processos que mais impactam estes animais, já que estas geralmente acarretam em modificações no microclima local, resultando na alteração dos padrões de riqueza e abundância das espécies deste grupo (Rosa *et al.*, 2023; Silva *et al.*, 2012). Como exemplo, em paisagens de Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro, a intensidade da fragmentação pode prever a abundância relativa, a riqueza e a quantidade de modos reprodutivos de anuros, sendo as espécies estenóicas, as mais sensíveis às modificações ambientais, encontradas apenas em áreas menos perturbadas (Almeida-Gomes & Rocha, 2015). De forma semelhante, também já foi observado que os padrões de distribuições de anuros na Mata Atlântica são modulados pela conectividade dos fragmentos de mata (Almeida-Gomes & Rocha, 2014). A situação atual de fragmentação da Mata Atlântica, aliada à natureza filopátrica dos anfíbios anuros, faz com que ainda existam lacunas sobre a distribuição de diversas espécies deste grupo ao longo deste domínio morfoclimático (Ferreira *et al.*, 2016)

A rã-cuidadora ou rã-foguete, *Allobates offerisoides* (Lutz, 1925), é um anuro de pequeno porte, endêmico da Mata Atlântica, exclusivo das áreas de florestas úmidas, altamente sensível a modificações ambientais e residentes fixo dos seus sítios reprodutivos, alocada como espécie ameaçada em listas nacionais e internacionais (Forti *et al.*, 2017b; IUCN, 2023; ICMBio, 2018; Semas, 2015). Uma vez que se trata de uma espécie de grande interesse para conservação, devido ser a única espécie da família Aromobatidae na Mata Atlântica (Verdade & Rodrigues, 2007) e ser uma espécie exclusivamente florestal (Costa *et al.*, 2019), a proposta deste trabalho foi modelar as áreas com maior potencial de nicho para *A. offerisoides* na região Nordeste do Brasil. Esta modelagem foi feita com base em registros de ocorrência e em variáveis representativas do clima, terreno e vegetação da região, a fim de identificar e delimitar com maior acurácia sua distribuição geográfica potencial e locais

com maior probabilidade de sua ocorrência, sugerindo áreas prioritárias para sua conservação. Adicionalmente, este trabalho avalia qual proporção da área de distribuição da espécie está incluída em unidades de conservação, contribuindo efetivamente para a conservação da espécie. Predições específicas testadas neste trabalho são: 1) As áreas com maior adequabilidade ambiental para ocorrência da espécie estarão restritas ao domínio da Mata Atlântica; 2) A atual distribuição geográfica da espécie na região Nordeste (baseada no mapa de distribuição proposto pela União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature - IUCN*) extrapola a distribuição inferida por modelos considerando variáveis ambientais; 3) Devido ao caráter estenóico da espécie, as variáveis com maior peso para o modelo serão a inclinação do terreno, a vegetação e a umidade do local; 4) A maior parte da distribuição da espécie encontra-se fora de unidades de conservação.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

- Investigar a distribuição geográfica potencial de *Allobates olfersioides* na Mata Atlântica da região Nordeste do Brasil através da avaliação de Modelos de Distribuição de Espécies baseados em registros de ocorrência atualizados e variáveis ambientais, produzindo informações úteis ao planejamento da conservação desta espécie.

2.2 Objetivos específicos

- Comparar o modelo gerado com a distribuição de *A. olfersioides* proposta pela União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature - IUCN*);
- Estimar o quanto a distribuição de *A. olfersioides* é ampliada ou reduzida com base em Modelagem de Nicho Ecológico, em relação à distribuição proposta pela IUCN (IUCN, 2023);
- Estimar quais variáveis ambientais preditoras são mais eficientes em prever a ocorrência de *A. olfersioides*;
- Fazer a validação remota do modelo para as Unidades de Conservação registrados no ICMBio para o Nordeste;
- Propor áreas climaticamente adequadas para a ocorrência de *A. olfersioides* baseadas na modelagem, a fim de nortear novos esforços de campo para a detecção de populações não conhecidas da espécie;
- Propor possíveis ações de conservação da espécie no Nordeste do Brasil com base nos resultados obtidos.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um bioma de floresta pluvial tropical abrangendo uma área original de 1.6 milhões hectares no Brasil, representando 93% da sua área total, onde os outros 5,3% estão no Paraguai e 1,7% na Argentina (Muylaert *et al.*, 2017). Atualmente, resta, apenas de 8-10% de sua cobertura original, restrita a pequenos fragmentos em áreas rurais e urbanas (Muylaert *et al.*, 2018). A precipitação anual varia de 500 a 3500 mm e as chuvas são bem distribuídas ao longo do ano (Lins-e-Silva *et al.*, 2021). A altitude das suas áreas varia entre 0 e 3000 m. A Mata Atlântica se estende do litoral norte da região Nordeste até o norte do estado do Rio Grande do Sul, entre as latitudes 03° a 33° S, também ocupando áreas centrais do Brasil, sobretudo na fronteira entre as regiões Centro-Oeste e Sudeste, entre as longitudes 29° a 58° W (Lins-e-Silva *et al.*, 2021). A Mata Atlântica faz fronteira com os domínios morfoclimáticos da Caatinga, do Cerrado e dos Pampas, com múltiplas áreas de transição e ecótonos.

Sendo hoje separada da Amazônia pelos domínios morfoclimáticos da Diagonal Seca (Caatinga e Cerrado), estudos sugerem que a Mata Atlântica já foi conectada com a Amazônia, tendo essa partição ocorrido entre 33.000 e 25.000 anos antes do presente, durante o Quaternário (Castro *et al.*, 2019; Costa, 2003; Colombo & Joly, 2010; D'Horta *et al.*, 2011). A Mata Atlântica é um dos *hotspots* globais de biodiversidade, sendo uma das áreas prioritárias para esforços para a conservação da natureza (Melo *et al.*, 2013; Tabarelli *et al.*, 2010). Atualmente, são registradas na Mata Atlântica 7.000 espécies de plantas (Zwiener *et al.*, 2021), 1401 espécies de insetos sociais (Feitosa *et al.*, 2021) e 2.645 espécies de tetrápodes, sendo 719 anfíbios, 517 espécies de répteis, 1.025 espécies de aves e 384 espécies de mamíferos (Figueiredo *et al.*, 2021). Sua ampla biodiversidade é ainda relativamente pouco conhecida, sendo estimado um número ainda maior de espécies e relações ecológicas a serem catalogadas (Romanelli *et al.*, 2022). O alto grau de endemismo para diversos grupos (Costa *et al.*, 2000; Lourenço-de-Morais *et al.*, 2019; Vale *et al.*, 2018), também faz com que a Mata Atlântica seja uma das florestas que mais recebe atenção quanto à pesquisa em biodiversidade e propostas para sua conservação (Grelle *et al.*, 2021; Sobral-Souza *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica foi o primeiro domínio morfoclimático ocupado pelas invasões europeias à América do Sul, sendo também a região que possui o mais longo histórico de alterações da paisagem original por populações humanas modernas (Calmon *et al.*, 2011; Carlucci *et al.*, 2021). Isso implica também em ser o bioma mais degradado e reduzido em território brasileiro, tanto em área quanto em biodiversidade (Myers *et al.*, 2000; Tabarelli *et al.*, 2004). Atualmente, os principais remanescentes da Mata Atlântica estão distribuídos em áreas urbanas, periurbanas e rurais (Tabarelli & Roda, 2005). As principais ameaças à Mata Atlântica são a destruição e fragmentação de sua área remanescente, principalmente pela especulação imobiliária, agricultura de monoculturas, a degradação e poluição dos ecossistemas, a introdução de espécies exóticas invasoras e as mudanças climáticas de origem antrópica (Galetti *et al.*, 2021; Lira *et al.*, 2021; Vale *et al.*, 2021; Varassim *et al.*, 2021; Vitule *et al.*, 2021).

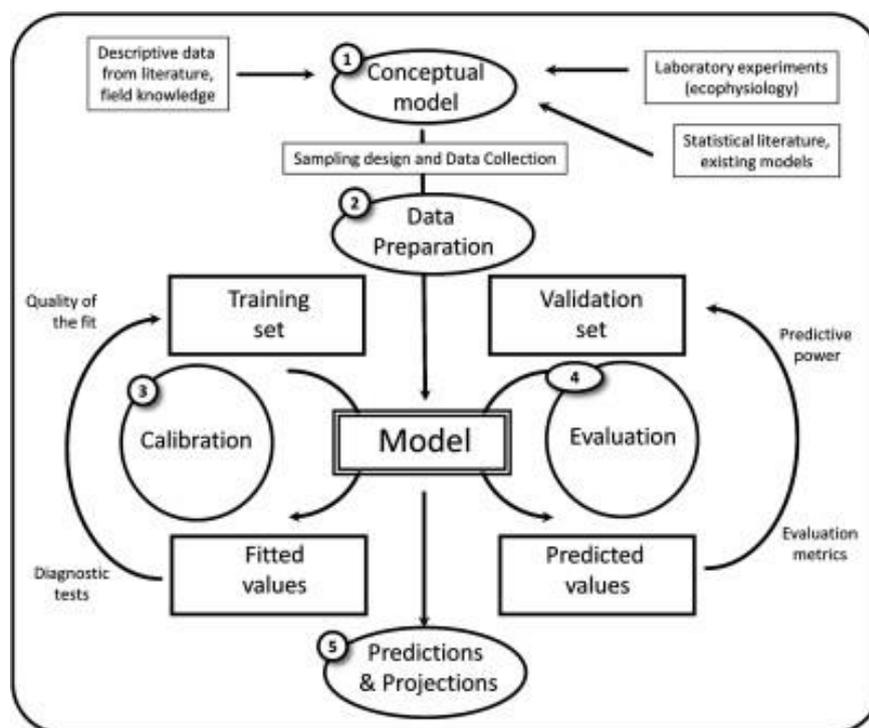
3.2 Modelos de Nicho Ecológico

Modelos de Nicho Ecológico (MNE) são modelos matemáticos de predição espacial utilizados para estimar os locais de maior probabilidade de ocorrência de uma entidade taxonômica dentro de uma área pré-determinada (Peterson & Soberón, 2012). Esses modelos se baseiam na teoria de maximização de nicho, que afirma que as espécies tenderão a ocorrer em locais que supram seus requisitos ambientais, de acordo com sua história natural (Macarthur & Pianka, 1966; Soberón, 2007). Isso implica na suposição de que distribuição de uma espécie não é randômica e que, portanto, pode ser predita. Atualmente, a única forma conhecida de modelar algo próximo do nicho hutchinsoniano (intervalo de condições abióticas e bióticas ideais para uma espécie (Hutchinson, 1957)) é através de modelar a distribuição conjunta de dois organismos que estão em relação ecológica obrigatória (Preuss & Padial, 2021).

Para a criação dos MNE, são utilizados registros de ocorrência geográfica da espécie de estudo e dados de variáveis ambientais, que serão os preditores do modelo, no formato de malhas vetoriais geográficas, para uma área pré-determinada, chamada de *background* (Guisan *et al.*, 2018). Em seguida, os valores das malhas são extraídos para cada coordenada dos registros de ocorrência, onde são utilizados algoritmos para gerar interpolação espacial no *background*. A interpolação é produzida através de uma malha de probabilidade de ocorrência ou através de um polígono. Esse processo de modelagem utiliza parte dos dados para treino e parte

para teste, sendo então um processo de aprendizado de máquina (Figura 1). Os algoritmos utilizados na criação e testes de MNE podem ser divididos em três categorias: os baseados em presenças, em presenças-pseudoausências e presenças-*background*.

Figura 1 – Passo-a-passo do processo de modelagem de adequabilidade de habitat (adaptado de GUISAN et al., 2018).



Os algoritmos de presença utilizam os dados dos registros de ocorrência nas malhas ambientais e calculam a probabilidade de ocorrência no *background* com base na semelhança dos dados de outros locais para com esses dados (Valavi *et al.*, 2021). Exemplos são os algoritmos Bioclim (Booth *et al.*, 2013), Domain (Carpinter *et al.*, 1993) e Mahalanobis (Faber & Kadmon, 2003). Os algoritmos de presença-pseudoausência utilizam os dados de ocorrência, e calculam como não adequados para a ocorrência os dados dos locais onde não existem registros de ocorrência (Liu *et al.*, 2010). São algoritmos úteis para modelos biogeográficos, como estudos que levam em consideração a ocorrência de barreiras geográficas (Aliaga-Samanez *et al.*, 2019). Exemplos desses algoritmos são os algoritmos GLM (Guisan *et al.*, 2002), GAM (Guisan *et al.*, 2002) e Random Forest (Prasad *et al.*, 2006). Já os algoritmos de presença-*background* utilizam tanto os dados dos pontos de ocorrência quanto os

dados do *background*, avaliando diferentes formas de aproximação entre esses dados (Li & Wang, 2013). São modelos úteis em trabalhos de conservação, quando não se tem o objetivo de extrapolar a distribuição da espécie para áreas muito distantes dos pontos de ocorrência, o que é importante principalmente para estimar a distribuição de espécies estenóicas (Ballesteros-Barrera *et al.*, 2022). Um exemplo desses algoritmos é o MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006). A escolha do algoritmo empregado no modelo deve levar em consideração aspectos como a pergunta de pesquisa, os intuítos da modelagem, os tipos de dados e a biologia da entidade taxonômica modelada (Zurell *et al.*, 2020).

Atualmente, os termos Modelos de Adequabilidade de Habitat (MAH), Modelos de Distribuição Espécies (MDE) e Modelos de Nicho Ecológico (MNE) são utilizados para se referir a análises muito semelhantes em termos de práticas e operações para a criação de modelos. Apesar disto, alguns autores defendem que existem diferenças quanto aos seus usos: enquanto os MNE possuem um foco na quantificação e identificação das variáveis ambientais e sua amplitude numa escala geográfica, os MDE possuem um foco na amplitude geográfica que uma entidade taxonômica pode possuir num espaço pré-determinado (Araújo & Peterson, 2012; Peterson & Soberón, 2012). Dentre as principais aplicações destes modelos, estão a predição de habitat adequado, com fins de conservação (González-Fernandez *et al.*, 2022; Sobral-Souza *et al.*, 2018) e distribuição biogeográfica (Jover *et al.*, 2021; Svenning *et al.*, 2011), agricultura (Kitywayo *et al.*, 2013; Yoon & Lee, 2021), epidemiologia (Ferro-e-Silva *et al.*, 2018; Hollings *et al.*, 2017) e estudos sobre mudanças climáticas (D'amen *et al.*, 2011; Forti *et al.*, 2017a).

3.3 A Rã-cuidadora (*Allobates olfersioides*)

A rã-cuidadora da Mata Atlântica, *Allobates olfersioides* (Lutz, 1925), é a única espécie da família Aromobatidae atualmente descrita para o domínio da Mata Atlântica (Figura 2). Dados moleculares de sequência de DNA mitocondrial e nuclear suportam a hipótese de que *A. olfersioides* constitui o grupo irmão das demais espécies do gênero *Allobates*, predominantemente distribuídas na Amazônia (Grant *et al.*, 2006; Grant *et al.*, 2017), com tempo de divergência estimado em ~30 milhões de anos (Réjaud *et al.*, 2020), coincidindo com a idade de formação da Diagonal Seca da América do Sul (Costa, 2003). Originalmente, foram descritas quatro espécies distintas de *Allobates* para a Mata Atlântica: *A. olfersioides* (Lutz, 1925), *A. carioca*

(Bokermann, 1967), *A. capixaba* (Bokermann, 1967) e *A. alagoanus* (Bokermann, 1967). Posteriormente, uma revisão taxonômica baseada em dados morfológicos sugeriu não haver características diagnósticas que justificassem a divisão de *A. offersioides* em mais de uma espécie (Verdade & Rodrigues, 2007). Contudo, resultados recentes sobre a existência de variação geográfica nas vocalizações entre populações do Rio de Janeiro e de outras localidades da Mata Atlântica ao norte, sugerem que *A. offersioides* pode realmente se tratar de um complexo formado por espécies distintas (Forti *et al.*, 2017b). Esta sugestão é reforçada por evidências filogenéticas baseadas em sequências de DNA (Grant *et al.*, 2017). Ainda é necessário, no entanto, uma revisão taxonômica compreensiva usando classes de evidências independentes (morfologia dos adultos e larvas, bioacústica, comportamento, dados moleculares, etc.) de forma integrativa para testar esta hipótese. Com base no conhecimento atual, as principais características diagnósticas da espécie são:

1. Adultos com comprimento rostro-cloacal variando entre 11–20 mm;
2. Dorso marrom, com marcas marrom-escuras formando um padrão semelhante a um “X”;
3. Manchas paracloacais claras com formato de meia-lua;
4. Ventre claro, com cor branca ou creme;
5. Uma faixa marrom-escura presente na região lateral do corpo, se estendendo da ponta do focinho até a virilha;
6. Dedo I da mão maior que o Dedo II;
7. Membrana interdigital basal presente entre dedos III-IV dos pés; membranas interdigitais ausentes entre os outros pares de dedos.

Figura 2 – Rã-cuidadora, *Allobates olfersioides* (Anura: Aromobatidae), fotografado no sítio Camarão Grande, no município de Amaraji, Zona da Mata Sul do Estado de Pernambuco.



Como outras espécies do gênero *Allobates*, *A. olfersioides* ocorre exclusivamente em ambientes de floresta úmida, geralmente em locais com pouca inclinação do terreno, onde podem depositar seus girinos em poças formadas pela chuva (Lima *et al.*, 2002; Menin *et al.*, 2011; Rocha *et al.*, 2018). São animais diurnos, territoriais, com uma notável capacidade de reconhecimento espacial, tendo em vista seu tamanho diminuto, podendo retornar ao seu território após deslocados até 400m destes (Pasukonis *et al.*, 2013). Estudos sugerem que o comportamento territorialista em Dendrobatoidea (a superfamília que inclui o gênero *Allobates*) possa ter sido selecionado evolutivamente por seu efeito sobre a proteção de sua prole (Pröhl, 2005): como os machos atendem às desovas colocadas pelas fêmeas sobre folhas no chão

da floresta e carregam os girinos até pequenas poças de água após sua eclosão (Ringler *et al.*, 2009; Souza *et al.*, 2017) eles tenderiam a permanecer em uma faixa de espaço restrita, e sua defesa contra invasores aumentaria suas chances de sucesso reprodutivo. Machos de *A. offersioides* têm seu pico de atividade vocal diário entre as 6h–11h e 14h–16h, e os meses com maiores atividade durante a estação chuvosa, com os picos ocorrendo entre abril e setembro. A umidade relativa do ar e a temperatura do ar são considerados preditores ambientais eficientes para prever maiores taxas de atividade da espécie em ao menos uma área de Mata Atlântica no Nordeste brasileiro (Costa *et al.*, 2019).

A distribuição geográfica atualmente reconhecida para *A. offersioides* se estende em grande parte da Mata Atlântica oriental do Brasil, do Estado do Rio de Janeiro até o norte do Estado de Alagoas (IUCN, 2023). Contudo, há registros recentes para o Estado de Pernambuco na literatura (Oliveira *et al.*, 2021). A espécie é classificada como “Vulnerável” pelas Listas Vermelhas de Espécies Ameaçadas da IUCN (IUCN, 2023) e Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (ICMBIO, 2018), e como “Em Perigo” pela Resolução Nº 1 da Secretaria de Meio-Ambiente do Estado de Pernambuco de 09 de janeiro de 2015 (SEMAS, 2015). Mesmo classificada como uma espécie ameaçada e que necessita de ações de conservação, ainda são poucos os estudos ecológicos disponíveis sobre a espécie (Tinoco *et al.*, 2008; Forti *et al.*, 2017; Costa *et al.*, 2019). Por ser uma espécie que depende de condições ambientais específicas para seu sucesso reprodutivo e sobrevivência, alterações e degradação ambientais são provavelmente as principais ameaças à sua conservação (IUCN ASG, 2023; Torralvo *et al.*, 2021). A fragmentação e redução de habitat (Ribeiro JR *et al.*, 2018), as diferentes formas de contaminação ambiental (Reichert *et al.*, 2023) e as mudanças climáticas (Kissel *et al.*, 2018) são particularmente danosas para espécies de anuros florestais. A Mata Atlântica brasileira é considerada um dos biomas com o maior número de espécies de anfíbios com evidência de declínio populacional no mundo (Toledo *et al.*, 2023), reforçando o argumento de que estudos ecológicos a respeito de *A. offersioides* deveriam ser realizados com urgência.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Obtenção dos dados de ocorrência

Foram coletados dados de ocorrência de *Allobates olfersioides* a partir de seis fontes diferentes: buscas de registros nas bases Global Biodiversity Information Facility (GBIF), Sistema de Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR) e SpeciesLink, buscas na literatura revisada por pares, registros de espécimes existentes na Coleção Herpetológica da Universidade Federal de Pernambuco (CHUFPE) e registros feitos em campo (Anexo 1). Para o GBIF, os dados foram coletados usando o pacote `dismo` v.1.3-14 para R (Hijmans *et al.*, 2023a), utilizando a função `gbif()`. Adicionalmente, consultas foram feitas diretamente à plataforma *online* do GBIF (GBIF, 2023) para verificar a existência de registros não encontrados pelos comandos do pacote. A partir destes registros, foram extraídas as coordenadas geográficas. Para o SiBBR e o SpeciesLink, os dados foram baixados diretamente a partir de buscas em suas plataformas *online* (SiBBR, 2023; SpeciesLink, 2023), pesquisando pelo termo “Allobates”, e selecionados os registros de ocorrência localizados na Região Nordeste do Brasil. Os dados de literatura foram obtidos através de pesquisas conduzidas na Plataforma Google Scholar, onde foram utilizadas as palavras-chave “Herpetofauna”, “Allobates” e “Atlantic Forest”. Foram selecionadas publicações referentes a trabalhos realizados na Região Nordeste e os dados de ocorrência da espécie foram obtidos por revisão das seções de métodos e materiais suplementares. Os dados da CHUFPE foram obtidos através de consultas diretas a registros de tombamento. Por fim, registros ocasionais da espécie foram obtidos em excursões de curta duração à zona rural do Município de Amaraji entre junho e dezembro de 2022. Os encontros foram realizados durante o dia, ao percorrer as trilhas disponíveis. Quando encontrados, espécimes foram fotografados para registro e confirmação da identidade taxonômica. A escolha da área de amostragem usada neste estudo, restrita à Região Nordeste do Brasil, se baseou em dados moleculares que apontam que as populações de *A. olfersioides* distribuídas nesta região constituem o grupo-irmão das populações encontradas na região Sudeste do país (Grant *et al.*, 2017). Ao excluir registros do táxon na região Sudeste do país ao sul do Rio Doce (uma conhecida barreira biogeográfica para diversos grupos de organismos), reduzimos a chance de produzir um modelo de distribuição composto,

resultante da análise dos nichos ambientais de linhagens evolutivas distintas, com requisitos ecológicos e ambientes de ocorrência também distintos.

4.2 Obtenção dos Polígonos

Camadas contendo polígonos referentes aos limites da Região Nordeste, seus estados e ao território do Brasil foram obtidas através das funções `read_region()`, `read_states()` e `read_country()`, do pacote `geobr` v.1.7 para R (Pereira & Gonçalves, 2023). O polígono da distribuição de *A. offersioides* no domínio da Mata Atlântica foi obtido a partir página da espécie no *website* da IUCN (IUCN, 2023). Em seguida, o polígono foi recortado para a extensão da Região Nordeste utilizando a função `st_intersection()`, do pacote `sf` v.1.0-13 (Pebesma, 2018). Polígonos representando os limites geográficos das unidades de conservação do Nordeste foram obtidos utilizando a função `read_conservation_units()`, do pacote `geobr`. A geometria dos polígonos foram corrigidas através da função `st_make_valid()`, do pacote `sf`, e então recortado para a extensões do domínio Mata Atlântica no Nordeste, utilizando um polígono coletado com a função `read_biomes()`.

4.3 Obtenção dos dados preditores

Para os preditores do modelo, foram utilizadas as variáveis bioclimáticas da base de dados WorldClim (Fick & Hijmans, 2017), além de dados de inclinação do terreno e dados de Índice de Vegetação Aprimorado (*Enhanced Vegetation Index - EVI*) (Huete *et al.*, 2002). As variáveis bioclimáticas do WorldClim foram obtidas usando o pacote `geodata` v.0.5-8 (Hijmans *et al.*, 2023b), utilizando a função `getData()`, para resolução de 0,5 arc-min. Em seguida, os dados foram recortados para a extensão da Região Nordeste. Para os dados de elevação do terreno, inicialmente foram obtidos dados de altitude com o pacote `geodata`, utilizando a função `elevation_global()`, com resolução de 0,5 arc-min. Em seguida, foi utilizado o software QGIS v.3.28.0 (QGIS, 2023), para calcular a inclinação do terreno. Por fim, dados de EVI, foram coletados na plataforma *online* AppEEARS (AppEEARS, 2023). O *shapefile* resultante foi recortado para a Região Nordeste, e então convertido para resolução de 0,5 arc-min.

4.4 Criação do modelo

Para a remoção de autocorrelação espacial, foram removidos os registros de ocorrência de *A. offersioides* com distância entre si menores que 150 km, através do pacote CoordinateCleaner v.2.0-20 (Zizka *et al.*, 2019). Para a escolha dos preditores do modelo, inicialmente foi feita uma análise de correlação de fator de inflação da variância (VIF) para a verificação da existência de colinearidade entre os preditores (Niamir *et al.*, 2011). Em seguida, foi removido os preditores. Foram escolhidas as variáveis: Bio8, Bio9, Bio13, Bio18 E Bio19 da plataforma WorldClim (Fick & Hijmans, 2017) (Tabela 1), inclinação do terreno e EVI. A escolha dessas variáveis se baseou no ciclo de vida de *A. offersioides*, sendo uma espécie florestal, muito sensível a mudanças nas condições ambientais, com o ciclo reprodutivo ocorrendo na época chuvosa e dependente de locais com pouca inclinação do terreno para a formação de poças onde possa depositar seus girinos (Lima *et al.*, 2002; Menin *et al.*, 2011; Pasukonis *et al.*, 2014). Os modelos foram criados através do algoritmo MaxEnt, implementado no pacote sdm v.1.1-8 (Naimi & Araújo, 2016). A escolha do algoritmo MaxEnt se baseou na natureza estenóica de *A. offersioides* e em seu comportamento filopátrico e territorial, uma vez que o algoritmo tem taxas relativamente baixa de erros de comissão (Phillips *et al.*, 2006). O modelo foi feito com 1000 pontos de background, 25% dos dados para treino, e cinco réplicas. Por fim, as cinco repetições foram ajustadas num único modelo, baseado no valor do índice de predição de Área Abaixo da Curva ROC (*Area Under the ROC Curve - AUC*) (Manel *et al.*, 2002), através da função ensemble() do pacote sdm.

Tabela 1 – Variáveis da plataforma WorldClim. As variáveis marcadas em verde foram as variáveis selecionadas como preditores para o modelo de distribuição de *Allobates offersioides* no Nordeste do Brasil.

Sigla	Variável
Bio1	Temperatura Média Anual
Bio2	Intervalo Diurno Médio (Média do mês (temperatura máxima - temperatura mín.))
Bio3	Isotermalidade (BIO2/BIO7) (×100)
Bio4	Sazonalidade da Temperatura (desvio padrão ×100)
Bio5	Temperatura máxima do mês mais quente

Bio6	Temperatura mínima do mês mais frio
Bio7	Faixa Anual de Temperatura (BIO5-BIO6)
Bio8	Temperatura média do trimestre mais úmido
Bio9	Temperatura média do trimestre mais seco
Bio10	Temperatura Média do Trimestre Mais Quente
Bio11	Temperatura média do trimestre mais frio
Bio12	Precipitação Anual
Bio13	Precipitação do mês mais úmido
Bio14	Precipitação do Mês Mais Seco
Bio15	Sazonalidade de Precipitação (Coeficiente de Variação)
Bio16	Precipitação do trimestre mais úmido
Bio17	Precipitação do trimestre mais seco
Bio18	Precipitação do Quarto Mais Quente
Bio19	Precipitação do trimestre mais frio

4.5 Avaliações do modelo

Para estimar a taxa de erros de predição do modelo foram utilizados como critérios o AUC e o *True Skill Statistic* (TSS) (Allouche *et al.*, 2006), através da função `sdm()`, ambas implementadas no pacote `sdm`. Em seguida, para estimar a distribuição dos valores de adequabilidade de habitat ao longo do *background*, foi feito um histograma de predição, com os dados adequabilidade de habitat, para as cinco repetições. Essa análise foi feita para estimar distribuição dos valores de adequabilidade de habitat dos modelos, a fim de entender qual o intervalo dos valores foi o mais frequente. As interpretações possíveis do resultado desta análise seriam:

1. Distribuição unimodal negativa: Uma porcentagem pequena das áreas do Nordeste é adequada para o nicho de *A. offersioides*;
2. Distribuição gaussiana: Uma baixa porcentagem das áreas do Nordeste é adequada para o nicho de *A. offersioides*, mas uma elevada porcentagem destas áreas tem adequabilidade intermediária;
3. Distribuição unimodal positiva: Uma grande porcentagem das áreas do Nordeste é adequada para o nicho de *A. offersioides*.

Para estimar quais variáveis tiveram maior importância para o modelo, foi utilizada a função `getVarImp()`, do pacote `sdm`. Essa função gera informações sobre

a importância relativa das variáveis para o modelo. Em seguida, para estimar quais os valores dos preditores geravam mais resposta no modelo, foi feita uma análise exploratória de curva de resposta, através da função `rcurve()` do pacote `sdm`. Esta análise tem como objetivo visualizar quais são os intervalos dos preditores que desempenham maiores valores na probabilidade de predição do modelo.

4.6 Avaliação da área de alta probabilidade de ocorrência do modelo

Por fim, foi calculada a diferença entre a área estimada pelo modelo como adequada à ocorrência de *A. olfersioides* e a área de distribuição da espécie no Nordeste brasileiro estimada pela IUCN (IUCN, 2023). Os pontos no *background* com probabilidade de ocorrência $\geq 80\%$ foram transformados em um arquivo de polígono geoespacial, através da função `st_as_sf()` do pacote `sf`. Em seguida, foram calculadas as áreas, em km^2 , do *shapefile* gerado pelo modelo e do *shapefile* da IUCN, e calculadas diferenças e sobreposição em áreas dos dois polígonos. A área dos polígonos foi calculado através da função `st_area()` do pacote `sf` e então convertida para km^2 . Adicionalmente, foi feita a interseção dos polígonos, e então foi calculada a porcentagem da área do polígono gerado pelo modelo que está incluída no polígono da IUCN. A interseção calculada gerada pela função `st_intersection()`, do pacote `sf`. Os mesmos processos foram feitos para os polígonos das unidades de conservação no domínio da Mata Atlântica do Nordeste do Brasil.

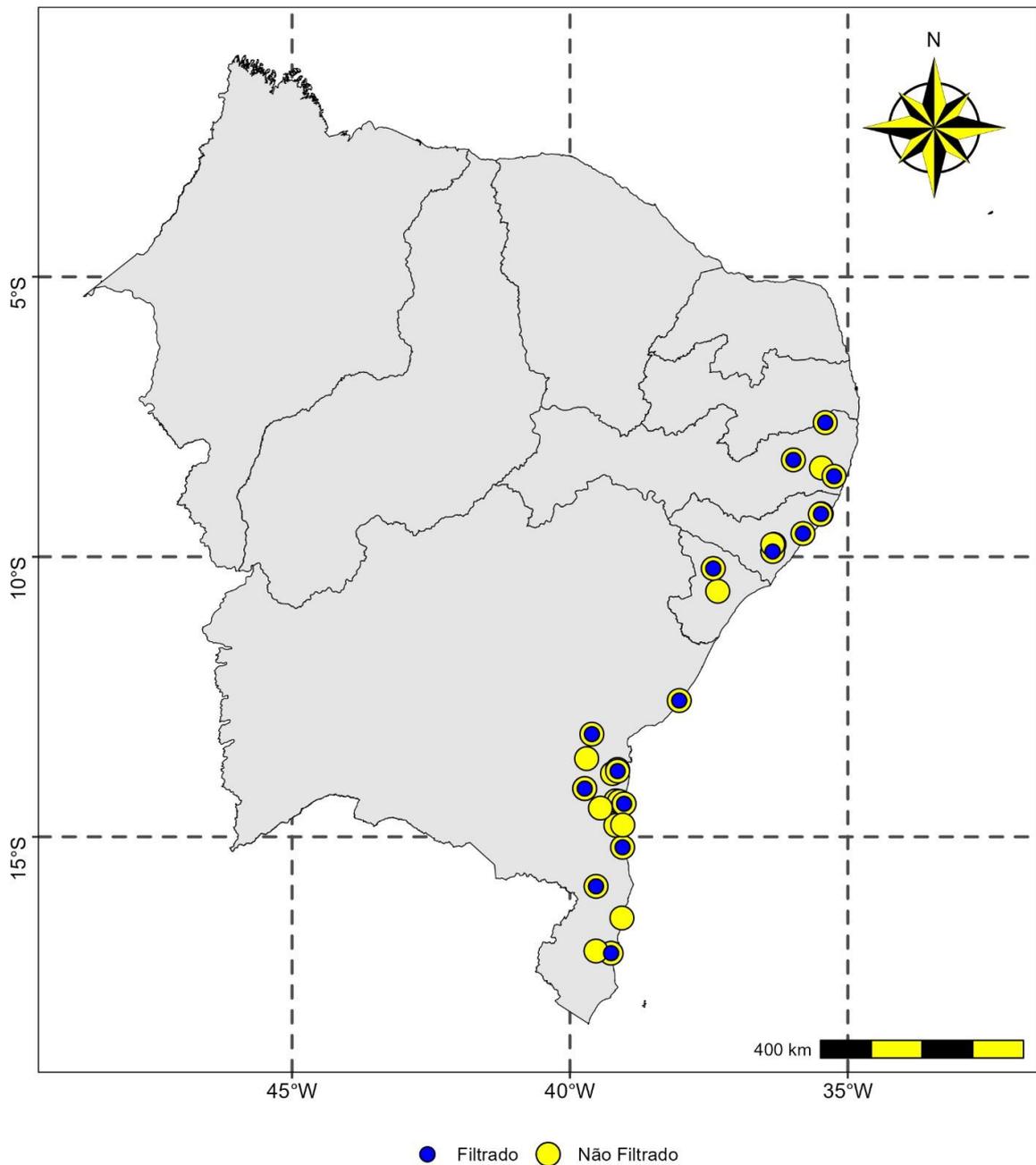
Todas as análises de dados foram feitas no software de linguagem R v.4.3.1 (R Core Team, 2023).

5 RESULTADOS

5.1 Ocorrências

Foram encontrados um total de 33 pontos de ocorrência de *A. offersioides* na região Nordeste do Brasil. O SiBBr foi a fonte com o maior número de registros, contabilizando 16. Em seguida, GBIF, com nove, SpeciesLink e dados de literatura, com quatro cada, CHUFPE, com um registro e coleta de campo, com também apenas um registro. Os registros de literatura foram obtidos de Dias *et al.* (2014), Dubeux *et al.* (2020), Freitas *et al.* (2019) e Oliveira *et al.* (2021). Os dados foram revisados, e os registros duplicados foram excluídos da lista de ocorrências. Foram encontrados registros de *A. offersioides* nos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas e Pernambuco (Figura 3). A Bahia foi o estado com maior número de ocorrências, contabilizando 18 locais. Em seguida, o estado de Alagoas, com oito registros, o estado de Pernambuco, com quatro registros, e o estado de Sergipe, com dois registros. Foram observados registros tanto em fragmentos pertencentes ao domínio original da Mata Atlântica quanto em brejos de altitude (enclaves de floresta atlântica em grandes altitudes entre vegetação de Caatinga), como o Brejo dos Cavalos, em Caruaru-PE. Os registros obtidos apontam que o limite da distribuição potencial da espécie ao norte ocorre em latitude menor que a proposta pela IUCN (IUCN, 2023), de acordo com a qual o limite norte da distribuição ocorreria no estado de Alagoas. Foi observado falta de informações sobre qual era o município das coordenadas geográficas para sete registros, todos da Fonte GBIF. Destes sete, cinco são no estado de Alagoas e dois são no Estado da Bahia. A faixa de latitude dos registros variou de $-17,078212^{\circ}$ a $-7,603889^{\circ}$, enquanto a faixa de longitude variou de $-39,73417^{\circ}$ a $-35,24733^{\circ}$, ambas as faixas correspondendo às áreas do domínio da Mata Atlântica, indicando que a área de registros de *A. offersioides* está distribuída principalmente na região da Mata Atlântica mais próximas ao litoral, à exceção de registros feitos em brejos de altitude.

Figura 3 – Registros de ocorrência de *Allobates offersioides* na Região Nordeste do Brasil.



5.2 Modelo de Distribuição de Espécies

A análise de autocorrelação espacial indicou que 18 registros geográficos estavam espacialmente autocorrelacionados com registros próximos (Figura 3). Assim, após a avaliação de autocorrelação, foram considerados apenas 15 dos 33 registros de ocorrência de *A. offersioides* nas análises descritas a seguir. Entre os 15 registros selecionados, oito estão no Estado da Bahia, um no Estado de Sergipe, três no Estado de Alagoas e três no Estado de Pernambuco (Apêndice A).

O modelo gerado teve um AUC de 0,95, indicando um erro de apenas 5% de falsos negativos na predição. O modelo também teve um TSS de 0,9, indicando que uma boa performance em gerar verdadeiros positivos, melhor que uma previsão aleatória. Isso representa um alto poder de ajuste nas predições do modelo. As áreas indicadas como as de maior adequabilidade de habitat para *A. offersioides* estão concentradas na zona litorânea da região, dentro do domínio Mata Atlântica (Figura 4). Houve lacunas entre as áreas com maior probabilidade ocorrência da espécie, com um núcleo de alta adequabilidade na região central do litoral da Bahia, um núcleo na região central de Sergipe e um núcleo entre o sul de Alagoas e o Estado da Pernambuco. Há manchas de alta adequabilidade fora dos núcleos principais: uma na Bahia, próximo à Chapada Diamantina, uma no estado da Paraíba, próximo ao Parque Estadual Mata do Pau-Ferro, e uma no estado do Rio Grande do Norte.

A distribuição dos valores de adequabilidade foi unimodal negativa, indicando que uma pequena porcentagem das áreas da Região Nordeste é adequada à ocorrência de *Allobates offersioides*. Foi observada uma alta contagem de valores com probabilidade de predição baixa (<5%) (Figura 5a). Cerca de 88,7% dos pontos do modelo possuem uma baixa probabilidade de ocorrência de *A. offersioides* (<25%) (Figura 5b). Os pontos com probabilidades de ocorrência variando entre 25%-50%, 50%-75% e >75% representaram 5,4%, 3,7% e 3,2% da área, respectivamente. As áreas com alta probabilidade de ocorrência da espécie (>75%) representam apenas cerca de 3% da área do Nordeste, distribuídas principalmente na Mata Atlântica próxima ao litoral.

Figura 4 – Modelo de distribuição de *Allobates offersioides* para a Região Nordeste do Brasil. As áreas mais próximas do lilás escuro representam menor probabilidade de ocorrência, enquanto as áreas mais próximas da cor amarela demonstram maior probabilidade de predição.

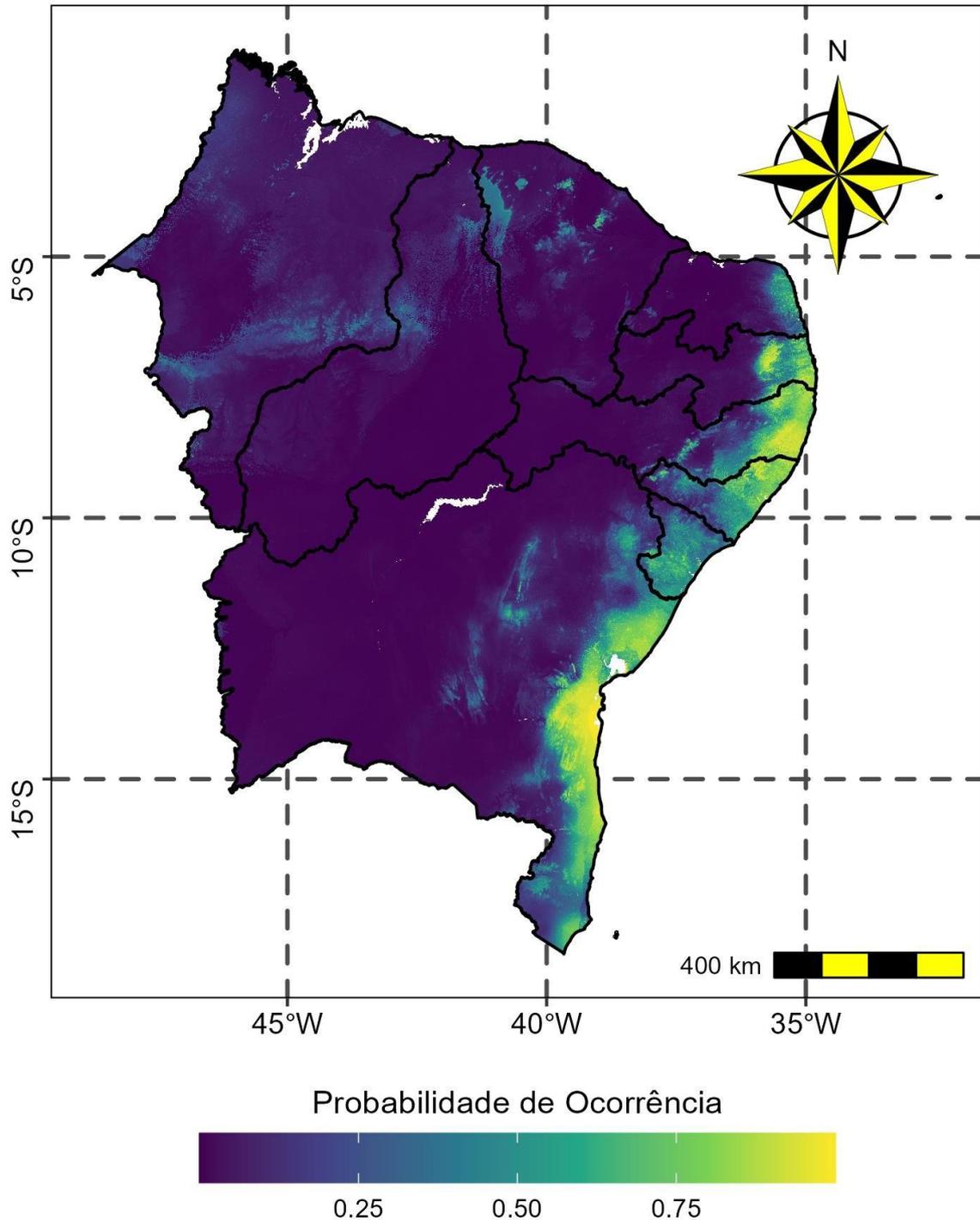
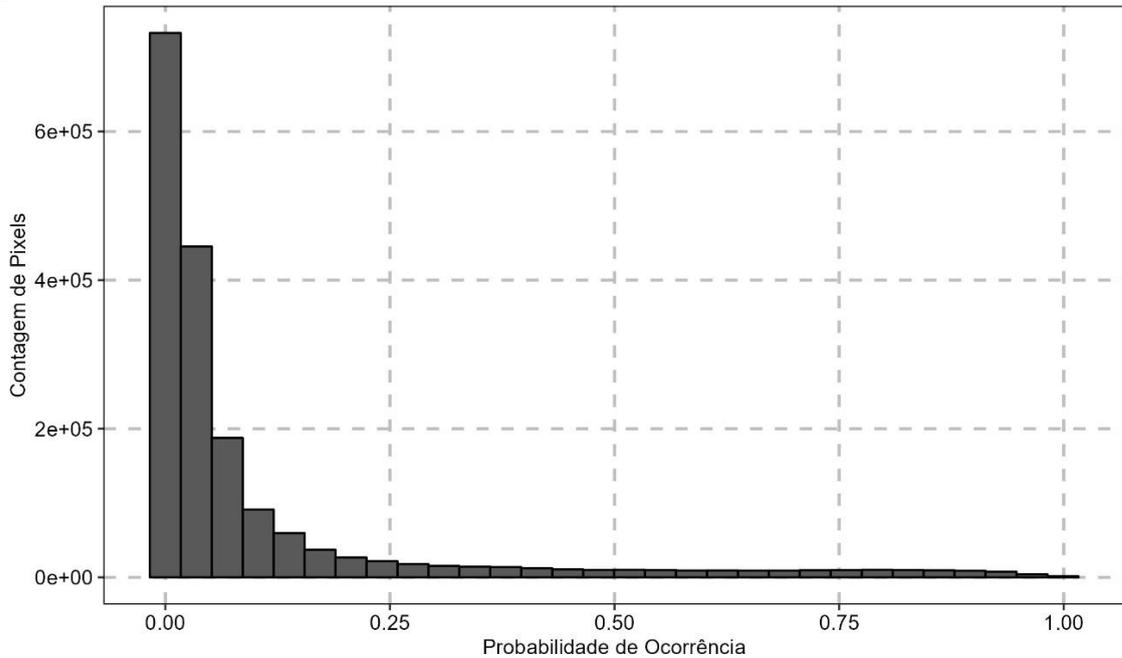
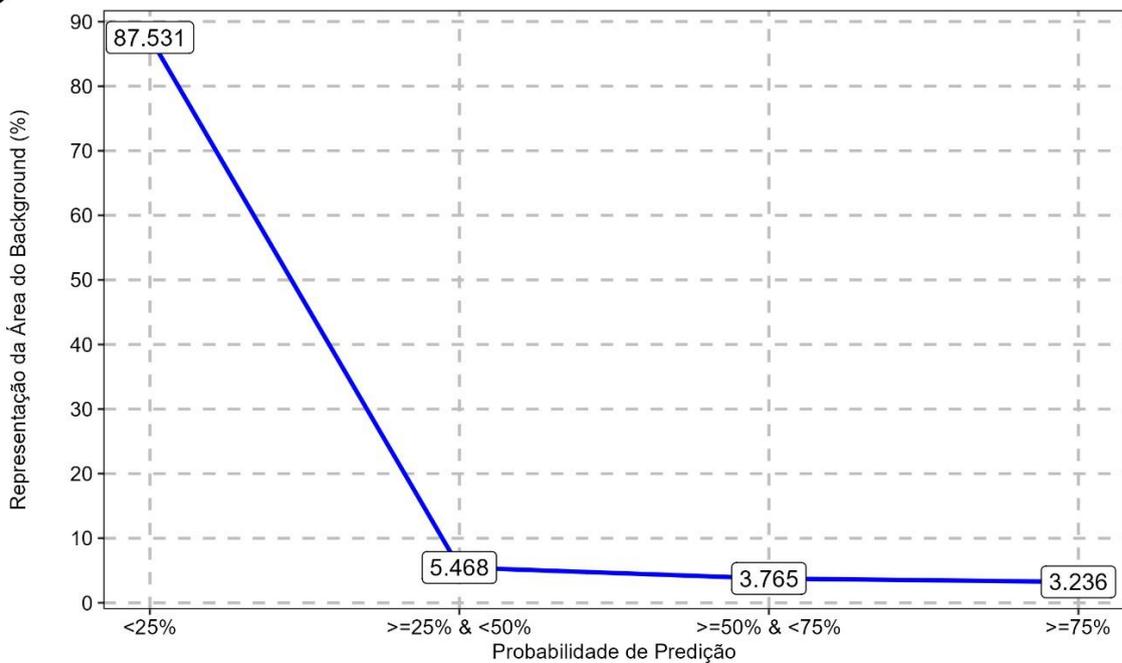


Figura 5 – Distribuição dos valores de probabilidade de predição do modelo, sendo: a) Histograma da distribuição dos valores da probabilidade de predição; e b) Porcentagem que cada parcela dos valores demonstrou sobre o total de valores do modelo.

a

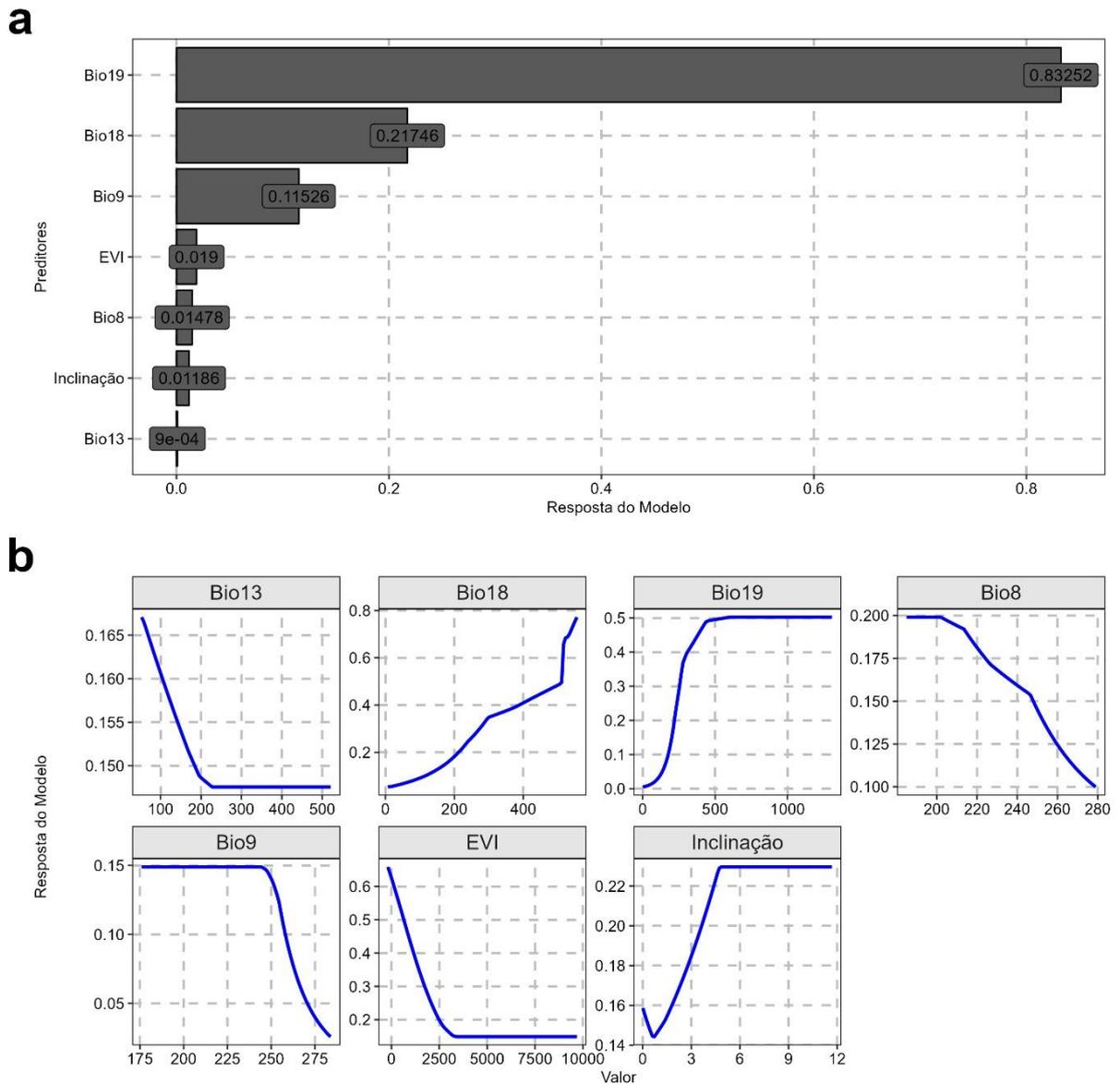


b



A variável preditora mais fortemente associada à adequabilidade ambiental para *A. offersioides* foi a variável Bio19 (precipitação do trimestre mais frio), seguida da variável Bio18 (precipitação do quarto mais quente), Bio9 (temperatura do trimestre mais seco), EVI, Bio8 (temperatura média do trimestre mais úmido), Inclinação e Bio13 (precipitação do mês mais úmido) (Figura 6a). A variável Bio19 apresentou 83% de correlação com a resposta do modelo, enquanto as variáveis Bio18 e Bio9 apresentaram 21% e 11%, respectivamente. As demais variáveis apresentaram < 10% de correlação. A resposta das variáveis associadas a precipitação, como Bio19 e Bio18, foi diretamente proporcional a incrementos em seu valor (Figura 6b), com exceção da variável Bio13. As variáveis relacionadas à temperatura, como as variáveis Bio8 e Bio9, geraram maiores valores de resposta do modelo à medida que os valores dessas variáveis diminuía, produzindo uma relação inversamente proporcional. As variáveis EVI e Inclinação não contribuíram significativamente para o modelo.

Figura 6 – Importância dos preditores para o modelo: a) Repostas do modelo geradas por cada preditor; b) Curvas de resposta de cada preditor.



5.3 Avaliação da área de alta adequabilidade ambiental do modelo

Ao gerar o polígono das áreas com $\geq 80\%$ de adequabilidade ambiental para a ocorrência de *A. offersioides*, observou-se que as lacunas entre os núcleos de probabilidade de ocorrência se expandiram e que a área de alta adequabilidade na Chapada Diamantina não foi mantida (Figura 7). O polígono gerado teve uma área de

61.336,94 km². O polígono de distribuição de *A. offersioides* proposto pela IUCN tem seu limite latitudinal norte no norte do Estado de Alagoas, e um limite de longitude oeste mais extremo, indicando a presença de *A. offersioides* em regiões de transição entre Mata Atlântica e Caatinga, o que não foi observado pelo modelo (Figura 7). A área do polígono proposto pela IUCN foi de 132.346,0 km². Dessa forma, nosso modelo preditivo sugeriu que a área de adequabilidade ambiental para *A. offersioides* é aproximadamente 50% menor do que a área de ocorrência da espécie proposta pela IUCN. A área de interseção entre o polígono do modelo e o polígono da IUCN foi de 41.169,06 km². Apenas 31% da área do polígono da IUCN coincide com as áreas de alta adequabilidade ambiental. O modelo gerado se estende mais ao norte que a distribuição proposta pela IUCN, onde apenas 23% deste não está incluindo no polígono da IUCN.

As UCs distribuídas na região da Mata Atlântica do Nordeste abrangem uma área total de 14.282,68 km², entre os estados da Bahia e Rio Grande do Norte (Figura 8). A área de interseção entre as áreas atualmente incluídas em UCs e o polígono do modelo de alta adequabilidade foi de 8.908,166 km². Estes resultados indicam que apenas cerca de 14% da área com maior adequabilidade de *A. offersioides* encontra-se dentro de alguma UC. 62% da área das UC apresentou valores altos de adequabilidade ambiental para *A. offersioides*, indicando que mais da metade da área das UCs na Mata Atlântica no Nordeste apresentam condições climáticas adequadas para *A. offersioides*. Das 226 unidades de conservação incluídas na análise, apenas sete incluem algum dos 33 registros da espécie levantados neste trabalho. Dentre elas, quatro são Áreas de Proteção Ambiental, um Parque Nacional, uma Reserva Biológica e um Refúgio da Vida Silvestre (Tabela 2). Seis destas UCs estão no Estado da Bahia, uma em Alagoas e uma em Pernambuco.

Tabela 2 – Unidades de Conservação (UCs) onde há registros de ocorrência de *Allobates olfersioides*, com informações sobre a categoria da UC, o número de registros naquela UC, o nome da UC e o estado onde ela está localizada.

Categoria	Número de Ocorrências	Nome	Estado	Filtrado
Parque Nacional	1	Parque Nacional do Descobrimento	Bahia	Sim
Reserva Biológica	1	Reserva Biológica do Una	Bahia	Sim
Área de Proteção Ambiental	1	Área de Proteção Ambiental Lagoa Encantada	Bahia	Não
Área de Proteção Ambiental	1	Área de Proteção Ambiental Costa de Itacaré/Serra Grande	Bahia	Sim
Área de Proteção Ambiental	1	de Proteção Ambiental Costa de Itacaré/Serra Grande	Bahia	Não
Área de Proteção Ambiental	1	Área de Proteção Ambiental Caminhos Ecológicos da Boa Esperança	Bahia	Não
Área de Proteção Ambiental	1	Área de Proteção Ambiental do Catolé e Fernão Velho	Paraíba	Sim
Refúgio da Vida Silvestre	1	Refúgio da Vida Silvestre Matas de Água Azul	Pernambuco	Sim

Figura 7 – Comparação entre o polígono do modelo das áreas com probabilidade de ocorrência > 70% em relação ao polígono da distribuição proposto pela IUCN (IUCN, 2023).

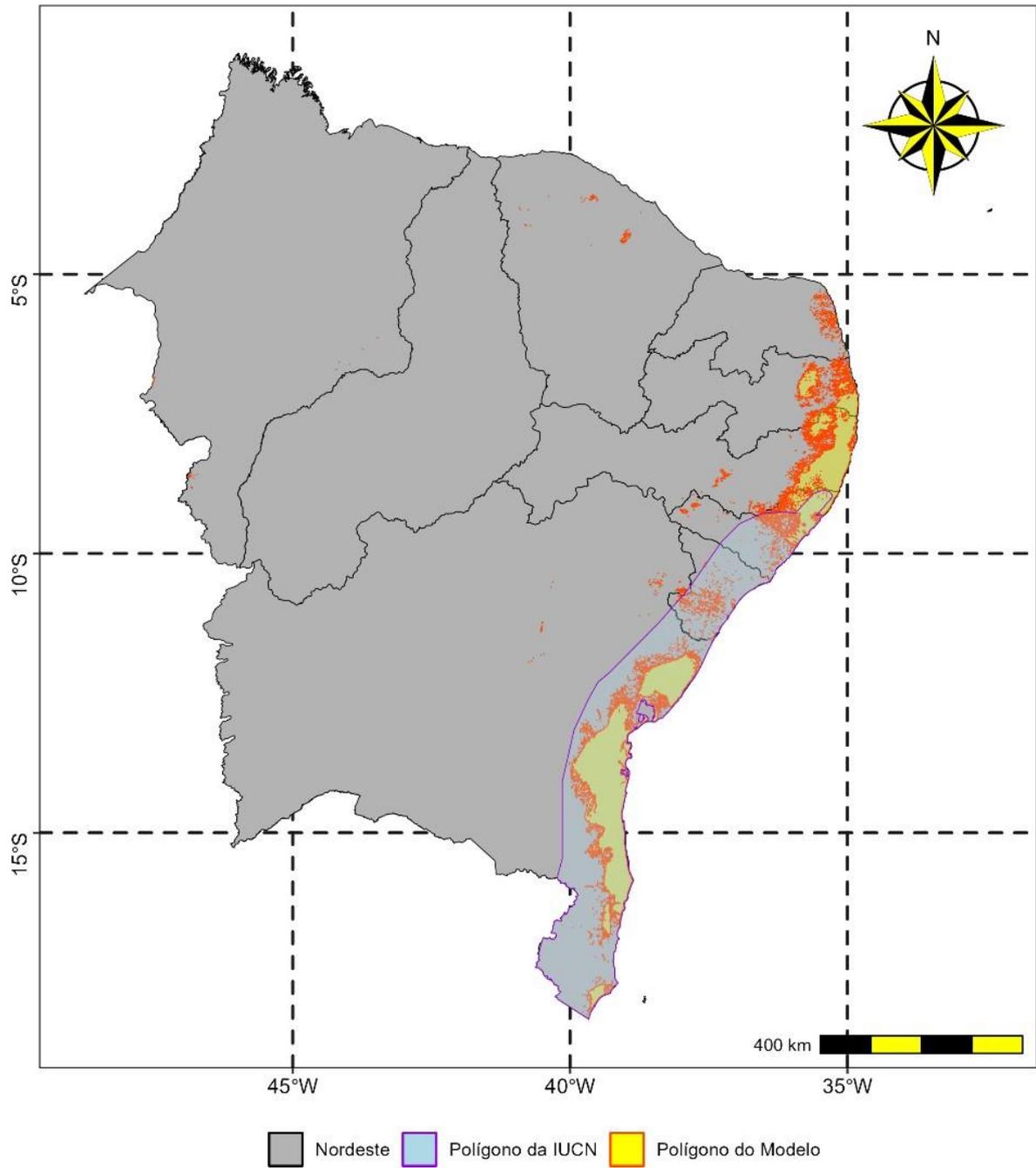
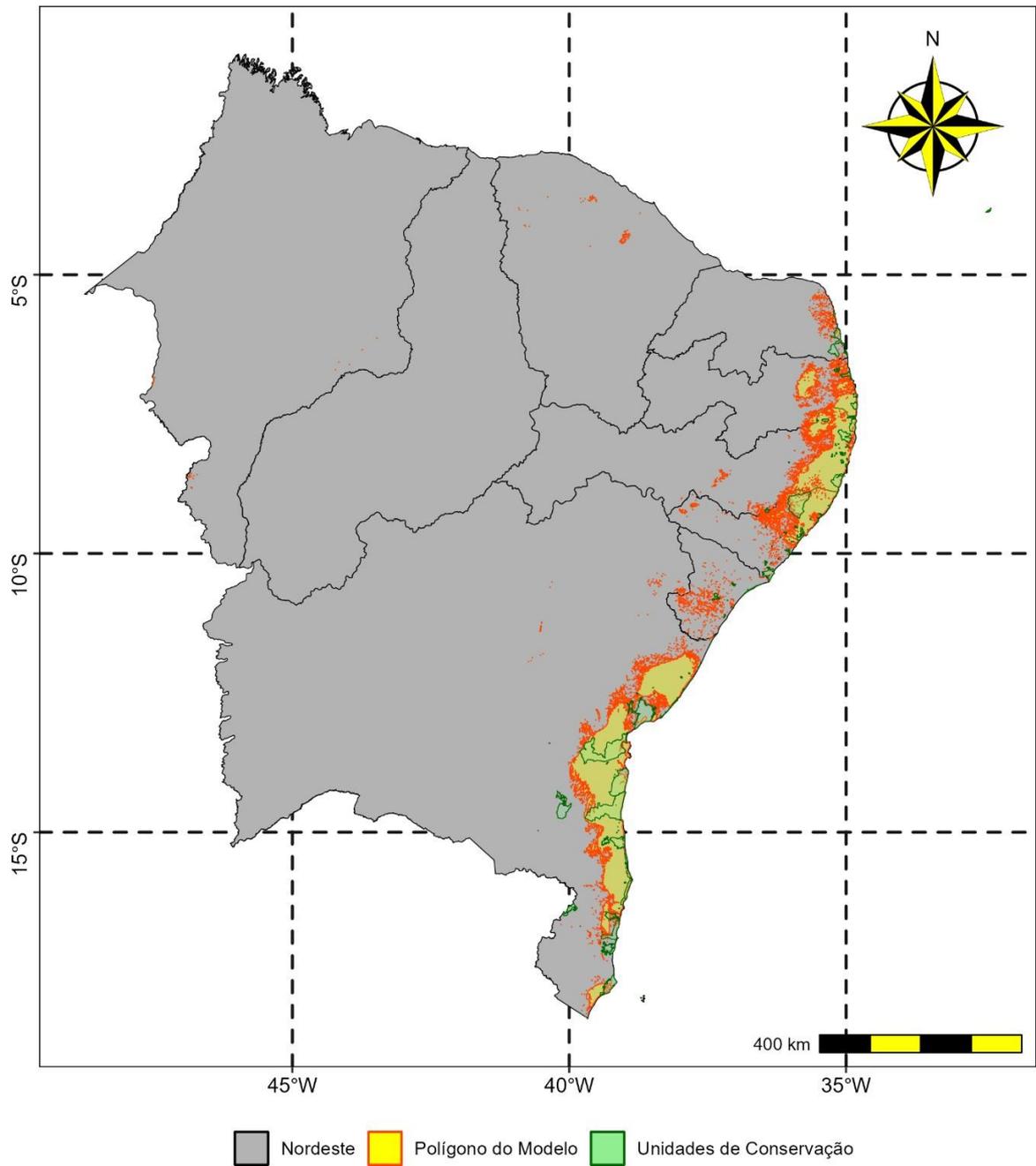


Figura 8 – Comparação entre o polígono do modelo das áreas com probabilidade de ocorrência > 70% em relação aos polígonos das unidades de conservação baixadas do pacote de linguagem R geobr (PEREIRA, 2023).



6 DISCUSSÃO

Allobates offersioides é a única espécie de Dendrobatoidea distribuída na Mata Atlântica da Região Nordeste do Brasil. A dependência de ambientes florestais úmidos e bem preservados para sua sobrevivência e reprodução faz da espécie uma excelente indicadora de distúrbios ambientais em áreas de Mata Atlântica (Costa *et al.*, 2019). Sua presença nestas áreas pode ser facilmente detectada por meio dos cantos dos machos, que vocalizam durante o dia. A espécie também é o grupo-irmão do clado que contém todas as outras espécies do gênero *Allobates*, sendo um táxon chave para estudos sobre a evolução da comunicação acústica (Santos *et al.*, 2014), da coloração (Santos *et al.*, 2014), da dieta (Darst *et al.*, 2005) e da distribuição geográfica (Rejáud *et al.*, 2020) dos Dendrobatoidea, assim como entender os padrões biogeográficos associados à formação da Diagonal Seca. Atualmente, *A. offersioides* encontra-se ameaçada, principalmente pela destruição e fragmentação das florestas de Mata Atlântica, e poucos estudos até hoje trouxeram informação diretamente aplicável à preservação da espécie, sabendo-se pouco sobre quais seriam as principais ações a serem tomadas quanto sua conservação, e quais seriam as áreas prioritárias para ela. Como um primeiro passo para isto, este estudo se propôs a refinar o conhecimento sobre a distribuição geográfica da espécie, com foco sobre a região Nordeste, e aplicando técnicas atuais de modelagem de adequabilidade de habitat, baseada em variáveis ambientais relacionadas à biologia da espécie e nos registros de ocorrência disponíveis em bases de dados de biodiversidade, na literatura, de registros em uma coleção zoológica e feitos em campo. A seguir, discutimos em maior detalhe os principais resultados encontrados.

6.1 Distribuição de *Allobates offersioides*

A distribuição de *A. offersioides* ao longo da Mata Atlântica Nordestina é aparentemente descontínua, com regiões com maior concentração de registros e lacunas de distribuição relativamente amplas (Figura 3). Parte da escassez de registros da espécie pode se dar pela falta de pesquisas voltadas especificamente a monitorar e detectar populações da espécie (Costa *et al.*, 2019). Isto poderia ser respondido através de um maior número de pesquisas em campo nas regiões de lacuna, a fim de descobrir novas populações. Outro motivo potencial é o atual cenário de fragmentação que a Mata Atlântica sofre (Lira *et al.*, 2021). Mais da metade dos registros (18) sofriram autocorrelação espacial, com distância menor que 150 km de

distância entre si. Como a maior parte do bioma representa fragmentos com pouca conectividade em si, ocorrerão regiões maior e menor concentração de registros, resultado dos processos que geram os padrões heterogêneos de distribuição de fragmentos ao longo do bioma da Mata Atlântica (Tabarelli *et al.*, 2010), fazendo com que muitos dos registros de *A. offersioides* sejam em uma mesma área, que abriga fragmentos próximos (Muylaert *et al.*, 2018; Tabarelli *et al.*, 2004), onde ocorrem populações isoladas.

6.2 Preditores ambientais

Foi observado que a precipitação do trimestre mais frio, do quarto mais quente e temperatura do trimestre mais seco foram os principais preditores associados a áreas com valores de alta adequabilidade ambiental para *A. offersioides*. Anfíbios anuros são animais ectotérmicos, o que os torna dependentes das condições ambientais para conseguir ter seu melhor desempenho ecofisiológico (Bakken & Angilletta JR, 2013). No contexto de florestas pluviais, esse fenômeno é mais observado em espécies exclusivamente florestais, mais sensíveis aos efeitos de borda (Dixo & Metzger, 2010), já que estes dependem de condições microclimáticas específicas do interior da floresta (Mantavelli *et al.*, 2022; Ramalho *et al.*, 2021).

A maior influência da precipitação do trimestre mais frio pode ser explicada pela biologia reprodutiva de *A. offersioides*, especificamente, da dependência da existência de poças d'água disponíveis por maiores períodos para o desenvolvimento dos seus girinos (Costa *et al.*, 2019). Em geral, épocas de maior volume de precipitação coincidem com o período reprodutivo da maioria das espécies de anuros na Mata Atlântica nordestina (Lourenço-de-Moraes *et al.*, 2019) e diferentes padrões de precipitação são fortes moduladores ambientais na distribuição de anfíbios anuros no domínio da Mata Atlântica (Vasconcelos *et al.*, 2014). Um estudo recente reportou um maior número de machos de *A. offersioides* vocalizando em locais com maior umidade relativa do ar (Costa *et al.*, 2019), reforçando que a atividade reprodutiva da espécie se dá em condições de alta precipitação. Resultados semelhantes foram observados sobre a precipitação do quarto mais quente do ano. Por se tratar da época do ano com a menor disponibilidade de água, localidades com maior precipitação nesta época serão mais adequadas para *A. offersioides*.

A temperatura do trimestre mais seco foi a 3ª variável que gerou maior resposta no modelo (Figura 5a). A influência dessa variável pode ser explicada por ser a época do ano com as maiores temperaturas e menor precipitação na Mata Atlântica nordestina, sendo um período pouco favorável para anfíbios anuros (Lourenço-de-Moraes *et al.*, 2019). Esse fenômeno é intensificado no caso do *A. offersioides*, tanto por sua biologia reprodutiva, quanto por ser uma espécie diminuta, o que a torna mais suscetível à desidratação (Vitt & Caldwell, 2013). Desta forma, espera-se que áreas com menores valores de temperatura no trimestre mais seco apresentem maior adequabilidade ambiental para as populações de *A. offersioides*, por estas temperaturas estarem mais próximas do adequado para o táxon. Já foi observado que temperaturas em faixas mais amenas são um importante preditor da distribuição (Ortega-Chinchilla *et al.*, 2022) e da composição de espécies em comunidades de anuros tropicais (Matavelli *et al.*, 2022).

EVI e Inclinação desempenharam influências menores nos valores de adequabilidade ambiental. O EVI foi selecionado com um dos principais preditores ambientais a priori devido ao hábito exclusivamente florestal de *A. offersioides*, já que áreas com maiores valores de EVI seriam interpretadas como com maior cobertura de vegetação nativa (Silva *et al.*, 2021). A inclinação do terreno foi selecionada como outro preditor ambiental a priori devido à biologia reprodutiva de *A. offersioides*, pois dependem de poças d'água para o desenvolvimento dos seus girinos e, conseqüentemente, de terrenos com inclinação que permita a formação de poças d'água.

O que pode explicar o baixo desempenho do EVI é a combinação da escala dos dados com o atual cenário de fragmentação da Mata Atlântica. Como os dados preditores estão na resolução de 0,5 arc-min, o que significa que cada pixel representa uma área de 1 km², cada pixel dos dados de EVI é um resumo do índice de vegetação em uma área de 1 km². Diversos fragmentos de mata na Mata Atlântica nordestina possuem áreas menores que 1 km², as matrizes ao redor do fragmento reduzem o valor do EVI no pixel. Já foi observado que áreas de vegetação nativa possuem valores de índice de vegetação maiores que matriz de monocultura, e pixels que contêm áreas florestadas rodeadas por matriz de monocultura possuem valores menores que pixels de áreas com apenas vegetação nativa (Dong *et al.*, 2013; Oon *et al.*, 2023). Isso é entendido também quando observado que os valores de EVI para

a região da região da Mata Atlântica nordestina são mais reduzidos (Apêndice B). Estes resultados reduzidos dos valores de EVI teriam reduzido o peso desse preditor no modelo, fazendo com que a variável EVI tivesse uma das menores influências na predição de áreas com adequabilidade ambiental para *A. offersioides*.

Sobre o preditor de inclinação, o que pode explicar o baixo desempenho da Inclinação é alta preferência do gênero *Allobates* por ambientes com valores de inclinação de terreno mais específicos (Lima *et al.*, 2002; Kaefer *et al.*, 2012; Rocha *et al.*, 2018). É possível que ambientes planos alaguem com maior facilidade em períodos chuvosos, não permitindo a formação de poças d'água isoladas. Ambientes muito inclinados, em contrapartida, não retêm água das chuvas, dificultando a formação de poças. Desta forma, *A. offersioides*, assim como outras espécies do grupo, terão uma preferência por microambientes específicos, talvez existentes em terrenos com inclinações diversas, que favoreçam a formação de pequenas poças d'água. Já foi observado em outras espécies do gênero *Allobates* que inclinação do terreno não é uma variável ambiental relevante para a predição de sua ocorrência (Menin *et al.*, 2011).

6.3 Ações para a conservação de *Allobates offersioides*

A distribuição da IUCN para *A. offersioides* propunha que seu limite latitudinal máximo era no norte do estado de Alagoas, mas os resultados mostraram que há registros desse táxon no estado de Pernambuco desde 2015 (SEMAS, 2015), ocorrendo desde o sul até o norte do estado (Apêndice A). Isso possui relevância para a conservação da espécie, pois como os modelos da IUCN são algumas das principais ferramentas de conservação utilizadas por pesquisadores (Cassin *et al.*, 2011; Da Silva *et al.*, 2020), é necessário que estes modelos sejam atualizados com maior frequência. Essas atualizações são necessárias para evitar a exclusão de áreas com potencial relevante para a conservação da espécie, assim como ignorar populações mais isoladas. O modelo de adequabilidade ambiental de *A. offersioides* na Mata Atlântica nordestina demonstrou possuir uma área menor que a distribuição proposta pela IUCN, representando uma redução de 50% de área. Essa redução de área pode ser explicada pelo fato de restar poucas áreas com condições ambientais favoráveis para serem habitats adequados de *A. offersioides* na Mata Atlântica nordestina (Tabarelli *et al.*, 2004). A redução das áreas que favoreçam a sobrevivência de

espécies mais sensíveis, como espécies florestais, faz com que projeções que façam discriminações em áreas com maior e menor adequabilidade ambiental se tornem mais restritos que projeções potenciais, considerando a biologia e as necessidades ecofisiológicas de *A. offersioides* e o atual cenário da Mata Atlântica (Costa et al., 2019; Lira et al., 2021). Desta forma, se faz necessário que os esforços para a conservação de *A. offersioides* priorizem as áreas que apresentem as maiores adequabilidades ambientais, ao invés de utilizar apenas modelos que utilizam distribuição potencial (Becker et al., 2010).

Apenas 14% da área de alta adequabilidade ambiental gerada pelo modelo estavam dentro de alguma Unidade de Conservação (UC). 86% das áreas com alta adequabilidade ambiental estão fora de alguma UC, o que significa que mais de 4/5 destas áreas estão em regiões sem gerenciamento quanto à sua proteção, sujeitas mais facilmente às pressões antrópicas (Tabarelli et al., 2005). Isso indica que a maior parte das áreas com grande potencial para a conservação de *A. offersioides* e seus ecossistemas mais favoráveis precisam receber atenção também fora das UCs, assim como planos de manejo que prevejam as interferências antrópicas (Nori et al., 2018). Adicionalmente, apenas 7 dos 33 registros originais estavam em alguma UC (Tabela 2), indicando novamente que a maior parte das populações de *A. offersioides* não apenas encontram-se em áreas não protegidas, mas também em regiões com grandes perturbações ambientais. Um dos registros do estado de Pernambuco, no município de Amaraji (Apêndice A) foi coletado em um fragmento de mata com cerca de 200 m², rodeado por matriz de cana-de-açúcar e plantação de banana. Do ponto de vista da conservação da espécie, parte dos esforços devem ser focados na conservação desses fragmentos mais ameaçados, assim como a criação de corredores ecológicos entre os fragmentos nestas áreas (Campos et al., 2020; Santos et al., 2018), que permitam deslocamentos interpopulacionais. Já foi observado que a Mata Atlântica é um dos tipos de ecossistemas com prioridade para reduzir a perda da biodiversidade em escala global (Strassburg et al., 2020).

7 CONCLUSÃO

A distribuição de *Allobates olfersioides* demonstrou possuir uma área de potencial distribuição menor que a distribuição proposta pela IUCN. Os resultados deste trabalho indicam as áreas prioritárias para a conservação da espécie são as áreas que maximizam as condições microclimáticas que favorecem a biologia reprodutiva e territorial da espécie, sobretudo a precipitação e temperatura das épocas mais chuvosas e secas do ano. Estas áreas se mostraram mais próximas ao litoral nordestino, sendo então estes os locais considerados prioritários. O atual cenário de fragmentação que a Mata Atlântica sofre faz com que as principais áreas com os maiores potenciais para a ocorrência de *A. olfersioides* sejam áreas muito reduzidas e isoladas, sendo estas rodeadas por matriz de ambiente modificado, indicando que as principais ações de conservação da espécie devem planejar a criação de corredores ecológicos e outras estratégias visando a conectividade entre os fragmentos remanescentes. Por fim, para o uso de modelos de distribuição como parte da construção de planos de conservação de espécies altamente sensíveis à modificações ambientais e em cenários complexos, como é o caso do *A. olfersioides* na Mata Atlântica nordestina, é necessário priorizar modelos que façam discriminação de áreas com maior e menor potencial de ocorrência, baseado na adequabilidade de hábitat destas áreas, para melhor escolha dos locais prioritários.

REFERÊNCIAS

- ALIAGA-SAMANEZ, A., et al. Modelling species distributions limited by geographical barriers: A case study with African and American primates. **Global Ecology and Biogeography**, v.29, n.3, p.444-453, 2019
- ALLOUCHE, O., et al. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v.43, n.6, p.1223-1232, 2006
- ALMEIDA-GOMES, M., ROCHA, C. F. D. Habitat Loss Reduces the Diversity of Frog Reproductive Modes in an Atlantic Forest Fragmented Landscape. **Biotropica**, v.47, n.1, p.113-118, 2015
- ALMEIDA-GOMES, M., ROCHA, C. F. D. Landscape connectivity may explain anuran species distribution in an Atlantic Forest fragmented area. **Landscape Ecology**, v.29, p.29-40, 2014
- AppEEARS. (2023). AppEEARS (Application for Extracting and Exploring Analysis Ready Samples). Disponível em <<https://lpdaacsvc.cr.usgs.gov/appeears/>>
- ARAÚJO, M. B., PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v.93, n.7, p.1527-1539, 2012
- ARIMA, E. Y., et al. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian Forest. **Journal of Land Use Science**, v.11, n.3, p.257-277, 2015
- ASFORA, P. H., PONTES, A. R. M. The small mammals of the highly impacted North-eastern Atlantic Forest of Brazil, Pernambuco Endemism Center. **Biota Neotropica**, v.9, n.1, p.31-35, 2009
- AUSTIN, M. P., NIEL, K. P. V. Improving species distribution models for climate change studies: variable selection and scale. **Journal of Biogeography**, v.38, n.1, p.1-8, 2010
- BAKKEN, G. S., ANGILLETTA JR, M. J. How to avoid errors when quantifying thermal environments. **Functional Ecology**, v.28, n.1, p.96-107, 2013
- BALLESTEROS-BARRERA, C., et al. The Potential Effect of Climate Change on the Distribution of Endemic Anurans from Mexico's Tropical Dry Forest. **Diversity**, v.14, n.8, p.650, 2022
- BECKER, C. G., et al. Integrating species life-history traits and patterns of deforestation in amphibian conservation planning. **Diversity and Distributions**, v.16, n.1, p.10-19, 2010
- BOKERMANN, W. C. A. Novas espécies de Phyllobates do leste e sudeste brasileiro (Anura, Dendrobatidae). **Revista Brasileira de Biologia**, v.27, p.349-353, 1967

BOOTH, T. H., et al. bioclim: the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MaxEnt studies. **Diversity Distributions**, v.20, n.1, p.1-9, 2013

CALMON, M., et al. Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. **Restoration ecology**, v.19, n.2, p.154-158, 2011

CAMPOS, F. S., et al. Searching for Networks: Ecological Connectivity for Amphibians Under Climate Change. **Environmental Management**, v.65, p.46-61, 2020

CARLUCCI, M. B., et al.: The Southern Atlantic Forest: Use, Degradation, and Perspectives for Conservation. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.5

CARPINTER, G., et al. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, v.2, p.667-680, 1993

CARSTENS, B. C., et al. How to fail at species delimitation. **Molecular Ecology**, v.22, n.17, p.4369-4383, 2013

CASSIN, M. H. Ranking threats using species distribution models in the IUCN Red List assessment process. **Biodiversity and Conservation**, v.20, p.3689-3692, 2011
CASTRO, D. F., et al. Anuran diversity indicates that Caatinga relictual Neotropical forests are more related to the Atlantic Forest than to the Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v.6, p.e6208, 2019

COLOMBO, A. F., JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Braz. J. Biol**, v.70, n.3, p.697-708, 2010

COSTA, L. P. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic Forest of Brazil: a study of molecular phylogeography with small mammals. **Journal of Biogeography**, v.30, n.1, p.71-86, 2003

COSTA, L. P., et al. Biogeography of South American Forest Mammals: Endemism and Diversity in the Atlantic Forest. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.872-881, 2000

COSTA, S. M., et al. Comportamento territorial, vocalização e biologia reprodutiva de *Allobates olfersioides* (Anura: Aromobatidae). **Iheringia, Série Zoologia**, v.109, p.e2019031, 2019

D'AMEN, M., et al. Will climate change reduce the efficacy of protected areas for amphibian conservation in Italy? **Biological Conservation**, v.144, n.3, p.989-997, 2011

- D'HORTA, F. M., et al. The genetic effects of Late Quaternary climatic changes over a tropical latitudinal gradient: diversification of an Atlantic Forest passerine. **Molecular Ecology**, v.20, n.9, p.1923-1935, 2011
- DA SILVA, F. P., et al. Distribution modeling applied to deficient data species assessment: A case study with *Pithecopus nordestinus* (Anura, Phyllomedusidae). **Neotropical Biology and Conservation**, v.15, n.2, p.165-175, 2020
- DARST, C. R., et al. Evolution of Dietary Specialization and Chemical Defense in Poison Frogs (Dendrobatidae): A Comparative Analysis. **Am Nat**, v.165, n.1, 56-69, 2005
- DIAS, I. B., et al. Rapid inventory of herpetofauna at the APA (Environmental Protection Area) of the Lagoa Encantada and Rio Almada, Southern Bahia, Brazil. **Herpetology Notes**, v.7, p.627-637, 2014
- DIXO, M., METZGER, J. P. The matrix-tolerance hypothesis: an empirical test with frogs in the Atlantic Forest. **Diversity and Conservation**, v.19, p.3059-3071, 2010
- DONG, J., et al. Mapping deciduous rubber plantations through integration of PALSAR and multi-temporal Landsat imagery. **Remote Sensing Environment**, v.134, p.392-402, 2013
- DUBEUX, M. J. M., et al. Anuran amphibians of a protected area in the northern Atlantic Forest with comments on topotypic and endangered populations. **Herpetology Notes**, v.13, p.61-74, 2020
- ELITH, J., LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.40, n.1, p.677-697, 2009
- FABER, O., KADMON, R. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. **Ecological Modelling**, v.160, n.1-2, p.115-130, 2003
- FEITOSA, R. M., et al.: Social Insects of the Atlantic Forest. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.8
- FERREIRA, R. B., et al. Breeding Guild Determines Frog Distributions in Response to Edge Effects and Habitat Conversion in the Brazil's Atlantic Forest. **PloS ONE**, v.11, n.6, p.e0156781, 2016
- FERRO-E-SILVA, A. M., et al. Spatial prediction of risk areas for vector transmission of *Trypanosoma cruzi* in the State of Paraná, southern Brazil. **Plos Neglected Tropical Diseases**, v.12, n.10, p.e0006907, 2018
- FICK, S. E., HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v.37, n.12, p.4302-4315, 2017

FIGUEIREDO, M. S. L., et al.: Tetrapod Diversity in the Atlantic Forest: Maps and Gaps. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.9

FORTI, L. R., et al. Perspectives on invasive amphibians in Brazil. **PloS ONE**, v.12, n.9, p.e0184703, 2017a

FORTI, L. R., et al. The acoustic repertoire of the Atlantic Forest Rocket Frog and its consequences for taxonomy and conservation (Allobates, Aromobatidae). **ZooKeys**, v.692, p.141-153, 2017b

FREITAS, M. A., et al. Herpetofauna of Serra do Timbó, an Atlantic Forest remnant in the State of Bahia, Northeastern Brazil. **Herpetology Notes**, v.12, p.245-260, 2019

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). Disponível em: <<https://www.gbif.org/>>. Acesso em: 03 de julho de 2023.

GONZÁLEZ-FERNANDEZ, A., et al. Determination of priority areas for amphibian conservation in Guerrero (Mexico), through systematic conservation planning tools. **Journal of Nature Conservation**, v.68, p.126235, 2022

GRANT, T., et al. Phylogenetic Systematics Of Dart-Poison Frogs And Their Relatives (Amphibia: Athesphatanura: Dendrobatidae). **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v.299, p.1-262, 2006

GRANT, T., et al. Phylogenetic Systematics of Dart-Poison Frogs and Their Relatives Revisited (Anura: Dendrobatoidea). **BioOne**, v.12, n.1, p.1-90, 2017

GRELLE, C. E. V., et al.: Conservation Initiatives in the Brazilian Atlantic Forest. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.20

GUISAN, A., et al. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, v.157, n.2-3, p.89-100, 2002

GUISAN, A., et al. **Habitat Suitability and Distribution Models With Applications in R**. Cambridge. Cambridge: 2018. cap.2

Hijmans R (2023). `_terra: Spatial Data Analysis_`. R package version 1.7-29, <<https://CRAN.R-project.org/package=terra>>

HIJMANS, R. J., et al. (2023a). `_dismo: Species Distribution Modeling_`. R package version 1.3-14, <https://CRAN.R-project.org/package=dismo>

HIJMANS, R. J., et al. (2023b). `_geodata: Download Geographic Data_`. R package version 0.5-8, <https://CRAN.R-project.org/package=geodata>

HOFFMEISTER, T. S., et al. Ecological and Evolutionary Consequences of Biological Invasion and Habitat Fragmentation. **Ecosystems**, v.8, p.657-667, 2005

HOLLINGS, T., et al. Species distribution models: A comparison of statistical approaches for livestock and disease epidemics. **PloS One**, v.12, n.8, p.e0183626, 2017

HUETE, A., et al. Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. **Remote Sensitive Environment**, v.83, n.1-2, p.192-213, 2002

HUTCHINSON, G. E. Concluding Remarks. **Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology**, v.22, n.2, p.415–427, 1957

ICMBIO. 2018. **Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Fundação Biodiversitas para a Conservação da Diversidade Biológica, Brasília

IUCN ASG: **IUCN SSC Amphibian Specialist Group**. Disponível em <<https://www.iucn-amphibians.org/>>. Acessado em 16/06/2023

IUCN: **Rio Rocket Frog: *Allobates olfersioides***. Disponível em <<https://www.iucnredlist.org/species/55122/11255268>>. Acessado em 06/07/2023

JOVER, A., et al. Distribution of macroalgae epiphytes and host species from the Cuban marine shelf inferred from ecological modelling. **Aquatic Botany**, v.172, p.103395, 2021

KAEFER, I. L., et al. Temporal Patterns of Reproductive Activity and Site Attachment of the Brilliant-Thighed Frog *Allobates femoralis* from Central Amazonia. **BioOne**, v.46, n.4, p.549-554, 2012

KISSEL, A. M., et al. Compounding effects of climate change reduce population viability of a montane amphibian. **Ecological Applications**, v.29, n.2, p.e01832, 2018

KITYWAYO, D., et al. The Impact of Climate Change on the Potential Distribution of Agricultural Pests: The Case of the Coffee White Stem Borer (*Monochamus leuconotus* P.) in Zimbabwe. **PloS One**, v.8, n.8, p.e73432, 2013

LI, X., WANG, Y. Applying various algorithms for species distribution modelling. **Integrative Zoology**, v.8, n.2, p.124-135, 2013

LIMA, A. P., et al. Territorial and Reproductive Behavior of an Amazonian Dendrobatid Frog, *Colostethus caeruleodactylus*. **American Society of Ichthyologists and Herpetologists**, v.2002, n.1, p.44-51, 2002

LINS-E-SILVA, A. C. B., et al.: The North-Eastern Atlantic Forest: Biogeographical, Historical, and Current Aspects in the Sugarcane Zone. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.3

LIRA, P. K., PORTELA, R. C. Q., TAMBOSI, L. R.: Land-Cover Changes and an Uncertain Future: Will the Brazilian Atlantic Forest Lose the Chance to Become a Hopespot?. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.11

LIU, C., et al. Measuring and comparing the accuracy of species distribution models with presence–absence data. **Ecography**, v.34, n.2, p.232-243, 2010

LÔBO, D., et al. Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. **Diversity and Distributions**, v.17, n.2, p.287-296, 2011

LOURENÇO-DE-MORAES, et al. Functional traits explain amphibian distribution in the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Biogeography**, v.47, n.1, p.275-287, 2019
MACARTHUR, R. H., PIANK, E. R. On Optimal Use of a Patchy Environment. **The American Naturalist**, v.100, n.916, p.603-609, 1966

MANEL, S., et al. Evaluating presence–absence models in ecology: the need to account for prevalence. **Journal of Applied Ecology**, v.38, n.5, p.921-931, 2002

MANTAVELLI, R., et al. Altitude and temperature drive anuran community assembly in a Neotropical mountain region. **Biotropica**, v.54, n.3, p.607-618, 2022

MARQUES, M. C. M., et al.: The Atlantic Forest: An Introduction to the Megadiverse Forest of South America. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.1.

MELO, F. P. L., et al. Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science of Policy**, v.33, p.395-404, 2013

MENIN, M., et al. Effects of environmental and spatial factors on the distribution of anuran species with aquatic reproduction in central Amazonia. **The Herpetological Journal**, v.21, n.4, p.255-261, 2011

MILANOVICH, J. R., et al. Do species distribution models predict species richness in urban and natural green spaces? A case study using amphibians. **Landscape and Urban Planning**, v.107, n.4, p.409-418, 2012

MUYLAERT, R. D. L., et al. Atlantic bats: a data set of bat communities from the Atlantic forests of South America. **Ecology**, v.98, n.12, p.3227, 2017

MUYLAERT, R. L., et al. A note on the territorial limits of the Atlantic forest. **Oecol Aust**, v.22, n.3, p.302–311, 2018

MYERS, N., et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403, p.853-858, 2000

NAIMI, B., ARAÚJO, M. B. {sdm}: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. **Ecography**, v.39, n.4, p.368-375, 2016

NIAMIR, A., et al. Finessing atlas data for species distribution models. **Diversity and Distribution**, v.17, n.6, p.1173-1185, 2011

NORI, J., et al. Global priority areas for amphibian research. **Journal of Biogeography**, v.45, n.11, p.2588-2594, 2018

OLIVEIRA, P. M. A., et al. Herpetofauna of Matas de Água Azul, an Atlantic Forest remnant in Serra do Mascarenhas, Pernambuco state, Brazil. **Biotaneotropica**, v.21, n.2, p.e20201063, 2021

OON, A., et al. The conservation of biodiverse continuous forests and patches may provide services that support oil palm yield: Evidence from satellite crop monitoring. **Cleaner Production Letters**, v.4, p.100036, 2023

ORTEGA-CHINCHILLA, J. E., et al. Behavioral models of hydrothermal regulation in anurans: A field study in the Atlantic Forest, Brazil. **Biotropica**, v.55, n.3, p.329-338, 2022

PASUKONIS, A., et al. Homing trajectories and initial orientation in a Neotropical territorial frog, *Allobates femoralis* (Dendrobatidae). **Frontiers in Zoology**, v.11, n.29, 2014

PASUKONIS, A., et al. The Homing Frog: High Homing Performance in a Territorial Dendrobatid Frog *Allobates femoralis* (Dendrobatidae). **Ethology**, v.119, n.9, p.762-768, 2013

PEBESMA, E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. **The R Journal**, v.10, n.1, p.439-446, 2018

Pereira R, Goncalves C (2023). `geobr`: Download Official Spatial Data Sets of Brazil. R package version 1.7.0999, <<https://github.com/ipeaGIT/geobr>>.

PETERSON, A. T., SOBERÓN, J. Species Distribution Modeling and Ecological Niche Modeling: Getting the Concepts Right. **Natureza e Conservação**, v.10, n.2, p.102-107, 2012

PHILLIPS, S. J., et al. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v.190, n.3-4, p.231-259, 2006

PRASAD, A. M., et al. Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. **Ecosystems**, v.9, p.181-199, 2006

PREUSS, G., PADIAL, A. A. Increasing reality of species distribution models of consumers by including its food resources. **Neotropical Biology and Conservation**, v.16, n.3, p.411-425, 2021

PRÖHL, H. Territorial Behavior in Dendrobatid Frogs. **Journal of Herpetology**, v.39, n.3, p.354-365, 2005

QGIS Development Team, <2023>. QGIS <3.28.0> Geographic Information System User Guide. Open Source Geospatial Foundation Project. Electronic document: <http://download.osgeo.org/qgis/doc/manual/&DOCUMENT>>

R Core Team (2023). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>

RAJÃO, R., et al. The Rotten Apples of Brazil's Agribusiness. **Science**, v.369, n.6501, p.246-248, 2020

RAMALHO, Q., et al. Reforestation can compensate negative effects of climate change on amphibians. **Biological Conservation**, v.260, p.109187, 2021

REICHERT, L. M. M., et al. Impact of commercial formulations of herbicides alone and in mixtures on the antioxidant system and body condition parameters in tadpoles of *Rhinella icterica* (Spix 1824). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v.100, p.104145, 2023

RÉJAUD, A., et al. Historical biogeography identifies a possible role of Miocene wetlands in the diversification of the Amazonian rocket frogs (Aromobatidae: Allobates). **Journal of Biogeography**, v.47, n.11, p.2472-2482, 2020

RIBEIRO JR., J. W., et al. Effects of agriculture and topography on tropical amphibian species and communities. **Ecological Applications**, v.28, n.6, p.1554-1564, 2018

RINGLER, M., et al. Site fidelity and patterns of short- and long-term movement in the brilliant-thighed poison frog *Allobates femoralis* (Aromobatidae). **Behavior Ecology and Sociobiology**, v.63, p.1281-1293, 2009

ROCHA, S. M. C., et al. Reproductive Behavior of the Amazonian Nurse-Frog *Allobates paleovarzensis* (Dendrobatoidea, Aromobatidae). **South American Journal of Herpetology**, v.13, n.3, p.260-270, 2018

ROMANELLI, J. P., et al. Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. **Science of the Total Environment**, v.821, p.153403, 2022

ROSA, M. V., et al. How do tree density and body size influence acoustic signals in Amazonian nurse frogs? **Bioacoustics**, 2023

SANTOS, J. C., et al. Aposematism increases acoustic diversification and speciation in poison frogs. **Proc. R. Soc. B**, v.281, n.1796, p.20141761, 2014

SANTOS, J. S., et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v.88, p.414-424, 2018

SCHLAEPFER, D. R., et al. Effects of ecohydrological variables on current and future ranges, local suitability patterns, and model accuracy in big sagebrush. **Ecography**, v.35, n.4, p.374-384, 2012

SEMAS. 2015. Resolução SEMAS Nº 1 de 09 de janeiro de 2015. Reconhece como espécies de anfíbios da fauna pernambucana ameaçadas de extinção aquelas constantes da lista oficial e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de Pernambuco, Jan/09/2015.

SEO, C., et al. Scale effects in species distribution models: implications for conservation planning under climate change. **Biology Letters**, v.5, n.1, p.39-43, 2009

SILVA, F. R., et al. An experimental assessment of landscape configuration effects on frog and toad abundance and diversity in tropical agro-savannah landscapes of southeastern Brazil. **Landscape Ecology**, v.27, p.87-96, 2012

SILVA, R. G., et al. Vegetation trends in a protected area of the Brazilian Atlantic forest. **Ecological Engineering**, v.162, p.106180, 2021

SIMÕES, P. I., et al. Acoustic and Morphological Differentiation in the Frog *Allobates femoralis*: Relationships with the Upper Madeira River and Other Potential Geological Barriers. **Biotropica**, v.40, n.5, p.607-614, 2008

Sistema de Informações sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBR). Disponível em: <<https://SiBBR.gov.br/>>. Acessado em 03 de Julho de 2023

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v.10, n.12, p.1115-1123, 2007

SOBRAL-SOUZA, T., et al. Efficiency of protected areas in Amazon and Atlantic Forest conservation: A spatio-temporal view. **Acta Oecologia**, v.87, p.1-7, 2018

SOLÓZARNO, A., BRASIL, L. S. C. A., OLIVEIRA, R. R.: The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.2

SOUZA, J. R. D., et al. The peculiar breeding biology of the Amazonian frog *Allobates subfolionidificans* (Aromobatidae). **Biological Sciences**, v.89, n.2, p.885-893, 2017

SpeciesLink. Disponível em: <<https://specieslink.net/>>. Acessado em 03 de Julho de 2023

STRASSBURG, B. B. N., et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v.586, p.724-729, 2020

SVENNING, J. C., et al. Applications of species distribution modeling to paleobiology. **Quaternary Science Reviews**, v.30, n.21-22, p.2930-2947, 2011

TABARELLI, M., et al. Challenges and Opportunities for Biodiversity Conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.695-700, 2005

TABARELLI, M., et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v.143, n.10, p.2328-2340, 2010

TABARELLI, M., et al. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, v.13, p.1419-1425, 2004

TABARELLI, M., RODA, S. A. Uma oportunidade para o Centro de Endemismo Pernambuco. **Natureza e Conservação**, v.3, n.2, p.22-28, 2005

TINOCO, M. S., et al. Habitat change and amphibian conservation in the Atlantic Forest of Bahia, Brazil. **FrogLog**, v.89, p.1-3, 2008

TOLEDO, L. F., et al. A retrospective overview of amphibian declines in Brazil's Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v.277, p.109845, 2023

TORRALVO, K., et al. Environmental filtering and deforestation shape frog assemblages in Amazonia: An empirical approach assessing species abundances and functional traits. **Biotropica**, v.54, n.1, p.226-238, 2021

UMETSU, F., et al. Importance of estimating matrix quality for modeling species distribution in complex tropical landscapes: a test with Atlantic forest small mammals. **Ecography**, v.31, n.3, p.359-370, 2008

VALAVI, R., et al. Predictive performance of presence-only species distribution models: a benchmark study with reproducible code. **Ecological Monographs**, v.92, n.1, p.e01486, 2021

VALE, M. M., et al. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v.89, n.3, p.193-206, 2018

VALE, M. M., et al: Climate Change and Biodiversity in the Atlantic Forest: Best Climatic Models, Predicted Changes and Impacts, and Adaptation Options. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.12

VASCONCELOS, T. S., et al. Biogeographic Distribution Patterns and Their Correlates in the Diverse Frog Fauna of the Atlantic Forest Hotspot. **PloS One**, v.9, n.8, p.e104130, 2014

VERDADE, V. K., RODRIGUES, M. T. Taxonomic Review of *Allobates* (Anura, Aromobatidae) from the Atlantic Forest, Brazil. **Journal of Herpetology**, v.41, n.4, p.566-580, 2007

VITT, L. J., CALDWELL, J. P.: Water Balance and Gas Exchange. In: Vitt, L. J., Caldwell, J. P. **Herpetology: An Introductory Biology of Amphibians and Reptiles**. Inglaterra. Elsevier: 2013. cap.6

WERNER, E. E., GLENNEMEIER, K. S. Influence of Forest Canopy Cover on the Breeding Pond Distributions of Several Amphibian Species. **Copeia**, v.1999, n.1, p.1-12, 1999

World Wide Fund (WWF): **RPPN (Reserva Particular do Patrimônio Natural)**. Acessado em 29/07/2023. Disponível em: <
<https://www.wwf.org.br/nossosconteudos/educacaoambiental/conceitos/rppn/>>

YOON, S., LEE, W. H. Methodological analysis of bioclimatic variable selection in species distribution modeling with application to agricultural pests (*Metcalfa pruinosa* and *Spodoptera litura*). **Computers and Eletronics in Agriculture**, v.190, p.106430, 2021

ZIZKA, A., et al. CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. **Methods in Ecology and Evolution**, v.10, n.5, p.744-751, 2019

ZUREL, D., et al. A standard protocol for reporting species distribution models. **Ecography**, v.43, n.9, p.1261-1277, 2020

ZWIENER, V. P., et al: Tree Diversity in the Brazilian Atlantic Forest: Biases and General Patterns Using Different Sources of Information. In: Araujo, T. B., Araujo, T. P. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-Diverse Forest**. Suíça. Springer: 2021. cap.6

APÊNDICE A – Tabela dos registros coletados

UF	Município	Lon	Lat	Fonte	Filtrado
AL	Campo Alegre*	-36,33000	-9,777000	GBIF	Não
AL	Campo Alegre*	-36,33000	-9,780000	GBIF	Não
AL	Passo de Camaragibe	-35,49333	-9,238889	GBIF	Não
AL	Passo de Camaragibe*	-35,48300	-9,235000	GBIF	Sim
AL	Passo de Camaragibe*	-35,48000	-9,230000	GBIF	Não
AL	Jequiá da Praia*	-36,13333	-9,916670	GBIF	Não
AL	Teotônio Vilela	-36,35222	-9,905278	SiBBR	Sim
AL	Maceió	-35,80705	-9,584319	Dubeux, M. J. M., et al (2020)	Sim
AL	Campo Alegre	-36,35080	-9,781940	SpeciesLink	Não
BA	Itacaré*	-39,17330	-14,356213	GBIF	Não
BA	Itacaré*	-39,11000	-14,370000	GBIF	Não
BA	Itamaraju	-39,25920	-17,078212	SiBBR	Sim
BA	Itamaraju	-39,53111	-17,039170	SiBBR	Não
BA	Itapebi	-39,53002	-15,884100	SiBBR	Sim
BA	Una	-39,05293	-15,187250	SiBBR	Sim
BA	Ilheus	-39,17297	-14,794833	SiBBR	Não
BA	Itacare	-39,02579	-14,409854	SiBBR	Sim
BA	Ipiaú	-39,73417	-14,138056	SiBBR	Sim
BA	Igrapiuna	-39,23422	-13,870139	SiBBR	Não
BA	Igrapiuna	-39,14281	-13,796903	SiBBR	Não

UF	Município	Lon	Lat	Fonte	Filtrado
BA	Wenceslau Guimarães	-39,69915	-13,603333	SiBBR	Não
BA	Mata de São João	-38,03306	-12,566667	SiBBR	Sim
BA	Ilheus	-39,45076	-14,487317	DIAS, I. B., et al (2014)	Não
BA	Ubaraíra	-39,60522	-13,166742	FREITAS, M. A., et al (2019)	Sim
BA	Ilheus	-39,04940	-14,788900	SpeciesLink	Não
BA	Igrapiuna	-39,14220	-13,826400	SpeciesLink	Sim
BA	Porto Seguro	-39,06470	-16,449699	SpeciesLink	Sim
PE	Caruaru	-35,97910	-8,269100	SiBBR	Sim
PE	Amaraji	-35,47396	-8,412103	Registro de campo	Não
PE	Sirinhaém	-35,24733	-8,562750	CHUFPE	Sim
PE	Timbaúba	-35,40556	-7,603889	OLIVEIRA, P. M. A., et al (2021)	Sim
SE	Itabaiana	-37,34056	-10,614690	SiBBR	Não
SE	Itabaiana	-37,42083	-10,208310	SiBBR	Sim

APÊNDICE B – Mapas dos valores de EVI e Inclinação na Região Nordeste