

**BIOGEOGRAFIA DE ESPÉCIES INVASORAS DA
HERPETOFAUNA: INFLUÊNCIA DE DISPERSORES
ARTIFICIAIS E FATORES AMBIENTAIS**

CAROLINE NUNES PARREIRA

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”

INSTITUTO DE BIOCIÊNCIAS
CAMPUS DO LITORAL PAULISTA

BIOGEOGRAFIA DE ESPÉCIES INVASORAS DA
HERPETOFAUNA: INFLUÊNCIA DE DISPERSORES
ARTIFICIAIS E FATORES AMBIENTAIS.

Nome da candidata: Caroline Nunes Parreira

Orientador: Prof. Dr. Ivan Sergio Nunes Silva Filho (UNESP/Campus Litoral Paulista)

Co-orientador: Prof. Dr. Tiago da Silveira Vasconcelos (UNESP/Campus Bauru)

Tese apresentada ao Instituto de Biociências,
Campus do Litoral Paulista, UNESP, para obtenção
do título de Doutor no Programa de Pós-Graduação
em Biodiversidade de Ambientes Costeiros.

SÃO VICENTE, SP
2023

P259b

Parreira, Caroline Nunes

Biogeografia de espécies invasoras da herpetofauna : influência de dispersores artificiais e fatores ambientais / Caroline Nunes Parreira.

-- São Vicente, 2023

119 f. : tabs., fotos, mapas

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Instituto de Biociências, São Vicente

Orientador: Ivan Sergio Nunes

Coorientador: Tiago da Silveira Vasconcelos

1. Biogeografia. 2. Espécies invasoras. 3. Modelo de distribuição de espécies. 4. Áreas de endemismo. 5. Portos. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, São Vicente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

Agradecimentos

Meus agradecimentos a todos do Laboratório de Herpetologia da Unesp do Campus do Litoral Paulista (LHERP) com quem pude trocar experiências ao longo desse tempo, especialmente à Karla, que fez parte desse trabalho desde quando ainda era uma semente. Agradeço também a Karla e o Lucas por me confiarem a coorientação de seus TCCs, me fazendo aprender e crescer.

Agradeço ao meu orientador Prof. Dr. Ivan Nunes pelos seus direcionamentos, ensinamentos, por compartilhar suas experiências e conhecimentos herpetológicos e científicos. Sou grata também por sua paciência e compreensão com minha divisão entre o doutorado e o trabalho corporativo. Não foram poucos os momentos que gostaria de participar mais ativamente das atividades do laboratório, nem sempre foi possível, mas o que pude participar foi enriquecedor e inspirador o suficiente para me incentivar a continuar na Herpetologia e contribuir com a ciência e disseminação do conhecimento. Por fim, agradeço também ao Prof. Ivan, que, com seu comprometimento e extremo rigor científico me fez evoluir muito a partir desta tese.

Um agradecimento especial ao meu co-orientador Tiago Vasconcelos que através de seus ensinamentos em disciplina ministrada abriu meus horizontes para a Modelagem de distribuição de espécies, e também agradeço por todo o apoio na tese.

Agradecimentos com admiração às mulheres pesquisadoras Cinthia Brasileiro e Tânia Costa que contribuíram para as melhorias desta tese e que representam inúmeras mulheres na ciência que me inspiram e indiretamente incentivaram essa minha jornada.

Agradeço ao Mauricio Vancini e João Giovanelli, que foram essenciais para minha evolução na utilização de ferramentas aplicadas neste trabalho.

Agradeço à Mariana, minha gestora na CPEA, empresa que trabalho, que me apoiou e flexibilizou o tempo sempre que precisei.

Com muito amor agradeço aos amigos que fizeram parte deste trabalho de alguma forma e em alguma etapa, em especial Eduardo Super, Fernanda Marcatto, Fernanda Moschetto, Julia, Lia, Marcos Vinícius, Messias, Rodrigo Panda e Vivian. E não poderia deixar de agradecer ao meu professor Otto Bismarck, que foi quem me apresentou ao meu orientador Ivan e incentivou o pontapé inicial dessa jornada.

Esta tese é dedicada, com muito amor e carinho, à minha família, especialmente à minha filha Larissa, a quem agradeço por ter dividido meu tempo, à minha irmã Fabiana, minha parceira da vida, e aos meus pais, a quem sou imensamente grata e honrada por ser sua filha, Elisabete Nunes Parreira e José Carlos Parreira, *in memoriam*.

Finalmente agradeço a Deus e aos Orixás por me darem forças para sempre seguir confiante.

“Se você tem conhecimento, deixe os outros acenderem sua vela nele”.

Margaret Fuller

Resumo Geral

A colonização de espécies invasoras pode impactar a biodiversidade, o bem-estar humano, a saúde e a economia. Para uma espécie se tornar invasora, ela deve superar filtros biogeográficos, fisiológicos e bióticos, logo, o conhecimento dos padrões de distribuição de espécies introduzidas é essencial para subsidiar estudos e medidas preventivas relacionadas ao avanço de bioinvasões. O presente estudo teve como objetivo estimar as áreas de adequabilidade climática no Brasil das espécies da herpetofauna introduzidas com alto potencial de expansão, o anuro *Eleutherodactylus johnstonei* (Amphibia, Eleutherodactylidae) e o lagarto *Anolis porcatus* (Reptilia, Dactyloidae), avaliar a possível sobreposição de nicho com espécies filogeneticamente relacionadas nativas do Brasil e verificar quais portos do Brasil são mais suscetíveis a introdução de *Anolis porcatus*, espécie introduzida via comércio marítimo. Os modelos de distribuição de espécies (SDMs) demonstraram que as variáveis bioclimáticas relacionadas à temperatura tiveram as maiores contribuições no modelo de *Anolis porcatus* e a precipitação no modelo de *Eleutherodactylus johnstonei*, demonstrando a relação da distribuição com os hábitos e características de cada um dos respectivos grupos a que pertencem. As áreas onde as populações exóticas das duas espécies ocorrem no Brasil estão localizadas em áreas de mínima e baixa adequabilidade climática, segundo os resultados do SDM. Porém, *Anolis porcatus* está expandindo sua distribuição rapidamente nestas condições, e sua colonização poderá ser mais eficaz e acelerada quando a espécie encontrar áreas de maior adequabilidade climática. Os resultados da área de endemidade identificaram áreas de endemismo de espécies nativas que se sobrepõem às áreas de aptidão climática de *Anolis porcatus* e *Eleutherodactylus johnstonei* obtidas com o SDM, sugerindo possíveis futuras sobreposições de nicho. Constatamos também que os portos de Salvador, Rio de Janeiro, Santos e Itapoá são mais suscetíveis a novas introduções de *Anolis porcatus* pelo comércio marítimo global. Ambas as espécies introduzidas podem expandir sua distribuição para áreas onde existam espécies nativas filogeneticamente próximas e espécies com hábitos similares, podendo haver impactos para as espécies nativas, o que demonstra a importância da realização de estudos de interações biológicas, além de esforços para obter maior conhecimento das áreas de ocorrência. Para *Anolis porcatus*, destaca-se a importância de estudos nos portos e seu entorno, e a implantação de medidas no âmbito da gestão ambiental portuária para evitar novas introduções.

Palavras-chave: biogeografia; espécies invasoras; modelo de distribuição de espécies, áreas de endemismo, portos.

General Abstract

The colonization of invasive species can impact biodiversity, human well-being, health and the economy. For a species to become invasive, it must overcome biogeographical, physiological and biotic filters, therefore, the understanding of distribution patterns of introduced species is essential to support studies and preventive measures regarding the advance of bioinvasions. The present study aimed to estimate the areas of climatic suitability in Brazil, of the introduced herpetofauna species with high expansion potential, the anuran *Eleutherodactylus johnstonei* (Amphibia, Eleutherodactylidae) and the lizard *Anolis porcatus* (Reptilia, Dactyloidae), to evaluate the possible niche overlap with phylogenetically related species that are native to Brazil, and to verify which Brazilian ports are more susceptible to the introduction of *Anolis porcatus*, a species introduced due maritime trade. The species distribution models (SDMs) showed that the bioclimatic variables related to temperature had the highest contributions in the model of *Anolis porcatus* and precipitation had the highest contributions in the model of *Eleutherodactylus johnstonei*, demonstrating the relationship between the distribution and the habits and characteristics of each of their respective groups. The areas where the exotic populations of these two species occur in Brazil are located in areas of minimum and low climatic suitability, according to the results of SDM. However, *Anolis porcatus* is rapidly expanding its distribution under these conditions, and its colonization may be more effective and accelerated when that species finds areas of higher climatic suitability. The area of endemism results identified endemism areas of native species that overlap the areas of climatic suitability of *Anolis porcatus* and *Eleutherodactylus johnstonei* obtained with the SDM, suggesting possible future niche overlaps. The present study also found that ports of Salvador, Rio de Janeiro, Santos and Itapoá are more susceptible to new introductions of *Anolis porcatus* due maritime trades. Both introduced species can expand their distribution to areas where there are phylogenetically close native species and species with similar habits, and there may occur impacts on native species, which demonstrates the importance of studies about the biological interactions of these species, in addition to efforts to obtain a higher knowledge of its areas of occurrence. For *Anolis porcatus*, the importance of studies in port areas and its surroundings is highlighted, besides the implementation of measures within the scope of port environmental management to prevent new introductions.

Keywords: biogeography; invasive species; species distribution models, endemism areas, port

Sumário

Introdução Geral	11
Referências Bibliográficas	18
 Capítulo 1: Áreas de adequabilidade climática do <i>Anolis porcatus</i> e <i>Eleutherodactylus johnstonei</i> no Brasil e a influência das variáveis climáticas	23
1. Introdução	24
2. Material e Métodos	25
2.1. Dados de ocorrência.....	26
2.2. Dados climáticos atuais.....	27
2.3. Processo da Modelagem de Distribuição de Espécies	27
3. Resultados	29
3.1. <i>Anolis porcatus</i>	29
3.2. <i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	29
4. Discussão	30
5. Conclusões	35
6. Referências Bibliográficas	37
Material Suplementar	43
Tabelas.....	51
Figuras.....	53
 Capítulo 2: Áreas de endemismo das espécies nativas e a áreas de potencial distribuição das espécies introduzidas <i>Anolis porcatus</i> e <i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	59
1. Introdução	60
2. Material e Métodos	61
2.1. Análise de Endemicidade (EA).....	62
2.2. Modelo de Distribuição de Espécies (SDM)	65
3. Resultados	67
3.1. <i>Anolis porcatus</i>	67
3.2. <i>Eleutherodactylus johnstonei</i>	68
4. Discussão	69
5. Conclusões	73
6. Referências Bibliográficas	75
Material Suplementar	77
Tabelas.....	82
Figuras.....	84
 Capítulo 3: Suscetibilidade dos portos do Brasil a introdução do <i>Anolis porcatus</i> via comércio marítimo global.....	89
1. Introdução	90
2. Material e Métodos	92
2.1. Definição das áreas portuárias críticas	94
2.2. Critérios para classificação das áreas críticas para introdução de espécies	94
3. Resultados	99
4. Discussão	100
5. Conclusões	102
6. Referências Bibliográficas	104

Material Suplementar	106
Tabelas.....	110
Figuras.....	113
Conclusões Gerais.....	118
Referências Bibliográficas	119

Introdução Geral

A economia global contemporânea é caracterizada por fluxos e transações comerciais extensos, alcançando longas distâncias e em constante expansão (Rodrigue 2020). Com o crescimento das atividades econômicas e comerciais, que tornaram os meios de transporte mais frequentes e rápidos, houve um aumento do fluxo de espécies exóticas através de múltiplos caminhos (Hulme et al. 2008). Dessa forma, houve uma facilitação e um aumento do número de espécies introduzidas em novos habitats que não são os seus de origem, tornando-as uma séria ameaça às espécies nativas e à biodiversidade desses novos habitats para os quais se expandiram (Elton 1958; Rodriguez 2001).

Para fins da definição de conceitos e termos utilizados no presente estudo, a introdução de espécies é definida como o movimento de uma espécie de uma área onde ela é nativa para uma região fora desse intervalo espacial, que ocorre devido à atividade humana de forma intencional ou acidental. Espécie introduzida é sinônimo de espécie exótica, que também tem como sinônimos: adventistas, estrangeiras, não - indígenas e não – nativas, cuja presença em uma região é atribuível a ações antrópicas que lhes permitiram superar barreiras biogeográficas (Richardson et al. 2011). As espécies introduzidas podem vir a se estabelecer no país receptor, e como pior consequência podem tornar-se espécies invasoras, termo o qual designa um táxon cuja introdução e/ou disseminação ameaça a diversidade biológica local, impactando ecossistemas, habitats ou espécies nativas (CDB 2002) e causando impactos à economia, meio ambiente ou saúde (IUCN 1999; Richardson et al. 2011). Em definição mais detalhada, quando a espécie introduzida é capaz de substituir populações ao longo de vários ciclos de vida, produzir descendentes reprodutivos muitas vezes longe do local de introdução, possui o potencial de se espalhar por longas distâncias e vem a causar impacto na área em que é introduzida, ela então é considerada uma espécie invasora (Rejmánek 1999; Occhipinti-Ambrogi e Galil 2004; Pyšek et al. 2004; Richardson et al. 2000).

A colonização de espécies invasoras é uma das maiores causas de ameaça à biodiversidade, pois pode causar declínios populacionais e extinção de espécies, gerar novas pressões por competição e predação, introduzir novos patógenos e genes nas espécies nativas de um determinado local e induzir mudanças evolutivas na morfologia e comportamento dessas espécies nativas (Shine 2012; Blackburn et al. 2014; López e Acosta 2014; Silva 2016; Miaud et al. 2016). Ainda, podem modificar interações entre espécies nativas e as paisagens naturais (Forti et al. 2017).

Para que as espécies exóticas venham a se tornar de fato invasoras, elas estão condicionadas a ultrapassarem barreiras conhecidas como filtros ecológicos, os quais podem ser biogeográficos, fisiológicos e bióticos (Richardson et al. 2000; Mitchell et al. 2006; Espínola e Julio 2007). Dessa forma, devem seguir todos os estágios do processo de invasão: (i) transporte, (ii) introdução, (iii) estabelecimento, (iv) disseminação e (v) impacto (Espínola e Julio, 2007; Catford et al. 2012; Escoriza e Ruhí 2016). Entretanto, é importante citar que espécies exóticas podem ter efeitos ecológicos em qualquer um dos estágios após sua introdução (Ricciardi et al. 2013).

Nesse sentido, o conhecimento do processo da invasão e da fase em que a espécie invasora se encontra são importantes visto que esse processo tem implicações para as análises dos riscos de espécies invasoras (Richardson et al. 2011). Do mesmo modo, a categorização das espécies exóticas é extremamente importante pois a magnitude e o tipo de impactos gerados por táxons exóticos variam significativamente entre os ecossistemas recipientes, e muitos desses impactos somente se tornam óbvios ou influentes depois de um longo tempo após o início da invasão, demonstrando a necessidade crítica de ferramentas cientificamente robustas para avaliar, comparar e prever as magnitudes dos impactos de diferentes táxons exóticos para que se determine e priorize as ações apropriadas quando necessário (Vilà et al. 2019).

A fim de padronizar essas categorizações e seus critérios, foi elaborada uma classificação unificada de táxons exóticos com base na magnitude de seu impacto ambiental, a Classificação de Impacto Ambiental para Táxons Exóticos – EICAT (IUCN 2020) desenvolvido e gerenciado pelo Grupo de Especialistas em Espécies Invasoras (ISSG) da Comissão de Sobrevivência de Espécies (SSC) da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), e que pode ser aplicada nos âmbitos nacional, regional e global. Todas as classificações dos táxons exóticos estão sendo publicadas no site da IUCN, o Banco de Dados Global de Espécies Invasoras (GISD) e, portanto, foram adotadas neste estudo.

De acordo com a GISD, atualmente, existem 98 espécies de anfíbios considerados exóticos em todo o mundo, sendo 20 da ordem Caudata e 78 da ordem Anura (GISD, 2022a). Dos anfíbios, exemplos de espécies classificadas como “invasoras” em certos países nos quais foram introduzidas e que se destacam pelo alto potencial invasor são, *Rhinella marina* (Linnaeus 1758), *Aquarana catesbeiana* (Shaw 1802) e *Eleutherodactylus coqui* (Thomas 1996).

R. marina foi introduzida na Austrália e outras regiões do Pacífico e do Caribe, onde a rã tornou-se “praga”, visto que, além da competição interespecífica com espécies nativas, ela mata seus predadores devido a toxicidade da sua glândula paratoide, causando assim uma perturbação em todo o sistema ecológico desses (Shine 2010; Joly et al. 2016; GISD 2022a). Já a rã-touro *A. catesbeiana* (Shaw 1802), nativa da América do Norte, foi introduzida indiscriminadamente em diversos países e está entre as cem espécies invasoras mais prejudiciais do mundo (Lowe et al. 2000; Giovanelli et al. 2007), sendo o anfíbio invasor mais estudado quanto às interações com espécies locais, os quais comprovam impactos sobre as espécies nativas dos países receptores (Kupferberg 1997; Laufer et al. 2008; Gobel et al. 2019; Hale et al. 2015; D'Amore et al. 2009; Hossack et al. 2017; Liu et al. 2015). No Brasil existem diversas populações de rã-touro estabelecidas (Santos-Barrera et al. 2009), que está classificada como “invasora” nos estados de Minas Gerais e Rio Grande do Sul e, segundo a classificação da GISD a nível mundial, é considerada “moderada” (GISD 2022a). *E. coqui*, por sua vez, é um anfíbio exótico em sete países considerado “espécie invasora” em seis deles e, segundo a categoria EICAT, também é considerado “moderada” (GISD 2022a).

Dos lagartos exóticos, destacam-se as espécies do gênero *Norops* e *Anolis*, os quais possuem históricos de espécies invasoras tais como o anole marrom *Norops sagrei*, espécie exótica em nove países e considerado invasor em sete deles. Como exemplo do seu potencial invasor, em competição espacial por hábitat com *Anolis conspersus* nas Ilhas Cayman, por exemplo, *N. sagrei* levou essa espécie nativa a mudanças de tipo de hábitat (Losos et al. 1993), como ocorreu posteriormente também com *Anolis carolinensis* na Flórida, o que resultou em mudanças morfológicas para essa espécie nativa para adaptação ao novo nicho (Greene et al. 2002, Campbell 2002, Stuart et al. 2014).

Da herpetofauna, segundo GISD (2022a), no Brasil atualmente são conhecidas cinco espécies exóticas: três espécies de lagartos, a lagartixa-de-parede *Hemidactylus mabouia*, o anole verde cubano *Anolis porcatus*, e uma espécie de testudine, a tartaruga-de-orelha-vermelha *Trachemys scripta elegans* (Ferronato 2009), além de duas espécies de anfíbios, *Eleutherodactylus johnstonei* e a rã-touro *A. catesbeiana*. Além disso, recentemente foi registrada uma espécie do anole marrom *N. sagrei* (Oliveira et al. 2018) no país, no entanto, é um registro isolado.

Poucos estudos enfocam as interações ecológicas entre vertebrados exóticos e nativos, o que impede um conhecimento maior sobre a interferência de uma espécie exótica no ecossistema introduzido. Aqui no Brasil, a espécie exótica da herpetofauna mais estudada nesse âmbito é a rã-touro *A. catesbeiana*, cujos estudos demonstram efeitos negativos sobre as espécies nativas, como a avaliação da preferência alimentar relativa à

eletividade de certos grupos de anuros nativos (Boelter et al. 2012), a predação de anuros nativos com a verificação da variação espacial e efeito do microhabitat usado pela presa (Silva et al. 2011), e a interferência comportamental sobre parâmetros da vocalização de anúncio da *A. catesbeiana* sobre *Boana albomarginata* (Both e Grant 2012). Um estudo recente demonstrou que existem duas populações dessa espécie no Brasil e enfatizou a ameaça que ela traz por disseminar o fungo quitrídeo, que é mortal para os anfíbios e já causou declínio de 501 espécies de anfíbios no mundo (Jorgewich-Cohen et al. 2022).

Em outro estudo recente com anfíbios, Forti et al. (2017) avaliou interações de espécies de anuros invasores (domésticos e importados) com nativos sob diversos aspectos, considerando interferência bioacústica, doenças e parasitas, rede trófica, competição interespecífica e potencial distribuição. Os resultados constatarem os efeitos negativos resultantes das invasões biológicas já existentes e alertam para potenciais efeitos negativos futuros. Tais estudos demonstram que existem muitas variáveis relacionadas a mecanismos bióticos que contribuem para medir os impactos das espécies invasoras sobre as nativas, como as distâncias taxonômicas e/ou funcionais entre uma espécie invasora e uma comunidade potencialmente receptora (Escoriza e Ruhí 2016), o que evidencia a necessidade de estudos das interações ecológicas entre espécies nativas e invasoras para subsidiar as estimativas dos impactos da bioinvasão (Eterovic e Duarte 2002).

Considerando a possibilidade das espécies introduzidas se tornarem invasoras e de fato causarem impacto sobre a fauna nativa, o presente estudo pretende compreender os padrões biogeográficos e avaliar as possibilidades de impacto de duas espécies introduzidas no Brasil. As espécies objeto do presente estudo são pertencentes às classes Amphibia e Reptilia, respectivamente, o anuro da família Eleutherodactylidae – *Eleutherodactylus johnstonei* (Barbour 1914) e o lagarto da família Dactyloidae – *Anolis porcatius* (Gray 1840). Ambas as espécies foram introduzidas no Brasil recentemente e, portanto, ainda há poucos estudos sobre as espécies no país.

Eleutherodactylus johnstonei é um anfíbio anuro nativo das Pequenas Antilhas, na América Central Insular, com tamanho pequeno (CRC 17-35 mm) e de hábitos principalmente noturnos. Possui hábitos generalistas, ampla distribuição e é frequentemente encontrado em áreas alteradas (Kaiser 1997). É um colonizador altamente bem sucedido, estabelecendo populações numerosas nas ilhas do Caribe e no continente adjacente da América Central e do Sul, e sendo considerado exótico em 28 países, (Mello et al. 2014; Kaiser et al. 2002; Ernest et al. 2011). No entanto, segundo a GISD (2023), a espécie não é considerada invasora em nenhum desses países, e tem sua classificação EICAT como “Minimal Concern” (ver http://www.iucngisd.org/gisd/about_eicat.php; IUCN 2020).

No Brasil *E. johnstonei* foi registrado em 2012 no Brooklin, bairro da cidade de São Paulo/SP (Mello et al. 2014). No entanto, foi comprovado através de áudio de vocalização, que a introdução de *E. johnstonei* no país ocorreu anteriormente, no Alto da Boa Vista (bairro próximo ao Brooklin), em 1995 (Toledo e Measey 2018). Além do potencial invasor de *E. johnstonei*, estudos destacaram a transmissão de doenças infecciosas por parte dessa espécie (Mello et al. 2014; Toledo e Measey 2018; Hudson et al. 2019). Leptospiras foram encontradas em amostras de sangue e tecido coletados de *E. johnstonei* de Barbados e, embora as evidências de transmissão sejam escassas e não se saiba se as rãs funcionam como reservatórios de doenças, esta espécie também abriga os parasitas responsáveis pela leptospirose (Hudson et al. 2019).

Um estudo recente que avaliou a potencial distribuição em um cenário climático atual e futuro de seis espécies de anfíbios introduzidas, o qual realizou a modelagem de distribuição de espécies, evidenciou que as potenciais áreas de distribuição de *E. johnstonei* mostraram um padrão fragmentado de potencial distribuição (Forti et al. 2017), com as áreas mais favoráveis concentradas no Sul do país e na Mata Atlântica costeira, além de porções da Floresta Amazônica. No entanto, a potencial distribuição futura indicou uma dramática mudança de alcance da espécie, com um aumento de 94% em sua faixa de distribuição (Forti et al. 2017).

Anolis porcatus, por sua vez, é um lagarto nativo da Ilha da Cuba, com aproximadamente 150mm, de hábito diurno e que costuma ser arborícola, estando associado a tronco e dossel das árvores (Meshaka et al. 1997) e bromélias (García-Padrón 2021), sendo amplamente distribuído no país originalmente em borda de floresta (Collette 1961). Segundo Hederson e Powell (2009), com o aumento da urbanização de Cuba, *A. porcatus* teve um aumento proporcional em sua abundância e adaptou-se a ambientes perturbados e, portanto, ampliou sua distribuição nessas áreas, tornando-se comum em quintais e jardins.

Com populações introduzidas na Flórida (EUA) e na República Dominicana, é uma espécie que reúne características de espécies invasoras, como a adaptação a ambientes antropizados e hábitos alimentares generalistas (Otero 1950; Caldwell e Vitt 1999; Socarrás et al. 1988; Rodriguez-Schettino 1999; De Armas e Iturriaga 2020; López e Acosta 2014). No Brasil, o lagarto verde cubano foi registrado em 2014 (Samelo e Barrella 2016) e considera-se que sua introdução tenha ocorrido em área portuária (Prates et al. 2016).

A. porcatus não é classificado como invasor segundo a EICAT (GISD 2022b), no entanto, no Brasil, sua recente introdução gera preocupações e acende o alerta da possibilidade dessa espécie ampliar sua distribuição e se tornar, de fato uma espécie invasora no país, assim como ocorreu na Flórida (EUA) e na República Dominicana

(GISD 2022b), sendo que neste último país sua taxa de dispersão foi estimada em 2,2 km² por ano (Powell et al. 1990).

Diante de exemplos de interações negativas da bioinvasão que comprovaram espécies exóticas que de fato levaram espécies nativas ao declínio e causaram desequilíbrio a ambientes, além do que já é conhecido de estudos sobre bioinvasão no geral, é fato que as espécies invasoras possuem vantagem competitiva em habitats degradados, o que pode levar ao declínio populacional ou até a extinção de espécies nativas (Pough et al., 1977; Kaiser 1997). No entanto, é importante considerar que o padrão de distribuição da espécie exótica é o que irá determinar sua capacidade de expansão e de interações com as espécies nativas, o que poderá determinar se de fato ela acabará se tornando uma espécie invasora.

Frente à possibilidade de expansão das colonizações das espécies *E. johnstonei* e *A. porcatius* introduzidas no Brasil, o objetivo geral dessa tese é conhecer o padrão biogeográfico de distribuição dessas espécies no país, a possível influência destas espécies nos nichos de espécies nativas filogeneticamente relacionadas a elas, e as áreas portuárias mais suscetíveis à invasão de *A. porcatius*. Para isso, o presente estudo foi dividido em três capítulos, cujo desenvolvimento foi realizado da seguinte forma:

1. No primeiro capítulo buscamos identificar as áreas climaticamente adequadas (áreas de potencial distribuição) para a ocorrência no Brasil das espécies introduzidas *A. porcatius* e *E. johnstonei*, a partir da modelagem de distribuição de espécies (SDM) utilizando o algoritmo Maxent, e verificamos a influência das variáveis climáticas na distribuição dessas espécies. Parte desse capítulo foi submetida para o *Biological Invasions Journal* sob o título “*The portrait of an alien species in the beginning of expansion: Anolis porcatius is occupying areas of low climatic suitability in Brazil*” e a tese está apresentada na formatação da revista;

2. No segundo capítulo buscamos identificar a existência de áreas passíveis de ocorrência de interação biológica entre as espécies introduzidas *A. porcatius* e *E. johnstonei* e as espécies nativas respectivamente próximas filogeneticamente dessas, através da identificação de áreas de endemismo das espécies nativas, com o uso da Análise de Endemicidade; e ainda, verificar a sobreposição dessas áreas com as áreas de potencial distribuição obtidas com o SDM no capítulo anterior,

3. O terceiro capítulo teve como objetivo classificar a suscetibilidade dos principais portos do Brasil quanto à introdução do lagarto verde cubano *A. porcatius*, a partir de dados do comércio marítimo global, especialmente

dos dados de importação de cargas de contêineres de Cuba, de onde a espécie é nativa, e da Flórida, onde a espécie é invasora e já é estabelecida.

Referências Bibliográficas

- Beard KH, Price EA, Pitt WC (2009). Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui frog (Anura: Leptodactylidae). Pacific Science 63:297–316.
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kühn I, et al (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. PLoS Biol 12(5): e1001850. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>
- Boelter RA, Kaefer IL, Both C, Cechin SZ (2012). Invasive bullfrogs as predators in a Neotropical assemblage: What frog species do they eat? Animal Biology 62:397-408.
- Both C, Lingnau R, Santos-Jr A, Madalozzo B, Lima LP, Grant T (2011). Widespread occurrence of the American bullfrog, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802) (Anura: Ranidae), in Brazil. South American Journal of Herpetology 6:127-134.
- Both C, Grant T (2012) Biological invasions and the acoustic niche: the effect of bullfrog calls on the acoustic signals of white-banded tree frogs. Biology Letters 8:714–716
- Caldwell JP, Vitt LJ (1999) Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian Rain Forest. Oikos 84:383. <https://doi.org/10.2307/3546419>
- Campbell T (2002) The Brown Anole (*Anolis sagrei* Dumeril and Bibron 1837). The Institute for Biological Invasions: The Invader of the Month, February 2001. <http://invasions.bio.utk.edu/invaders/sagrei.html>
- Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, et al (2012) The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 14:231–241. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.12.002>
- Collette B (1961) Correlations between ecology and morphology in anoline lizards from Havana, Cuba and southern Florida. Bulletin of The Museum of Comparative Zoology 125:135–162.
- D'amore A, Kirby E, McNicholas M (2009) Invasive species shifts ontogenetic resource partitioning and microhabitat use of a threatened native amphibian. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 19:534-541.
- De Armas LF, Iturriaga M (2020) The Cuban Green Anole, *Anolis porcatius* (Squamata: Dactyloidae). Reptiles and Amphibians 26:35–38. <https://doi.org/10.17161/randa.v26i1.14326> (Original work published April 1, 2019)
- Elton CS (1958) The Ecology of Invasions by Animals and Plants. Springer New York, New York, New York <https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7214-9>
- Ernest R, Massemin D, Kowarik I (2011) Non-invasive invaders from the Caribbean: the status of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei*) ten years after its introduction to Western French Guiana. Biological Invasions 13:1767–1777.
- Escoriza D, Ruhí A (2016) Functional distance to recipient communities may favour invasiveness: insights from two invasive frogs. Diversity and Distributions 22:519-533. <https://doi.org/10.1111/ddi.12421>
- Espínola L, Julio H (2007) Especies invasoras: conceptos, modelos y atributos. Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América 32:580–585.
- Eterovic A, Duarte MR (2002) Exotic snakes in São Paulo City, south eastern Brazil: why xenophobia? Biodiversity and Conservation 11: 327-339.

Ferronato BO, Marques TS, Guardia I, et al (2009) The turtle *Trachemys scripta elegans* (Testudines, Emydidae) as an invasive species in a polluted stream of southeastern Brazil. *Herpetological Bulletin* 109:29–34.

Forti LR, Becker CG, Tacioli L, et al (2017) Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *PLOS ONE* 12:1–22. doi: 10.1371/journal.pone.0184703 <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184703>

Frost DR, Hammerson GA (2020) *Anolis carolinensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T64188A18972474. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T64188A18972474.en>. Accessed on 11 December 2022.

Giovanelli JGR, Haddad CFB, Alexandrino J (2007). Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, Knoxville, v. 10, n. 5, p. 585-590.

GISD (2022a) Global Invasive Species Database. Downloaded from: <http://www.iucngisd.org/gisd/>

GISD (2022b) Global Invasive Species Database. Species profile: *Anolis porcatius*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Anolis+porcatius> on 18-12-2022.

GISD (2023) Global Invasive Species Database. Species profile: *Eleutherodactylus johnstonei*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Eleutherodactylus+johnstonei> on 05-01-2023.

García-Padrón LY (2021) Cuban green anoles (*Anolis porcatius*): Communal nesting in bromeliads. *Reptiles & Amphibians* 28:44–46. <https://doi.org/10.17161/randa.v28i1.15304>

Gobel N, Laufer G, Cortizas S (2019) Changes in aquatic communities recently invaded by a top predator: evidence of American bullfrogs in Aceguá, Uruguay. *Aquatic Sciences* 81:1-11.

Gray JE (1840) Catalogue of the species of reptiles collected in Cuba by W. S. MacLeay, esq.; with some notes on their habits extracted from his MS. *Annual Magazine of. Natural History* 5:108-115.

Greene BT, Yorks DT, Parmelee JS, Powell R, Henderson RW (2002) Discovery of *Anolis sagrei* in Grenada with comments on its potential impact on native anoles. *Caribbean Journal of Science* 38:270-272.

Hale JR, Mims MC, Bogan MT et al. (2015) Links between two interacting factors, novel habitats and non-native predators, and aquatic invertebrate communities in a dryland environment. *Hydrobiologia* 746:313–326. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2024-0>

Hossack BR, Honeycutt RK, Sigafus BH, Muths EL, Crawford CL, Jones TR, Sorensen JA, Rorabaugh JC, Chambert T (2017) Informing recovery in a human-transformed landscape: drought-mediated coexistence alters population trends of an imperiled salamander and invasive predators. *Biological Conservation* 209:377–394. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.03.004>

Hudson MA, Griffiths RA, Martin L et al (2019) Reservoir frogs: seasonality of *Batrachochytrium dendrobatidis* infection in robber frogs in Dominica and Montserrat. *PeerJ* 7:e7021. <https://doi.org/10.7717/peerj.7021>

IUCN - International Union for Conservation of Nature. Invasive species. 2018. Disponível em: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>. Acessado em 28/12/2018.

IUCN (2020) IUCN EICAT Categories and Criteria. The Environmental Impact Classification for Alien Taxa First edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN. X + Xpp Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2020-026-En.pdf> Acessado em 10 de dezembro de 2022.

Joly C, Shine R, Greenlees M (2016) The impacts of a toxic invasive prey species (the cane toad, *Rhinella marina*) on a vulnerable predator (the lace monitor, *Varanus varius*). *Biological Invasions*. 18. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1097-2>

Jorgewich-Cohen G, Toledo LF, Grant T (2022) Genetic structure of American bullfrog populations in Brazil. *Scientific Reports*. 12:9927 <https://doi.org/10.1038/s41598-022-13870-2>

Kaiser H (1997) Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. *Biodiversity & Conservation* 6:1391-1407.

Kaiser H, Barrio-Amorós C, Trujillo JD, Lynch JD (2002) Expansion of *Eleutherodactylus johnstonei* in northern South America: rapid dispersal through human interaction. *Herpetological Review* 33: 290–294.

Kraus F, Campbell EW (2002) Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean tree frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions* 4: 327–332.

Kraus F, Campbell EW, Allison A, Pratt T. (1999) *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. *Herpetological Review* 30: 21–25.

Kupferberg SJ (1997) Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology* 78(6): 1736-1751.

Laufer G, Canavero A, Nunez D, Maneyro R (2008) Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biological Invasions* 10: 1183-1189.

Liu X. et al (2014). Congener diversity, topographic heterogeneity and human-assisted dispersal predict spread rates of alien herpetofauna at a global scale. *Ecology Letters* 17:821–829.

Liu X, Luo Y, Chen J, Guo Y, Bai C, Li Y (2015) Diet and Prey Selection of the Invasive American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Southwestern China. *Asian Herpetological Research* 6(1): 34–44

López JT, Acosta M (2014) Predation attempt by *Anolis porcatius* (Sauria, Dactyloidae) on *Mus musculus* (Rodentia, Muridae). *Herpetology Notes* 7:525–526.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M (2000) 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A Selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens*. 12.

Melo MA, Lyra ML, Brischi AM, Geraldi VC, Haddad CFB (2014) First record of the invasive frog *Eleutherodactylus johnstonei* (Anura: Eleutherodactylidae) in São Paulo, Brazil. *Salamandra* 50:177-180.

Meshaka WE Jr, Clouse RM, Butterfield BP, Hauge JB (1997) The Cuban green anole, *Anolis porcatius*: a new anole established in Florida. *Herpetological Review* 28:101–102.

Miaud C, Dejean T, Savard K, Millery-Vigues A, Valentini A, Gaudin NCG, Garner TWJ (2016) Invasive North American bullfrogs transmit lethal fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* infections to native amphibian host species. *Biological Invasions* 2016:1–10.

Mitchell CE, Agrawal AA, Bever JD, et al (2006) Biotic Interactions and plant invasions. *Ecology Letters* 9:726–740. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00908.x>

- Occhipinti-Ambrogi A, Galil BS (2004) A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin* 49:688–694.
- Oliveira JCF, Castro TM, Vrcibradic D, Drago MC, Prates I (2018) A second Caribbean anole lizard species introduced to Brazil. *Herpetology Notes*. 11:761-764.
- Otero AR (1950) Sobre la alimentación de *Anolis porcatus*. *Boletín de Historia Natural de la Sociedad "Felipe Poey"* 1:186–187.
- Pough FH, Stewart MM, Thomas RG (1977) Physiological basis of habitat partitioning in Jamaican *Eleutherodactylus*. *Oecologia (Berl.)* 27:285.
- Powell R, Smith DD, Parmelee JS, Taylor CV, Jolley ML (1990) Range expansion by an introduced anole: *Anolis porcatus* in the Dominican Republic. *Amphibia-Reptilia* 11:421–425. <https://doi.org/10.1163/156853890x00113>
- Prates I, Hernandez L, Samelo RR and Carnaval AC (2016) Molecular identification and geographic origin of an exotic Anole lizard introduced to Brazil, with remarks on its natural history. *South American Journal of Herpetology*, 11:220–227.
- Pyšek, P, Richardson DM, Rejmánek M, Webster GL, Williamson M, Kirschner J (2004) Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53:131–143.
- Rahel,FJ (2000) Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288: 854-856.
- Rejmánek M (1999) Invasive plant species and invulnerable ecosystems. In: Sandlund OT, Schei PJ, Vilken A (eds) *Invasive species and biodiversity management*. Kluwer, Dordrecht, pp 79–102
- Ricciardi A, Hoopes MF, Marchetti MP, Lockwood JL (2013) Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs* 83:263–282. <https://doi.org/10.1890/13-0183.1>
- Richardson DM (2011) *Fifty Years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton*. Wiley-Blackwell, Hoboken, New Jersey <https://doi.org/10.1002/9781444329988>
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, et al (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rodrigue JP (2020) *The Geography of Transport Systems*. Routledge, Abingdon, Oxon <https://doi.org/10.4324/9780429346323>
- Rodríguez-Schettino L (1999) Systematic accounts of the species, pp. 104–380. In: L. Rodríguez-Schettino (ed.), *The Iguanid Lizards of Cuba*. University Press of Florida, Gainesville
- Rodríguez JP (2001) Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10:1983–1996. <https://doi.org/10.1023/a:1013151722557>
- Samelo RR, Barrella W (2016) Geographic Distribution: *Anolis porcatus* (Cuban Green Anole). *Herpetological Review* 47:256.
- Santos-Barrera G, Hammerson G, Hedges B, Joglar R, Inchaustegui S, et al. (2009) *Lithobates catesbeianus*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2.
- Shine R (2010) The ecological impact of invasive cane toads (*Bufo marinus*) in Australia. *The Quarterly Review of Biology* 85:253–291. <https://doi.org/10.1086/655116>

Shine R (2012) Invasive species as drivers of evolutionary change: cane toads in tropical Australia. *Evol. Appl.* 2012; 5: 107±116. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00201.x>

Silva E (2016) A Rã-Touro Norte-Americana (*Lithobates catesbeianus*), uma espécie invasora no Brasil. *Revista de Ciências*. 7:33-48.

Silva ET, Filho OPR, Feio RN (2011) Predation of Native Anurans by Invasive Bullfrogs in Southeastern Brazil: Spatial Variation and Effect of Microhabita use by Prey. *South American Journal of Herpetology* 6(1): 1-10.

Socarrás AA, Cruz J, Garces G, Ruiz A (1988) Saurofagia en Anolis (Sauria: Iguanidae). *Miscelánea Zoológica* 38:4.

Stuart YE, Campbell TS, Hohenlohe PA, et al (2014) Rapid evolution of a native species following invasion by a Congener. *Science* 346:463–466. <https://doi.org/10.1126/science.1257008>

Toledo F, Measey J (2018) Invasive frogs in São Paulo display a substantial invasion lag. *BioInvasions Records* 7:325–328. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.15>

Wardle DA (2002) Islands as model system for understanding how species affect ecosystem properties. *Journal of Biogeography* 29:583-591.

Vilà M, Gallardo B, Preda C, et al (2018) A review of Impact assessment protocols of non-native plants. *Biological Invasions* 21:709–723. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1872-3>

Capítulo 1: Áreas de adequabilidade climática do *Anolis porcatius* e *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil e a influência das variáveis climáticas

Resumo

A colonização de espécies invasoras pode impactar a biodiversidade, o bem-estar humano, a saúde e a economia. Com o aumento do comércio global houve um aumento nos tipos de vetores e na intensidade da bioinvasão, o que resulta no aumento de introdução de espécies em novas áreas receptoras. Duas espécies da herpetofauna foram introduzidas no Brasil recentemente, o lagarto *Anolis porcatius* (Dactyloidae), introduzido em 2014, e o anfíbio *Eleutherodactylus johnstonei* (Eleutherodactylidae), em 1995. O filtro fisiológico é uma das etapas que uma espécie exótica deve ultrapassar para se dispersar e colonizar uma área introduzida, o qual está relacionado com os fatores climáticos. Neste estudo buscamos obter as áreas de adequabilidade climática no Brasil para essas espécies introduzidas através da utilização do Modelo de distribuição de espécies logístico realizado pelo software Maxent. Os resultados do modelo demonstraram que as variáveis bioclimáticas relacionadas à temperatura tiveram as maiores contribuições estatísticas no modelo de *A. porcatius*, enquanto a precipitação teve mais relevância no modelo de *E. johnstonei*, demonstrando serem os fatores físicos mais importantes na ecologia desses grupos, respectivamente. As áreas de maior adequabilidade climática de *A. porcatius* estão nas Regiões Norte, Centro-Oeste, Sudeste e Nordeste. O modelo de distribuição de espécies de *E. johnstonei* demonstra a maior área de adequabilidade localizada na região Norte, sendo que em uma estreita faixa da região costeira no Sudeste também foi observada uma faixa de adequabilidade climática para a espécie. As populações exóticas de *A. porcatius* e *E. johnstonei* no Brasil atualmente estão localizadas em áreas de baixa adequabilidade climática, segundo o SDM. Desde sua introdução, *A. porcatius* vem expandindo sua distribuição de forma notável ao longo do tempo, estando presentes em cinco municípios atualmente, enquanto *E. johnstonei* possui sua distribuição restrita a alguns bairros contíguos à sua introdução inicial, tendo apenas um registro pioneiro da espécie em Guaratuba (PR). As espécies introduzidas podem ter a sua colonização mais rápida ao atingirem áreas de adequabilidade climática e podem expandir sua distribuição para áreas onde existam espécies nativas filogeneticamente próximas dessas, sendo necessários estudos de interações biológicas e esforços para obter maior conhecimento das áreas de ocorrência, principalmente em áreas portuárias, onde ocorreu e pode vir a ocorrer novas introduções de *A. porcatius* no Brasil.

1. Introdução

As espécies exóticas invasoras podem causar mudanças na estrutura e composição de ecossistemas nos quais são introduzidas, resultando em impactos prejudiciais significativos nesses ecossistemas, gerar novas pressões por competição e predação, introduzir novos patógenos e induzir mudanças evolutivas na morfologia e comportamento de espécies nativas (Shine 2012; Blackburn et al. 2014; Torres e Acosta 2014; Silva 2016; Miaud et al. 2016). Além disso, as espécies invasoras podem causar impactos aos serviços ecossistêmicos, afetando as economias e o bem-estar humano (IUCN 2018).

Partindo do princípio de que espécies exóticas estão condicionadas a ultrapassarem os filtros biogeográficos, fisiológicos e bióticos (Espínola e Julio 2007) para se tornarem espécies invasoras, é de suma importância estudar cada um desses filtros para compreender a capacidade de invasão dessas espécies em um determinado espaço. Nesse contexto, a compreensão de padrões biogeográficos de distribuição das espécies introduzidas e dos filtros que uma determinada espécie terá que transpor, contribui para o conhecimento do potencial de bioinvasão.

A biogeografia é uma ciência que documenta e compreende modelos espaciais de biodiversidade, explicando o porquê um táxon é limitado ao seu espaço atual, o que possibilita sua atual distribuição e o que o impede de colonizar outras áreas e, ainda, como o clima, topografia e interações com outros organismos são limitantes na sua distribuição (Brown e Lomolino 1998). Estudos de biogeografia de espécies têm sido muito importantes para o conhecimento da formação da biodiversidade e para projeções futuras de distribuição das espécies, sendo uma ferramenta de grande importância para compreensão dos padrões dessas distribuições biológicas. Nesse âmbito, estudos com Modelos de Distribuição de Espécies (SDM) (ver Peterson et al. 2011 e Peterson et al. 2015) têm sido amplamente utilizados para prever potenciais distribuições geográficas de espécies, tanto atuais quanto futuras (*e.g.* Vasconcelos et al. 2018), incluindo distribuições de espécies exóticas invasoras (Peterson et al. 2007, Forti et al. 2017).

SDMs buscam obter a área de distribuição potencial ou a área bioticamente adequada estimando o nicho fundamental de determinadas espécies (Phillips 2006, Peterson e Soberón 2012, Negrão e Löwenberg-Neto 2018), considerando suas preferências climáticas baseadas no conhecimento do registro de ocorrência (Elith e Burgman, 2002). SDMs são baseados nas premissas de que o clima tem uma grande influência sobre limites de distribuição de espécies (Vasconcelos e Nascimento, 2016; Araújo e Peterson, 2012) e de que as populações atuais têm o

mesmo nicho que as populações ancestrais (Wiens e Graham, 2005), e assim, demonstram como fatores ambientais podem influenciar a distribuição de determinado táxon.

No entanto, além da obtenção das áreas de potencial distribuição das espécies com base em áreas climaticamente adequadas, que estão associadas com o filtro fisiológico, outros fatores são determinantes para a ocorrência de uma espécie em determinado local, tais como interferência antrópica (e.g. modificação do hábitat) e os demais filtros já mencionados, biológicos, representados pelas interações bióticas (e.g. competição interespecífica, predação) e biogeográficos, representados pelas barreiras geográficas que impedem a dispersão e colonização (Phillips et al. 2006), entre outros.

De acordo com Warren e Seiffert (2011), modelos de nicho ambiental (ou ecológico) são uma classe de métodos que utilizam dados de ocorrência e dados ambientais para fazer um modelo correlativo das condições que satisfazem os requerimentos ambientais de uma espécie e preveem a capacidade relativa de um hábitat. Desse modo, SDMs são empregados para calcular a adequabilidade relativa do hábitat ocupado por certas espécies que abrange hipóteses sobre sua distribuição atual (Wiens et al, 2010; Warrent e Seifert, 2011); para estimar mudanças na adequação de hábitats ao longo do tempo dado um cenário específico diante de uma mudança ambiental, o que resulta em previsões de distribuição em cenários futuros e em áreas de refúgios históricos (e.g. Carnaval e Moritz, 2008; Forti et al. 2017), permitindo a avaliação da biodiversidade em determinado bioma no futuro (e.g. Vasconcelos, Nascimento e Prado, 2018); e, por fim, para calcular a adequabilidade relativa de um hábitat em áreas geográficas não ocupadas por determinadas espécies para, desse modo, inferir o potencial de expansão de espécies invasoras (e.g. Giovanelli et al. 2008), o que se aplica à estudos sobre biogeografia de espécies exóticas e contribui para o monitoramento e controle da bioinvasão.

Nesse sentido, no presente estudo, buscamos obter as áreas de adequabilidade climática, que representam as áreas de potencial distribuição, das espécies exóticas *Anolis porcatius* e *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil, a fim de conhecer as áreas que essas espécies introduzidas teriam maior probabilidade de adaptação e estabelecimento, e a partir quais os fatores ambientais tem maior influência nessa distribuição.

2. Material e Métodos

Para a obtenção das áreas de adequabilidade climática das espécies introduzidas *Anolis porcatius* e *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil, foi realizado um Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) Maxent no

cenário atual, seguindo as etapas de (i) preparação dos dados de ocorrência dessas espécies e (ii) seleção e preparação dos dados bioclimáticos (iii) modelagem de distribuição de espécies (iv) projeção do modelo para a área modelada e (v) avaliação (Kaiser et al. 1997; Dallapicola 2016; Phillips 2017; Negrão e Löwenberg-Neto 2018; Low et al. 2020).

As modelagens foram realizadas nas áreas onde as espécies são nativas, no caso, para *E. johnstonei* nas ilhas Pequenas Antilhas e *A. porcatus* em Cuba, e na sequência foram projetadas para o Brasil, onde foram obtidas as respectivas áreas de adequabilidade climática. As áreas de estudo são apresentadas na Figura 1.

Considerando que a precisão nos dados de entrada e do conjunto das variáveis preditoras são fundamentais para o bom desempenho dos modelos (Austin 2002, Araújo e Guisan 2006, Bradie e Leung 2017, Negrão e Löwenberg-Neto 2018, Low et al. 2020), no presente estudo, buscamos selecionar os parâmetros adotados e os dados de entrada de forma a minimizar os possíveis erros decorrentes do estudo de SDM e, desse modo, obter resultados validados, conforme é descrito a seguir.

2.1. Dados de ocorrência

Para o processo do Modelo de distribuição de espécies (SDM) foram considerados apenas os pontos de ocorrência de onde as espécies são nativas (Kaiser 1997; Low et al. 2020), no caso, para o *E. johnstonei*, as ilhas Pequenas Antilhas, e para *A. porcatus*, Cuba, ambos na América Central (Figura 1). O levantamento de registros de ocorrência georreferenciados de *A. porcatus* e *E. johnstonei* foram realizados a partir da base de dados digitais: "GBIF" Global Biodiversity Information Facility, o qual reúne dados de diferentes outras bases de dados (GBIF 2022). Os registros foram filtrados com o QGIS versão 3.28 Firenze (QGIS; https://qgis.org/pt_BR/site), excluindo dados duplicados, imprecisos, fora dos ambientes naturais e coordenadas não terrestres e ainda, os registros de ocorrência que se sobrepueram na grade espacial de 1km também foram excluídos, para que os registros na mesma resolução variáveis das ambientais a serem utilizadas pelo modelo (~1km).

Após a aplicação do filtro, restaram 192 registros de ocorrência de *A. porcatus* em Cuba (Tabela S1, material suplementar e Figura 2A) e 58 registros de ocorrência de *E. johnstonei* nas Pequenas Antilhas (Tabela S3, material suplementar e Figura 2B). Ainda, foram obtidos 17 registros de *A. porcatus* (Tabela S2, material suplementar e Figura 4) e 306 registros de *E. johnstonei* no Brasil (Tabela S4, material suplementar e Figura 6).

Para os registros das populações exóticas no Brasil não foram aplicados filtros, visto que esses não foram utilizados no SDM, no entanto, registros com a mesma localização não foram apresentados nas tabelas citadas.

2.2. Dados climáticos atuais

O conjunto de dados bioclimáticos foram obtidos a partir do portal Chelsa Bioclim v2.1 (Karger et al. 2021, disponível em <https://chelsa-climate.org/bioclim/>). O conjunto de dados Chelsa Bioclim possui uma resolução espacial de 30 arco-segundos, que corresponde a uma grade espacial de 0,925 km (~1km) no Equador. O conjunto de variáveis corresponde a 19 variáveis bioclimáticas (Tabela 1).

Os dados bioclimáticos foram “recortados” para os envelopes bioclimáticos que representam a área onde a espécie é nativa, a saber, para *E. johnstonei*, a extensão do conjunto de ilhas que compõem as Pequenas Antilhas, e para *A. porcatus*, a extensão da ilha de Cuba. O mesmo processo foi realizado para o envelope climático do Brasil, para onde foi projetada a modelagem dessas áreas nativas. Esse processo foi realizado com o software QGIS versão 3.28 Firenze (QGIS; software disponível em https://qgis.org/pt_BR/site).

Para a escolha das variáveis ambientais, que é um dos principais fatores responsáveis pela qualidade do modelo (Araújo e Guisan 2006; Negrão e Löwenberg-Neto 2018), no presente estudo foram utilizados dois critérios combinados: a colinearidade, visto que a multicolinearidade entre as variáveis ambientais pode dificultar a análise das relações espécie-ambiente e reduzir o grau de confiança dos modelos (Heikkinen et al. 2006; Negrão et al. 2018; Naimi e Araújo 2016), e a importância biológica da variável para a espécie.

Para detectar multicolinearidade foi utilizado o coeficiente Fator de Inflação de Variância (VIF) (Lin et al. 2011), com o pacote ‘VIF’ versão 1.0 no Programa R versão 4.1.2, considerando $VIF_{cor}=0,7$ (James et al. 2017). A partir disso, foram excluídas aquelas variáveis que apresentavam colinearidade entre si, e para a escolha das variáveis a serem utilizadas adotou-se o critério do significado biológico da variável para a espécie objeto da modelagem. Após as análises, foram selecionadas quatro camadas ambientais para o modelo de *A. porcatus* (Tabela 2) e cinco camadas para o modelo de *E. johnstonei* (Tabela 3).

2.3. Processo da Modelagem de Distribuição de Espécies

A modelagem de distribuição de espécies para *A. porcatus* e *E. johnstonei* no clima atual no Brasil foram realizados com o algoritmo Maxent, versão 3.4.1 (Phillips et al. 2006, software disponível em

https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/). O algoritmo Maxent utiliza o princípio da máxima entropia em dados de presença para estimar um conjunto de funções que se relacionam com variáveis ambientais de um hábitat a fim de se aproximarem da distribuição geográfica potencial das espécies (Phillips et al. 2006). Maxent é considerado um dos algoritmos com maiores valores de transferabilidade dos modelos, que representam as projeções das modelagens para outros envelopes climáticos (Heikkinen et al. 2012).

Os parâmetros do Maxent foram ajustados para realização de 500 interações, 10.000 pontos de *background* (Merow e Silander Jr. 2016; Low et al. 2020), e seleção de “*auto features*”, “*random seed*”, “*analysis of variable importance*”, “*response curves*” e “*regularization multiplier*” (RM) = 1. Os dados de registros foram divididos em 30% para avaliação (validação/teste) do modelo (porcentagem de teste randômico), e 70% foi usado para calibração (treino), com a técnica *Bootstrapping* (Hastie et al. 2009). Foram realizadas dez réplicas, a partir das quais foram obtidos os resultados com a média, que foram considerados como resultados das modelagens.

O modelo de saída logística resultou em um modelo médio com valores variando de 0 (inadequado) a 1 (adequado) (Phillips et al. 2006). O desempenho geral do modelo foi realizado usando o resultado da média de dez réplicas das métricas Área sob a Curva (AUC_{TEST}) e da Taxa de omissão (“OR10 = 10 percentile training presence test omission”) (Peterson et al. 2011; Radosavljevic e Anderson 2014). AUC é uma estatística calculada a partir de dados de teste retidos durante a validação cruzada (Peterson et al. 2011), com limite independente que varia de 0 (modelo equivalente a uma predição aleatória) a 1 (discriminação perfeita do modelo entre registros de presença e ausência) (Liu et al. 2015). Enquanto a métrica OR10 (10% training omission rate), quanto mais acima de 0.10 sinaliza a redução da capacidade de prever áreas de adequabilidade nas regiões de teste do modelo (Radosavljevic e Anderson 2014).

Os resultados das médias dos modelos realizados onde as espécies são nativas foram então projetados para avaliar a potencial distribuição geográfica dessas espécies no Brasil. Para a geração dos mapas, foram utilizados os modelos das médias das dez réplicas, onde é indicada a probabilidade de presença da espécie baseado no modelo médio de saída logística gerado no software Maxent (valores contínuos de 0 a 1). Assim, foram gerados mapas com o software QGIS, versão 3.28 Firenze (Qgis Development Team 2023), onde foram apresentadas as áreas de adequabilidade climática desde os mínimos valores até o máximo, sendo separadas em classes “mínima”, “baixa”, “média” e “alta”, obtidas a partir da divisão dos valores de adequabilidade de cada espécie.

3. Resultados

3.1. *Anolis porcatus*

O modelo de distribuição de *Anolis porcatus* projetado para o Brasil apresentou avaliação de desempenho satisfatória, com a curva ROC apresentando $AUC_{test} = 0.72 \pm 0.03$, e $OR_{10} = 0.13$. O modelo logístico do Maxent resultou nos valores de adequabilidade de 0,0004 a 0,9298.

As variáveis bioclimáticas relacionadas a temperatura tiveram as maiores contribuições estatísticas no modelo (Tabela 2), demonstrando que a temperatura possui alta significância para a determinação da distribuição dessa espécie no Brasil, com Bio07 - Variação da temperatura anual (Bio05 – Bio06), contribuindo com 33.7%, Bio03 - Isotermalidade (Variação da média diurna/ Variação da temperatura anual), contribuindo com 24.1%, Bio09 – Temperatura média do trimestre mais seco, contribuindo com 22%, e Bio15 - Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação), contribuindo com 20.1%.

O modelo de distribuição de *A. porcatus* projetado para o Brasil demonstra que as áreas de maior adequabilidade climática para a espécie no país estão nas regiões Norte, Noroeste, Centro Oeste, Sudeste e Nordeste (Figura 3), sendo que nas regiões Norte e Centro Oeste encontram-se as áreas de adequabilidade média e alta com maiores extensões.

Na região Sudeste, todos os estados possuem áreas de adequabilidade climática para *A. porcatus*, abrangendo as regiões costeiras e contemplando as cidades da Baixada Santista onde, atualmente, a espécie possui ocorrência conhecida, indicando que a expansão da mesma nessa área é favorecida pelas condições climáticas. De acordo com a Figura 4, as áreas onde ocorre atualmente a população exótica do *A. porcatus* no Brasil, correspondem a áreas de baixa a média adequabilidade climática. A área de adequabilidade climática localizada na região costeira da região Sudeste, forma uma faixa contínua com áreas média a alta adequabilidade até a região Nordeste.

Já na região Sul também existem áreas de potencial distribuição para essa espécie, no entanto, com menores valores de adequabilidade climática.

3.2. *Eleutherodactylus johnstonei*

O modelo de distribuição de *E. johnstonei* projetado para o Brasil apresentou avaliação de desempenho satisfatória, com a curva ROC apresentando $AUC_{test} = 0.71 \pm 0.03$. O modelo logístico do Maxent resultou nos

valores de adequabilidade de 0.0021 a 0.3484, e a métrica de avaliação taxa de omissão OR10 (= 10% training omission rate”) foi de 0.15.

Das variáveis bioclimáticas utilizadas no modelo, a variável relacionada a precipitação Bio12 - Precipitação anual, apresentou 44.1% de contribuição estatística no modelo (Tabela 3), sendo a variável mais representativa. Em seguida, a Bio07 - Variação da temperatura anual (Bio05 – Bio06), contribuiu com 22,9%, e na sequência, a Bio02 - Variação da média diurna, contribuiu com 20,3%, a Bio09 - Temperatura média do trimestre mais seco, com 8,6%, e por fim, a Bio15 - Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação), contribuiu com 4,1%.

O modelo de distribuição de *E. johnstonei* demonstra que apenas na região Norte do país existe uma área de maior adequabilidade climática para a espécie (Figura 5), com áreas de baixa adequabilidade mais baixas e menores nas regiões Sul, Nordeste e Centro Oeste do país. Já a área onde a distribuição da espécie é conhecida, a saber, na cidade de São Paulo, corresponde com área de mínima adequabilidade climática conforme resultado do SDM, o que é representado no mapa (Figura 6).

4. Discussão

Os modelos de distribuição de espécies realizados para o lagarto *A. porcatatus* e o anfíbio *E. johnstonei* identificaram áreas de adequabilidade climática para todas as regiões do Brasil, variando de “mínima” adequabilidade climática, com valores pouco favoráveis para o estabelecimento dessas espécies, até áreas de “alta” adequabilidade, onde as condições climáticas favorecem suas atividades, estabelecimento e colonização. Ainda, nossos resultados mostraram que atualmente as populações exóticas de *A. porcatatus* e de *E. johnstonei* ocupam áreas de mínima e baixa adequabilidade climática, respectivamente, e no entanto, estão relativamente próximas às áreas de maior adequabilidade.

É importante considerar que não foi utilizado nenhum *threshold* como valor de corte de áreas consideradas inadequadas climaticamente, apenas foi realizada a classificação da adequabilidade, já que o objetivo deste estudo é detectar as áreas de potencial ocorrência das espécies introduzidas e possivelmente invasoras que podem vir a causar impactos em áreas recipientes. Nesse sentido, o conhecimento dos diferentes níveis, desde a mínima adequabilidade climática é importante, já que espécies invasoras tendem a ser adaptáveis em diferentes aspectos.

O SDM mostrou que as variáveis temperatura para *A. porcatus* tiveram alta relevância na distribuição dessa espécie no Brasil, o que vai de acordo ao fato de que a temperatura é o fator que melhor prevê a riqueza dos ectotérmicos (Buckley et al. 2012) e representa um dos fatores físicos mais importantes na ecologia de lagartos, visto que grande parte da atividade diária de várias espécies é gasta em interações com o ambiente térmico devido a dependência dos lagartos por fontes ambientais externas, para regulação de sua temperatura corporal (Huey et al. 1989; Pianka e Vitt 2003; Rocha et al. 2009).

Animais ectotérmicos precisam manter sua temperatura dentro de uma faixa de tolerância termal de funcionamento que atenda suas necessidades fisiológicas e ecológicas (Cowles e Bogert 1944; Huey 1982), bem como a sua maior adaptação em climas mais quentes (Cechin et al. 2011). Nesse sentido, a temperatura média diurna, no modelo representada pela variável Bio03 (Variação da temperatura média diurna/Variação da temperatura anual), tem grande representatividade considerando a fisiologia dos lagartos, uma vez que cada lagarto possui uma temperatura média corporal e uma amplitude térmica adequada para seu funcionamento ecofisiológico (Rocha et al 2009). Essa amplitude térmica varia a partir de valores que permitem o início de suas atividades até os máximos valores tolerados fisiologicamente, estabelecendo uma faixa termal ótima na qual esses animais conseguem realizar suas atividades diárias (Brattstrom 1965).

Cada espécie pode apresentar um gradiente termal diferente das outras (Brattstrom 1965, Rocha et al 2000), podendo haver extremos de ampla variação, como é o caso do lagarto de restinga *Liolaemus occipitalis*, que tem o gradiente de 16,4 - 40,2°C (Bujes e Verrastro 2006), variando em mais de 20°C em comparação com espécies de menor amplitude de temperatura diária, como a espécie da caatinga *Lygodactylus klugei*, que tem amplitude de 32,9 - 35,8°C (Vitt 1995), sendo que a faixa ideal para suas atividades varia em apenas 3°C, aproximadamente. Considerando isoladamente esse fator ambiental, uma maior amplitude térmica tende a facilitar a adaptação e colonização de uma espécie invasora no recipiente invadido, já que a temperatura corporal influencia diversos processos biológicos que vão desde o consumo de oxigênio (Beyer e Spotilat, 1994), forrageamento e reprodução (Rocha et al 2000), respostas antipredadoras (Cury de Barros et al. 2010) até a função imunológica (Mondal e Rai 2001).

Não existe estudo da amplitude térmica de *A. porcatus*, no entanto, considerando que espécies de lagarto relacionadas filogeneticamente tendem a manter temperaturas corporais semelhantes, mesmo vivendo em diferentes habitats (Brattstrom 1965, Litch et al 1966, Rocha et al. 2009), *A. porcatus* tende a possuir valores

médios de temperatura corporal diária similares às espécies de seu gênero ou família. O lagarto *Norops fuscoauratus*, nativo do Brasil, que habita a Floresta Amazônica e pertence a mesma família de *A. porcatius*, por exemplo, possui temperatura média de 28,7°C e gradiente termal de 25,7 - 33,8 °C (Vitt et al. 2003b), que corresponde a uma tolerância de variação de temperatura de 8,2°C; enquanto outras espécies florestais da mesma família, como *Dactyloa punctata*, *N. tandai* e *N. trachyderma* possuem temperatura média de 29,2°C (Vitt et al. 2003a), 27,7°C (Vitt et al. 2001) e 27,8°C, respectivamente. Assim como as espécies citadas, *A. porcatius* em seu ambiente de origem é preferencialmente florestal, semelhança funcional que sugere demais semelhanças em outras características, como a temperatura corporal.

A partir da inferência das temperaturas das espécies próximas filogeneticamente de *A. porcatius*, e sem considerar detalhes como microclimas específicos de cada área, a região onde se encontra a população exótica parece ser minimamente favorável para a espécie, a considerar que a temperatura média do ar no município de Santos, no mês de fevereiro (verão) é de 25.3°C (CPTEC/INPE 2023), por exemplo.

Como citado, quanto à sua preferência de habitat, *A. porcatius* é uma espécie que originalmente é florestal, arborícola e demonstra ter plasticidade, notada quando se adaptou a ambientes perturbados pelo aumento da urbanização em Cuba, tornando-se comum em quintais e jardins e tendo sua abundância aumentada (Henderson e Powell 2009). Tais características de plasticidade de *A. porcatius* em Cuba coincidem com as áreas onde ocorreram os registros da espécie no Brasil (*e.g.* áreas abertas, tais como terminais portuários, muros e lajes de residência e em áreas vegetadas como jardins em meio a centros urbanos) (Samelo e Barrella 2016; Prates et al. 2016; Nunes 2022 comunicação pessoal).

Essa plasticidade parece estar favorecendo a expansão da área de ocorrência de *A. porcatius* no Brasil, e sugere que a espécie encontra nas áreas urbanas das regiões costeiras da região sudeste ambientes favoráveis para seu estabelecimento e dispersão mesmo não estando nas melhores áreas de adequabilidade climática demonstradas pelo SDM. E, a partir dos dados de expansão, é possível notar que a espécie está estabelecendo e disseminando como uma espécie invasora. Embora não haja impactos registrados, tampouco a classificação dessa espécie como invasora no Brasil (GISD 2022b), a espécie tem demonstrado alto potencial invasor e requer atenção, em especial em relação à introdução em ambientes florestais, onde já foi registrada, a saber, no Parque Estadual Xixová Japuí, em São Vicente (GBIF 2022).

Destaca-se que, apesar de as características originais da espécie e hábitos apresentados em sua área de origem sejam determinantes para a realização de suas atividades e consequente distribuição na área introduzida, é importante considerar que ao menos parte da população de *A. porcatius* no Brasil tem características genéticas da população da Flórida (Prates et al. 2016), onde a espécie também é exótica. Essas características evidenciam que já ocorreram alterações genéticas em relação à população de Cuba, o que pode resultar em mudanças em suas características e hábitos originais (Richardson et al. 2011).

Já no modelo de *E. johnstonei*, os resultados mostraram a precipitação como fator de maior influência na distribuição dessa espécie no Brasil, o que está relacionado com a importância e influência de fatores associados à umidade, como as variação da temperatura e precipitação (Rocha et al 2009, Clusella-Trullas et al 2011), com as características dos anfíbios, animais que possuem uma pele permeável que, além da função de proteção mecânica, também serve como a principal via para trocas gasosas e absorção de água (Wells 2007). Além disso, características como o ciclo de vida na maioria bifásico (aquático e terrestre), ovos sem casca e a pele permeável, faz com que esses animais tenham estreita relação com ambientes aquáticos e úmidos (Vitt & Caldwell 2009).

Ainda, a temperatura e especialmente a relação entre temperatura e umidade são determinantes para os anfíbios, visto que esses animais limitados em se manterem ativos em temperaturas baixas e totalmente incapacitados em temperaturas muito altas, as quais provocam a perda de água corporal pela evaporação e limitam diversas funções fisiológicas e metabólicas (Wells 2007). Diferente dos répteis, que possuem uma amplitude térmica que atenda a realização de suas atividades, os anfíbios não são muito sensíveis às flutuações térmicas, o que faz com que esses organismos precisem se deslocar a procura de local com temperatura mais adequada (Shine 2005). Sendo assim, quando um ambiente não é favorável para os anfíbios, esses animais podem ter dificuldade para atingir um local apropriado, devido à sensibilidade proveniente da pele úmida e ao baixo deslocamento, o que reduz a capacidade de realização de suas atividades e, portanto, de se estabelecerem e colonizarem áreas. *E. johnstonei* possui tipo de reprodução de desenvolvimento direto (ver Haddad et al. 2013), o que pode facilitar no seu estabelecimento minimizando a necessidade de ambiente aquático para reprodução, no entanto, não reduz a estrita dependência de ambientes balanceados em temperatura e umidade ideais para a realização das suas atividades.

O conhecimento da introdução de *E. johnstonei* no Brasil gerou muita preocupação de que a espécie se tornaria invasora, haja vista os 28 países onde a espécie possui o status de introduzida, bem como considerando o

conhecido histórico de sua espécie congênere *Eleutherodactylus coqui*, tida como espécie invasora em seis países e sendo considerada praga nas ilhas havaianas (Kraus et al. 1999; Kraus e Campbell 2002; Beard et al. 2009), classificada na categoria EICAT de espécie invasora como “moderada” (GISD 2022).

Entretanto, diante das características da espécie citada e embora *E. johnstonei* demonstre adaptação a áreas permeáveis antropizadas em bairros da cidade de São Paulo, considerando que a espécie já está introduzida no país há mais de vinte anos e sua distribuição ainda é restrita a poucos bairros contíguos do Brooklin e Alto da Boa Vista, localizados no município de São Paulo (Mello et al. 2014; Toledo e Measey 2018; GBIF 2023), sua expansão parece não ocorrer de forma significativa.

Por fim, a respeito de *E. johnstonei* no Brasil, é válido citar que após quase 28 anos de sua introdução, recentemente, em 2022, um indivíduo de *E. johnstonei* foi registrado fora de São Paulo, sendo registrado no município de Guaraqueçaba no Paraná, registro esse obtido por fotografia a partir da base de dados GBIF (GBIF 2023, <https://www.inaturalist.org/observations/142819324>). Como é um registro pontual e distante da população exótica conhecida, o transporte pode ter sido feito por via antrópica provavelmente de forma acidental (e.g. via plantas, veículos), já que a espécie parece não disseminar sem interferência antrópica.

Com isso, é provável que essa espécie esteja limitada a uma distribuição restrita devido às condições climáticas da área que, segundo o resultado do SDM, possui mínima adequabilidade climática, que pode ser influenciada pelas características geográficas (e.g. ausência de ambientes permeáveis, úmidos e extensas áreas urbanas), possíveis interações bióticas e por fim, com as limitações mencionadas, o baixo deslocamento característico do grupo dos anfíbios podem dificultar ainda mais a sua expansão.

Em comparação com o estudo de Leonhardt et al (2019), que discutiu distribuição geográfica padrão de *E. johnstonei* à luz da controvérsia em torno do real potencial de invasão da espécie na Colômbia, através de estudos de campo e avaliação genética do padrão de distribuição, considerando o tempo de quase 28 anos de introdução da espécie no país, mostrou que *E. johnstonei* não apresentou expansão fora da área urbana, sugerindo uma reavaliação das medidas drásticas sugeridas, como a erradicação da espécie. Nesse mesmo âmbito, para o Brasil deve-se considerar a classificação recente da EICAT (GISD 2022). Essas considerações mostram a importância de estudo para espécies exóticas, a fim de diferenciar cada uma delas haja visto a maneira como acontecem as etapas de colonização de cada uma em relação à diversos fatores.

Ainda, ao longo do processo de invasão, a colonização de espécies exóticas é influenciada por diferentes fatores entre as fases de introdução-naturalização-invasão contínua (Richardson & Pysek 2012), sendo que neste estudo abordamos o filtro fisiológico com o reconhecimento de áreas de adequabilidade climática para essas espécies.

Quanto ao desempenho dos modelos, é importante destacar que a métrica AUC_{TEST} é considerada aceitável a partir de 0.7, indicando melhor desempenho do modelo quanto mais próximo a 1, enquanto a métrica OR10 (10% training omission rate), quanto mais acima de 0.10 sinaliza a redução da capacidade de prever áreas de adequabilidade nas regiões de teste do modelo (Radosavljevic e Anderson 2014), o que ocorreu nos modelos obtidos neste estudo, o que sugere possíveis áreas de adequabilidade não previstas. Diante das métricas obtidas os modelos estão mostrando desempenho aceitável e razoável, no entanto com alterações nos dados de entrada, número de réplicas, parametrizações e tipo de modelo os resultados podem ser melhorados.

5. Conclusões

Com os resultados obtidos deste estudo, constatamos que as espécies introduzidas *Anolis porcatius* e *Eleutherodactylus johnstonei* atualmente ocupam áreas de adequabilidade climática baixas e mínimas, respectivamente, porém, foram identificadas áreas de maior adequabilidade no Brasil, não muito distantes das populações atuais, para ambas as espécies. Ao alcançarem as áreas de maior adequabilidade climática, a colonização dessas espécies introduzidas é favorecida, visto que essas áreas possuem condições mais propícias para a realização das suas atividades, favorecendo sua sobrevivência, reprodução e dispersão. Dessa forma, essas áreas requerem atenção no âmbito de ações de gestão dessas espécies introduzidas, especialmente aquelas áreas mais próximas de onde as populações exóticas se encontram atualmente.

Quanto às fases da invasão, as quais são, transporte, introdução, estabelecimento, disseminação e impacto (Espínola e Julio, 2007; Catford et al. 2012; Escoriza e Ruhí 2016), a população exótica de *E. johnstonei* parece estar estabelecida, no entanto, sua localização é restrita, não havendo expansão. *A. porcatius*, por sua vez, parece estar na fase de expansão e estabelecimento, devido a ocorrência frequente de novos registros em diferentes áreas, que amplia o raio de distribuição da população exótica no Brasil.

Por fim, as previsões das áreas de maior adequabilidade climática obtidas com SDM podem subsidiar ações no âmbito da gestão das espécies introduzidas *A. porcatus* e *E. johnstonei*, bem como contribuir para futuras pesquisas a respeito desse tema.

Perspectivas futuras

Frente a influência das mudanças climáticas para a adaptação fisiológica de répteis e anfíbios, é importante a realização de estudos com Modelos de distribuição de espécies para os cenários climáticos futuros, para compreender o padrão da potencial distribuição com as mudanças climáticas previstas. Ainda, considerando que as espécies aqui estudadas vivem atualmente em áreas urbanas no Brasil, outras modelagens devem ser realizadas considerando variáveis preditoras de cobertura do solo. E, por fim, sugere-se a realização de modelagem de distribuição de espécies com outros algoritmos para a realização de consenso, assim permitindo a obtenção de dados mais precisos sobre as áreas de potencial distribuição das espécies invasoras.

6. Referências Bibliográficas

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006). Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43: 1223-1232. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x>
- Araújo MB, New M (2007) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 42-47.
- Araújo MB, Anderson RP, Márcia Barbosa A, et al (2019) Standards for distribution models in biodiversity assessments. *Science Advances*. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat4858>
- Araújo MB, Guisan A (2006) Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography* 33:1677–1688. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01584.x>
- Araújo MB, Peterson AT (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93: 1527–1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>
- Austin M (2002) Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157:101-118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Brattstrom, B.H. (1965): Body Temperatures of Reptiles. *American Midland Naturalist* 73: 376–422.
- Beard KH, Price EA, Pitt WC (2009). Biology and impacts of Pacific Island invasive species. 5. *Eleutherodactylus coqui*, the Coqui frog (Anura: Leptodactylidae). *Pacific Science* 63:297–316.
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kühn I, et al (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12(5): e1001850. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>
- Bradie J, Leung B (2017) A quantitative synthesis of the importance of variables used in Maxent species distribution models. *Journal of Biogeography* 44:1344–1361. <https://doi.org/10.1111/jbi.12894>
- Brown JH, Lomolino MV (1998) *Biogeography*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts
- Buckley LB, Hurlbert AH, Jetz, W (2012) Broad-scale ecological implications of ectothermy and endothermy in changing environments. *Global Ecology and Biogeography* 21: 873–885. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00737.x>
- Bujes CS, Verrastro L 2006. Thermal biology of *Liolaemus occipitalis* (Squamata, Tropiduridae) in the coastal sand dunes of Rio Grande do Sul, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 66: 945-954.
- Caldwell JP, Vitt LJ (1999) Dietary asymmetry in leaf litter frogs and lizards in a transitional northern Amazonian Rain Forest. *Oikos* 84:383. <https://doi.org/10.2307/3546419>
- Carnaval AC, Moritz C (2008) Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Biogeography* 35:1187–1201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01870.x>
- Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, et al (2012) The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14:231–241. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.12.002>
- CBD (2002) Decisions adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Sixth Meeting: Decision VI/23. Convention on Biological Diversity. <https://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>. Accessed 22 February 2023

CDB Convention on Biological Diversity. Alien species (2022). Decision VI/23. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Decision VI/23. UNEP/CBD/COP/6/20. P249. Disponível em: <https://www.cbd.int/>.

Cechin SZ, Winck GR, Blanco CC (2011) Population ecology of *Tupinambis merianae* (Squamata, Teiidae): Home-range, activity and space use. *Animal Biology* 61:493–510. <https://doi.org/10.1163/157075511x597647>

Chamberlain S, Barve V, Mcglinn D, Oldoni et al (2021) rgbif: Interface to the global biodiversity information facility API. R package version 3.5.2. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=rgbif>

Costa HC, Bérnils RS (2018) Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. *Herpetologia Brasileira* 7:11–57.

Cowles RB, Bogert CM (1944) A preliminary study of the thermal requirements of desert reptiles. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 83:265–296.

Clusella-Trullas S, Blackburn TM, Chown SL. (2011) Climatic predictors of temperature performance curve parameters in ectotherms imply complex responses to climate change. *Am Nat.* 2011 Jun;177(6):738–51. doi: 10.1086/660021. PMID: 21597251.

Dalapicolla J (2016) Tutorial de modelos de distribuição de espécies: guia prático usando o MaxEnt e o ArcGIS 10. Laboratório de Mastozoologia e Biogeografia, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória. Disponível em: <http://blog.ufes.br/lamab/tutoriais>

de Armas LF, Iturriaga M (2020) The Cuban Green Anole, *Anolis porcatius* (Squamata: Dactyloidae). *Reptiles and Amphibians* 26:35–38. <https://doi.org/10.17161/randa.v26i1.14326> (Original work published April 1, 2019)

Elith J, Burgman MA (2002) Predictions and their validation: Rare plants in the Central Highlands, Victoria, Australia. In: Scott JM, Heglund PJ, Morrison ML, et al. (eds) *Predicting Species Occurrences: Issues of Accuracy and Scale*, 1st edn. Island Press, Covelo, California, pp 303–314.

Espínola L, Julio H (2007) Especies invasoras: conceptos, modelos y atributos. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 32:580–585.

Ferronato BO, Marques TS, Guardia I, et al (2009) The turtle *Trachemys scripta elegans* (Testudines, Emydidae) as an invasive species in a polluted stream of southeastern Brazil. *Herpetological Bulletin* 109:29–34.

Fonseca E, Marques R, Tinoco MS (2014). Geographic distribution: *Anolis carolinensis* (Green Anole). *Herpetological Review* 45:658.

Forti LR, Becker CG, Tacioli L, et al (2017) Perspectives on invasive amphibians in Brazil. *PLOS ONE* 12:1–22. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0184703>

GBIF (2022) GBIF Download Occurrence. Disponível em <https://www.gbif.org/>

GISD (2022a) Global Invasive Species Database. Downloaded from: <http://www.iucngisd.org/gisd/>

GISD (2022b) Global Invasive Species Database. Species profile: *Anolis porcatius*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Anolis+porcatius> on 18-12-2022.

GISD (2023) Global Invasive Species Database. Species profile: *Eleutherodactylus johnstonei*. Downloaded from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Eleutherodactylus+johnstonei> on 05-01-2023.

Hastie T, Friedman J, Tibshirani R (2009) *The elements of Statistical Learning: Data Mining, Inference, and prediction*. Springer, New York, New York <https://doi.org/10.1007/978-0-387-84858-7>

- Hawkins CL, Bacher S, Essl F, et al (2015) Framework and guidelines for implementing the proposed IUCN Environmental Impact Classification for alien taxa (EICAT). *Diversity and Distributions* 21:1360–1363. <https://doi.org/10.1111/ddi.12379>
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, et al (2006) Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30:751–777. <https://doi.org/10.1177/0309133306071957>
- Heikkinen RK, Marmion M, Luoto M (2012) Does the interpolation accuracy of species distribution models come at the expense of transferability? *Ecography* 35:276–288. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2011.06999.x>
- Henderson RW, Powell R (2009) *Natural history of West Indian reptiles and Amphibians*. University Press of Florida, Gainesville, Florida
- Huey RB (1982) Temperature, physiology, and the ecology of reptiles. *Physiological Ecology* 1:25–95
- Huey RB, Kingsolver JG (1989) Evolution of thermal sensitivity of ectotherm performance. *Trends in Ecology & Evolution* 4:131–135. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(89\)90211-5](https://doi.org/10.1016/0169-5347(89)90211-5)
- IUCN - The International Union for Conservation of Nature's (2020) IUCN EICAT categories and criteria: The environmental impact classification for alien taxa (EICAT):first edition. Downloaded from: <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.05.en>
- James G, Witten D, Hastie T; Tibshirani R (2017). *An Introduction to Statistical Learning* (8th ed.). Springer Science+Business Media New York. ISBN 978-1-4614-7138-7.
- Kaiser H (1997) Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. *Biodiversity and Conservation* 6:1391–1407. <https://doi.org/10.1023/a:1018341814510>
- Karger DN, Schmatz DR, Dettling G, Zimmermann NE (2020) High-resolution monthly precipitation and temperature time series from 2006 to 2100. *Scientific Data*. <https://doi.org/10.1038/s41597-020-00587-y>
- Kraus F, Campbell EW, Allison A, Pratt T (1999) *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. *Herpetological Review* 30: 21–25.
- Kraus F, Campbell EW (2002) Human-mediated escalation of a formerly eradicable problem: the invasion of Caribbean tree frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions* 4:327–332.
- Kumschick S, Bacher S, Bertolino S, et al (2020) Appropriate uses of EICAT protocol, data and classifications. *NeoBiota* 62:193–212. <https://doi.org/10.3897/neobiota.62.51574>
- Kumschick S, Bacher S, Dawson W, et al (2012) A conceptual framework for prioritization of invasive alien species for management according to their impact. *NeoBiota* 15:69–100. <https://doi.org/10.3897/neobiota.15.3323>
- Leonhardt F, Jiménez-Bolaño JD, Ernst R (2019) Whistling invaders: status and distribution of Johnstone's Whistling frog (*Eleutherodactylus johnstonei* Barbour, 1914), 25 years after its introduction to Colombia. *NeoBiota* 45:39–54.
- Liu X, Luo Y, Chen J, Guo Y, Bai C, Li Y (2015) Diet and Prey Selection of the Invasive American Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Southwestern China. *Asian Herpetological Research* 6:34–44. <http://doi.org/10.16373/j.cnki.ahr.140044>
- Low BW, Zeng Y, Tan HH, Yeo DCJ (2020) Predictor complexity and feature selection affect Maxent model transferability: Evidence from global freshwater invasive species. *Diversity and Distributions* 27:497–511. <https://doi.org/10.1111/ddi.13211>

- Merow C, Allen JM, Aiello-Lammens M, et al (2016) Improving niche and range estimates with Maxent and point process models by integrating spatially explicit information. *Global Ecology and Biogeography* 25:1022–1036. <https://doi.org/10.1111/geb.12453>
- Merow C, Smith MJ, Silander JA (2013) A practical guide to maxent for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography* 36:1058–1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>
- Miaud C, Dejean T, Savard K, et al (2016) Invasive North American bullfrogs transmit lethal fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* infections to native amphibian host species. *Biological Invasions* 18:2299–2308. <https://doi.org/10.1007/s10530-016-1161-y>
- Naimi B, Araújo MB (2016) sdm: a reproducible and extensible R platform for species distribution modelling. *Ecography* 39:368–375 <https://doi.org/10.1111/ecog.01881>
- Negrão DS, Löwenberg-Neto P (2018) Seleção das Variáveis Preditoras para Modelagem Correlativa de Distribuição de Espécies na América do Sul. *Oecologia Australis* 22:117–129. <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2202.02>
- Oliveira JCF, de Castro TM, Vrcibradic D, et al (2018) A second Caribbean anole lizard species introduced to Brazil. *Herpetology Notes* 11:761–764.
- Pearson K (1901) On lines and planes of closest fit to systems of points in space. *The London, Edinburgh, and Dublin Philosophical Magazine and Journal of Science* 2:559–572. <https://doi.org/10.1080/14786440109462720>
- Peterson AT, Papes M, Eaton M (2007). Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: A comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30:550–560. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2007.05102.x>
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, et al (2011) *Ecological Niches and Geographic Distributions*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey
- Peterson AT, Papeş M, Soberón J (2015) Mechanistic and correlative models of ecological niches. *European Journal of Ecology* 1:28–38. <https://doi.org/10.1515/eje-2015-0014>
- Phillips SJ (2017) A Brief Tutorial on Maxent. In: Maxent. https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent. Accessed 8 Nov 2022
- Phillips SJ, Anderson RP and Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190:231–259
- Pianka ER, Vitt LJ (2003) *Lizards: Windows to the evolution of diversity*. University of California Press, Berkeley, California
- Powell R, Smith DD, Parmelee JS, et al (1990) Range expansion by an introduced anole: *Anolis porcatius* in the Dominican Republic. *Amphibia-Reptilia* 11:421–425. <https://doi.org/10.1163/156853890x00113>
- Prates I, Hernandez L, Samelo RR and Carnaval AC (2016) Molecular identification and geographic origin of an exotic Anole lizard introduced to Brazil, with remarks on its natural history. *South American Journal of Herpetology*, 11:220–227.
- Prates, I., Melo-Sampaio, P.R., Drummond, L.O., Teixeira Jr., M., Rodrigues, M.T., Carnaval, A.C. (2017): Biogeographic links between southern Atlantic Forest and western South America: rediscovery, re-description, and phylogenetic relationships of two rare montane anole lizards from Brazil. *Mol. Phylogenet. Evol.* 113: 49-58.
- Prates I, Melo-Sampaio PR, de Queiroz K, et al (2020) Discovery of a new species of *Anolis* lizards from Brazil and its implications for the historical biogeography of montane Atlantic Forest endemics. *Amphibia-Reptilia* 41:87–103. <https://doi.org/10.1163/15685381-20191179>

- QGIS Development Team (2023) QGIS Geographic Information System. Version 3.28 Firenze. Open Source Geospatial Foundation Project. QGIS. <http://qgis.osgeo.org> Accessed 22 Feb 2023
- Radosavljevic A, Anderson RP (2013) Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography* 41:629–643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Richardson DM (2011) Fifty Years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, Hoboken, New Jersey <https://doi.org/10.1002/9781444329988>
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmánek M, et al (2000) Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6:93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Rocha CF, Sluys MV, Vrcibradic D, et al (2009) Comportamento de Termorregulação em Lagartos Brasileiros. *Oecologia Australis* 13:115–131. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1301.09>
- Rodrigue JP (2020) The Geography of Transport Systems. Routledge, Abingdon, Oxon <https://doi.org/10.4324/9780429346323>
- Rodríguez JP (2001) Exotic species introductions into South America: an underestimated threat? *Biodiversity and Conservation* 10:1983–1996. <https://doi.org/10.1023/a:1013151722557>
- Rodríguez-Schettino L (1999) Systematic accounts of the species, pp. 104–380. In: L. Rodríguez-Schettino (ed.), *The Iguanid Lizards of Cuba*. University Press of Florida, Gainesville
- RStudio Team (2020) RStudio: Integrated Development for R. RStudio. <http://www.rstudio.com>. Accessed 20 Feb 2023
- Samelo RR, Barrella W (2016) Geographic Distribution: *Anolis porcatus* (Cuban Green Anole). *Herpetological Review* 47:256.
- Shine R (2012) Invasive species as drivers of evolutionary change: Cane Toads in tropical Australia. *Evolutionary Applications* 5:107–116. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2011.00201.x>
- Silva ET (2016) A Rã-Touro Norte-Americana (*Lithobates catesbeianus*), uma espécie invasora no Brasil. *Revista de Ciências* 7:33–48.
- Swets JA (1988) Measuring the Accuracy of Diagnostic Systems. *Science* 240:1285–1293. <https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.3287615>
- Toledo F, Measey J (2018) Invasive frogs in São Paulo display a substantial invasion lag. *BioInvasions Records* 7:325–328. <https://doi.org/10.3391/bir.2018.7.3.15>
- Torres J, Acosta M (2014) Predation attempt by *Anolis porcatus* (Sauria, Dactyloidae) on *Mus musculus* (Rodentia, Muridae). *Herpetology Notes* 7:525–526.
- Vasconcelos TS, do Nascimento BTM (2016) Potential climate-driven impacts on the distribution of generalist treefrogs in South America. *Herpetologica* 72:23–31. <https://doi.org/10.1655/herpetologica-d-14-00064>
- Vasconcelos TS, do Nascimento BTM, Prado VH (2018) Expected impacts of climate change threaten the Anuran diversity in the Brazilian hotspots. *Ecology and Evolution* 8:7894–7906. <https://doi.org/10.1002/ece3.4357>
- Vitt LJ (1995) The ecology of tropical lizards in the caatinga of northeast Brazil. *Occasional Papers of the Oklahoma Museum of Natural History*, 1: 1–29.
- Vitt LJ, Avila-Pires TC, Espósito MC, et al (2003a) Sharing amazonian rain-forest trees: Ecology of *Anolis punctatus* and *Anolis transversalis* (Squamata: Polychrotidae). *Journal of Herpetology* 37:276–285. [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2003\)037\[0276:sarteo\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2003)037[0276:sarteo]2.0.co;2)

Vitt LJ, Avila-Pires TC, Zani PA, et al (2003b) Life above ground: Ecology of *Anolis fuscoauratus* in the amazon rain forest, and comparisons with its nearest relatives. Canadian Journal of Zoology 81:142–156. <https://doi.org/10.1139/z02-230>

Vitt LJ, Sartorius SS, Avila-Pires TC, Espósito MC (2001) Life on the leaf litter: The ecology of *Anolis nitens tandai* in the Brazilian Amazon. Copeia 2001:401–412. [https://doi.org/10.1643/0045-8511\(2001\)001\[0401:lotllt\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1643/0045-8511(2001)001[0401:lotllt]2.0.co;2)

Warren DL, Seifert SN (2011) Ecological niche modeling in Maxent: The importance of model complexity and the performance of Model Selection Criteria. Ecological Applications 21:335–342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>

Wiens JJ, Graham CH (2005) Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and Conservation Biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36:519–539. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>

Zizka A, Antonelli A, Silvestro D (2021) sampbias, a method for quantifying geographic sampling biases in species distribution data. Ecography 44:25–32. <https://doi.org/10.1111/ecog.05102>

Material Suplementar

Tabela S1. Localização georreferenciada dos registros de ocorrência utilizados no SDM do *Anolis porcatus* em Cuba, América Central. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84.

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
1	-84.49	21.82	Inat	42638451	https://www.inaturalist.org/observations/42638451	Pinar del Río
2	-84.49	21.92	Inat	39422421	https://www.inaturalist.org/observations/39422421	Pinar del Río
3	-84.09	22.20	MCZ	MCZ:Herp:R-10888	-	Pinar del Río, Guane
4	-83.97	22.41	MCZ	MCZ:Herp:R-93543	-	Pinar del Río
5	-83.84	22.54	Inat	32872566	https://www.inaturalist.org/observations/32872566	Pinar del Río
6	-83.99	22.27	Inat	38253118	https://www.inaturalist.org/observations/38253118	Pinar del Río
7	-83.75	22.61	Inat	8578714	https://www.inaturalist.org/observations/8578714	Pinar del Río
8	-83.83	22.58	Inat	9088090	https://www.inaturalist.org/observations/9088090	Pinar del Río
9	-83.72	22.67	MCZ	MCZ:Herp:R-38415	-	Pinar del Río
10	-83.72	22.64	Inat	63970062	https://www.inaturalist.org/observations/63970062	Pinar del Río
11	-83.72	22.61	Inat	40707265	https://www.inaturalist.org/observations/40707265	Pinar del Río
12	-83.72	22.62	Inat	19287698	https://www.inaturalist.org/observations/19287698	Pinar del Río
13	-83.72	22.60	Inat	20500182	https://www.inaturalist.org/observations/20500182	Pinar del Río
14	-83.72	22.61	Inat	33411310	https://www.inaturalist.org/observations/33411310	Pinar del Río
15	-83.71	22.62	Inat	72166696	https://www.inaturalist.org/observations/72166696	Pinar del Río
16	-83.71	22.63	Inat	73598013	https://www.inaturalist.org/observations/73598013	Pinar del Río
17	-83.71	22.61	Inat	73010805	https://www.inaturalist.org/observations/73010805	Pinar del Río
18	-83.71	22.67	MCZ	MCZ:Herp:R-38415	-	Pinar del Río, Banos San Vicente
19	-83.70	22.42	USNM	USNM 27361	http://n2t.net/ark:/65665/3a9006e83-524d-489a-a08d-5d9a5aeb6124	Pinar del Río
20	-83.70	22.31	USNM	USNM 498088	http://n2t.net/ark:/65665/350f87284-c86a-4b25-b562-c30bc6c539e3	Pinar del Río
21	-83.70	22.63	Inat	40709377	https://www.inaturalist.org/observations/40709377	Pinar del Río
22	-83.69	22.63	Inat	40709306	https://www.inaturalist.org/observations/40709306	Pinar del Río
23	-83.69	22.62	Inat	68788320	https://www.inaturalist.org/observations/68788320	Pinar del Río
24	-83.67	22.54	Inat	103192314	https://www.inaturalist.org/observations/103192314	Pinar del Río
25	-83.48	22.67	Inat	3084819	http://www.inaturalist.org/observations/3084819	Pinar del Río
26	-83.42	22.32	MCZ	MCZ:Herp:R-55549	-	Pinar del Río
27	-83.42	22.53	MCZ	MCZ:Herp:R-60980	-	Pinar del Río
28	-83.40	22.30	LACM	61499	-	Pinar del Río
29	-83.36	22.646	USNM	USNM 26704	http://n2t.net/ark:/65665/30b5f0f0d-0d78-4c51-9cee-3ea80ac54f96	Pinar del Río, San Diego de los Banos
30	-83.54	22.66	MCZ	MCZ:Herp:R-60943	-	Camagüey
31	-83.35	22.62	USNM	USNM 27719	http://n2t.net/ark:/65665/3fac695f2-0958-4ff0-9791-40944b603f60	Pinar del Río, Mariel
32	-83.16	22.90	MCZ	MCZ:Herp:R-185027	-	Pinar del Río, Bahía Honda
33	-83.01	22.8	USNM	USNM 498087	http://n2t.net/ark:/65665/3cc6203b5-41fc-47b6-be9f-72b9a0b3f6a3	Pinar del Río, Artemisa

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
34	-83.01	22.79	USNM	USNM 515914	http://n2t.net/ark:/65665/3dc572572-810a-49f0-ace9-1e94f2df5cb7	Pinar del Río, Artemisa
35	-83.01	22.80	MCZ	MCZ:Herp:R-93548	-	Pinar del Río, Artemisa
36	-83.00	22.77	Inat	5050427	https://www.Inaturalist.org/observations/5050427	Pinar del Río
37	-82.83	21.69	MSB	MSB:Herp:79020	http://arctos.database.museum/guid/MSB:Herp:79020?seid=4536470	Isla de la Juventud
38	-82.95	22.84	Inat	103146845	https://www.Inaturalist.org/observations/103146845	Pinar del Río
39	-82.94	22.84	Inat	36757914	https://www.Inaturalist.org/observations/36757914	Pinar del Río
40	-82.86	22.78	Inat	22578074	https://www.Inaturalist.org/observations/22578074	La Habana
41	-82.83	21.66	MCZ	MCZ:Herp:R-11129	-	Isla de la Juventud, Isle of Pines
42	-82.83	21.67	MCZ	MCZ:Herp:R-11130	-	Isla de la Juventud, Isle of Pines
43	-82.80	21.88	CAS	urn:catalog:CA S:SUR:9282	-	Isle of Youth, Nueva Gerona
44	-82.70	21.67	MVZ	MVZ:Herp:241259	http://arctos.database.museum/guid/MVZ:Herp:241259?seid=1045138	Isla de la Juventud, La Isabel
45	-82.65	22.83	Inat	5919699	https://www.Inaturalist.org/observations/5919699	La Habana
46	-82.50	22.89	MCZ	MCZ:Herp:R-10894	-	La Habana, San Antonio de los Banas
47	-82.50	23.08	Inat	151276773	https://www.Inaturalist.org/observations/151276773	La Habana
48	-82.40	23.01	Inat	77938336	https://www.Inaturalist.org/observations/77938336	La Habana
49	-82.39	23.00	Inat	110472629	https://www.Inaturalist.org/observations/110472629	La Habana
50	-82.39	23.00	Inat	110471769	https://www.Inaturalist.org/observations/110471769	La Habana
51	-82.38	23.00	Inat	70462772	https://www.Inaturalist.org/observations/70462772	La Habana
52	-82.28	23.06	Inat	39884038	https://www.Inaturalist.org/observations/39884038	La Habana
53	-82.27	23.05	Inat	41697171	https://www.Inaturalist.org/observations/41697171	La Habana
54	-82.18	23.17	LACM	135049	-	La Habana, Santa Marie del Mar
55	-82.17	23.13	USNM	USNM 138355	http://n2t.net/ark:/65665/3feab2182-bcf4-439b-b36d-511efa138925	La Habana, Havana
56	-81.83	23.03	MCZ	MCZ:Herp:R-29605	-	Viñales
57	-81.85	23.15	Inat	572851	http://www.Inaturalist.org/observations/572851	Mayabeque
58	-81.82	23.15	naturgucker	1873710042	-	Mayabeque, Jibacoa Playa
59	-81.74	22.40	Inat	78616155	https://www.Inaturalist.org/observations/78616155	Matanzas
60	-81.56	22.26	Inat	40016845	https://www.Inaturalist.org/observations/40016845	Matanzas
61	-81.47	22.65	Inat	70159761	https://www.Inaturalist.org/observations/70159761	Matanzas
62	-81.45	22.40	MCZ	MCZ:Herp:R-93546	-	Matanzas, Ciénaga de Zapata
63	-81.43	22.30	Inat	90992841	https://www.Inaturalist.org/observations/90992841	Matanzas
64	-81.32	22.33	Inat	86713187	https://www.Inaturalist.org/observations/86713187	Matanzas
65	-81.29	22.50	Inat	44368956	https://www.Inaturalist.org/observations/44368956	Matanzas
66	-81.23	23.06	Inat	18882609	https://www.Inaturalist.org/observations/18882609	Matanzas
67	-81.21	22.29	Inat	92637402	https://www.Inaturalist.org/observations/92637402	Matanzas
68	-81.21	22.28	USNM	USNM 498084	http://n2t.net/ark:/65665/3a8341dea-79e1-4b26-8fc4-5f371e409a09	Matanzas, Playa Larga
69	-81.20	22.29	USNM	USNM:Herp:337678	-	Matanzas, Playa Larga
70	-81.20	22.28	Inat	38392027	https://www.Inaturalist.org/observations/38392027	Matanzas

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
71	-81.16	22.37	Inat	100754206	https://www.inaturalist.org/observations/100754206	Matanzas
72	-81.14	22.48	Inat	30644280	https://www.inaturalist.org/observations/30644280	Matanzas
73	-81.14	22.51	Inat	71600040	https://www.inaturalist.org/observations/71600040	Matanzas
74	-80.55	22.09	MVZ	MVZ:Herp:241260	http://arctos.database.museum/guid/MVZ:Herp:241260?seid=1188271	Cienfuegos
75	-80.47	22.47	MCZ	MCZ:Herp:R-19460	-	Cienfuegos
76	-80.82	22.67	MCZ	MCZ:Herp:R-47125	-	Yaitiesito
77	-80.5	22.3	MCZ	MCZ:Herp:R-38434	-	Cienfuegos
78	-80.44	22.14	CAS	14607	urn:catalog:CAS:SUR:14607	Cienfuegos
79	-80.41	22.13	Inat	142888698	https://www.inaturalist.org/observations/142888698	Cienfuegos
80	-80.32	22.13	NCSM	98291	b88f4686-48a0-11ec-80ba-06f21c000156	Cienfuegos
81	-80.23	21.91	USNM	USNM 337680	http://n2t.net/ark:/65665/37d523193-cb46-4139-9a96-70983ffff895	Cienfuegos
82	-80.06	21.91	MSB	MSB:Herp:79019	http://arctos.database.museum/guid/MSB:Herp:79019?seid=4536473	Sancti Spíritus
83	-80.02	21.91	USNM	USNM 498090	http://n2t.net/ark:/65665/3fb8b19f3-6e71-4f80-a922-e3f053d175eb	Sancti Spíritus
84	-80.01	21.92	Inat	123117444	https://www.inaturalist.org/observations/123117444	Villa Clara
85	-80.00	21.93	MCZ	MCZ:Herp:R-42584	-	Villa Clara, Santa Clara
86	-79.99	21.80	Inat	7504487	https://www.inaturalist.org/observations/7504487	Sancti Spíritus
87	-79.71	22.11	Inat	40812283	https://www.inaturalist.org/observations/40812283	Sancti Spíritus
88	-79.57	21.86	Inat	11317024	https://www.inaturalist.org/observations/11317024	Sancti Spíritus
89	-79.45	21.97	Inat	15609534	https://www.inaturalist.org/observations/15609534	Sancti Spíritus
90	-79.43	21.93	Inat	7390038	https://www.inaturalist.org/observations/7390038	Sancti Spíritus
91	-79.41	21.74	CAS	CAS:SUR:14601	-	Pinar del Río, San Andres
92	-79.33	21.98	MCZ	MCZ:Herp:R-57175	-	Signaney
93	-79.16	21.95	Inat	133538319	https://www.inaturalist.org/observations/133538319	Sancti Spíritus
94	-79.03	21.63	YPM	YPM HERR 001283	-	Palmarito
95	-78.76	21.88	Inat	8790502	https://www.inaturalist.org/observations/8790502	Ciego de Ávila
96	-78.56	22.10	Inat	21763500	https://www.inaturalist.org/observations/21763500	Ciego de Ávila
97	-78.51	22.52	Inat	67187880	https://www.inaturalist.org/observations/67187880	Ciego de Ávila
98	-78.45	22.53	Inat	109569334	https://www.inaturalist.org/observations/109569334	Ciego de Ávila
99	-78.41	22.51	Inat	1821797	http://Inaturalist.ca/observations/1821797	Ciego de Ávila
100	-78.36	22.54	Inat	36080197	https://www.inaturalist.org/observations/36080197	Ciego de Ávila
101	-78.35	22.53	Inat	21978943	https://www.inaturalist.org/observations/21978943	Ciego de Ávila
102	-78.23	22.12	Inat	111938840	https://www.inaturalist.org/observations/111938840	Ciego de Ávila
103	-78.09	21.38	MCZ	MCZ:Herp:R-68031	-	Camagüey
104	-78.02	21.29	MCZ	MCZ:Herp:R-60940	-	Camagüey
105	-78.00	21.38	MCZ	MCZ:Herp:R-60974	-	Camagüey
106	-77.93	21.45	Inat	45947613	https://www.inaturalist.org/observations/45947613	Camagüey
107	-77.92	21.36	Inat	46142355	https://www.inaturalist.org/observations/46142355	Camagüey

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
108	-77.92	21.37	Inat	20348713	https://www.inaturalist.org/observations/20348713	Camagüey
109	-77.92	21.38	Inat	7303761	https://www.inaturalist.org/observations/7303761	Camagüey
110	-77.91	21.68	MCZ	MCZ:Herp:R-60950	-	Camagüey
111	-77.91	21.39	MCZ	MCZ:Herp:R-7444	-	Camagüey, Puerto Principe
112	-77.89	21.64	MCZ	MCZ:Herp:R-60942	-	Camagüey
113	-77.85	21.41	Inat	10368209	https://www.inaturalist.org/observations/10368209	Camagüey
114	-77.66	19.93	USNM	USNM 138128	http://n2t.net/ark:/65665/3c4fabf66-df8c-4a40-8321-e855e2ef8c67	Oriente, Jucaral
115	-77.05	20.37	MCZ	MCZ:Herp:R-8505	-	Granma
116	-76.95	20.16	Inat	7330993	https://www.inaturalist.org/observations/7330993	Granma
117	-76.94	20.95	Inat	7331202	https://www.inaturalist.org/observations/7331202	Las Tunas
118	-76.83	19.98	MCZ	MCZ:Herp:R-42482	-	Oriente
119	-76.76	19.94	Inat	57570376	https://www.inaturalist.org/observations/57570376	Santiago de Cuba
120	-76.77	19.98	Inat	57022762	https://www.inaturalist.org/observations/57022762	Santiago de Cuba
121	-76.76	19.95		MSB:Herp:79013	http://arctos.database.museum/guid/MSB:Herp:79013?seid=4536474	Santiago de Cuba
122	-76.76	19.98	Inat	57073572	https://www.inaturalist.org/observations/57073572	Santiago de Cuba
123	-76.75	20.15	MCZ	MCZ:Herp:R-60949	-	Granma
124	-76.43	21.26	Inat	71836461	https://www.inaturalist.org/observations/71836461	Las Tunas
125	-76.32	19.97	Inat	109592824	https://www.inaturalist.org/observations/109592824	Santiago de Cuba
126	-76.41	19.98	USNM	USNM 220637	http://n2t.net/ark:/65665/381a8fa00-af80-483f-9361-f9177f9f6756	Oriente
127	-76.27	20.90	Inat	142201933	https://www.inaturalist.org/observations/142201933	Holguín
128	-76.23	20.87	Inat	142202005	https://www.inaturalist.org/observations/142202005	Holguín
129	-76.08	19.99	Inat	39844610	https://www.inaturalist.org/observations/39844610	Santiago de Cuba
130	-76.00	21.09	Inat	7445035	https://www.inaturalist.org/observations/7445035	Holguín
131	-75.98	20.02	Inat	66758962	https://www.inaturalist.org/observations/66758962	Santiago de Cuba
132	-75.98	19.98	Inat	39230029	https://www.inaturalist.org/observations/39230029	Santiago de Cuba
133	-75.96	20.02	Inat	68731659	https://www.inaturalist.org/observations/68731659	Santiago de Cuba
134	-75.93	21.09	Inat	69993545	https://www.inaturalist.org/observations/69993545	Holguín
135	-75.93	19.98	Inat	49094223	https://www.inaturalist.org/observations/49094223	Santiago de Cuba
136	-75.92	21.08	Inat	35117865	https://www.inaturalist.org/observations/35117865	Holguín
137	-75.93	21.10	Inat	35117865	https://www.inaturalist.org/observations/35117865	Holguín
138	-75.86	21.10	Inat	101499802	https://www.inaturalist.org/observations/101499802	Holguín
139	-75.86	21.11	Inat	101501517	https://www.inaturalist.org/observations/101501517	Holguín
140	-75.83	19.97	Inat	49885621	https://www.inaturalist.org/observations/49885621	Santiago de Cuba
141	-75.83	20.02	NCSM	98309	-	Santiago de Cuba
142	-75.82	20.02	Inat	29946214	https://www.inaturalist.org/observations/29946214	Santiago de Cuba
143	-75.82	20.03	CAS	CAS:SUR:7915	-	Santiago de Cuba
144	-75.82	19.97	Inat	69732331	https://www.inaturalist.org/observations/69732331	Santiago de Cuba
145	-75.81	20.02	Inat	27926707	https://www.inaturalist.org/observations/27926707	Santiago de Cuba
146	-75.81	19.97	Inat	46868844	https://www.inaturalist.org/observations/46868844	Santiago de Cuba

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
147	-75.81	19.98	Inat	49122205	https://www.inaturalist.org/observations/49122205	Santiago de Cuba
148	-75.81	20.07	NCSM	98308	-	Santiago de Cuba
149	-75.81	20.02	Inat	22682239	https://www.inaturalist.org/observations/22682239	Santiago de Cuba
150	-75.81	19.97	Inat	46868844	https://www.inaturalist.org/observations/46868844	Santiago de Cuba
151	-75.81	20.00	Inat	42311536	https://www.inaturalist.org/observations/42311536	Santiago de Cuba
152	-75.81	20.02	Inat	41857108	https://www.inaturalist.org/observations/41857108	Santiago de Cuba
153	-75.81	20.03	Inat	23688474	https://www.inaturalist.org/observations/23688474	Santiago de Cuba
154	-75.80	20.01	Inat	48861283	https://www.inaturalist.org/observations/48861283	Santiago de Cuba
155	-75.79	20.02	Inat	38740941	https://www.inaturalist.org/observations/38740941	Santiago de Cuba
156	-75.78	20.01	Inat	26116530	https://www.inaturalist.org/observations/26116530	Santiago de Cuba
157	-75.77	20.08	Inat	129900820	https://www.inaturalist.org/observations/129900820	Santiago de Cuba
158	-75.74	20.57	Inat	48985941	https://www.inaturalist.org/observations/48985941	Holguín
159	-75.72	20.96	MCZ	MCZ:Herp:R-55637	-	Oriente
160	-75.71	19.96	Inat	34441798	https://www.inaturalist.org/observations/34441798	Santiago de Cuba
161	-75.71	19.960	Inat	116501097	https://www.inaturalist.org/observations/116501097	Santiago de Cuba
162	-75.69	19.94	Inat	60569776	https://www.inaturalist.org/observations/60569776	Santiago de Cuba
163	-75.68	19.95	Inat	34564336	https://www.inaturalist.org/observations/34564336	Santiago de Cuba
164	-75.67	19.94	Inat	40856308	https://www.inaturalist.org/observations/40856308	Santiago de Cuba
165	-75.66	20.02	Inat	51152128	https://www.inaturalist.org/observations/51152128	Santiago de Cuba
166	-75.64	20.01	Inat	38820196	https://www.inaturalist.org/observations/38820196	Santiago de Cuba
167	-75.59	19.98	Inat	55756352	https://www.inaturalist.org/observations/55756352	Santiago de Cuba
168	-75.55	20.43	Inat	26901301	https://www.inaturalist.org/observations/26901301	Santiago de Cuba
169	-75.24	20.58	MCZ	MCZ:Herp:R-60964	-	Oriente, Sagua de Tanamo
170	-75.21	20.15	MCZ	MCZ:Herp:R-69431	-	Guantânamo
171	-75.12	19.93	MCZ	MCZ:Herp:R-141417	-	Guantânamo
172	-75.12	19.92	USNM	USNM:Herp:317842	-	Guantânamo
173	-75.12	19.94	USNM	USNM 315952	http://n2t.net/ark:/65665/32a08bb97-9cea-4ade-b6e5-7f1ff87a1a0b	Guantânamo
174	-75.11	19.92	MCZ	MCZ:Herp:R-189909	-	Guantânamo
175	-75.11	19.91	USNM	USNM 59169	http://n2t.net/ark:/65665/377e45302-7eb3-4edd-a4a6-d421e46fe144	Guantânamo
176	-75.11	19.93	MCZ	MCZ:Herp:R-189908	-	Guantânamo
177	-75.10	20.63	MCZ	MCZ:Herp:R-60972	-	Oriente, Cananova
178	-74.94	20.66	USNM	USNM 80407	http://n2t.net/ark:/65665/3ef2e8d69-d763-4940-a6cb-b382f5ba9798	Oriente, Port Moa
179	-74.88	20.60	MCZ	MCZ:Herp:R-60973	-	Oriente, Port Moa
180	-74.87	20.03	USNM	USNM 220717	http://n2t.net/ark:/65665/33b239a5c-e70d-44d8-abee-d1917a0968c2	Oriente
181	-74.84	20.46	Inat	5144923	https://www.inaturalist.org/observations/5144923	Holguín
182	-74.68	20.15	MCZ	MCZ:Herp:R-42500	-	Província de Guantânamo
183	-74.68	20.51	Inat	32704507	https://www.inaturalist.org/observations/32704507	Guantânamo
184	-74.57	20.45	Inat	32492014	https://www.inaturalist.org/observations/32492014	Guantânamo

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
185	-74.57	20.35	Inat	89522846	https://www.inaturalist.org/observations/89522846	Guantânamo
186	-74.50	20.35	KU	55149	-	Guantânamo
187	-74.50	20.30	USNM	USNM 220718	http://n2t.net/ark:/65665/3f45eac9b-030b-430b-ad3f-d0722455abdf	Oriente
188	-74.46	20.20	Inat	130030121	https://www.inaturalist.org/observations/130030121	Guantânamo
189	-74.46	20.27	Inat	34261446	https://www.inaturalist.org/observations/34261446	Guantânamo
190	-74.30	20.30	USNM	USNM 36829	http://n2t.net/ark:/65665/3a51bcd52-76e5-440a-8f85-e404a48fa8d9	Guantânamo
191	-74.28	20.14	MCZ	MCZ:Herp:R-42534	-	Guantânamo
192	-74.15	20.25	Inat	34571972	https://www.inaturalist.org/observations/34571972	Guantânamo

Legenda: Nº - Número do registro de ocorrência, Long – Longitude, Lat – Latitude, Fonte: Inat – Base de Dados Inaturalist, Museum: CAS – California Academy Sciences, KU – KU Biodiversity Institute and Natural History Museum (University of Kansas), LACM – Natural History Museum of Los Angeles County, MCZ – Museum of Comparative Zoology (Harvard University), NCSM – North Carolina Museum of Natural Sciences, USNM – Smithsonian National Museum of Natural History, MSB – Museum of Southern Biology (The University of New Mexico), Id/voucher – Identificação do registro na fonte ou voucher de depósito.

Tabela S2. Localização georreferenciada dos registros de ocorrência de *Anolis porcatus* no Brasil, América do Sul e as respectivas fontes. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84.

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
1	-46.39	-23.90	Comum. Pess.	-	-	Cubatão
2	-46.39	-23.960	Comum. Pess.	-	-	São Vicente
3	-46.36	-23.93	MTR	MTR33487	-	Santos
4	-46.27	-23.95	Comum. Pess.	-	-	Guarujá
5	-46.29	-23.99	Inat	61254099	https://www.inaturalist.org/observations/61254099	Guarujá
6	-46.30	-23.98	Inat	59796379	https://www.inaturalist.org/observations/59796379	Santos
7	-46.30	-23,94	Comum. Pess.	-	-	Guarujá
8	-46.32	-23.94	Inat	105640094	https://www.inaturalist.org/observations/105640094	Santos
9	-46.33	-23.95	Inat	143358944	https://www.inaturalist.org/observations/143358944	Santos
10	-46.36	-23.93	MTR	MTR33493	-	Santos
11	-46.36	-23.93	MTR	MTR33488	-	Santos
12	-46.36	-23.93	MTR	MTR33489	-	Santos
13	-46.37	-23.93	Inat	110712735	https://www.inaturalist.org/observations/110712735	Santos
14	-46.37	-23.95	Inat	34496203	https://www.inaturalist.org/observations/34496203	São Vicente
15	-46.39	-23.97	Inat	141370016	https://www.inaturalist.org/observations/141370016	São Vicente
16	-46.39	-23.97	Inat	34496203	https://www.inaturalist.org/observations/34496203	São Vicente
17	-46.39	-23.97	Inat	34496203	https://www.inaturalist.org/observations/34496203	São Vicente
18	-46.43	-24.00	Inat	103919492	https://www.inaturalist.org/observations/103919492	Praia Grande

Legenda: Nº - Número do registro de ocorrência, Long – Longitude, Lat – Latitude, Fonte: Inat – Base de Dados Inaturalist, Id/voucher – Identificação do registro na fonte ou voucher de depósito. Comum. Pess – Comunicação pessoal, registros confirmados por fotografia. MTR - Laboratório de Herpetologia, Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (USP).

Tabela S3 – Localização georreferenciada dos registros de ocorrência de *Eleutherodactylus johnstonei* nas Pequenas Antilhas, América Central e Caribe. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
1	-62.73	17.29	MCZ	MCZ:Herp:A-115255	-	São Cristóvão e Névis
2	-62.16	17.13	Inat	117432810	https://www.inaturalist.org/observations/117432810	São Cristóvão e Névis
3	-61.71	16.01	CMNAR	CMNAR 35055	-	Guadalupe
4	-61.33	15.32	Inat	19084410	https://www.inaturalist.org/observations/19084410	Dominica
5	-61.20	13.13	Inat	4958417	https://www.inaturalist.org/observations/4958417	São Vicente e Granadinas
6	-61.01	14.65	Inat	27135332	https://www.inaturalist.org/observations/27135332	Martinica
7	-60.74	14.05	Inat	141500841	https://www.inaturalist.org/observations/141500841	Santa Lúcia
8	-60.9	13.90	Inat	9310620	https://www.inaturalist.org/observations/9310620	Santa Lúcia
9	-59.6	13.17	CMNAR	CMNAR 31431	-	Barbados
10	-59.60	13.09	Inat	23479261	https://www.inaturalist.org/observations/23479261	Barbados
11	-59.56	13.06	USNM	USNM 236419	-	Barbados
12	-59.52	13.10	USNM	USNM 236421	-	Barbados
13	-59.64	13.24	USNM	USNM 236151	-	Barbados
14	-59.64	13.27	USNM	USNM 236145	-	Barbados
15	-60.85	14.44	Inat	65577921	https://www.inaturalist.org/observations/65577921	Martinica
16	-60.86	14.48	MCZ	MCZ:Herp:A-43180	-	Martinica
17	-60.86	14.54	Inat	9444302	https://www.inaturalist.org/observations/9444302	Martinica
18	-60.86	14.43	MCZ	MCZ:Herp:A-43184	-	Martinica
19	-60.87	14.43	MZV	MVZ:Herp:291854	http://arctos.database.museum/guid/MVZ:Herp:291854?seid=4304039	Martinica
20	-60.87	14.44	Inat	9444296	https://www.inaturalist.org/observations/9444296	Martinica
21	-60.88	14.77	MZV	MVZ:Herp:191764	http://arctos.database.museum/guid/MVZ:Herp:191764?seid=1816733	Martinica
22	-60.88	14.44	Inat	140039814	https://www.inaturalist.org/observations/140039814	Martinica
23	-60.88	14.43	MZV	MVZ:Herp:291856	-	Martinica
24	-60.91	14.69	Inat	34889659	https://www.inaturalist.org/observations/34889659	Martinica
25	-60.91	14.61	Inat	111864939	https://www.inaturalist.org/observations/111864939	Martinica
26	-60.92	14.56	USNM	283025	-	Martinica
27	-60.95	14.74	Inat	9511960	https://www.inaturalist.org/observations/9511960	Martinica
28	-61.08	14.49	Inat	141443857	https://www.inaturalist.org/observations/141443857	Martinica
29	-61.1	14.61	Inat	9549867	https://www.inaturalist.org/observations/9549867	Martinica
30	-61.12	14.77	Inat	19725007	https://www.inaturalist.org/observations/19725007	Martinica
31	-61.14	14.7	Inat	37959000	https://www.inaturalist.org/observations/37959000	Martinica
32	-61.15	14.86	-	2023-03-07T15:11:43.596Z	-	Martinica
33	-61.16	14.71	Inat	4958830	https://www.inaturalist.org/observations/4958830	Martinica
34	-61.17	13.33	Inat	42925100	https://www.inaturalist.org/observations/42925100	São Vicente e Granadinas
35	-61.22	13.25	Inat	149347851	https://www.inaturalist.org/observations/149347851	São Vicente e Granadinas
36	-61.22	13.23	Inat	48564015	https://www.inaturalist.org/observations/48564015	São Vicente e Granadinas
37	-61.26	15.27	Inat	10092352	https://www.inaturalist.org/observations/10092352	Dominica

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
38	-61.28	16.27	Inat	10557363	https://www.inaturalist.org/observations/10557363	Guadalupe
39	-61.49	16.21	Inat	9662574	https://www.inaturalist.org/observations/9662574	Guadalupe
40	-61.53	16.22	Inat	9662569	https://www.inaturalist.org/observations/9662569	Guadalupe
41	-61.54	16.24	Inat	9756773	https://www.inaturalist.org/observations/9756773	Guadalupe
42	-61.61	12.22	Inat	33984696	https://www.inaturalist.org/observations/33984696	Granada
43	-61.62	12.15	Inat	18974422	https://www.inaturalist.org/observations/18974422	Granada
44	-61.64	16.2	MSB	Herp:28032	http://arctos.database.museum/guid/MSB:Herp:28032?seid=4439222	Guadalupe
45	-61.69	16.03	Inat	7555639	https://www.inaturalist.org/observations/7555639	Guadalupe
46	-61.70	16.02	Inat	103748359	https://www.inaturalist.org/observations/103748359	Guadalupe
47	-61.76	17.66	CMNAR	35052	-	Barbuda
48	-61.77	17.01	MCZ	A-31570	-	Antigua
49	-61.77	16.35	Inat	143631480	https://www.inaturalist.org/observations/117432810	Guadalupe
50	-61.78	17.66	Inat	37229674	https://www.inaturalist.org/observations/37229674	Barbuda
51	-61.79	17.04	Inat	106762208	https://www.inaturalist.org/observations/106762208	Antigua
52	-61.83	17.64	Inat	113375077	https://www.inaturalist.org/observations/113375077	Barbuda
53	-62.18	16.78	Inat	133991459	https://www.inaturalist.org/observations/133991459	Montserrat
54	-62.2	16.73	USNM	USNM 236319		Montserrat
55	-62.96	17.48	CAS	39459	-	São Cristóvão e Névis
56	-63.23	17.63	USNM	314776	-	São Cristóvão e Névis
57	-63.23	17.62	MCZ	A-43143	-	São Cristóvão e Névis
58	-63.25	17.63	KU	312672	-	São Cristóvão e Névis

Legenda: Nº - Número do registro de ocorrência, Long – Longitude, Lat – Latitude, Fonte: Inat – Base de Dados Inaturalist, Museum: CAS – California Academy Sciences, CMNAR – Canadian Museum of Nature, KU – KU Biodiversity Institute and Natural History Museum (University of Kansas), MCZ – Museum of Comparative Zoology (Harvard University), USNM – Smithsonian National Museum of Natural History. Id/voucher – Identificação do registro na fonte ou voucher de depósito.

Tabela S4 – Localização georreferenciada dos registros de ocorrência (¹) de *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil. Na tabela consta o registro de Paraná e os registros de espécimes depositados em museu ou de registros de vocalização depositada em fonoteca, em São Paulo. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84.

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
1	-48.32	-25.29	Inat	142819324	https://www.inaturalist.org/observations/142819324	Paraná
2	-46.68	-23.63	CFBH	CFBHT16943	-	Brooklin - São Paulo
3	-46.68	-23.63	CFBH	CFBHT15415	-	Brooklin - São Paulo
4	-46.68	-23.63	CFBH	CFBHT16944	-	Brooklin - São Paulo
5	-46.68	-23.63	CFB	CFBHT16564	-	Brooklin - São Paulo
6	-46.68	-23.63	CFBH	CFBHT15416	-	Brooklin - São Paulo
7	-46.68	-23.63	CFBH	CFBHT16565	-	Brooklin - São Paulo
8	-46.68	-23.634	FNJV	FNJV 37442	-	Brooklin - São Paulo
9	-46.6816	-23.634	FNJV	FNJV 37443	-	Brooklin - São Paulo

Nº	Long	Lat	Fonte	Id/Voucher	Link	Localização
10	-46.680	-23.637	FNJV	FNJV 37441	-	Brooklin - São Paulo
11	-46.6815	-23.634	FNJV	FNJV 36458	-	Brooklin - São Paulo

Legenda: (1) Os demais registros de ocorrência constam no endereço <https://doi.org/10.15468/dlumnenf>. Nº - Número do registro de ocorrência, Long - Longitude, Lat - Latitude, Fonte: Inat - Base de Dados Inaturalist, CFBHT - Coleção Célio F. B. Haddad (UNESP Campus Rio Claro), FNJV - Fonoteca Neotropical Jacques Viellard (Instituto de Biociências, UNICAMP). Id/voucher - Identificação do registro na fonte ou voucher de depósito.

Tabelas

Tabela 1. Variáveis bioclimáticas, com resolução da grade espacial de aproximadamente 1km (Chelsa 2022).

Sigla	Variável Bioclimática	Unidade
BIO01	Temperatura média anual	°C
BIO02	Varição da média diurna (média por mês (temp. máx. – temp. min.))	°C
BIO03	Isotermalidade (BIO02/BIO07) (* 100)	°C
BIO04	Sazonalidade da temperatura (desvio padrão *100)	°C/100
BIO05	Temperatura máxima do mês mais quente	°C
BIO06	Temperatura mínima do mês mais frio	°C
BIO07	Varição da temperatura anual (BIO5-BIO6)	°C
BIO08	Temperatura média do trimestre mais chuvoso	°C
BIO09	Temperatura média do trimestre mais seco	°C
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente	°C
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio	°C
BIO12	Precipitação anual	kg m-2
BIO13	Precipitação do mês mais chuvoso	kg m-2
BIO14	Precipitação do mês mais seco	kg m-2
BIO15	Temperatura média do trimestre mais seco	kg m-2
BIO16	Precipitação do trimestre mais chuvoso	kg m-2
BIO17	Precipitação do trimestre mais seco	kg m-2
BIO18	Precipitação do trimestre mais quente	kg m-2
BIO19	Precipitação do trimestre mais frio	kg m-2

Tabela 2. Variáveis bioclimáticas utilizadas e as respectivas contribuições, em porcentagem (%), para o modelo de distribuição de espécies (SDM) do *Anolis porcatus* no Brasil.

Variável	Definição	Unidade	Contribuição (%)
Bio07	Variação da temperatura anual (Temperatura máxima do mês mais quente - Temperatura mínima do mês mais frio)	°C	33.7
Bio03	Isotermalidade (Variação da média diurna/ Variação da temperatura anual)	°C	24.1
Bio09	Temperatura máxima do mês mais quente	°C	22
Bio15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	kg m-2	20.1

Tabela 3. Variáveis bioclimáticas utilizadas e as respectivas contribuições, em porcentagem (%), para o modelo de distribuição de espécies (SDM) *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil.

Variável	Definição	Unidade	Contribuição (%)
Bio12	Precipitação anual	°C	44.1
Bio07	Variação da temperatura anual (Temperatura máxima do mês mais quente - Temperatura mínima do mês mais frio)	°C	22.9
Bio02	Variação da média diurna (média por mês (temp. máx. – temp. min.))	°C	20.3
Bio09	Temperatura média do trimestre mais seco	°C	8.6
Bio15	Sazonalidade da precipitação (coeficiente de variação)	kg m-2	4.1

Figuras

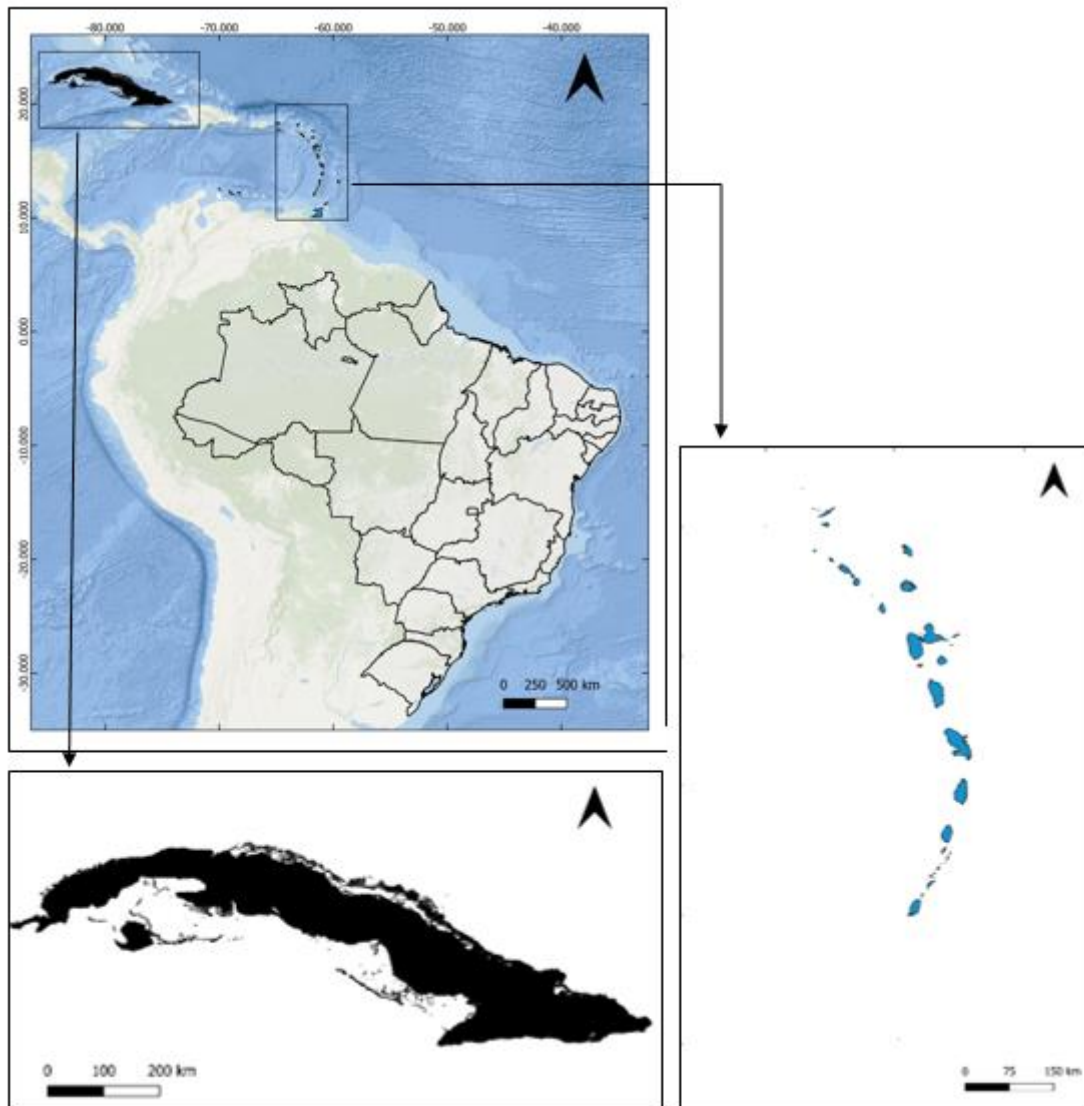


Figura 1. Área de estudo. Ilha de Cuba (à esquerda), país de origem do *Anolis porcatus*, Ilhas Pequenas Antilhas (à direita), países de origem do *Eleutherodactylus johnstonei* e o Brasil (acima), país onde as duas espécies foram introduzidas.

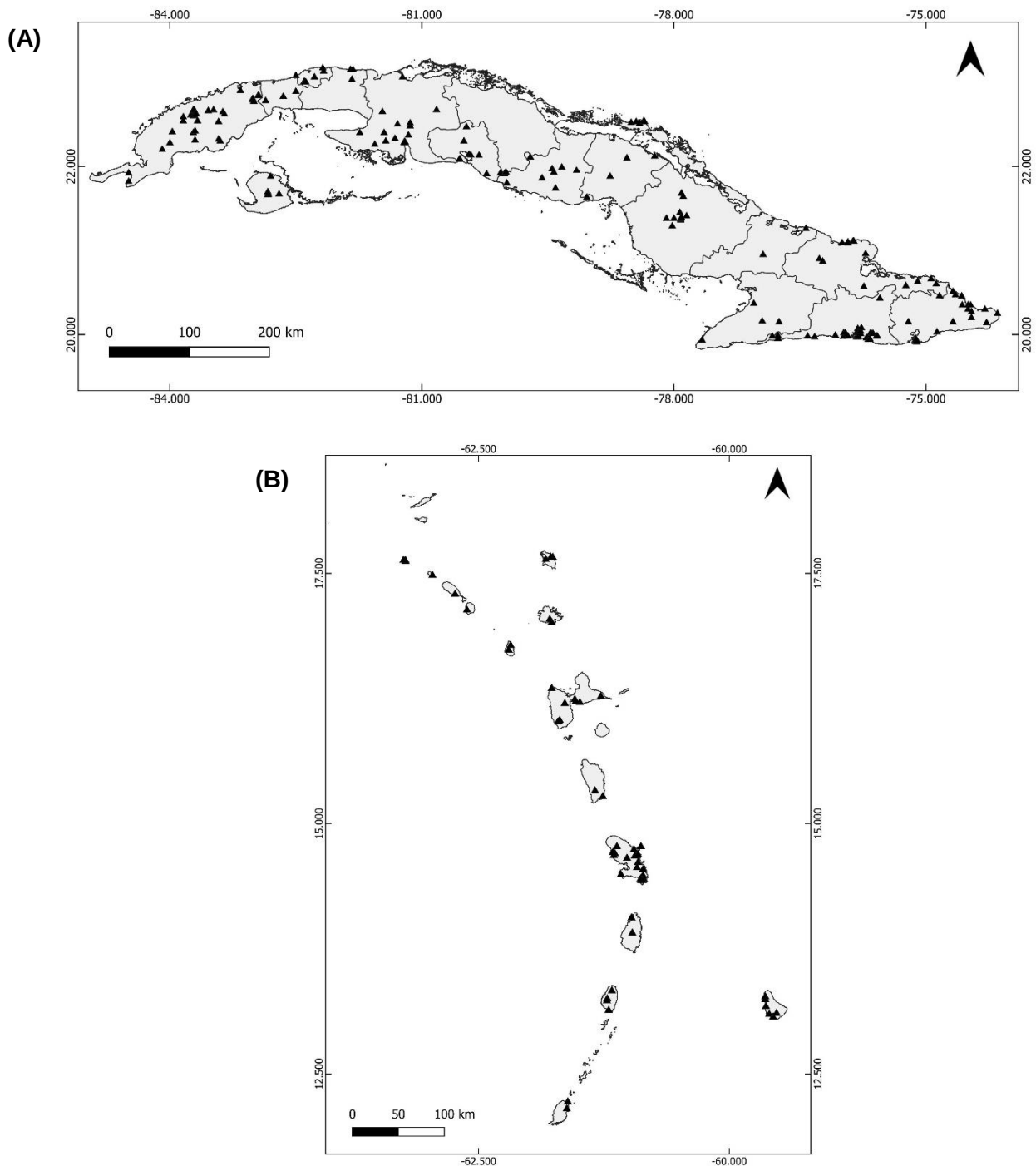


Figura 2. (A) Registros de *Anolis porcatus* em Cuba, utilizados no modelo de distribuição de espécies (SDM). (B) Registros de *Eleutherodactylus johnstonei* nas ilhas Pequenas Antilhas, utilizados no SDM.

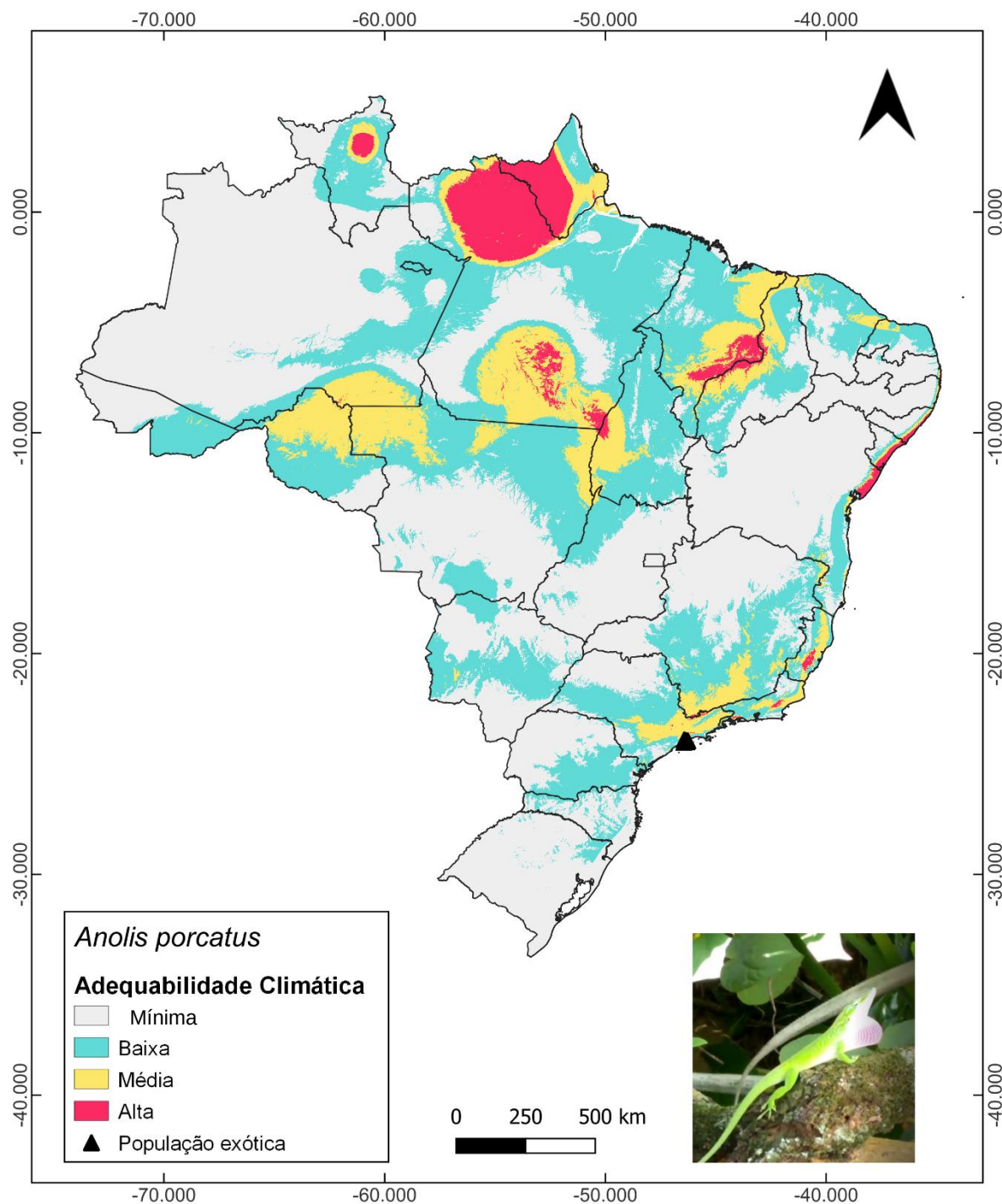


Figura 3. Mapa das áreas de adequabilidade climática do *Anolis porcatius* no Brasil obtidas a partir do Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) realizado com o Maxent. O modelo logístico resultou nos valores de adequabilidade de 0,0004 a 0,9298. As áreas foram classificadas em adequabilidade “mínima” (0 – 0,12), “baixa” (0,12 – 0,38), “média” (0,38 – 0,64) e “alta” (0,64 – 0,93). Foto: *Anolis porcatius*; fonte: Aline Silveira (2021).

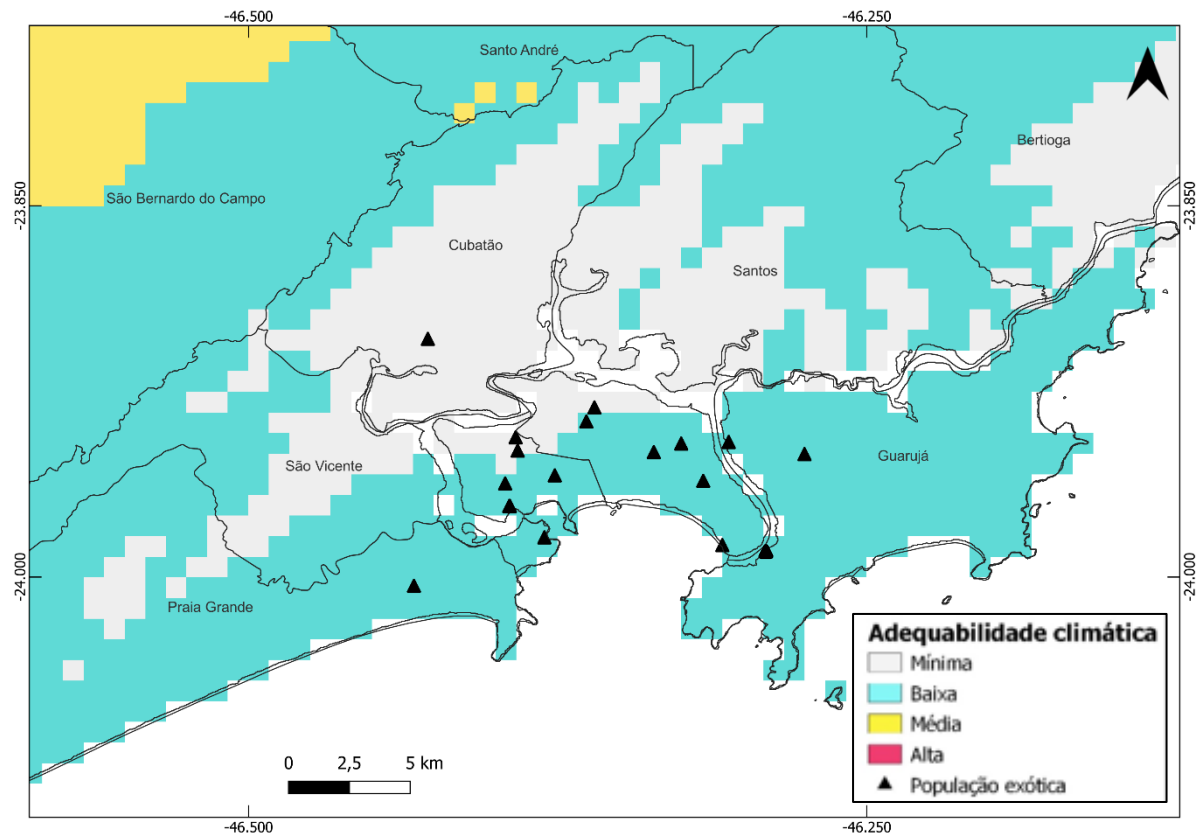


Figura 4. Detalhe da região de ocorrência da população exótica do *Anolis porcatius* na Baixada Santista, SP, Brasil. No mapa constam as áreas de adequabilidade climática obtidas com o modelo de distribuição de espécies. O modelo logístico resultou nos valores de adequabilidade de 0,0004 a 0,9298. As áreas foram classificadas em adequabilidade “mínima” (0 – 0,12), “baixa” (0,12 – 0,38), “média” (0,38 – 0,64) e “alta” (0,64 – 0,93).

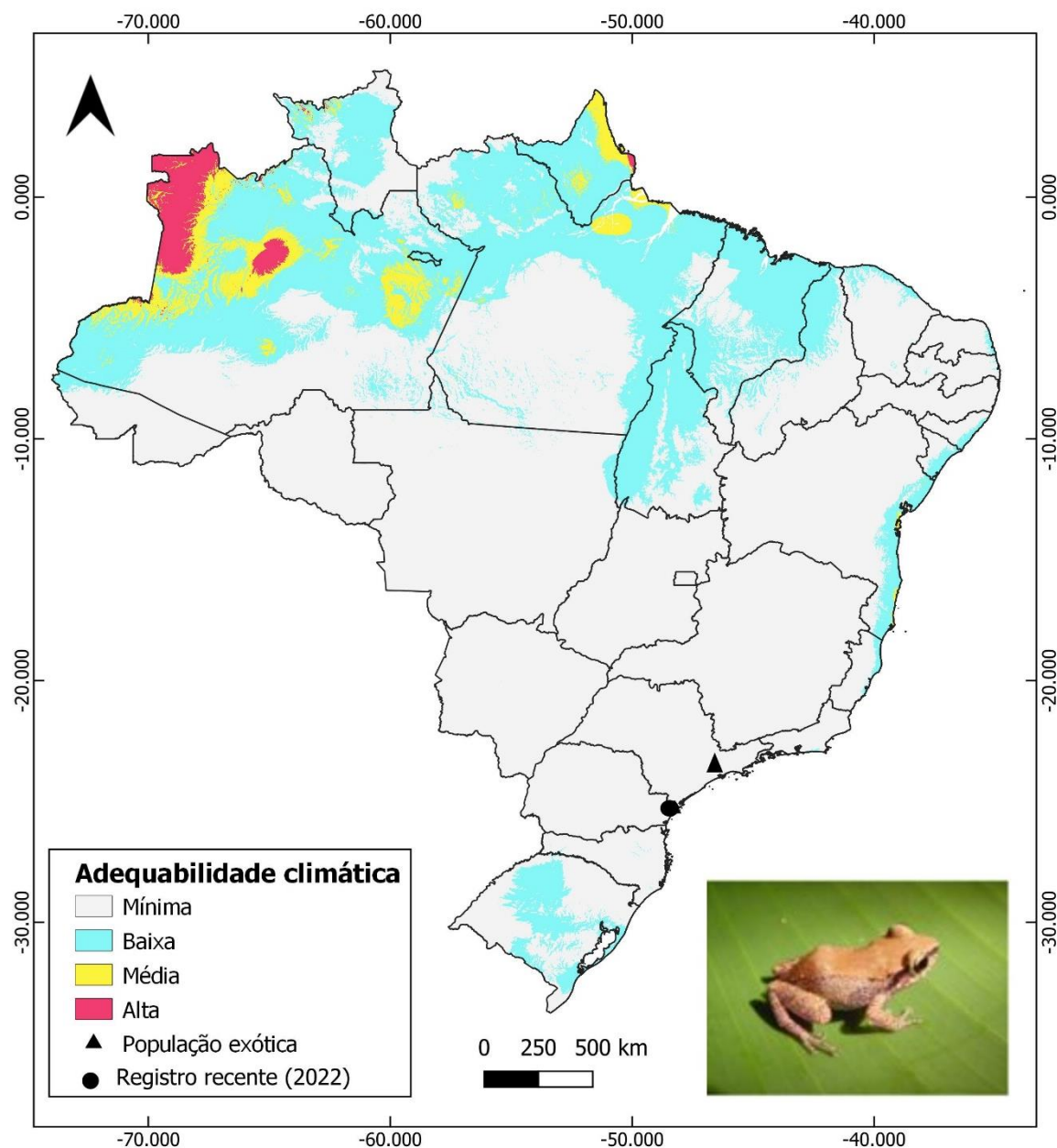


Figura 5. Mapa das áreas de adequabilidade climática do *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil obtidas a partir do Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) realizado com o Maxent. O modelo logístico resultou nos valores de adequabilidade de 0,002 a 0,348. As áreas foram classificadas em adequabilidade “mínima” (0 – 0,09), “baixa” (0,09 – 0,18), “média” (0,18 – 0,26) e “alta” (0,26 – 0,35). Foto: *Eleutherodactylus johnstonei*; fonte: Amphibiaweb; Kraus (2001).

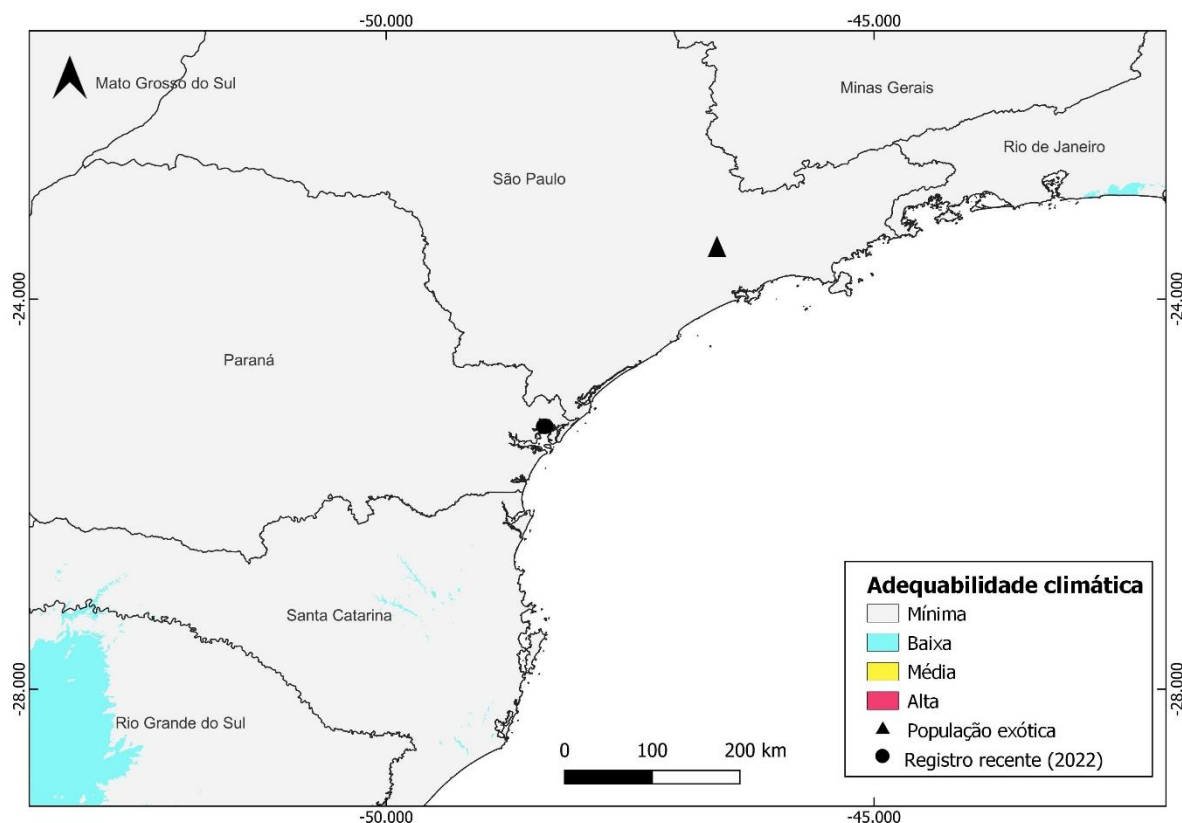


Figura 6. Distribuição dos pontos de ocorrência da população exótica do *Eleutherodactylus johnstonei* em São Paulo e onde houve um registro em 2022, em Guaraqueçaba, no Paraná. No mapa consta a adequabilidade climática atual obtida com o modelo Maxent. O modelo logístico resultou nos valores de adequabilidade de 0,002 a 0,348. As áreas foram classificadas em adequabilidade “mínima” (0 – 0,09), “baixa” (0,09 – 0,18), “média” (0,18 – 0,26) e “alta” (0,26 – 0,35).

Capítulo 2: Áreas de endemismo das espécies nativas e a áreas de potencial distribuição das espécies introduzidas *Anolis porcatus* e *Eleutherodactylus johnstonei*

Resumo

Espécies exóticas, ao colonizarem as áreas receptoras nas quais são introduzidas, são passíveis de estabelecerem interações biológicas com as espécies nativas, podendo ocorrer entre elas competição por recursos alimentares e habitats por exemplo, o que prejudica as atividades dessas espécies nativas e pode ocasionar impactos para o ecossistema local no geral. No presente estudo, com o objetivo de compreender os locais mais passíveis de haver interferência de espécies introduzidas sobre as nativas e quais seriam essas espécies, nós buscamos conhecer os padrões biogeográficos de distribuição de espécies nativas do Brasil que são próximas filogeneticamente de *Anolis porcatus* e *Eleutherodactylus johnstonei*, uma vez que a proximidade filogenética geralmente resulta em semelhanças ecológicas. Para isso, foi realizada uma Análise de Endemicidade (EA) com as espécies nativas filogeneticamente próximas a essas espécies introduzidas com a utilização de quadrículas de diferentes tamanhos (1°x1°, 2°x2° e 5°x5°). Ainda, para verificar se as áreas de endemismo estão localizadas em áreas de adequabilidade climática, foi utilizado o Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) com o algoritmo Maxent. As análises de endemicidade identificaram três áreas de endemismo na região costeira do Sudeste para espécies próximas de *A. porcatus* para as três quadrículas utilizadas, formadas por duas espécies de distribuição restrita *Dactyloa pseudotigrina* e *D. nasofrontalis*, tidas como endêmicas e ameaçadas de extinção. A análise de endemicidade realizada com a quadrícula 5°x5° também identificou uma área de endemismo nas regiões Norte e Centro-Oeste para as espécies nativas próximas filogeneticamente de *A. porcatus*. A análise de endemicidade com espécies nativas próximas filogeneticamente de *E. johnstonei* detectou apenas uma área de endemismo com a quadrícula de 5°x5°, localizada na região Sudeste. Quanto às áreas de adequabilidade climática, observamos que as áreas de endemismo detectadas correspondem à áreas de mínima a alta adequabilidade climática, e especialmente no SDM de *A. porcatus* as áreas de endemismo nas regiões Norte e Centro-Oeste e a área da região Sudeste correspondem à áreas de média e alta adequabilidade climática, sugerindo que essa espécies introduzidas tendem a ter sucesso na colonização e disseminação nessas regiões, além de uma maior interação com as espécies nativas relacionadas. Os resultados apontam áreas que devem ser tidas como foco para verificar futuras sobreposições de nicho espacial entre as espécies nativas e as espécies introduzidas objetos desse estudo. Como perspectiva futura, a fim de amplificar o conhecimento dos padrões biogeográficos de distribuição das espécies com as quais as espécies introduzidas podem se relacionar, sugerimos a realização da análise de áreas de endemismo com espécies que tenham similaridade funcional com as espécies introduzidas, mesmo que não haja relação filogenética entre elas. Ainda, a realização de análise de sobreposição de nicho também pode fornecer informações relevantes quanto às possíveis interações das espécies exóticas com as nativas.

1. Introdução

Um dos filtros ecológicos que uma espécie introduzida deve passar é o filtro biológico, que corresponde às interações biológicas presentes no hábitat receptor que influenciam no seu estabelecimento (Richardson et al. 2011), e que por outro lado, dependendo de como ocorrem, tendem a ser o ponto de partida para gerar impactos de espécies introduzidas sobre as espécies nativas e ao ecossistema receptor, o que pode levar a uma perda de biodiversidade nessas áreas de introdução (Blackburn et al. 2014).

As interações biológicas como competição por espaço e alimento, por exemplo, ocorrem com espécies que compartilham dos mesmos requerimentos ambientais, o que tende a ocorrer com espécies filogeneticamente próximas (Pianka, 1973). Isso é explicado pelo conservadorismo de nicho filogenético, fenômeno que indica que espécies relacionadas são mais semelhantes ecologicamente do que o esperado com base em relações filogenéticas entre elas (Hutchinson 1965; Wiens e Graham 2012). Essas interações entre as espécies pelos mesmos recursos levam a uma inevitável competição devido à sobreposição do nicho (Losos 1995), que tende a ocorrer entre espécies próximas filogeneticamente. Essas relações se sobressaem frente à comparação com espécies não relacionadas filogeneticamente e tendem a ser relevantes para semelhanças ecológicas (Losos et al. 2003) e, nesse sentido, a ocupação de duas espécies próximas filogeneticamente nas mesmas áreas podem ocorrer em simpatria ou essas podem competir até que uma exclua a outra do espaço.

No caso dos lagartos, por exemplo, diversos fatores determinam a coexistência de diferentes espécies em uma mesma área, a exemplo de diferenças no uso do microhábitat e abundância de alimentos (Colli et al. 1992; Sluys et al. 2004). Já no tocante às espécies invasoras, devido às suas características generalistas e de adaptabilidade a condições ambientais diferentes daquelas originais de sua área nativa, a coexistência entre duas espécies próximas filogeneticamente tende a ser menos esperada. Essa relação de competição é comprovada pelo número de espécies invasoras que impactam espécies nativas próximas filogeneticamente por utilizarem o mesmo nicho.

Um exemplo disso é o anole marrom *Norops sagrei*, que compete com sucesso com o anole verde nativo *Anolis carolinensis* e com seus congêneres introduzidos (Greene et al. 2002; Wardle 2002). Foi observado que, sem o anole marrom, o anole verde nativo ocupa poleiros do chão até a copa, mas a presença do anole marrom faz com que o anole verde se mova mais alto, ocupando troncos e copas das árvores, enquanto *N. sagrei* se prevalece da maioria do espaço arbóreo (Campbell 2002). Posteriormente, foi constatado que essa competição espacial pelo

hábitat e essa pressão de *N. sagrei* sobre *A. carolinensis* levou a mudanças morfológicas na espécie nativa para que essa se adaptasse ao novo nicho (Stuart et al. 2014).

Considerando as possíveis interações biológicas entre as espécies introduzidas e as espécies nativas resultantes da sobreposição de nicho, espera-se que o conhecimento do padrão de distribuição de espécies nativas da área receptora possa auxiliar na identificação de locais relevantes para ocorrência de possíveis interações dessas espécies nativas com uma espécie introduzida. Nesse contexto, as unidades biogeográficas denominadas “áreas de endemismo” se constituem importantes para a compreensão da história das biotas regionais modernas (da Silva e Garda 2011).

Uma área de endemismo é uma área de distribuição congruente não aleatória entre diferentes táxons (Morrone 1994) e tem como princípio que a faixa de distribuição de um táxon é determinada por fatores históricos e atuais, e se eles afetam (ou afetaram) de maneira semelhante diferentes grupos taxonômicos (Szumik et al. 2002). Áreas de endemismo também são definidas como espaços geográficos determinados pela congruência nas distribuições de duas ou mais espécies que não ocorrem em nenhum outro lugar (Morrone 1994; Szumik et al. 2002, da Silva e Garda 2011).

Nesse sentido, o presente estudo teve o objetivo de conhecer as áreas mais passíveis de interações entre as espécies introduzidas *Anolis porcatius*, nativa da ilha de Cuba, e *Eleutherodactylus johnstonei*, nativa das ilhas Pequenas Antilhas, ambas da América Central e as espécies nativas estreitamente relacionadas com elas. Para isso buscamos identificar as unidades biogeográficas, denominadas áreas de endemismo, formadas pelas espécies filogeneticamente próximas das espécies introduzidas *A. porcatius* e *E. johnstonei*, para então verificar se essas áreas estão localizadas em áreas de adequabilidade climática para as respectivas espécies. Espera-se que os resultados deste estudo possam indicar áreas consideradas relevantes para estudos no âmbito de interações entre as espécies introduzidas aqui estudadas com suas espécies nativas relacionadas.

2. Material e Métodos

Nesse capítulo realizamos as Análises de endemidade (EA) e a Modelagem de distribuição de espécies (SDM), cujos resultados foram plotados nos mesmos mapas para verificarmos as possíveis sobreposições das áreas de endemismo e áreas de adequabilidade climática para as espécies introduzidas *A. porcatius* e *E. johnstonei*. A respeito das análises selecionadas, é importante ressaltar que o resultado obtido das Análises de endemidade

pode ser considerado um padrão geográfico inicial, que representa o retrato das relações entre as áreas segundo um determinado conjunto de evidências e táxons utilizados no estudo (DaSilva 2011). Nesse sentido, a utilização da Análise de endemidade teve com objetivo identificar as áreas mais propícias para sobreposição dos nichos espaciais das espécies nativas filogeneticamente próximas a *A. porcatus* e a *E. johnstonei*.

É importante também ressaltar que não são descartadas as possíveis sobreposições entre as espécies introduzidas e espécies nativas que não fizeram parte das áreas de endemismo encontradas, no entanto, neste estudo focamos em encontrar padrões biogeográficos de distribuição obtidos com as análises de endemismo.

O método da Modelagem de distribuição de espécies (SDM) corresponde a metodologia empregada no Capítulo 1, onde consta o método detalhado e que será exposto aqui brevemente.

2.1. Análise de Endemidade (EA)

A identificação das áreas de endemismo foi realizada com o método de Análises de Endemidade (EA), que tem como objetivo determinar padrões geográficos, ou seja, grupos de unidades de área com composição de espécies semelhantes. Essas análises foram realizadas utilizando os programas NDM/VNDM (NDM/VNDM; Goloboff 2005, disponível em <https://www.lillo.org.ar/phylogeny/endemism>). O critério de otimalidade aplicado pelo programa avalia os padrões de distribuição com base no conceito de áreas de endemismo (Szumik et al. 2006, Szumik et al. 2002; Szumik e Goloboff 2004).

Análises de endemidade realizadas com NDM/VNDM resultam em uma alta proporção de padrões de distribuição corretamente identificados, mesmo considerando os “ruídos” (e.g. pontos de distribuição como lacunas, distribuição adjacente que geralmente podem prejudicar as análises). Dentre os mais utilizados tipos de análises que buscam por padrões geográficos de distribuição de espécies, a Análise de Endemidade com NDM/VNDM tem um bom desempenho que é por vezes, superior aos demais (Szumik et al. 2002; Casagrande et al. 2012). A seguir serão detalhados os passos para a realização da análise.

2.1.1. Seleção das espécies e preparação dos dados de ocorrência

A seleção das espécies empregadas nas Análises de endemidade foram realizadas com base nas relações filogenéticas das espécies introduzidas com as espécies nativas do Brasil, escolha que foi sustentada pelo conceito de conservadorismo de nicho filogenético (Harvey e Pagel 1991; Wiens e Graham 2005), considerando que grande

parte das espécies próximas filogeneticamente possuem similaridades funcionais e tendem a ocupar os mesmos nichos, sendo então mais passíveis de interação biológica.

Os conjuntos de espécies empregados para a realização das análises de endemividade foram as espécies pertencentes aos gêneros *Dactyloa* e *Norops* (Costa e Bérnils 2018, Tabela 1), nativas do Brasil e próximas filogeneticamente de *A. porcatus*. Para as espécies relacionadas a *E. johnstonei*, foram utilizadas espécies filogeneticamente mais próximas dessa espécie pertencentes à família Eleutherodactylidae e aos gêneros *Adelophryne* e *Phyzelaphryne* (Segalla et al. 2021, Tabela 2).

Os levantamentos de registros de ocorrência georreferenciados das espécies escolhidas para as análises, listadas na Tabelas 1 (espécies filogeneticamente próximas à *A. porcatus*) e Tabela 2 (espécies filogeneticamente próximas à *E. johnstonei*) foram realizados a partir das bases de dados digitais, "gbif" Global Biodiversity Information Facility, "ecoengine" Berkeley Initiative for Global Change Biology, "Inat" Inaturalist, "vertnet" VertNet, "ebird" eBird, "idigbio" Integrated Digitized Biocollections, "obis", Ocean Biogeographic Information System, "ala" Atlas of Living Australia, e "bison" Biodiversity Information Serving Our Nation, com o pacote 'spocc' versão 1.2.0 (Chamberlain et al., 2021) do Programa R versão 4.1.2. Os registros foram então filtrados com o pacote 'CoordinateCleaner' versão 2.0-20 (Zizka et al, 2021), excluindo possíveis ruídos, tais como, dados duplicados, imprecisos, fora dos ambientes naturais, coordenadas não terrestres, entre outros registros errôneos.

A partir dos dados desses registros, foram preparadas as matrizes para a realização das respectivas análises de endemividade no programa NDM. A matriz das espécies relacionadas a *A. porcatus* foi composta por 332 registros de 18 espécies (Tabela S1, material suplementar), enquanto a matriz das espécies relacionadas a *E. johnstonei* foi composta por 76 registros de 11 espécies (Tabela S2, material suplementar).

2.1.2. Análise de endemividade com os programas NDM/VNDM

O programa NDM/VNDM identifica as áreas de endemismo a partir do cálculo do Índice de Endemividade (IE) de uma espécie, onde a congruência entre uma distribuição de espécies e uma determinada área é medido pelo (IE), que varia de 0 a 1 (Szumik e Goloboff 2004; Szumik et al 2006). O IE é 1 para espécies que estão distribuídas uniformemente na área em estudo e apenas dentro dessa área ("perfeito endemismo"), e diminui para as espécies que estão presentes em outros lugares e /ou mal distribuídas dentro da área. E, para que seja

considerada área de endemismo, o grupo de células que tiverem dois pontos, ou seja, duas ou mais espécies perfeitamente congruentes com o grupo, devem somar dois pontos ($IE > 2$).

Como resultado do critério de busca aplicado por NDM/VNDM, muitas vezes se obtêm áreas que diferem levemente na presença de algumas células ou espécies endêmicas. Em vez de descartar esses resultados, outra possibilidade é sintetizar toda essa informação contida em todas essas áreas “semelhantes” em uma área de consenso (CA). Desse modo, áreas de consenso resumem a informação contida naquelas áreas individuais que compartilham uma porcentagem de espécies endêmicas, facilitando a comparação e avaliação dos resultados. Assim, o consenso aplicado nas nossas análises foi o Consenso “estrito”, definido quando uma área individual formará parte do consenso sempre e quando compartilhar uma certa porcentagem de espécies endêmicas com todas as áreas que compõem esse consenso.

As análises foram realizadas com o gradeamento de $1^\circ \times 1^\circ$ (latitude/longitude), $2^\circ \times 2^\circ$ e $5^\circ \times 5^\circ$. Em geral, o emprego de quadrículas pequenas favorece o reconhecimento de áreas mais detalhadas, no entanto, pode diminuir a probabilidade de simpatria entre as espécies, visto que diminui a descontinuidade espacial dos dados de ocorrência. Em contrapartida, a utilização de quadrículas grandes tende a aumentar artificialmente a congruência de distribuição das espécies, ocultando distribuições disjuntas e o reconhecimento de áreas pequenas (Casagrande et al. 2009). Assim, o uso de diferentes quadrículas permite o reconhecimento de áreas de endemismo com diferentes características (Casagrande et al. 2009; Szumik et al. 2002), além de comparar a acurácia na detecção de padrões de endemismo (Barbo 2012; Bolochio 2019).

Os parâmetros utilizados na busca de áreas de endemismo do programa NDM foram: conjuntos de áreas com pontuação maior que 2 ($IE > 2$) e com duas ou mais espécies endêmicas, usando a opção “*swap two cells at a time*” e repetindo a busca por cinco vezes. Para a configuração de extrapolação da distribuição (*fill options*), que consiste em opções de preenchimento implementadas pelo NDM para amenizar problemas de amostragem, foi utilizada a opção *Radius fill/Radius Assume*, que extrapola a distribuição das espécies para quadrículas adjacentes através de um raio, expresso em porcentagem, elaborado a partir dos pontos de ocorrência. No presente estudo, utilizou-se os valores de “*radius size to fill*” – 75% *width*, 75% *height* e “*radius to fill assume*” 50% *width*, 50% *height*, enquanto o valor de corte para obtenção das áreas de consenso estrito “*consensus areas with cut-off*” foi 65% (Szumik et al. 2002).

2.1.3. Elaboração de mapas

Uma vez identificadas as unidades biogeográficas, os resultados foram gerados na interface gráfica do programa VDNM, e então foram elaborados mapas com essas áreas de endemismo com o software QGis, versão 3.28 Firenze (Qgis Development Team, 2023). Os mapas foram elaborados a partir dos arquivos ‘*shapefiles*’ das áreas de endemismo resultantes da AE realizada pelo NDM e plotados no mapa geográfico do Brasil, onde também foram plotados os pontos de registro de ocorrência das espécies envolvidas nas análises de endemidade.

2.2. Modelo de Distribuição de Espécies (SDM)

Para a obtenção das áreas de adequabilidade climática das espécies introduzidas *Anolis porcatius* e *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil, foi realizado um Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) Maxent no cenário atual, seguindo as etapas de (i) preparação dos dados de ocorrência dessas espécies e (ii) seleção e preparação dos dados bioclimáticos (iii) modelagem de distribuição de espécies (iv) projeção do modelo para a área modelada e (v) avaliação (Kaiser et al. 1997; Dallapicola 2016; Phillips 2017; Negrão e Löwenberg-Neto 2018; Low et al. 2020).

O levantamento de registros de ocorrência georreferenciados de *A. porcatius* e *E. johnstonei* foram realizados a partir da base de dados digitais: "gbif" Global Biodiversity Information Facility, o qual reúne dados de diferentes outras bases de dados (GBIF 2022). Os registros foram filtrados com o QGIS versão 3.28 Firenze (QGIS; https://qgis.org/pt_BR/site), excluindo dados duplicados, imprecisos, fora dos ambientes naturais, coordenadas não terrestres e, ainda, os registros de ocorrência que se sobrepuseram na grade espacial de 1km também foram excluídos para que todos os dados de ocorrência ficassem compatíveis com a resolução das variáveis ambientais a serem utilizadas pelo modelo (~1km).

As listas completas com os dados de ocorrência georreferenciados de *A. porcatius* em Cuba e no Brasil, e de *E. johnstonei* nas Pequenas Antilhas e no Brasil, são fornecidos no Material Suplementar (Tabelas S1 a S4, material suplementar do Capítulo 1). Para o processo de modelagem de distribuição de espécies (SDM), foram considerados apenas os pontos de ocorrência de onde as espécies são nativas (Kaiser 1997; Low et al. 2020), no caso, para *E. johnstonei* as ilhas Pequenas Antilhas, e para *A. porcatius* Cuba (Figura 1 do Capítulo 1), ambos na América Central.

O conjunto de dados bioclimáticos foram obtidos a partir do portal Chelsa Bioclim v2.1 (Karger et al., 2021) (<https://chelsa-climate.org/bioclim/>). O conjunto de dados Chelsa Bioclim possui uma resolução espacial de 30 arco-segundos, que corresponde a uma grade espacial de 0,925 km (no Equador). O conjunto de variáveis corresponde a 19 variáveis bioclimáticas (Tabela 1, Capítulo 1). Os dados bioclimáticos foram então “recortados” para os envelopes bioclimáticos que representam a área onde a espécie é nativa, para *E. johnstonei*, a extensão do conjunto de ilhas que compõem as Pequenas Antilhas, e para *A. porcatius*, a extensão da ilha de Cuba. O mesmo processo foi realizado para o envelope climático do Brasil, para onde será projetada a modelagem da área nativa. Esse processo foi realizado com o software QGIS versão 3.28 Firenze (QGIS, https://qgis.org/pt_BR/site).

Para a escolha das variáveis ambientais, que é um dos principais fatores responsáveis pela qualidade do modelo (Araújo e Guisan 2006, Negrão e Löwenberg-Neto 2018), no presente estudo foram utilizados dois critérios combinados, a colinearidade, visto que a multicolinearidade entre as variáveis ambientais pode dificultar a análise das relações espécie-ambiente e é um dos fatores que reduzem o grau de confiança dos modelos (Heikkinen et al. 2006; Negrão et al. 2018; Naimi e Araújo 2016), e a importância biológica da variável para a espécie.

Para detectar multicolinearidade foi utilizado o coeficiente Fator de Inflação de Variância (VIF) (Lin et al, 2011), com o pacote ‘VIF’ versão 1.0 no Programa R versão 4.1.2, considerando $VIF_{cor}=0,7$ (James et al., 2017), e a partir disso, foram excluídas aquelas variáveis que apresentavam colinearidade entre si. Para a escolha das variáveis a serem utilizadas, adotou-se o critério do significado biológico da variável preditora para as espécies. Após as análises, foram selecionadas quatro camadas ambientais para a utilização no modelo do *A. porcatius* (Tabela 2, Capítulo 1), e cinco camadas para a utilização no modelo de *E. johnstonei* (Tabela 3, Capítulo 1).

O modelo de distribuição de espécies para *A. porcatius* no clima atual no Brasil foi realizado com o algoritmo ‘Maxent’, na plataforma Maxent versão 3.4.1 (MAXENT; Phillips et al. 2006, https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/). Os parâmetros do Maxent foram ajustados para realização de 500 interações, 10.000 pontos de background (Merow e Silander Jr. 2016; Low et al. 2020), seleção de “auto features”, “random seed”, “analysis of variable importance”, “response curves” e “regularization multiplier” (RM) = 1. Os dados de registros foram divididos em 30% para avaliação (validação/teste) do modelo (porcentagem de teste randômico), e 70% foi usado para calibração (treino), com a técnica *Bootstrapping* (Hastie

et al. 2009). Foram realizadas dez réplicas, a partir das quais foi obtida a média, que representou o resultado do modelo.

O modelo de saída logística resultou em um modelo médio com valores variando de 0 (inadequado) a 1 (adequado) (Phillips et al. 2006). O desempenho geral do modelo foi realizado usando o resultado da média de dez réplicas das métricas Área sob a Curva (AUC_{TEST}) e da Taxa de omissão (“OR10 = 10 percentile training presence test omission”) (Peterson et al. 2011; Radosavljevic e Anderson 2014). AUC é uma estatística calculada a partir de dados de teste retidos durante a validação cruzada (Peterson et al. 2011), com limite independente que varia de 0 (modelo equivalente a uma predição aleatória) a 1 (discriminação perfeita do modelo entre registros de presença e ausência) (Liu et al. 2015). Enquanto a métrica OR10 (10% training omission rate), quanto mais acima de 0.10 sinaliza a redução da capacidade de prever áreas de adequabilidade nas regiões de teste do modelo (Radosavljevic e Anderson 2014).

O resultado da média do modelo realizada com o clima da área onde a espécie é nativa foi projetado para avaliar a potencial distribuição geográfica da espécie no Brasil. Para a geração desse mapa de probabilidade de presença da espécie, foi utilizado o modelo da média das dez réplicas baseado no modelo médio de saída logística gerado no software Maxent (valores contínuos de 0 a 1). Tal mapa foi então gerado com o software QGis, versão 3.28 Firenze. (Qgis Development Team 2023).

Por fim, após a obtenção dos resultados das Análises de Endemicidade e das Áreas de adequabilidade climática, foram elaborados novos mapas com as informações dos resultados da EA e SDM, novamente com o software QGis versão 3.28 Firenze (https://qgis.org/pt_BR/site). Nestes mapas, foram apresentadas as áreas de endemismo obtidas com os diferentes tamanhos de quadrículas e sobrepostas as áreas de adequabilidade climática.

3. Resultados

3.1. *Anolis porcatius*

Na análise de endemicidade realizada com as dezoito espécies dos gêneros *Dactyloa* e *Norops* nativas do Brasil, o NDM revelou áreas de endemismo em todas as quadrículas utilizadas na análise (Tabela 3, Figura 1). Ambas as quadrículas de 1° x 1° e 2° x 2° revelaram as mesmas áreas de endemismo, localizadas na região Sudeste do Brasil e formadas pelas espécies *Dactyloa pseudotigrina* e *D. nasofrontalis*, na qual ambas apresentaram o

índice para a área de endemismo $IE = 2.0$, assim como para o consenso, onde o Índice de endemismo foi de $CA = 2.0 - 2.25$.

É válido citar que as espécies *D. pseudotigrina* e *D. nasofrontalis*, além de apresentarem distribuição restrita, sendo consideradas endêmicas de uma região montanhosa do Espírito Santo (Prates et al. 2017, 2000), também são ameaçadas de extinção a nível federal (BRASIL 2022) e mundial (IUCN 2022). Dentro dos limites das áreas de endemismo identificadas no gradeamento $1^\circ \times 1^\circ$ e $2^\circ \times 2^\circ$, estão localizadas áreas de mínima a alta adequabilidade climática para *A. porcatius*, conforme demonstrado pelo resultado do SDM (Figura 2B), com uma extensa faixa de áreas de adequabilidade média ao longo da linha da costa. Já a análise com a quadrícula $5^\circ \times 5^\circ$ revelou a mesma área de endemismo das demais quadrículas e também duas outras áreas, localizada nas regiões norte e centro oeste do país. A primeira teve o $IE_0 = 2,62$ e foi formada pelas espécies e respectivos valores de contribuição *D. phyllohrina* (0.633), *Norops auratus* (0.773), *N. bombiceps* (0.773) e *N. scypheus* (0.447). A área de consenso, também formada por essas espécies, apresentou $CA_0 = 2.62$ a 2.87. A segunda área formada por esse gradeamento resultou no $IE_1 = 2.55$ e $CA_1 = 2.55 - 2.80$, e foi formada pelas espécies *D. phyllohrina* (0.611), *N. bombiceps* (0.714), *N. scypheus* (0.611) e *N. tandai* (0.614). Nesse caso, a área de consenso identificada teve o índice de endemidade de $CA_0 = 2.25 - 2.50$.

No detalhe da área de endemismo obtida com a quadrícula $5^\circ \times 5^\circ$ das regiões Norte e Centro-Oeste (Figura 2B), nota-se áreas que variam de mínima a alta adequabilidade climática para *A. porcatius*. Ainda, verifica-se que nessa região constam as mais extensas áreas classificadas com maior adequabilidade climática para o lagarto verde cubano. Já em relação à espacialização entre a população exótica de *A. porcatius* no Brasil e as áreas de endemismo, a área de consenso obtida com a maior quadrícula ($5^\circ \times 5^\circ$) compreendeu a área onde está inserida a população exótica (Figura 1).

Todas as áreas de endemismo e de consenso identificadas estão representadas nos limites do polígono apresentado na Figura 1. Já todos os valores de índice de endemismo (IE) das áreas de endemismo, áreas de consenso e das espécies constam na Tabela 3.

3.2. *Eleutherodactylus johnstonei*

A análise de endemidade utilizando as quadrículas de $1^\circ \times 1^\circ$ e $2^\circ \times 2^\circ$ para as onze espécies da família Eleutherodactylidae não identificou qualquer unidade biogeográfica. No entanto, com a quadrícula de $5^\circ \times 5^\circ$, o

programa NDM identificou duas áreas de endemismo na região Sudeste e uma área de consenso (Tabela 4, Figura 2). O índice de endemismo da primeira área foi de $EI_0 = 2.36$, composta pelas espécies *Adelophryne glandulata* (0.818), *A. meridionalis* (0.772) e *A. michelin* (0.772). A segunda área de endemismo apresentou $EI_0 = 2.0$ e foi formada pelas espécies *A. glandulata* (1.0), *A. meridionalis* (0.5) e *A. michelin* (0.5). A área de consenso identificada teve o índice de endemismo de $CA_0 = 2.25 - 2.50$.

Quanto à localização das áreas de adequabilidade climática obtidas pelo SDM em relação às áreas de endemismo da família Eleutherodactylidae, no detalhe da quadrícula $5^\circ \times 5^\circ$ (Figura 3), é possível notar uma faixa de adequabilidade climática classificada como baixa corresponde com a ocorrência de algumas das espécies que compõem a área de endemismo identificada (Figura 3).

As áreas de endemismo e áreas de consenso identificadas estão localizadas nos limites do polígono apresentado na Figura 2. Já todos os valores de índice de endemismo, das áreas de endemismo, de consenso e das espécies constam na Tabela 4.

4. Discussão

Das áreas de endemismo aqui identificadas, apenas os limites do gradeamento mais amplo, o $5^\circ \times 5^\circ$ identificaram uma área de endemismo para as espécies próximas de *A. porcatus* que compreende a área atual dessa população exótica, no entanto, esse gradeamento resulta em áreas bem extensas e com menor precisão. As demais áreas identificadas para *A. porcatus* e *E. johnstonei* não correspondem com nenhuma outra área de ocorrência de suas populações exóticas no Brasil. No entanto, as áreas de endemismo identificadas demonstram que, no caso da dispersão e expansão das áreas de ocorrência dessas duas espécies, são possíveis interações com as espécies nativas localizadas nessas áreas identificadas.

Para *A. porcatus*, as espécies que formam a área de endemismo da região Sudeste estão localizadas a dois estados de distância, no Espírito Santo, a saber, *D. pseudotigrina* e *D. nasofrontalis*, que são de distribuição restrita, consideradas raras e endêmicas de região montanhosa da Mata Atlântica do Espírito Santo (Prates et al. 2017, 2020; Costa e Bérnills et al. 2018), e são ameaçadas de extinção a nível federal e mundial (BR 2022, IUCN 2022). Geralmente áreas de endemismo identificadas com gradeamento menor detectam endemismos relacionados a barreiras geográficas, como é o caso de *D. pseudotigrina* e *D. nasofrontalis*, o que também evidencia a existência de barreiras para a espécie introduzida alcançar essas regiões.

Desse modo, essas barreiras geográficas se configuram como um dos fatores que influenciam na disseminação de espécies invasoras (Liu et al. 2014) e correspondem a um dos filtros pelos quais as espécies exóticas devem transpor para chegar a colonização de uma determinada área e, portanto, ter maiores chances de causar impactos (Richardson et al. 2011). Por outro lado, os maiores gradeamentos detectam áreas muito amplas e não abrangem tais detalhes.

Ainda sobre as áreas de endemismo das espécies próximas a *A. porcatius* identificadas Sudeste, dentro dos limites das áreas identificadas nos três gradeamentos, e também a área revelada com o gradeamento 5x5 nas regiões Norte e Centro Oeste, também estão presentes outras espécies próximas, mesmo que não tenham feito parte da pontuação para identificação da área de endemismo e, indicam uma área de atenção para possíveis interações entre as espécies nativas e *A. porcatius*.

No presente estudo procuramos focar em entender as áreas de possíveis sobreposições das espécies introduzidas com as nativas estreitamente próximas filogeneticamente dessas, uma vez que os estudos existentes com espécies exóticas dos gêneros *Anolis* (e *Norops*) e *Eleutherodactylidae* demonstram interações negativas dessas com seus congêneres. Como exemplo, em competição espacial por hábitat com *Anolis conspersus* nas Ilhas Cayman, *N. sagrei* levou essa espécie nativa a mudanças de tipo de hábitat (Losos et al 1993), o que também ocorreu posteriormente com *A. carolinensis* na Flórida, resultando em mudanças morfológicas para essa espécie nativa se adaptar ao novo nicho (Greene et al. 2002, Campbell 2002, Stuart et al. 2014).

O próprio *A. porcatius* na República Dominicana, onde é invasor, foi notado em competição com o endêmico e ecologicamente semelhante *A. chlorocyanus*, e em muitas áreas onde *A. porcatius* foi encontrado, *A. chlorocyanus* foi incomum ou não foi observado e vice-versa (Powell et al., 1988). Quanto ao gênero *Eleutherodactylus*, como exemplo, o *E. coqui* é considerado invasor em seis países (GIDS 2022) e nas ilhas havaianas, onde sua abundância é exorbitante e se tornou uma “praga”, podendo indiretamente reduzir populações de ratos e pássaros (Kraus et al. 1999; Kraus e Campbell 2002; Beard et al. 2009).

Quanto à interação entre as espécies exóticas e as respectivas espécies nativas relacionadas com essas, estudos de interações abordam quando a presença de espécies nativas pode ou não facilitar o processo de dispersão de espécies introduzidas. Nesse sentido, alguns estudos apontam que a presença de congêneres nativos podem dificultar a dispersão de uma espécie introduzida (Losos et al 1993, Allen et al. 2003), enquanto outros mostraram relação positiva entre a disseminação das espécies introduzidas e a riqueza de congêneres nativos para répteis

(Ferreira et al. 2012), anfíbios (Tingley et al. 2011) e para ambos (Liu et al 2014). Esse caráter de relação positiva entre a disseminação de espécies introduzidas e a riqueza das espécies nativas da área receptora aponta para o nosso estudo, que identificou que esse poderá ser um fator favorável para a disseminação de *A. porcatius* e *E. johnstonei*, considerando a presença das espécies obtidas nas áreas de endemismo aqui encontradas que estão inseridas no bioma Mata Atlântica, tido como um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al 2000, Galindo Leal e Isben de Gusmão Câmara).

Ainda no âmbito das interações entre espécies relacionadas, além das espécies que formaram as áreas de endemismo, outras espécies filogeneticamente próximas de *A. porcatius* e *E. johnstonei* (Tabelas 1 e 2; Figuras 1 e 2) também são passíveis de interações com as duas espécies introduzidas. Nesse sentido, atualmente a espécie relacionada mais próxima espacialmente de *A. porcatius* é a *D. punctata*, que teve sua ocorrência registrada em Bertiooga, município costeiro também da região sudeste (Prates et al. 2016), sendo, portanto, a espécie mais passível de interação com o lagarto verde cubano.

Além do conhecimento dos padrões de distribuição das espécies nativas relacionadas com as espécies introduzidas, a compreensão das possíveis relações dessas com espécies não próximas filogeneticamente mas com semelhanças funcionais (atributos ambientais similares) são indispensáveis, uma vez que essas semelhanças fazem com que espécies ocupem o mesmo nicho, o que gera impactos negativos também sobre espécies sem relação filogenética entre si (ver Boelter et al. 2012, Silva et al. 2011, Both e Grant 2012, Jorgewich-Cohen et al. 2022).

Como principal exemplo disso na herpetofauna temos a espécie invasora rã-touro *Aquarana catesbeiana*, cujos inúmeros estudos comprovam impactos negativos sobre espécies nativas dos países receptores (Kupferberg 1997; Laufer et al. 2008; Gobel et al. 2019; Hale et al. 2017; D'Amore et al. 2009; Hossack et al. 2017; Liu et al. 2015), até mesmo quando essas não apresentam semelhanças funcionais com *A. catesbeiana*.

Atualmente, dos lagartos de mesmo porte que habitam as mesmas áreas ocupadas por *A. porcatius*, tem-se conhecimento da presença comum do calango *Tropidurus torquatus*, espécie generalista e amplamente distribuída, que ocupa áreas abertas, é comum em áreas antropizadas e adaptada a diferentes pressões, estando presente no estado de São Paulo (Costa e Bérnils 2018) e também na região portuária da cidade de Santos (GBIF 2023; Parreira 2022 comunicação pessoal). O lagarto *T. torquatus* é uma espécie terrestre, diferente de *A. porcatius*, que é originalmente arborícola, no entanto, é válido citar que *A. porcatius* se comporta de forma diferente conforme o ambiente em que vive, sendo registrado no Brasil em estrutura arbórea, em áreas verdes, no chão, em muros e

em áreas abertas antropizadas sem presença de vegetação (Prates et al. 2016; GBIF 2022). Outras espécies também passíveis de interação com o *A. porcatius* que também possuem semelhanças funcionais, são os lagartos cuja distribuição é restrita na Mata Atlântica do sudeste brasileiro, no caso, *Enyalius iheringii* e *E. perditus* (Liou 2008, Reptile Database 2023).

O presente estudo abordou de forma semelhante cada uma das espécies alvo elencadas, no caso, o lagarto anole verde cubano *A. porcatius* e o anfíbio *E. johnstonei*, e suas respectivas possíveis interações bióticas com as espécies nativas, no entanto, é importante destacar que dessas duas espécies da herpetofauna que tiveram as introduções relativamente recentes aqui no Brasil, ambas parecem ter padrões diferentes quanto ao processo da fase de estabelecimento e dispersão. Embora não sejam passíveis de comparação justa, uma vez que os grupos de répteis e anfíbios reúnem diversas características muito diferentes entre si, nota-se, a partir dos pontos de distribuição conhecidos (Toledo e Measey 2018, GBIF 2023), que a dispersão de *E. johnstonei* ao longo do tempo de quase 28 anos da sua introdução tem mantido a população a nível local, tendo avançado apenas para bairros contíguos a áreas de introdução e, mais recentemente, tendo um registro na região costeira do estado do Paraná, enquanto que, em menos de dez anos de introdução, *A. porcatius* ampliou sua localização para quatro cidades além de seu município de introdução. Isso sugere que, embora não haja esforços sistematizados para a confirmação, mas sim apenas dados de presença (GBIF 2022), a população de *E. johnstonei* não está se disseminando significativamente, diferente do que vem ocorrendo com *A. porcatius*. No entanto, alterações nas barreiras geográficas, eventos extremos climáticos e interações biológicas podem mudar a qualquer momento a forma como as espécies vem se dispersando (Liu et al 2014), o que justifica o acompanhamento do avanço da distribuição dessas espécies introduzidas.

Por fim, nosso estudo não pretendeu abordar de forma a esgotar as áreas de endemismo, apenas utilizá-la como ferramenta para conhecer os padrões de distribuição das espécies nativas e compreender as possíveis interações dessas com as espécies introduzidas. Assim, concluímos que os resultados obtidos podem nortear ações mitigadoras no âmbito do conhecimento acerca dos impactos da bionvasão.

5. Conclusões

Os resultados deste estudo demonstram algumas unidades biogeográficas das espécies nativas relacionadas filogeneticamente a espécies exóticas, que sugerem áreas de possíveis interações onde poderá haver sobreposição de nicho e interações entre as espécies nativas e as introduzidas, caso essas alcancem tais áreas.

Dos resultados obtidos com as espécies filogeneticamente próximas a *A. porcatius*, as áreas de endemismo reconhecidas no Sudeste são compostas por espécies endêmicas e ameaçadas de extinção. As áreas de endemismo maiores, identificadas pelos gradeamentos 5°x5°, abrangeram as demais espécies com distribuição menos restrita e que também são passíveis de interação com *A. porcatius*. O mesmo ocorreu com os resultados obtidos para *E. johnstonei*, que resultou em uma área de endemismo do gradeamento 5°x5°.

Quanto à sobreposição das áreas de endemismo com as áreas de adequabilidade climática, notou-se a sobreposição de áreas de endemismo identificadas com áreas de maior adequabilidade climática das espécies invasoras, que também evidencia a influência comum dos fatores ambientais para espécies filogeneticamente próximas. Essas áreas que em comum estão as áreas de endemismo e áreas de adequabilidade climática representam áreas mais vulneráveis à disseminação das espécies introduzidas, haja vista que as condições climáticas possuem influência determinante na distribuição dos organismos, especialmente os ectotérmicos. Em especial para *A. porcatius*, foi identificada uma área cuja área de endemismo, onde constam as espécies endêmicas e ameaçadas de extinção, correspondem com áreas de alta adequabilidade climática para a espécie introduzida.

Os resultados aqui apresentados fornecem informações das áreas que requerem maior atenção quanto à possibilidade de interação das espécies exóticas aqui estudadas com as espécies nativas respectivamente relacionadas, o que proporciona subsídios e direcionamento no âmbito de futuras pesquisas, bem como de ações no contexto da gestão de espécies introduzidas e invasoras.

Perspectivas futuras

A fim de ampliar os instrumentos para os estudos a respeito de introdução de espécies exóticas, sugere-se a realização da análise de endemidade com espécies que apresentem semelhança funcional com as espécies introduzidas, mesmo que essas não sejam próximas filogeneticamente, o que aumenta a amplitude de análise e pode fornecer uma gama maior de possibilidades de interações biológicas, e que inclusive retratem as áreas mais críticas para interações biológicas considerando a distribuição atual das espécies introduzidas.

Por fim, um passo seguinte ao revelar de fato áreas de sobreposição de nicho, é a realização de estudos de interações biológicas entre as espécies introduzidas e as espécies nativas, para subsidiar as estimativas dos impactos da introdução (Eterovic e Duarte 2002). Em estudo recente com anfíbios, por exemplo, Forti et al. (2017) avaliaram interações entre espécies de anuros invasores com nativos sob diversos aspectos, de interferência bioacústica, doenças e parasitas, rede trófica, competição interespecífica e potencial distribuição, e seus resultados constatarem os efeitos negativos resultantes das invasões biológicas já existentes e alertaram para potenciais efeitos negativos futuros. Tais estudos demonstram a existência de variáveis relacionadas a mecanismos bióticos, cujo conhecimento contribui para medir os impactos de espécies invasoras sobre as nativas, como as distâncias taxonômicas e/ou funcionais entre uma espécie invasora e uma comunidade potencialmente receptora (Escoriza e Ruhí 2016).

6. Referências Bibliográficas

- Austin M (2002) Spatial prediction of species distribution: An interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling* 157:101-118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Barbo FE (2012) Biogeografia histórica e conservação das serpentes da floresta pluvial atlântica costeira do Brasil. Tese (doutorado em Biologia Animal) - Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto, 173p.
- Brasil (2022) Ministério do Meio Ambiente. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBIO. Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. Reconhe a Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/mma-n-300-de-13-de-dezembro-de-2022-450425464>. Acesso em 14 de dezembro de 2022.
- Blackburn TM, Essl F, Evans T, Hulme PE, Jeschke JM, Kühn I, et al (2014) A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biol* 12(5): e1001850. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001850>
- Bolochio BE (2019) Biogeografia e conservação de anfíbios anuros da Mata Atlântica. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências Letras e Ciências Exatas Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, São José do Rio Preto São José do Rio Preto, 66 p.
- Casagrande MD, Roig-Juñent S, Szumik CA (2009) Endemismo a diferentes escalas espaciales: un ejemplo com Carabidae (Coleoptera: Insecta) de América del Sur austral. *Revista Chilena de Historia Natural* 82:17–42.
- Casagrande M, Taher L, Szumik C (2012) Endemicity analysis, parsimony and biotic elements: A formal comparison using hypothetical distributions. *Cladistics*. 28. 545-654. <https://doi.org/10.1111/j.1096-0031.2012.00410.x>
- CDB Convention on Biological Diversity. Alien species (2022). Decision VI/23. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Decision VI/23. UNEP/CBD/COP/6/20. P249. Disponível em: <https://www.cbd.int/>.
- Chamberlain S, Barve V, Mcglinn D, Oldoni et al (2021) rgbif: Interface to the global biodiversity information facility API. R package version 3.5.2. Retrieved from <https://cran.r-project.org/package=rgbif>
- Costa, Henrique & Bérnills, Renato. (2018). Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. *Herpetologia Brasileira*. 7. 11-57.
- Da Silva (2011). Revista da Biologia (2011) Áreas de endemismo: as espécies vivem em qualquer lugar, onde podem ou onde historicamente evoluíram e especiam? In *Revista da Biologia USP*. Vol. Esp. Biogeografia. 62pp.
- Da Silva JMC, Garda A (2011) Padrões e processos biogeográficos na Amazônia. In: *Biogeografia da América do Sul: Padrões e Processos*, 1st ed. Editora Roca, São Paulo, São Paulo, pp 189–197.
- Espírito Santo (2019) Fauna e Flora ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo. Org. Claudio Nicoletti de Fraga, Mileide de Holanda Formigoni, Flávia Guimarães Chaves. Santa Teresa, ES : Instituto Nacional da Mata Atlântica, 2019. 432 p.
- Goloboff P (2005) NDM/VNDM version 3. Programs for identification of areas of endemism. Programs and documentation available at <https://www.lillo.org.ar/phylogeny/endemism/>.

Harvey PH, Pagel MD (1991) The comparative method in evolutionary biology. 1 ed. Oxford University Press, Oxford.

IUCN 2023. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <<https://www.iucnredlist.org>>

Kaiser H (1997) Origins and introductions of the Caribbean frog, *Eleutherodactylus johnstonei* (Leptodactylidae): management and conservation concerns. Biodiversity and Conservation 6:1391–1407. <https://doi.org/10.1023/a:1018341814510>

Liu, Xuan & Li, Xianping & Liu, Zetian & Tingley, Reid & Kraus, Fred & Guo, Zhongwei & Yiming, Li. (2014). Congener diversity, topographic heterogeneity and human-assisted dispersal predict spread rates of alien herpetofauna at a global scale. Ecology Letters. 17. 10.1111/ele.12286.

Losos JB, Leal M, Glor RE, et al (2003) Niche lability in the evolution of a Caribbean Lizard Community. Nature 424:542–545. <https://doi.org/10.1038/nature01814>

Morrone, JJ (1994) On the identification of areas of endemism. Systematic Biology 43:438–441.

Prates I, Melo-Sampaio PR, de Queiroz K, et al (2017) Discovery of a new species of Anolis lizards from Brazil and its implications for the historical biogeography of montane Atlantic Forest endemics. Amphibia-Reptilia 41:87–103. <https://doi.org/10.1163/15685381-20191179>

Rodrigues MT (1988) Distribution of lizards of the genus *Tropidurus* in Brazil (Sauria: Iguanidae). Pp. 305-315 In Proceedings of a Workshop on Neotropical Distribution Patterns. Vanzolini, P.E., and W.R. Heyer (Eds.). Academia Brasileira de Ciencias, Rio de Janeiro, Brasil.

Segalla, Magno & Von Muller Berneck, Bianca & Canedo, Clarissa & Caramaschi, Ulisses & Cruz, Carlos & Garcia, Paulo & Grant, Taran & Haddad, Celio & Lourenço, Ana & Mângia, Sarah & Mott, Tamí & Nascimento, Luciana & Toledo, Luis Felipe & Werneck, Fernanda & Langone, José. (2021). List of Brazilian Amphibians.. 10.5281/zenodo.4716176.

Szumik C, Cuezso F, Goloboff, PA, Chalup A (2002) An optimality criterion to determine areas of endemism. Systematic Biology 51:806–816. <https://doi.org/10.1080/10635150290102483>

Szumik C, Goloboff PA (2004) Areas of endemism: an improved optimality criterion. Systematic Biology 53:968–977.

Szumik C, Casagrande MC, Roig S. (2006) Manual NDM-VNDM: Programas para la identificación de áreas de endemismo. Instituto Argentino de Estudios Filogenéticos 5:1-26.

Wardle DA (2002) Islands as model system for understanding how species affect ecosystem properties. Journal of Biogeography 29:583-591.

Wiens JJ, Graham CH (2005) Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and Conservation Biology. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 36:519–539. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.36.102803.095431>

Material Suplementar

Tabela S1. Localização georreferenciada dos registros de ocorrência das espécies próximas do *Anolis porcatus* no Brasil, América do Sul. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84.

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Anolis neglectus</i>	-22.5	-43.0	<i>Dactyloa transversalis</i>	-7.439	-73.659
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	-4.63	-55.99	<i>Dactyloa transversalis</i>	-8.642	-69.708
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	-8.53	-60.9	<i>Dactyloa transversalis</i>	-5.246	-61.963
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	-6.1	-57.66	<i>Dactyloa transversalis</i>	-6.58	-62.904
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	-10.18	-59.45	<i>Dactyloa transversalis</i>	-6.442	-64.167
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	-4.63	-55.99	<i>Dactyloa transversalis</i>	-5.93	-63.138
<i>Dactyloa pseudotigrina</i>	-19.9	-40.6	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.23	-64.44
<i>Dactyloa pseudotigrina</i>	-19.9	-40.5	<i>Dactyloa transversalis</i>	-3.353	-59.855
<i>Dactyloa punctata</i>	-7.447	-73.796	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.201	-64.318
<i>Dactyloa punctata</i>	-7.439	-73.659	<i>Dactyloa transversalis</i>	-3.353	-59.855
<i>Dactyloa punctata</i>	-4.132	-6.072	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.201	-64.339
<i>Dactyloa punctata</i>	-8.733	-63.917	<i>Dactyloa transversalis</i>	-8.847	-64.068
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.497	-41.336	<i>Dactyloa transversalis</i>	-3.353	-59.855
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.878	-41.593	<i>Dactyloa transversalis</i>	-4.376	-60.948
<i>Dactyloa punctata</i>	-93.161	-56.786	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.158	-64.633
<i>Dactyloa punctata</i>	-29.632	-59.922	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.201	-64.339
<i>Dactyloa punctata</i>	-40.084	-62.967	<i>Dactyloa transversalis</i>	-8.847	-64.068
<i>Dactyloa punctata</i>	17.071	-61.785	<i>Dactyloa transversalis</i>	-8.913	-64.052
<i>Dactyloa punctata</i>	-19.969	-40.143	<i>Dactyloa transversalis</i>	-9.206	-64.676
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.871	-41.576	<i>Dactyloa transversalis</i>	-6.789	-57.625
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.875	-41.583	<i>Dactyloa transversalis</i>	-3.542	-65.967
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.411	-40.756	<i>Dactyloa transversalis</i>	-21.707	-68.354
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.415	-40.743	<i>Dactyloa_nasofrontalis</i>	-19.9	-40.5
<i>Dactyloa punctata</i>	-22.928	-43.842	<i>Norops auratus</i>	-2.45	-54.7
<i>Dactyloa punctata</i>	-20.759	-40.836	<i>Norops auratus</i>	-2.424	-54.702
<i>Dactyloa punctata</i>	-3.253	-55.171	<i>Norops bombiceps</i>	-7.791	-60.307
<i>Dactyloa punctata</i>	-57.237	-62.277	<i>Norops brasiliensis</i>	-15.371	-53.369
<i>Dactyloa punctata</i>	-0.651	-52.516	<i>Norops brasiliensis</i>	-6.338	-47.435
<i>Dactyloa punctata</i>	-88.758	-64.045	<i>Norops brasiliensis</i>	-10.297	-48.294
<i>Dactyloa punctata</i>	-4.822	-55.584	<i>Norops chrysolepis</i>	5.125	-60.601
<i>Dactyloa punctata</i>	-1.926	-59.495	<i>Norops chrysolepis</i>	5.14	-60.56
<i>Dactyloa punctata</i>	-3.122	-66.438	<i>Norops chrysolepis</i>	5.129	-60.606
<i>Dactyloa punctata</i>	1.341	-61.15	<i>Norops chrysolepis</i>	5.148	-60.524
<i>Dactyloa punctata</i>	-3.106	-59.913	<i>Norops chrysolepis</i>	5.129	-60.606
<i>Dactyloa punctata</i>	-2.191	-50.53	<i>Norops chrysolepis</i>	-6.58	-62.903
<i>Dactyloa punctata</i>	-3.096	-59.96	<i>Norops chrysolepis</i>	5.119	-60.608
<i>Dactyloa punctata</i>	-2.963	-59.923	<i>Norops chrysolepis</i>	5.148	-60.524
<i>Dactyloa punctata</i>	-8.339	-65.721	<i>Norops chrysolepis</i>	5.125	-60.601
<i>Dactyloa punctata</i>	-2.963	-59.923	<i>Norops chrysolepis</i>	-5.171	-61.009
<i>Dactyloa transversalis</i>	-8.052	-71.205	<i>Norops chrysolepis</i>	-21.72	-48.099
<i>Dactyloa transversalis</i>	-7.453	-73.665	<i>Norops chrysolepis</i>	-21.615	-48.484
<i>Dactyloa transversalis</i>	-7.453	-73.665	<i>Norops chrysolepis</i>	-1.353	-48.221
<i>Norops chrysolepis</i>	-17.988	-48.532	<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.636	-67.567
<i>Norops chrysolepis</i>	-1.353	-48.221	<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.64	-67.56
<i>Norops chrysolepis</i>	-17.988	-48.532	<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.946	-62.51

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Norops chrysolepis</i>	-15.716	-55.768	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.439	-73.659
<i>Norops dissimilis</i>	-10.07	-67.61	<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.779	-60.36
<i>Norops fuscoauratus</i>	0.628	-66.108	<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.897	-55.525
<i>Norops fuscoauratus</i>	1.6	-61.9	<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.897	-55.525
<i>Norops fuscoauratus</i>	1.707	-61.785	<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.92	-61.413
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.757	-67.61	<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.96	-67.935
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.758	-67.61	<i>Norops fuscoauratus</i>	2.434	-61.415
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.779	-60.36	<i>Norops fuscoauratus</i>	-2.45	-54.7
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.897	-55.525	<i>Norops fuscoauratus</i>	-2.616	-56.526
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.897	-55.525	<i>Norops fuscoauratus</i>	-20.414	-40.732
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.92	-61.413	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.007	-59.94
<i>Norops fuscoauratus</i>	-1.96	-67.935	<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.636	-67.567
<i>Norops fuscoauratus</i>	2.434	-61.415	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.034	-64.867
<i>Norops fuscoauratus</i>	-2.45	-54.7	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.118	-64.79
<i>Norops fuscoauratus</i>	-2.616	-56.526	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.153	-60.076
<i>Norops fuscoauratus</i>	-20.414	-40.732	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.353	-59.855
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.007	-59.94	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.373	-64.68
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.034	-64.867	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.513	-61.723
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.118	-64.79	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.618	-60.833
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.153	-60.076	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.658	-62.11
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.353	-59.855	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.673	-60.308
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.373	-64.68	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.675	-60.319
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.513	-61.723	<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.7	-61.46
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.618	-60.833	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.439	-73.659
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.658	-62.11	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.447	-73.796
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.673	-60.308	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.453	-73.665
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.675	-60.319	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.489	-73.735
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.7	-61.46	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.8	-72.031
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.702	-61.46	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.874	-63.87
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.787	-62.193	<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.874	-63.872
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.798	-64.05	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.236	-62.773
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.798	-64.05	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.346	-65.716
<i>Norops fuscoauratus</i>	-3.798	-64.05	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.502	-61.662
<i>Norops fuscoauratus</i>	-4.061	-63.499	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.751	-63.454
<i>Norops fuscoauratus</i>	-4.061	-63.499	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.786	-64.005
<i>Norops fuscoauratus</i>	-4.157	-60.13	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.814	-64.041
<i>Norops fuscoauratus</i>	-4.376	-60.948	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.833	-63.962
<i>Norops fuscoauratus</i>	-4.609	-61.25	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.847	-64.068
<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.096	-62.51	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.859	-64.019
<i>Norops fuscoauratus</i>	5.129	-60.606	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.86	-63.928
<i>Norops fuscoauratus</i>	5.14	-60.56	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.87	-64.051
<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.246	-61.963	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.874	-64.044
<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.266	-61.932	<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.875	-64.045
<i>Norops fuscoauratus</i>	-5.607	-67.583	<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.02	-64.254
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.158	-64.633	<i>Norops meridionalis</i>	-7.86	-47.93
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.201	-64.339	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.201	-64.318	<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.324	-64.71	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.333	-64.74	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.439	-73.659	<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.447	-73.796	<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-52.349
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.453	-73.665	<i>Norops meridionalis</i>	-15.97	-47.91
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.489	-73.735	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.8	-72.031	<i>Norops meridionalis</i>	-15.7	-47.919
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.874	-63.87	<i>Norops meridionalis</i>	-17.280	-45.18
<i>Norops fuscoauratus</i>	-7.874	-63.872	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.236	-62.773	<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-52.349
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.346	-65.716	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.502	-61.662	<i>Norops meridionalis</i>	-15.7	-47.919
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.751	-63.454	<i>Norops meridionalis</i>	-16.549	-48.02
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.786	-64.005	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.814	-64.041	<i>Norops meridionalis</i>	-15.97	-47.91
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.833	-63.962	<i>Norops meridionalis</i>	-15.76	-48.06
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.847	-64.068	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.859	-64.019	<i>Norops meridionalis</i>	-15.88	-52.25
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.86	-63.928	<i>Norops meridionalis</i>	-17.62	-54.919
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.87	-64.051	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.874	-64.044	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24
<i>Norops fuscoauratus</i>	-8.875	-64.045	<i>Norops meridionalis</i>	-15.97	-47.91
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.02	-64.254	<i>Norops meridionalis</i>	-8.88	-44.97
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.158	-64.633	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.201	-64.339	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.201	-64.318	<i>Norops meridionalis</i>	-17.309	-53.22
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.324	-64.71	<i>Norops meridionalis</i>	-15.7	-47.919
<i>Norops fuscoauratus</i>	-9.333	-64.74	<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869
<i>Norops meridionalis</i>	-12.855	-46.604	<i>Norops meridionalis</i>	-7.1	-47.31
<i>Norops meridionalis</i>	-15.756	-48.089	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops meridionalis</i>	-1.559	-48.054	<i>Norops meridionalis</i>	-19.2	-57.59
<i>Norops meridionalis</i>	-15.76	-48.06	<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29
<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869
<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24	<i>Norops meridionalis</i>	-16.360	-46.91
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops meridionalis</i>	-17.33	-53.84
<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-52.349	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24	<i>Norops meridionalis</i>	-13.64	-47.72
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11
<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11	<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-52.349
<i>Norops meridionalis</i>	-16.549	-48.02	<i>Norops meridionalis</i>	-17.62	-54.919
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24
<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29	<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-55.58
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869
<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11	<i>Norops ortonii</i>	-8.833	-63.962
<i>Norops meridionalis</i>	-15.7	-47.919	<i>Norops ortonii</i>	-6.8	-64.63
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops ortonii</i>	-4.93	-61.51
<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29	<i>Norops ortonii</i>	-2.941	-59.936
<i>Norops meridionalis</i>	-15.76	-48.06	<i>Norops ortonii</i>	-3.006	-60.138

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11	<i>Norops planiceps</i>	-5.171	-61.009
<i>Norops meridionalis</i>	-17.309	-53.22	<i>Norops planiceps</i>	5.119	-60.608
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops planiceps</i>	-3.353	-59.855
<i>Norops meridionalis</i>	-19.2	-57.58	<i>Norops planiceps</i>	-3.336	-55.197
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops planiceps</i>	-1.804	-60.322
<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29	<i>Norops planiceps</i>	-19.18	-59.467
<i>Norops meridionalis</i>	-15.7	-47.919	<i>Norops planiceps</i>	-29.949	-59.883
<i>Norops meridionalis</i>	-17.11	-46.869	<i>Norops planiceps</i>	3.36	-55.191
<i>Norops meridionalis</i>	-14.55	-45.24	<i>Norops planiceps</i>	-1.824	-60.366
<i>Norops meridionalis</i>	-12.12	-60.29	<i>Norops planiceps</i>	-3.36	-55.197
<i>Norops meridionalis</i>	-14.67	-55.58	<i>Norops planiceps</i>	-3.344	-55.184
<i>Norops meridionalis</i>	-10.19	-48.11	<i>Norops planiceps</i>	1.6	-61.9
<i>Norops meridionalis</i>	-15.974	-47.948	<i>Norops planiceps</i>	-3.36	-55.191
<i>Norops meridionalis</i>	-14.039	-59.989	<i>Norops planiceps</i>	-1.83	-60.338
<i>Norops meridionalis</i>	-15.948	-47.93	<i>Norops planiceps</i>	-3.346	-55.192
<i>Norops meridionalis</i>	-1.287	-41.402	<i>Norops planiceps</i>	-3.353	-59.855
<i>Norops meridionalis</i>	-1.578	-47.916	<i>Norops scypheus</i>	-1.406	-56.377
<i>Norops meridionalis</i>	-1.543	-55.75	<i>Norops scypheus</i>	-1.934	-65.81
<i>Norops meridionalis</i>	-1.558	-56.083	<i>Norops tandai</i>	-7.439	-73.659
<i>Norops meridionalis</i>	-1.483	-56.416	<i>Norops tandai</i>	-3.673	-60.308
<i>Norops meridionalis</i>	-1.121	-50.666	<i>Norops tandai</i>	-3.675	-60.319
<i>Norops meridionalis</i>	-2.143	-55.566	<i>Norops tandai</i>	-4.393	-60.931
<i>Norops meridionalis</i>	-1.543	-55.75	<i>Norops tandai</i>	-4.132	-60.727
<i>Norops meridionalis</i>	-22.9	-43.233	<i>Norops tandai</i>	-5.629	-62.193
<i>Norops meridionalis</i>	-1.543	-55.75	<i>Norops tandai</i>	-4.597	-61.265
<i>Norops ortonii</i>	-7.535	-73.751	<i>Norops tandai</i>	-5.246	-61.963
<i>Norops ortonii</i>	-7.8	-72.031	<i>Norops tandai</i>	-8.503	-61.662
<i>Norops ortonii</i>	-9.194	-64.33	<i>Norops tandai</i>	-1.758	-67.612
<i>Norops ortonii</i>	-5.246	-61.963	<i>Norops tandai</i>	-2.617	-56.526
<i>Norops ortonii</i>	-3.675	-60.319	<i>Norops tandai</i>	-2.307	-56.094
<i>Norops ortonii</i>	-19.292	-61.381	<i>Norops tandai</i>	-2.616	-56.526
<i>Norops ortonii</i>	-6.072	-30.144	<i>Norops tandai</i>	-6.58	-64.61
<i>Norops ortonii</i>	-3.702	-61.46	<i>Norops tandai</i>	-9.18	-64.58
<i>Norops ortonii</i>	-1.929	-61.381	<i>Norops tandai</i>	-7.200	-70.85
<i>Norops ortonii</i>	-19.606	-67.93	<i>Norops tandai</i>	-0.65	-52.515
<i>Norops ortonii</i>	-19.866	-40.094	<i>Norops tandai</i>	-5.57	-62.53
<i>Norops ortonii</i>	-3.353	-59.855	<i>Norops trachyderma</i>	-7.8	-72.031
<i>Norops ortonii</i>	-8.847	-64.068	<i>Norops trachyderma</i>	-7.489	-73.735
<i>Norops ortonii</i>	-9.02	-64.254	<i>Norops trachyderma</i>	-7.453	-73.665
<i>Norops ortonii</i>	-9.42	-64.683	<i>Norops trachyderma</i>	-7.489	-73.735
<i>Norops ortonii</i>	0.398	-65.91	<i>Norops trachyderma</i>	-7.453	-73.665
<i>Norops ortonii</i>	-5.72	-62.632	<i>Norops trachyderma</i>	-7.489	-73.735
<i>Norops trachyderma</i>	-7.800	-7.203	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-7.439	-73.659	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-7.535	-73.751	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-8.052	-71.205	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-7.489	-73.735	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-7.453	-73.665	-	-	-

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Norops trachyderma</i>	-8.979	-72.702	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-4.267	-55.993	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-2.45	-54.7	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-7.52	-71.69	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-5.11	-55.84	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-3.94	-64.15	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	-2.46	-54.88	-	-	-

Tabela S2. Localização georreferenciada dos registros de ocorrência das espécies próximas do *Eleutherodactylus johnstonei* no Brasil, América do Sul. Coordenadas em graus decimais, Datum WGS84

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Adelophryne adiastrata</i>	0,133	-71	<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,893	-38,742
<i>Adelophryne amapaensis</i>	0,904	-52	<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,854	-38,747
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,968	-38,629	<i>Adelophryne meridionalis</i>	-21,79	-43,3688
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,97	-38,63	<i>Adelophryne meridionalis</i>	-21,79	-43,3807
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-4,265	-38,935	<i>Adelophryne meridionalis</i>	-19,5	-43,4416
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-4,26	-38,939	<i>Adelophryne meridionalis</i>	-21,79	-43,3688
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-7,257	-38,941	<i>Adelophryne meridionalis</i>	-21,79	-43,3807
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-7,26	-38,939	<i>Adelophryne michelin</i>	-13,82	-39,17
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,9	-40,864	<i>Adelophryne mucronata</i>	-39,078	-14,327
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,9	-40,86	<i>Adelophryne mucronata</i>	-39,052	-15,074
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,893	-38,72	<i>Adelophryne mucronata</i>	-39,08	-15,25
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,89	-38,72	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-14,366	-39,099
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,835	-40,902	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,244	-39,081
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,893	-38,72	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-14,656	-39,188
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-3,89	-38,72	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,167	-39,346
<i>Adelophryne baturitensis</i>	-4,2251	-38,8524	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,153	-39,524
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,909	-40,542	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,216	-39,398
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,937	-40,55	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,153	-39,524
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,911	-40,516	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-13,807	-39,141
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,87	-40,561	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-13,804	-39,088
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,889	-40,548	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-15,295	-39,094
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,965	-40,54	<i>Adelophryne pachydactyla</i>	-40,103	-15,647
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,855	-40,563	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-7,4	-63
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,888	-40,545	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,2833	-55,9833
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,89	-40,55	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-5,7625	-67,8988
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,911	-40,558	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,5922	-62,0646
<i>Adelophryne glandulata</i>	-19,898	-40,544	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-8,8105	-64,0952
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,193	-61,35	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,4133	-70,0352
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,169	-59,49	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,4131	-70,0348
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,109	-59,82	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,2132	-69,9097
<i>Adelophryne gutturosa</i>	6,272	-60,49	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-3,4653	-64,6703
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,28	-60,75	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,2132	-69,9097
<i>Adelophryne gutturosa</i>	0,983	-52,05	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,4131	-70,0348
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,176	-59,48	<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	-4,4133	-70,0352
<i>Adelophryne gutturosa</i>	0,983	-52,05	-	-	-
<i>Adelophryne gutturosa</i>	6,272	-60,49	-	-	-

Espécie	Latitude	Longitude	Espécie	Latitude	Longitude
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,28	-60,75	-	-	-
<i>Adelophryne gutturosa</i>	5,109	-59,82	-	-	-
<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,879	-38,762	-	-	-
<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,93	-38,759	-	-	-
<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,879	-38,762	-	-	-
<i>Adelophryne maranguapensis</i>	-3,93	-38,759	-	-	-

Tabelas

Tabela 1. Espécies nativas do Brasil pertencentes aos gêneros *Dactyloa* e *Norops*, relacionadas à *Anolis porcatius*, com regiões de distribuição no Brasil e status de ameaça de extinção federal e mundial.

<i>Anolis porcatius</i>	Regiões de ocorrência					Status de Ameaça	
	Norte	Nordeste	Centro-Oeste	Sul	Sudeste	BRASIL (2022)	IUCN (2023)
<i>Anolis neglectus</i> ^{END}	-	-	-	-	RJ	-	-
<i>Dactyloa dissimilis</i>	AC	-	-	-	-	-	-
<i>Dactyloa nasofrontalis</i> ^{END}	-	-	-	-	ES	VU	EN
<i>Dactyloa phyllorhina</i>	AM, PA	-	MT	-	-	-	-
<i>Dactyloa pseudotigrina</i> ^{END}	-	-	-	-	ES	VU	EN
<i>Dactyloa punctata</i>	RR, AP, AC, RO, AM, PA	MA, PE, PB, AL, SE, BA	MT	-	ES, RJ, SP, MG	-	-
<i>Dactyloa transversalis</i>	AC, RO, AM	-	MT	-	-	-	-
<i>Norops auratus</i>	RR, AP, AM, PA	-	-	-	-	-	-
<i>Norops bombiceps</i>	AM	-	-	-	-	-	-
<i>Norops brasiliensis</i>	PA, TO	MA, PI, CE, PE	MT, GO, DF	-	MG, SP	-	-
<i>Norops chrysolepis</i>	RR, AP, AM, PA	-	-	-	-	-	-
<i>Norops fuscoauratus</i>	RR, AP, AC, RO, AM, PA	MA, CE, RN, PB, AL, SE, BA	MT	-	ES, MG, RJ	-	-
<i>Norops meridionalis</i>	RO, TO	MA, PI, BA	MT, MS, GO, DF	-	RJ	-	-
<i>Norops ortonii</i>	RR, AP, AC, RO, AM, PA, TO	MA	MT	-	PB, PE, AL, SE, BA, ES	-	-
<i>Norops planiceps</i>	RR, AM	-	-	-	-	-	-
<i>Norops scypheus</i>	AM	-	-	-	-	-	-
<i>Norops tandai</i>	AC, RO, AM, PA	-	MT	-	-	-	-
<i>Norops trachyderma</i>	AC, AM, PA	-	-	-	-	-	-

Legenda: Endemismo: END – espécie de distribuição restrita à área montanhosa do Espírito Santo (Prates et al. 2017, 2020). Status de ameaça: BRASIL (2022) - Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção, Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. IUCN (2023) Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional Para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais. EN: Em perigo. VU: vulnerável; DD: Dados deficientes.

Tabela 2. Espécies nativas do Brasil pertencentes à família Eleutherodactylidae, relacionadas à *Eleutherodactylus johntonei*, com regiões de distribuição no Brasil e status de ameaça de extinção federal e mundial.

<i>Anolis porcatius</i>	Regiões de ocorrência					Status de Ameaça	
	Norte	Nordeste	Centro-oeste	Sul	Sudeste	BRASIL (2022)	IUCN (2023)
<i>Adelophryne adiastrata</i>	X						
<i>Adelophryne amapaensis</i>	AP						
<i>Adelophryne baturitensis</i>		CE					VU
<i>Adelophryne glandulata</i>					ES, MG		
<i>Adelophryne gutturosa</i>	AP, RR						
<i>Adelophryne maranguapensis</i>		CE				VU	EN
<i>Adelophryne meridionalis</i>					MG	DD	
<i>Adelophryne michelin</i>		BA					
<i>Adelophryne mucronata</i>		BA					
<i>Adelophryne pachydactyla</i>		BA					DD
<i>Phyzelaphryne miriamae</i>	RO, AM, PA		MT				

Legenda: Status de Ameaça: BRASIL (2022) - Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção, Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. IUCN (2023) Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional Para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais. EN - Em perigo; DD - Dados deficientes, VU – Vulnerável, DD - Dados deficientes. X - Estado não informado.

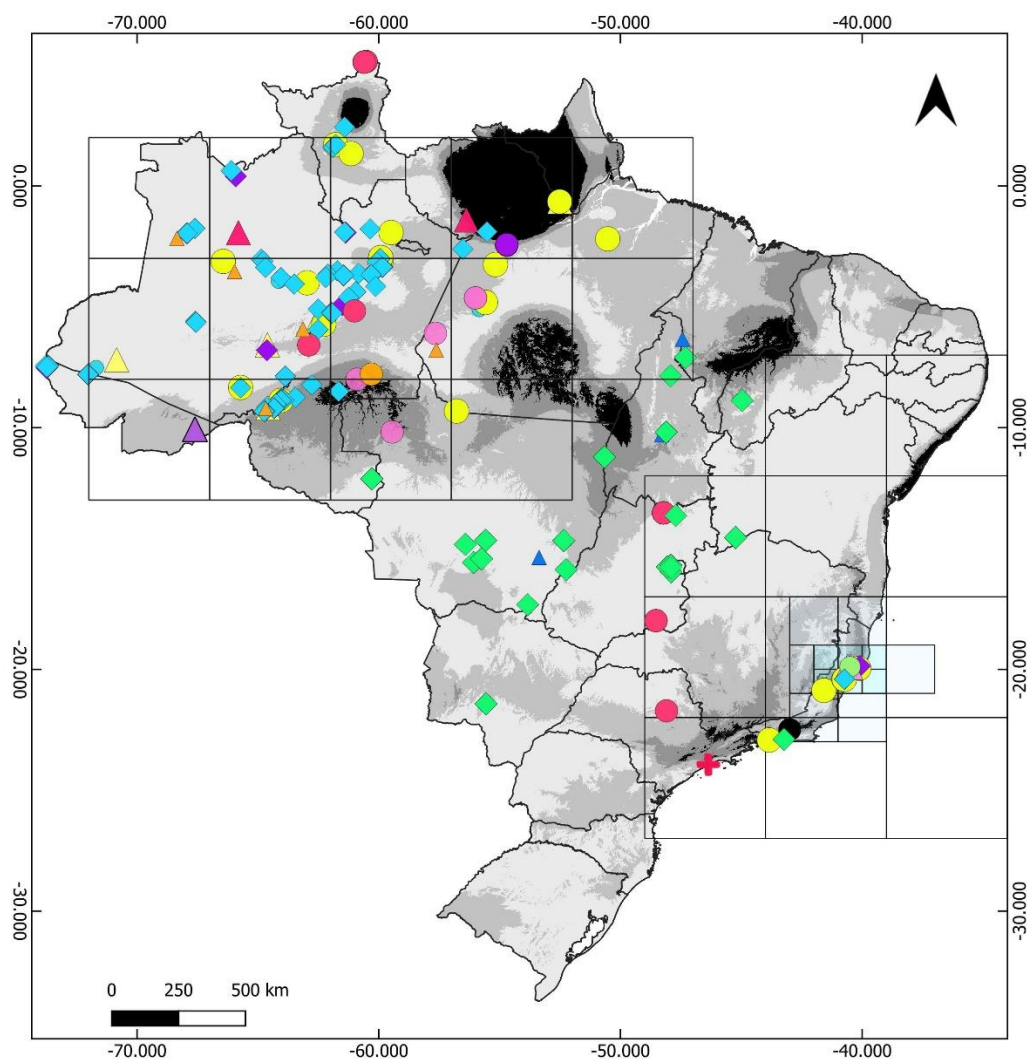
Tabela 3. Índices de endemismo (IE) das áreas de endemismo (EA) e das áreas de consenso (CA) das espécies do gênero *Dactyloa* e *Norops* obtidas com cada uma das quadrículas pelo NDM e a contribuição de cada espécie.

Áreas de endemismo	1° x 1°		2° x 2°		5° x 5°				
	AE	CA ₀	CA ₀	AE ₀	AE ₁	AE ₂	CA ₀	CA ₁	CA ₂
Pontuação das áreas de endemismo	2.0	2.0 – 2.25	2.0 – 2.25	2.62	2.55	2.0	2.62-2.87	2.55 - 2.80	2.0 – 2.25
Contribuição de cada espécie									
<i>Dactyloa phyllohrina</i>	-	-	-	0.633	0.611	-	0.633	0.611	-
<i>Dactyloa pseudotigrina</i>	1.0	1.0	1.0	-	-	1.0	-	-	1.0
<i>Dactyloa nasofrontalis</i>	1.0	1.0	1.0	-	-	1.0	-	-	1.0
<i>Norops auratus</i>	-	-	-	0.773	-	-	0.773	-	-
<i>Norops bombiceps</i>	-	-	-	0.773	0.714	-	0.773	0.714	-
<i>Norops scypheus</i>	-	-	-	0.447	0.611	-	0.447	0.611	-
<i>Norops tandai</i>	-	-	-	-	0.614	-	-	0.614	-

Tabela 4. Índices de endemismo (IE) das áreas de endemismo (EA) e das áreas de consenso das espécies dos gêneros *Adelophryne* e *Phyzelaphryne* obtidas com cada uma das quadrículas pelo NDM e a contribuição de cada espécie.

Áreas de endemismo	1° x 1°	2° x 2°	5° x 5°		
	CA ₀	CA ₀	AE ₀	AE ₁	CA ₀
Pontuação das áreas de endemismo	-	-	2.3636	2.000	2.25 – 2.50
Contribuição de cada espécie					
<i>Adelophryne glandulata</i>	-	-	0.8181	1.0	0.818 – 1.0
<i>Adelophryne meridionalis</i>	-	-	0.7727	0.500	0.500 – 0.773
<i>Adelophryne michelin</i>	-	-	0.7727	0.500	0.500 – 0.773

Figuras



Áreas de endemismo e Adequabilidade climática

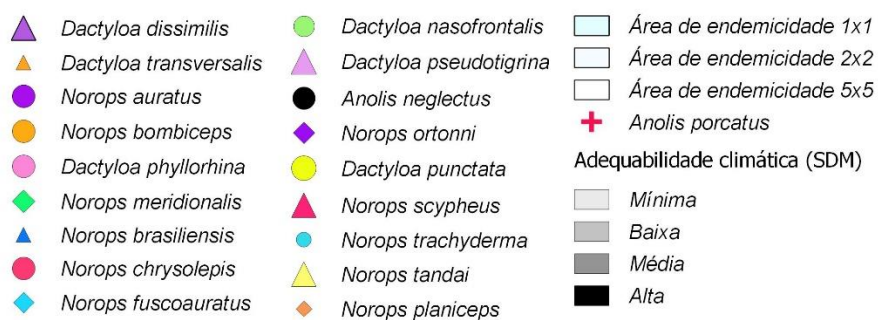
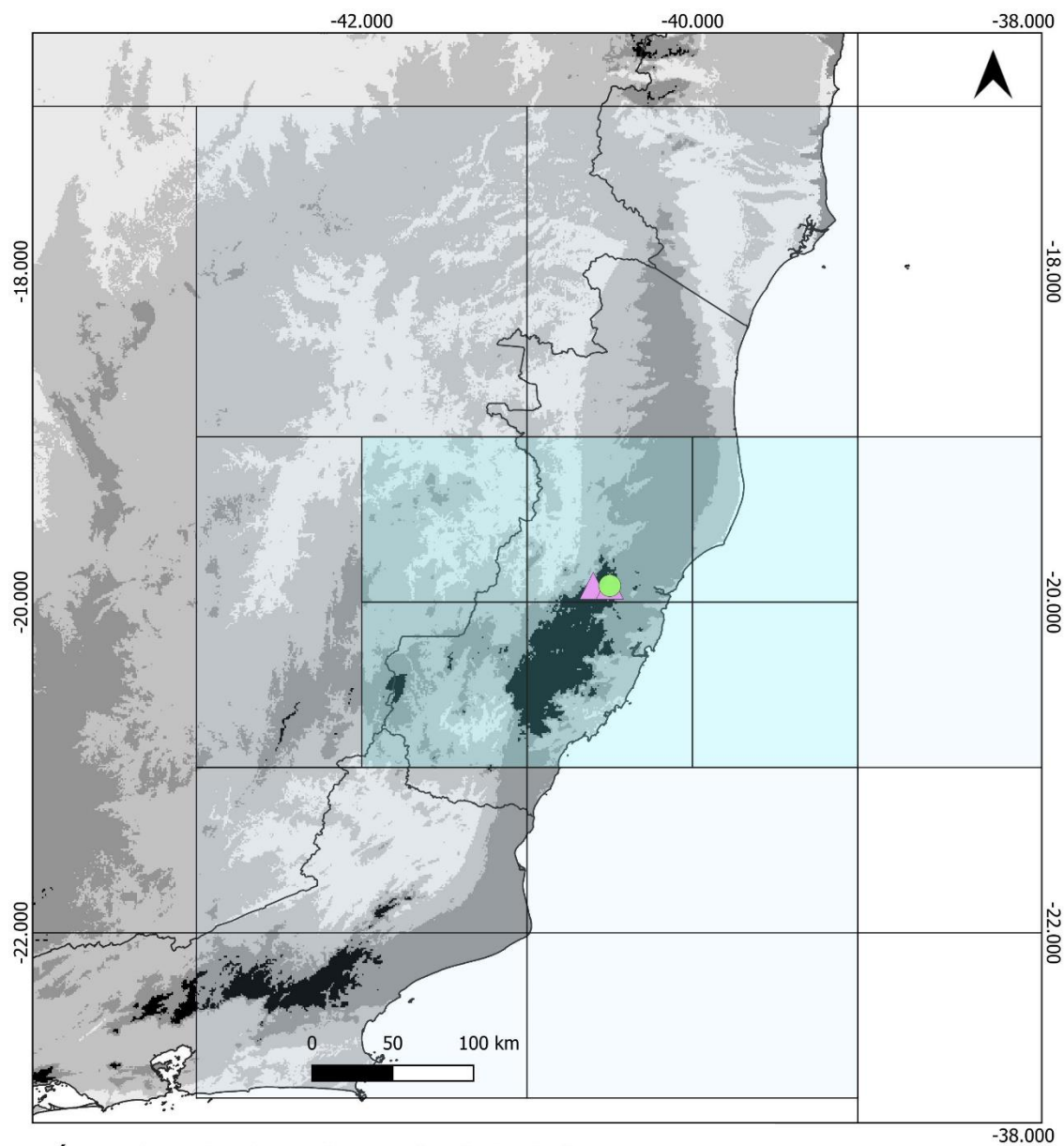


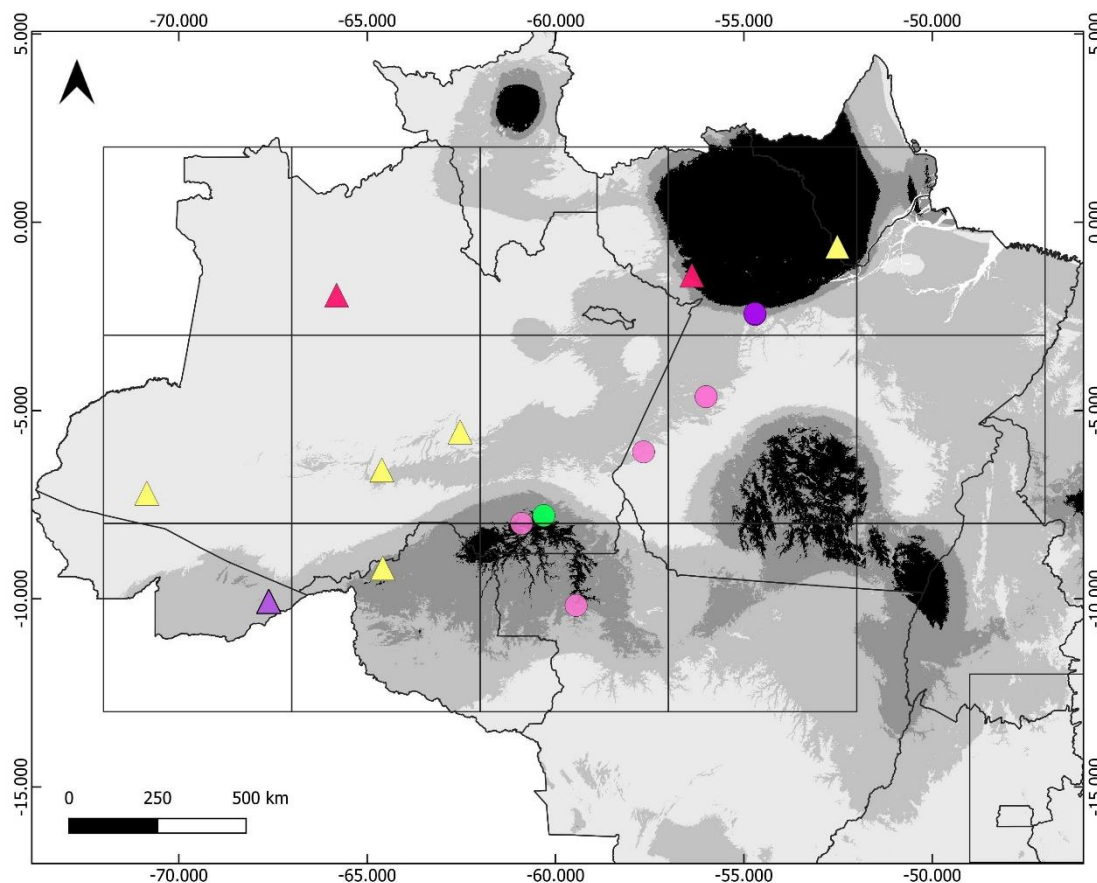
Figura 1 - Áreas de endemismo identificadas com as grades 1x1, 2x2 e 5x5, Áreas de adequabilidade climática: “mínima” (0– 0,12), “baixa” (0, 12 – 0,38), “média” (0,38 – 0,64) e “alta” (0,64) e registros de ocorrência das espécies filogeneticamente próximas do *Anolis porcatatus*, no Brasil.



Áreas de endemismo das grades 1x1 e 2x2



Figura 2A – Detalhe das Áreas de endemismo das espécies dos gêneros *Norops* e *Dactyloa* nativos do Brasil, formada pelos gradeamentos 1x1 e 2x, identificada na região Sudeste, e as espécies que formaram a AE. Áreas de adequabilidade climática (SDM): “mínima” (0– 0,12), “baixa” (0, 12 – 0,38), “média” (0,38 – 0,64) e “alta” (0,64) e registros de ocorrência das espécies filogeneticamente próximas do *Anolis porcatus*, no Brasil.



Áreas de endemismo da grade 5x5

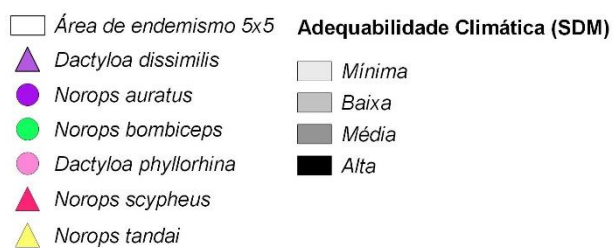
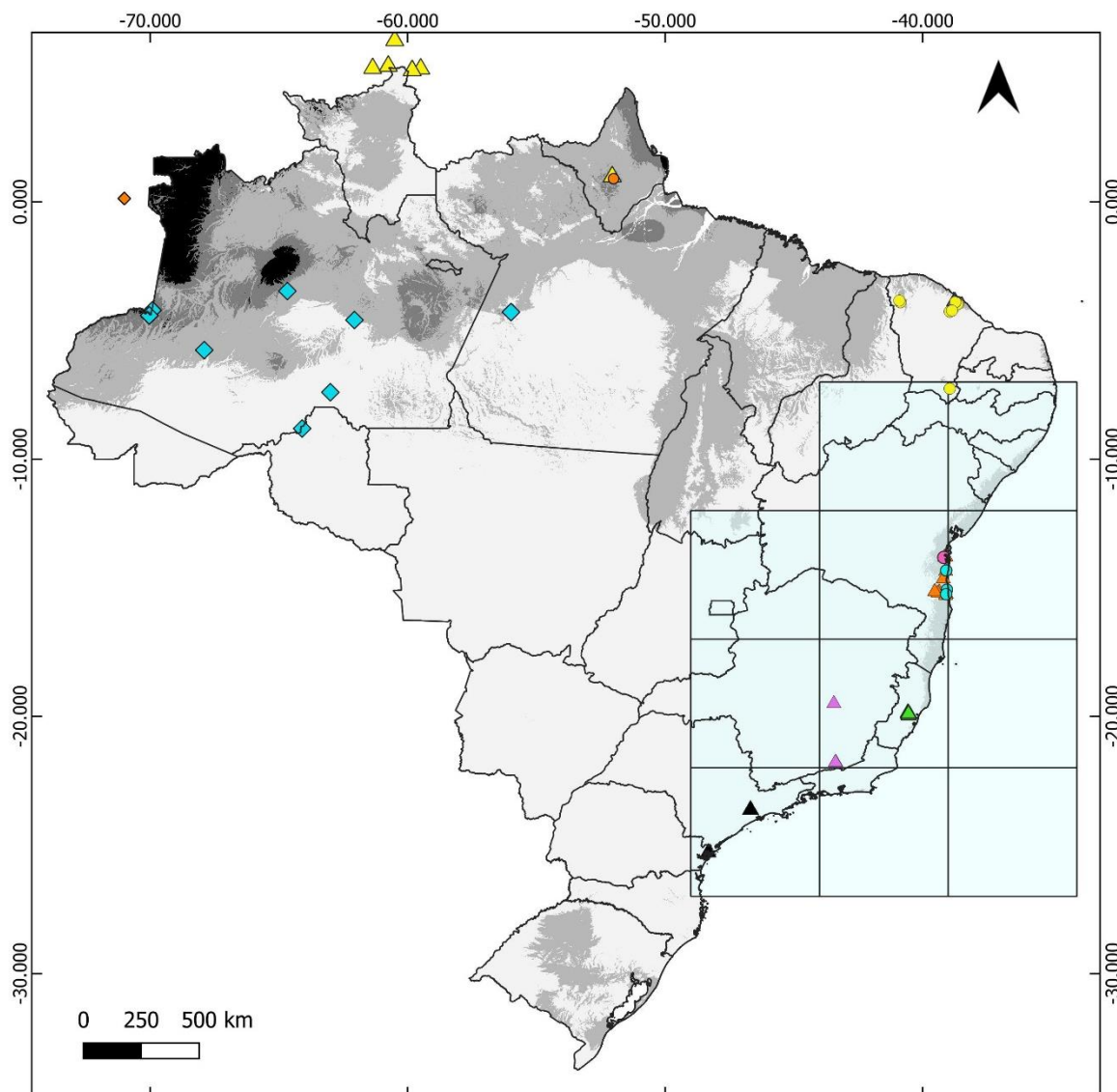


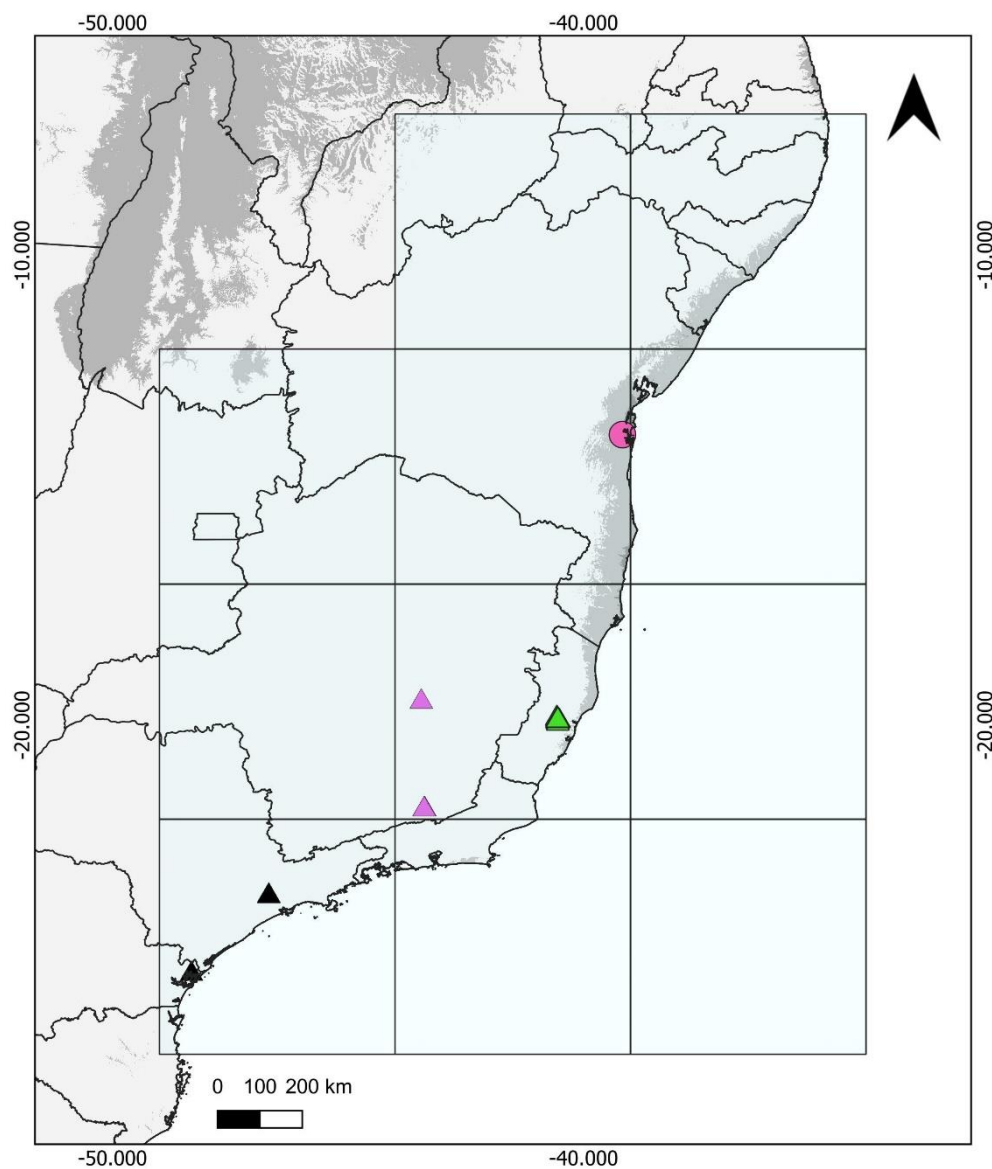
Figura 3B – Detalhe da Área de endemismo das espécies dos gêneros *Norops* e *Dactyloa* nativos do Brasil, formada pelo gradeamento 5x5, identificada nas regiões Norte e Centro-Oeste, e as espécies que formaram a AE. Áreas de adequabilidade climática (SDM): “mínima” (0–0,12), “baixa” (0,12 – 0,38), “média” (0,38 – 0,64).



Área de endemismo e Adequabilidade climática

- | | | |
|-------------------------------------|---------------------------------------|---|
| ◆ <i>Adelophryne adiasola</i> | ▲ <i>Adelophryne meridionalis</i> | Adequabilidade climática (SDM)
<div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: white; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> Mínima
<div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: lightgray; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> Baixa
<div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: gray; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> Média
<div style="display: inline-block; width: 20px; height: 10px; background-color: darkgray; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></div> Alta |
| ● <i>Adelophryne amapaensis</i> | ● <i>Adelophryne mucronata</i> | |
| ▲ <i>Adelophryne gutturosa</i> | ◆ <i>Phyzelaphryne miriamae</i> | |
| ● <i>Adelophryne baturitensis</i> | ▲ <i>Adelophryne pachtydactyla</i> | |
| ▲ <i>Adelophryne glandulata</i> | ▲ <i>Eleutherodactylus johnstonei</i> | |
| ▲ <i>Adelophryne maranguapensis</i> | □ Área de endemismo 5x5 | |
| ● <i>Adelophryne michelin</i> | | |

Figura 4 - Área de endemismo identificada com a grade 5x5, Áreas de adequabilidade climática: “mínima” (0 – 0,09), “baixa” (0,09 – 0,18), “média” (0,18 – 0,26) e “alta” (0,26 – 0,35) e registros de ocorrência das espécies filogeneticamente próximas do *Anolis porcatus*, no Brasil



Área de endemismo da grade 5x5

□ Área de Endemismo 5x5

▲ *Adelophryne glandulata*

● *Adelophryne michelin*

▲ *Adelophryne meridionalis*

▲ *Eleutherodactylus johnstonei*

Adequabilidade climática (SDM)

□ Mínima

■ Baixa

■ Média

■ Alta

Figura 4 - Áreas de endemismo (AE) das espécies dos gêneros *Adelophryne* e *Physelophryne* nativos do Brasil, identificada pelo gradeamento 5x5, nas regiões Sudeste e Nordeste e as espécies que formaram a AE. Áreas de adequabilidade climática: “mínima” (0 – 0,09), “baixa” (0,09 – 0,18), “média” (0,18 – 0,26) e “alta” (0,26 – 0,35).

Capítulo 3: Suscetibilidade dos portos do Brasil a introdução do *Anolis porcatus* via comércio marítimo global

Resumo

Com o aumento da movimentação da economia global, houve também um aumento nos vetores que são os facilitadores da dispersão de espécies exóticas. O transporte comercial marítimo, por exemplo, que atinge cada vez mais maiores movimentações e distâncias, tem suas rotas como importantes corredores antropogênicos, que em cada porto faz novas conexões e se configuram como fatores dispersores da fauna e facilitando novas introduções de espécies invasoras. Como resultado de uma introdução via comercial marítima, o lagarto verde cubano *Anolis porcatus* foi introduzido na área do Porto de Santos e, atualmente, sua ocorrência abrange quatro cidades brasileiras além da sua cidade do porto de introdução. No presente estudo tivemos como objetivo mensurar a probabilidade de novas introduções em portos marítimos no Brasil a partir dos dados de importação de Cuba, onde a espécie é nativa, e da Flórida, onde é introduzida e já estabelecida. Tomando como base os dados de importação via contêiner, em complementação com dados de frequência, tipos de rotas e adequabilidade climática de *A. porcatus*, obtida por um Modelo de Distribuição de Espécies (SDM), foram calculadas a suscetibilidade de cada porto sob o âmbito da bioinvasão por parte dessa espécie. Com isso, os resultados mostraram que os Portos de Itapoá, Rio de Janeiro, Salvador e Santos são os mais suscetíveis à bioinvasão. Nesses locais indicamos o emprego de esforços para controlar a entrada e pesquisar a presença da espécie, e em Santos, além de esforços para controlar para novas introduções, é indicado o monitoramento da população já existente. Com o presente estudo, pretendemos contribuir com informações que possam subsidiar ações de gestão no âmbito da espécie exótica *A. porcatus*, além de ser apenas um ponto de partida para um estudo mais aprofundado sobre os riscos de introdução de espécies via comércio marítimo. Em perspectiva futura, pretende-se também reunir os fatores que mais fazem sentido para a criação de um modelo para prever risco de introdução de lagartos por vias marítimas.

1. Introdução

O transporte marítimo é uma das indústrias mais globalizadas em termos de propriedade e operações. Em crescimento significativo, a partir de 2018, o comércio marítimo representou 80% do comércio global em termos de volume e 70% em termos de valor (Van Nierkerk 2005; Rodrigue 2020). Atualmente o tráfego marítimo apresenta um elevado grau de concentração da atividade portuária, processo atribuído majoritariamente ao acesso marítimo e ao desenvolvimento de infraestruturas. Assim, devido ao crescimento constante do comércio marítimo, os programas de expansão dos portos resultaram na crescente densidade de movimentação de navios de transporte marítimo mundial (Teixeira e Porto 2002; Rodrigue 2020).

Os portos se configuram em instalações com funções de abrigo, atracação, armazenagem e circulação em terra e mar com acessos marítimos (Teixeira e Porto 2002), sendo que os principais portos estabeleceram-se como portas de entrada de sistemas de distribuição continental e têm também acesso a corredores de distribuição de carga terrestre de diferentes capacidades (*e.g.* ferroviários, rodoviários). Devido a essas características, esses portos conferem à sua localização o status de porta de entrada (gateways) ou ponto central (hubs), uma vez que se tornam pontos obrigatórios de trânsito entre diferentes segmentos do sistema de transporte global, o que faz com que haja maiores operações nesses terminais (Rodrigue 2020).

Concomitantemente ao crescimento do comércio econômico global, o fluxo de espécies exóticas aumenta através de múltiplos caminhos (Hulme et al. 2008, CDB 2022), e o aumento dos fluxos e vias comerciais é um dos fatores que tende a facilitar o acesso das espécies exóticas a novas áreas de introdução, já que o número de espécies exóticas está altamente relacionado com atividades econômicas e introduções acidentais de espécies exóticas são mais passíveis de ocorrer em áreas de maior desenvolvimento econômico e ao longo de rotas de transporte de alta intensidade (Fonseca et al 2019, Hulme, 2009). Isso parece estar fortemente associada a aumentos substanciais na extensão e volume do comércio e dos transportes marítimo global que caracteriza uma variedade enorme de vetores para introdução de espécies (Levine e D'Antonio 2003; Ruiz e Carlton 2003; Hulme et al. 2009).

Cerca de 3.700 portos comerciais estão em operação em todo o mundo, sendo 800 portos de contêineres dos quais 170 movimentam tráfego superior a um milhão de TEU (unidade equivalente a um contêiner de 20 pés) por ano (Rodrigue 2020). Dentre esses portos está o Porto de Santos, o maior complexo portuário da América Latina, composto por terminais públicos e terminais privados. Responsável por um terço das trocas comerciais brasileiras, o porto de Santos participou da corrente comercial brasileira com 28,8% em 2022, representando 38,5%

da movimentação de contêineres do país (BR 2023). O Porto de Santos está entre os principais portos, que se estabeleceram como portas de entrada de sistemas de distribuição continental (gateways) e também têm acesso a corredores de distribuição de carga terrestre de alta capacidade. Com esses dados de movimentação comercial, é esperado a ocorrência de introdução de espécies invasoras via esse complexo portuário.

Um exemplo disso é o lagarto verde cubano *Anolis porcatus*, que foi registrado em 2014 em área portuária do Porto de Santos, o que correspondeu ao primeiro país da América Latina em que a espécie foi registrada (Samelo e Barrella 2016; Prates et al. 2016). Foi relatado que a espécie havia sido encontrada próxima e no interior de contêineres (Prates et al. 2016), que já é considerado um vetor de introdução e dispersão de espécies exóticas (ICMBio 2019, CDB 2022) facilitado pelo “corredor antropogênico” (Hulme et al 2008), aqui representado pelas rotas marítimas que conectam regiões econômicas e superam as descontinuidades do transporte terrestre (Rodrigue 2020).

Nesse sentido, a identificação dos fatores que regulam as introduções das espécies são um passo importante para entender o processo de estabelecimento e definir indicadores que podem ser usados em processos de tomada de decisão (Fonseca et al. 2019). Existem seis principais vias primárias de invasão que foram adotadas pela CDB (2014): (i) via soltura (intencional) de espécies silvestres de cativeiro, (ii) via fuga de cativeiro, (iii) um contaminante de uma mercadoria, (iv) um clandestino em um vetor de transporte, via que também inclui o turismo humano, (v) via corredores antropogênicos, e (vi) sem a ajuda de outras regiões invadidas (Hulme et al. 2008).

O Comitê Científico sobre Problemas do Meio Ambiente (SCOPE) estabelece três diretrizes para orientar futuros estudos em biologia de invasão: (1) identificar fatores que determinam o sucesso da invasão, (2) caracterizar ambientes que são vulneráveis ou resistentes a invasões, e (3) incorporar o conhecimento obtido em estratégias de gerenciamento eficazes (Davis 2006). Diversos estudos nesse contexto abordam as espécies invasoras através do comércio marítimo em ambientes costeiros, pois a água, sedimentos de lastro, água de porão, incrustações no casco e em outras partes da embarcação são os principais vetores para introdução de espécies exóticas invasoras (Ferreira et al. 2004, Seebens 2013, 2015), no entanto esses estudos abordam especialmente espécies exóticas marinhas, restando ainda muitas lacunas no conhecimento de estudos sobre as fontes e processos de invasão das espécies terrestres. A fim de iniciar o preenchimento dessas lacunas pretendemos aqui entender como o transporte marítimo via contêiner pode facilitar a introdução do *Anolis porcatus* via portuária.

Assim, para o presente estudo, nós consideramos duas origens para a introdução de *A. porcatus* introduzidos no Brasil: a primeira é que sejam provenientes de sua área nativa, em Cuba, na América Central, e a segunda é que sejam provenientes da Flórida, EUA, onde a população de *A. porcatus* também é exótica, visto que análises genéticas realizadas em indivíduos coletados na Baixada Santista demonstraram que esses possuem maior semelhança genética com a população da Flórida do que com uma população de Cuba estudada (Prates et al. 2016). Com isso, o objetivo principal deste estudo é compreender como os fluxos marítimos comerciais realizados entre Brasil e os países Cuba e EUA, podem tornar outras áreas portuárias do Brasil suscetíveis à novas introduções de *A. porcatus* e ao posterior estabelecimento da espécie, como vem ocorrendo na Baixada Santista, região costeira do estado de São Paulo. Complementarmente buscamos identificar fatores potencializadores para a introdução e ou estabelecimento da espécie, especialmente as áreas de adequabilidade climática de *A. porcatus* nas localizações dos portos.

2. Material e Métodos

Para verificar a suscetibilidade dos portos do Brasil à possíveis introduções de *A. porcatus* via comércio marítimo, a princípio, foram selecionados os principais portos do Brasil segundo a Agência Nacional de Transporte Aquaviário – ANTAQ (2022) e Siscomex (2022) e aqueles que recebem importação da Flórida, EUA, ou de Cuba. Os portos selecionados estão listados na Tabela 1 e ilustrados no mapa da Figura 1.

Para mensurar a suscetibilidade de introdução de *A. porcatus* nesses portos, foram utilizados dados do comércio exterior de 2018 a 2022 (ANTAQ 2022), especialmente os dados de importação de Cuba, onde a espécie é nativa, e da Flórida, onde a espécie já colonizou e possui populações estabelecidas. Ainda, complementarmente, considerados como fatores potencializadores, foram considerados os dados de frequência relativa (%) de movimentações de importação ao longo do período estudado, a adequabilidade climática da área onde o porto está inserido e em qual das dos eixos das rotas o porto está inserido, considerando rotas primárias ou secundárias.

Dos diversos tipos de transporte (e.g. graneis sólidos, graneis líquidos, contêineres) movimentados via rotas marítimas, para fins deste estudo, foi considerado como vetor apenas o transporte de cargas por contêiner, estrutura de transporte de cargas onde a espécie foi avistada (Prates et al. 2016). As características dos contêineres, com possibilidade de regulação da temperatura, bem como os tipos de carga que comportam, parece ser mais

favorável para esse processo de transporte não-intencional de *A. porcatius* nas longas rotas comerciais marítimas investigadas.

Para considerarmos essa hipótese de transporte por contêiner, buscamos entender as condições de transporte desses lagartos desde os locais de origem até o Brasil. Com isso, nos certificariamos de que atendem a premissa de sobrevivência de um lagarto com a fisiologia do *A. porcatius* sob as condições de temperatura e demais requerimentos ambientais, já que as rotas de Cuba e Flórida (EUA) até o Brasil se caracterizam por navegação de longo curso realizada entre portos brasileiros e estrangeiros (Antaq 2015). Além disso, os lagartos, como seres ectotérmicos, tem a temperatura como um dos fatores físicos mais importantes para sua ecologia (Rocha et al. 2009) e dependem da termorregulação para manter as temperaturas ótimas para determinadas atividades (Rocha et al. 2009).

Foram consideradas, portanto, informações sobre a temperatura da espécie *Norops fuscoauratus*, espécie próxima filogeneticamente e ecologicamente semelhante a *A. porcatius* (Collete 1961; Meshaka et al. 1997; Vitt et al. 2003), uma vez que não há esses dados disponíveis para *A. porcatius* e que muitas famílias e gêneros de lagartos mantêm uma correspondência e conservatividade em termos de temperatura corpórea em atividade (Bogert 1949, 1959; Rocha et al. 2009). Assim, temos que, para *N. fuscoauratus*, a temperatura média é de 28,7°C e o gradiente termal é de 25,7 - 33,8 °C (Vitt et al. 2003). Os contêineres não climatizados possuem a amplitude de temperatura de 7° a 26°C, portanto, partindo do gradiente termal de *N. fuscoauratus*, é possível que *A. porcatius* possa sobreviver a uma viagem de longa distância mesmo não estando em condições 100% ideais, visto que essa espécie já se mostrou resiliente e de fácil adaptação a condições diferentes daquelas de seu hábitat original (Powell et al. 1990; Losos 2009).

De acordo com os tipos de cargas, um contêiner com vegetais e frutas, por exemplo, pode até ser um ambiente razoavelmente favorável para a espécie. Por outro lado, consideramos que um contêiner refrigerado não seria um bom fator dispensor devido às baixas temperaturas, que inviabilizariam a termorregulação, comportamento indispensável para os ectotérmicos.

Embora tenha sido possível notar essas diferenças de acondicionamento e de cargas em contêineres, para o presente estudo consideraremos que todos os contêineres são potenciais vetores de *A. porcatius*, até mesmo considerando que o transporte por contêiner já é considerado um vetor para transporte de espécies introduzidas,

sendo abordado no item 5 “Contêineres e cargas marítimas” da Decisão 15/27 da CDB realizada em 2022, onde constam diretrizes no âmbito de introduções de espécies via contêineres (CDB 2022).

2.1. Definição das áreas portuárias críticas

Foram consideradas como áreas a serem avaliadas os Portos, os quais foram classificados sob diferentes fatores que possam contribuir para a facilitação da espécie introduzida *A. porcatus*, considerando sua origem (para fins da introdução) em Cuba e também na Flórida, onde existe população estabelecida (Meshaka et al. 1997).

Para isso, foram avaliados 23 Portos do Brasil, sejam eles administrados pela União, denominados como Porto Organizado – PO (Brasil 1993), ou sob administração privada, denominados como Terminal Autorizado - TA (Antaq 2021). A partir de consultas aos dados estatísticos de importação da Antaq – Agência Nacional de Transportes Aquaviários, escolhemos os portos que tiveram realizado importação de Cuba ou Flórida nos últimos cinco anos (Figura 1 e Tabela 1).

2.2. Critérios para classificação das áreas críticas para introdução de espécies

2.2.1. Movimentação (Importação) de contêineres de Cuba ou Flórida (EUA) nos últimos cinco anos

A partir da base de dados disponibilizados pela Antaq (2023), é possível obter os dados das movimentações de carga. No presente estudo aplicamos os filtros: → “Importação” → “Ano” → “país de origem” → “UF” (Unidade Federativa) de origem → “porto” ou “terminal” de origem → “país de destino” → “UF” destino → “porto” ou “terminal” de destino → “contêineres” → “tonelada”. Com isso, realizamos uma média de carga importada tanto para Cuba quanto para Flórida, separadamente. O período considerado foi o dos últimos cinco anos (2018 a 2022), período máximo disponibilizado no site da Antaq (2023). A Tabela completa com os levantamentos consta na Tabela S1 (material suplementar).

Para classificar os portos quanto à suscetibilidade de introdução de *A. porcatus*, foi realizado um cálculo de probabilidade de os portos receberem o lagarto verde cubano. Os fatores considerados foram a movimentação de cargas que o Porto de Santos recebe importações da Flórida (EUA) e de Cuba, sendo esses fatores que contribuem para a ocorrência da espécie introduzida, visto que o aumento dos eventos de movimentação de cargas tende a aumentar as chances de introdução da espécie que porventura pode ter sido transportada via contêiner.

A partir dos dados brutos de importação anuais dos portos, foi feita então uma média anual, em toneladas, e a partir dos resultados dessas médias, os valores foram separados em classes de tonelagem conforme a seguinte ordenação, **para a Flórida: classe 1 (0 – 1.000 ton/ano), classe 2 (1.000 - 10.000 ton/ano), classe 3 (10.000 – 100.000 ton/ano), classe 4 (100.000 – 1.000.000 ton/ano) e classe 5 (> 1.000.000 ton/ano); e para Cuba: classe 1 (0 – 100 ton/ano) classe 2 (100 – 1.000 ton/ano), classe 3 (1.000 – 10.000 ton/ano), classe 4 (10.000 – 100.000 ton/ano) e classe 5 (> 100.000 ton/ano).** Essa diferença nas classes foi adotada devido a diferença na grandeza dos valores de movimentação de importação, visto que na Flórida é significantemente maior do que em Cuba.

Quanto mais a classe se aproxima de cinco, corresponde a uma maior movimentação e, conforme esperado, uma maior probabilidade de ocorrência da espécie, que aqui denominamos “susceptibilidade”. Para a realização desses cálculos partimos da premissa que a classe 5 representa 100% de susceptibilidade, já que são os valores de tonelagem obtidos do Porto de Santos, onde já ocorreu a introdução de *A. porcatus*. Portanto, a Susceptibilidade foi calculada com a fórmula:

$$P(A) = n(a) / n(\Omega), \text{ onde}$$

P (A) é a probabilidade do evento (introdução);

n(A) é o número de conjuntos no elemento A e

n(Ω) é o número de elementos no conjunto.

Aqui, **n(A)** corresponde à classe cujo valor de tonelagem foi enquadrado, e **n(Ω)** corresponde ao valor mais alto da classe.

Para os portos que receberam carga dos dois portos, foram calculadas as susceptibilidades para para cada fonte de introdução em separado, considerando os dados de importação de Cuba e os dados de importação da Flórida (EUA). Os resultados obtidos foram então representados em um mapa elaborado com o QGis versão 3.28 Firenze (QGis 2023; https://qgis.org/pt_BR/site), onde cada porto foi representado por um ícone que representa a susceptibilidade de introdução.

2.2.2. Fatores potencializadores

Frequência de importação por ano

Como fator adicional, foi calculada a frequência de importação de contêineres como um fator potencializador da probabilidade de introdução de *A. porcatus*, visto que quanto maior o número de viagens e chegadas de cargas, mais altas são as chances de transporte da espécie exótica (Seebens et al 2013). A Frequência relativa (%) de importação de contêineres foi feita considerando os últimos cinco anos, sendo que cada ano correspondeu a uma amostra. A Frequência relativa é calculada a partir da fórmula $Fr = fa \cdot 100 / n^\circ$ de amostras, onde Fa é o n° de anos em que houve importação para cada porto do Brasil em relação ao total de anos amostrados (n=5).

Rotas Marítimas

As rotas marítimas correspondem a corredores de poucos quilômetros de largura que procuram evitar as discontinuidades dos transportes terrestres ligando os portos, principais elementos da interface mar/terra. O eixo principal do comércio marítimo é um corredor circum-equatorial que liga a América do Norte, Europa e Pacífico Asiático através do Canal de Suez, Estreito de Malaca e Canal do Panamá. Existem dois tipos de rotas marítimas de acordo com o uso, as rotas marítimas principais, que são aquelas que suportam os fluxos de navegação comercial mais importantes que atendem aos principais mercados, e as rotas secundárias, que são principalmente conectores entre mercados menores (Rodrigue 2020; Notteboom et al. 2022).

Os principais portos e que estão localizados no eixo das rotas principais são mais utilizados como “gateway” ou “hub”, o que aumenta do fluxo marítimo entre portos e também a multifatorialidade do modal de transporte, pois estão conectados com rotas rodoviárias e ferroviárias. Dessa forma, os portos localizados nas rotas principais também são potencializadores da suscetibilidade para a introdução de *A. porcatus*. Os dados das rotas marítimas foram obtidos em Rodrigue (2020), Strohaecker (2020) e ANTAQ (2023).

2.2.3. Adequabilidade climática obtida com o Modelo de Distribuição de Espécies (SDM)

Para a obtenção das áreas de adequabilidade climática do *Anolis porcatus* no Brasil, foi realizado um Modelo de Distribuição de Espécies (SDM) Maxent no cenário atual, seguindo as etapas de (i) preparação dos dados de ocorrência dessas espécies e (ii) seleção e preparação dos dados bioclimáticos (iii) modelagem de distribuição de espécies (iv) projeção do modelo para a área modelada e (v) avaliação (Kaiser et al. 1997; Dallapicola 2016; Phillips 2017; Negrão e Löwenberg-Neto 2018; Low et al. 2020).

O levantamento de registros de ocorrência georreferenciados de *A. porcatius* foi realizado a partir das bases de dados digitais com o pacote ‘spocc’ versão 1.2.0 (Chamberlain et al., 2021) do Programa R versão 4.1.2. Os registros foram filtrados com o pacote ‘CoordInateCleaner’ versão 2.0-20 (Zizka et al. 2021), excluindo possíveis ruídos, tais como, dados duplicados, imprecisos, fora dos ambientes naturais, coordenadas não terrestres, entre outros registros errôneos. Ainda, o Maxent realiza a filtragem de dados duplicados. As listas com os dados de ocorrência georreferenciados de *A. porcatius* em Cuba e no Brasil são fornecidos no Material Suplementar (Tabelas S1 e S2, material suplementar do Capítulo 1). Para o processo de modelagem de nicho ecológico espacial, foram considerados apenas os pontos de ocorrência de onde a espécie é nativa (Kaiser 1997; Low et al. 2020), no caso, a extensão da ilha de Cuba, na América Central. (Figura 1, Capítulo 1).

O conjunto de dados bioclimáticos foram obtidos a partir do portal Chelsa Bioclim v2.1 (Karger et al., 2021) (<https://chelsa-climate.org/bioclim/>). O conjunto de dados Chelsa Bioclim possui uma resolução espacial de 30 arco-segundos, que corresponde a uma grade espacial de 0,925 km (no Equador). O conjunto de variáveis corresponde a 19 variáveis bioclimáticas (Tabela 1, Capítulo 1), as quais foram “recortadas” para o envelope bioclimático que representa a área onde a espécie é nativa, no caso, a extensão da ilha de Cuba. O mesmo processo foi realizado para o envelope climático do Brasil, para onde foi projetada a modelagem da área nativa. Esse processo foi realizado com o software QGis versão 3.28 Firenze (Qgis Development Team 2023, disponível em https://qgis.org/pt_BR/site).

Para a escolha das variáveis ambientais, que é um dos principais fatores responsáveis pela qualidade do modelo (Araújo e Guisan 2006, Negrão e Löwenberg-Neto 2018), no presente estudo foram utilizados dois critérios combinados, a colinearidade, visto que a multicolinearidade entre as variáveis ambientais pode dificultar a análise das relações espécie-ambiente e é um dos fatores que reduzem o grau de confiança dos modelos (Heikkinen et al. 2006; Negrão et al. 2018; Naimi e Araújo 2016), e a importância biológica da variável para a espécie.

Para detectar multicolinearidade foi utilizado o coeficiente Fator de Inflação de Variância (VIF) (Lin et al, 2011), com o pacote ‘VIF’ versão 1.0 no Programa R versão 4.1.2, considerando $VIF_{cor}=0,7$ (James et al., 2017), e a partir disso, foram excluídas aquelas variáveis que apresentavam colinearidade entre si. Para a escolha das variáveis a serem utilizadas, adotou-se o critério do significado biológico da variável preditora para as espécies.

Após as análises, foram selecionadas quatro camadas ambientais para a utilização no modelo do *A. porcatatus* (Tabela 2, Capítulo 1).

A modelagem de nicho ecológico para *Anolis porcatatus* nos climas atual e futuro no Brasil foi realizada com o algoritmo ‘Maxent’, na plataforma Maxent versão 3.4.1 (Phillips et al. 2006, https://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/). Os parâmetros do Maxent foram ajustados para realização de 500 interações, 10.000 pontos de background (Merow e Silander Jr. 2016; Low et al. 2020), seleção de “auto features”, “random seed”, “analysis of variable importance”, “response curves” e “regularization multiplier” (RM) = 1. Os dados de registros foram divididos em 30% para avaliação (validação/teste) do modelo (porcentagem de teste randômico), e 70% foi usado para calibração (treino), com a técnica *Bootstrapping* (Hastie et al. 2009). Foram realizadas dez réplicas, a partir das quais foram obtidos os resultados com a média, que foram considerados como resultados das modelagens.

O modelo de saída logística resultou em um modelo médio com valores variando de 0 (inadequado) a 1 (adequado) (Phillips et al. 2006). O desempenho geral do modelo foi realizado usando o resultado da média de dez réplicas das métricas Área sob a Curva (AUC_{TEST}) e da Taxa de omissão (“OR10 = 10 percentile training presence test omission”) (Peterson et al. 2011; Radosavljevic e Anderson 2014). AUC é uma estatística calculada a partir de dados de teste retidos durante a validação cruzada (Peterson et al. 2011), com limite independente que varia de 0 (modelo equivalente a uma predição aleatória) a 1 (discriminação perfeita do modelo entre registros de presença e ausência) (Liu et al. 2015). Enquanto a métrica OR10 (10% training omission rate), quanto mais acima de 0.10 sinaliza a redução da capacidade de prever áreas de adequabilidade nas regiões de teste do modelo (Radosavljevic e Anderson 2014).

Os resultados das médias dos modelos realizados com o clima da área onde a espécie é nativa foram projetados para avaliar a potencial distribuição geográfica dessa no Brasil. Para a geração do mapa de probabilidade de presença da espécie, foram então utilizados os modelos das médias das dez réplicas baseado no modelo médio de saída logística gerado no software Maxent (valores contínuos de 0 a 1). Os mapas foram gerados com o software QGis, versão 3.28 Firenze. (Qgis Development Team 2023).

Por fim, após a obtenção dos resultados dos pontos localizados nas áreas críticas para a introdução de *A. porcatatus* e das áreas de adequabilidade climática obtidas com o SDM, foram elaborados mapas com a sobreposição desses resultados com o software QGis versão 3.28 Firenze (Qgis Development Team 2023). A partir desses

mapas, foram verificadas se as áreas onde estão localizados os portos estão inseridas em áreas de adequabilidade climática, fator que é potencializador para o estabelecimento da espécie após a introdução. Essa facilitação ocorre, pois o filtro fisiológico (Richardson et al. 2011) está diretamente relacionado com as condições climáticas que afetam as atividades das espécies, especialmente no caso dos lagartos por serem ectotérmicos (Rocha et al. 2009).

3. Resultados

Do total de 23 portos do Brasil considerados nesse estudo, sete realizaram importação de Cuba nos últimos cinco anos (2018 a 2022) e nove importaram da Flórida (ver detalhes nas Figura 2A e 2B, respectivamente). Os portos que receberam importação de Cuba no período de 2018 a 2022 e os respectivos valores de suscetibilidade de introdução de *A. porcatus* foram o Porto de Itapoá (80%), Porto de Salvador e Porto de Santos (60%), o Terminal da DP World e Porto do Rio Grande (40%) e o Porto do Rio de Janeiro e Porto de Belém (20%) (Tabela 2, Figura 3).

Enquanto os portos que importaram da Flórida (EUA) e os valores de suscetibilidade foram: Porto de Santos (100%), Porto de Itapoá e Porto do Rio de Janeiro (60%), Porto de Chibatão, Porto de Vitória e Porto do Rio Grande do Sul (40%), Porto de Salvador, Porto de Itaguaí e Porto de Vila do Conde (20%) (Tabela 3, Figura 4). Na Tabela S1, do material suplementar constam os dados detalhados de importação de Cuba e Flórida para o Brasil dos anos de 2018 a 2022.

Os valores de maior suscetibilidade ($>50\%$), foram, de acordo com as importações de Cuba, os portos de Itapoá, Salvador e Santos, e para as importações da Flórida, os portos de Itapoá, Rio de Janeiro e Santos. Quanto aos fatores potencializadores, para as importações de Cuba (Tabela 2), os portos de Salvador e Rio de Janeiro apresentaram frequência de $Fr = 80\%$, enquanto o Porto de Itapoá de $Fr = 60\%$. Já para as importações da Flórida (Tabela 3), os portos de Itapoá e Rio de Janeiro realizaram importações todos os anos entre 2018 e 2022, com $Fr(\%) = 100$.

Dos portos classificados com Suscetibilidade $< 50\%$, o Porto do Rio de Janeiro recebeu importação de Cuba em 80% dos anos, enquanto o Porto Chibatão recebeu importação de Flórida todos os anos do período estudado $Fr = 100\%$, o qual, junto do Porto de Vitória, que também teve alta frequência de movimentação com $Fr = 80\%$, ambos tiveram a suscetibilidade de 40%.

Ainda, considerando os demais fatores potencializadores para a suscetibilidade de cada porto, de acordo com as áreas de adequabilidade obtidas pelo SDM, os Porto de Itaguá, Rio de Janeiro e Vitória estão localizados em áreas de adequabilidade climática de *A. porcatus* (Figura 5), sendo, portanto, mais favoráveis para o estabelecimento da espécie caso ocorra sua introdução (Phillips 2016, Rocha et al 2009), que é uma das fases pelas quais as espécies introduzidas devem passar antes da colonização (Richardson et al. 2011).

Por fim, os portos listados nesse estudo que estão localizados na região costeira do Rio Grande do Sul à Belém do Pará fazem parte das Rotas primárias, tendo, portanto, maior movimentação de cargas, o que também representa um fator potencializador para a suscetibilidade de novas introduções de *A. porcatus*, sendo esses, o Porto do Rio Grande Sul, Porto de Itapoá, Porto de Santos, Terminal DPW, Porto de Itaguaí, Porto do Rio de Janeiro e Porto de Salvador. Com isso, considerando todos os fatores potencializadores aos resultados já obtidos, os Portos de Salvador e Rio de Janeiro, Porto de Itapoá e o Porto de Santos, são os que possuem maior suscetibilidade a uma nova invasão pelo anole verde cubano *A. porcatus*.

4. Discussão

O presente estudo buscou mensurar os portos brasileiros mais suscetíveis a novas introduções por *A. porcatus* baseado em dados de movimentação de importação comercial marítima, e os resultados obtidos estão consoantes com o que diversos estudos sobre introdução de espécies têm mostrado sobre o aumento do comércio global estar positivamente relacionado com o aumento das introduções de espécies por diferentes vetores (Liu et al. 2014, Blackburn et al. 2014, Seenbens et al. 2015, Fonseca et al. 2019, CDB 2022).

Nosso estudo resultou na identificação de quatro áreas portuárias no Brasil mais suscetíveis à introdução de *A. porcatus*, sendo essas áreas os Portos de Itapoá, Rio de Janeiro, Salvador e Santos, considerando ainda que neste último admite-se já ter ocorrido a introdução desse lagarto cubano invasor (Prates et al. 2016).

Desses portos, é importante considerar algumas informações relevantes, como o fato de que no Rio de Janeiro, nas proximidades do Aeroporto Santos Dumond, foi registrada em 2018 uma espécie exótica de anole, o *Norops sagrei*, a aproximadamente 3 km do porto do Rio de Janeiro (Oliveira et al 2018). *N. sagrei* é uma espécie invasora em 18 países e estudos já comprovaram impactos ocasionados por essa espécie sobre as espécies nativas das áreas receptoras (Losos et al. 1993, Greene et al. 2002, Campbell 2002, Stuart et al. 2014).

De modo parecido, em Salvador, no ano 2000, ocorreu o registro de uma espécie de anole registrada como *Anolis carolinensis*, cujo registro foi atribuído como soltura de pet (Fonseca et al 2014), no entanto, na data do registro ainda não havia registros de *A. porcatatus* no Brasil, sugerindo a importância de investigações na área a respeito da presença do anole em Salvador (Prates et al 2016).

Tanto o porto do Rio de Janeiro quanto o de Salvador estão localizadas em rotas primárias, o que significa que realizam alta movimentação marítima e, conseqüentemente, possuem uma maior ligação com diferentes corredores antropogênicos (Hulme et al. 2008), que correspondem às vias marítimas, ferroviárias e rodoviárias e abrangem fluxos de diferentes modais terrestres (e.g. caminhões, trens de carga de transporte), sendo esses portos, potenciais portas de entradas para introdução de espécies.

O porto de Santos, embora já tenha a introdução de *A. porcatatus* conhecida, considerando os valores altos de movimentação dos dois países “fonte” da espécie, deve ser considerado também uma área de suscetibilidade, sendo também importante investigar e monitorar a possível presença dessa espécie na área, visto que novas introduções podem ser relevantes para o processo de colonização e potencial invasão, especialmente porque a chegada de novos indivíduos da mesma espécie que já está estabelecida numa região pode contribuir para o sucesso da colonização (Liu et al. 2014) caso ainda esteja em processo. E, quando essa introdução equivale a novas e diferentes populações, a diversidade genética tende a aumentar, o que pode ainda implicar em mudanças nas características da espécie exótica e resultar em mudanças no seu nível de capacidade de invasão (Richardson et al 2011).

Dos demais portos, o Porto de Chibatão, localizado em Manaus, no Amazonas, recebeu um volume de carga relativamente alto de Cuba ao longo dos últimos cinco anos, e com uma frequência de importação ao longo do período temporal estudado maior que 50%, sendo também importante investigar e monitorar a possível presença de *A. porcatatus* nessa região portuária.

Ademais, para todos os portos é importante considerar medidas de prevenção conforme diretrizes da CDB (2022), que considera a movimentação de cargas via contêiner como um fator facilitador conhecido para introdução de espécies, em sua Decisão 15/27 da CDB realizada em 2022, onde discorre, em seu item 5 “Contêineres e cargas marítimas”, sobre ações no âmbito de prevenir a introdução de espécies invasoras por esse tipo de armazenamento de carga, e no item 27, dispõe que “a introdução e propagação de espécies exóticas invasoras através do transporte de contêineres marítimos deve ser evitada, de acordo com a orientação anexa à

decisão XIII/13 (CDB, 2022) e as medidas apropriadas devem ser tomadas para prevenir a propagação não intencional de espécies exóticas invasoras através de contêineres marítimos...” (CBD/COP/DEC/15/27).

Diante dos resultados obtidos e das diretrizes da CDB mencionadas, indicamos que medidas preventivas à introdução de *Anolis porcatus* nos portos que recebem importação de Cuba e/ou da Flórida, especialmente aqueles mencionados como mais suscetíveis, a saber, Porto de Salvador, Porto do Rio de Janeiro, Porto de Itapoá e Porto de Santos, devem ser incorporadas pelos órgãos responsáveis, na esfera da gestão ambiental portuária, com a adoção de protocolos de controle das cargas e implantação de programas de monitoramento nas áreas de entorno dos portos.

Outra ferramenta que pode ser usada para o conhecimento de novos registros de ocorrência, é a divulgação da espécie e solicitação de reporte de registro em determinados canais de comunicação, já que atualmente bancos de dados públicos são bem comuns (e.g. Inaturalist, gbif, specieslink), e os diferentes meios de comunicação (e.g. redes sociais, canais de comunicação dentro do porto) podem ajudar no conhecimento das informações de registro de ocorrência da espécie, além de subsidiar pesquisas e medidas de controle, se necessário.

5. Conclusões

Nosso estudo demonstra que a movimentação de cargas de importação de Cuba e da Flórida parecem estar relacionadas positivamente com a suscetibilidade à introdução de *A. porcatus* em áreas portuárias do Brasil, além de demonstrar que os dados do comércio exterior podem ser importantes para subsidiar pesquisas a respeito de introduções de espécies da herpetofauna via comércio marítimo.

Destacamos, no âmbito da vulnerabilidade das áreas portuárias para introdução de *A. porcatus*, que os portos de Itapoá, Rio de Janeiro, Salvador e Santos tendem a ser mais suscetíveis às possíveis introduções dessa espécie, portanto, são prioritários para realização de estudos de ocorrência da espécie e da distribuição da população exótica cuja ocorrência já é conhecida, bem como, para a implantação do protocolo para mitigação, no âmbito da gestão portuária, conforme mencionado no item anterior.

Por fim, o presente estudo abordou apenas os contêineres como vetor, no entanto, demais tipos de cargas e áreas dos navios podem também servir de abrigo para o transporte de *A. porcatus*, e desse modo, as medidas a serem adotadas no âmbito da gestão ambiental portuária devem considerar os demais tipos de carga que não sejam os contêineres. Estudos que venham a calcular e avaliar os riscos de introdução e de estabelecimento de espécies

exóticas da fauna podem ser valiosas ferramentas para a gestão da bioinvasão, fornecendo subsídios para evitar que espécies se tornem invasoras e para que haja o controle das espécies já consideradas invasoras.

Perspectivas futuras

Os dados dos processos de invasão e colonização têm sido mais estudados recentemente, e alguns modelos gerados parecem ser valiosos para o conhecimento das invasões ou avanço das introduções de espécies invasoras. Os modelos gerados por Seebens (2013, 2015) contemplam as introduções de espécies marinhas e respondem significativamente, enquanto que, para espécies terrestres, foram elaborados modelos que visam medir a invasividade, no entanto, não abordando a fonte de entrada, mas já a considerando após a introdução.

Assim, os impactos da bioinvasão via rotas marítimas ainda são pouco estudados, especialmente para as invasões terrestres, havendo ainda uma lacuna sobre as introduções não intencionais. O que se sabe é que o animais comercializados com a finalidade de “pet”, ou seja, animais de estimação, o que corresponde a uma via de introdução intencional, é responsável por mais da metade (55.6%) de espécies da herpetofauna introduzidas no Brasil (Fonseca et al. 2019).

Desse modo, um melhor detalhamento dos tipos de carga que vêm nos contêineres contribuiria para a filtragem dos dados e otimização das análises, visto que alguns tipos de carga (e.g. plantas, legumes e verduras) tendem a aumentar a chance de a espécie chegar ao local de introdução em condições adequadas, o que iria melhorar o risco baseado na movimentação comercial.

6. Referências Bibliográficas

- Antaq - Agência Nacional de Transportes Aquaviários (2023). <https://web3.antaq.gov.br/ea/sense/transplongocurso.html> Acessado em 02 de março de 2023.
- CDB Convention on Biological Diversity. Alien species (2022). Decision VI/23. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Decision VI/23. UNEP/CBD/COP/6/20. P249. Disponível em: <https://www.cbd.int/>.
- Davis MA (2006) Invasion Biology 1958-2005: The pursuit of science and conservation. Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature 1:35–64. https://doi.org/10.1007/1-4020-4925-0_3
- Fonseca É, Both C, Cechin SZ (2019) Introduction pathways and socio-economic variables drive the distribution of alien amphibians and reptiles in a megadiverse country. Diversity and Distributions 25:1130–1141. <https://doi.org/10.1111/ddi.12920>
- Hulme PE (2009) Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. Journal of Applied Ecology 46:10–18. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x>
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, et al (2008) Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. Journal of Applied Ecology 45:403–414. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x>
- Leinberger D (2006) Temperature and humidity in ocean containers. Proceedings of Dimensions.06, International Safe Transit Association: East Lansing, MI, USA.
- Levine JM, D'Antonio CM (2003) Forecasting biological invasions with increasing international trade. Conservation Biology 17:322–326. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.02038.x>
- Losos J (2008) Phylogenetic niche conservatism, phylogenetic signal and the relationship between phylogenetic relatedness and ecological similarity among species. Ecology Letters 11:995-1003.
- Meshaka WE Jr, Clouse RM, Butterfield BP and Hauge JB (1997) The Cuban green anole, *Anolis porcatius*: a new anole established in Florida. Herpetological Review 28:101–102.
- Notteboom T (2022) Global trends in maritime supply chains and ports in 2021. Annual Report of Valencia Containerized Freight Index (VCFI) 1:10-15.
- Pianka ER 1973. The structure of lizards communities. Annual Review of Ecology and Systematics 4: 53-74.
- Powell R, Smith DD, Parmelee JS, et al (1990) Range expansion by an introduced anole: *Anolis porcatius* in the Dominican Republic. Amphibia-Reptilia 11:421–425. <https://doi.org/10.1163/156853890x00113>
- Prates I, Hernandez L, Samelo RR and Carnaval AC (2016) Molecular identification and geographic origin of an exotic Anole lizard introduced to Brazil, with remarks on its natural history. South American Journal of Herpetology, 11:220–227.
- Radosavljevic A, Anderson RP (2014) Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. Journal of Biogeography 41:629–643. <https://doi.org/10.1111/jbi.12227>
- Rocha CF, Sluys MV, Vrcibradic D, et al (2009) Comportamento de Termorregulação em Lagartos Brasileiros. Oecologia Australis 13:115–131. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1301.09>
- Rodrigue JP (2020) The Geography of Transport Systems. Routledge, Abingdon, Oxon <https://doi.org/10.4324/9780429346323>

Ruiz GM, Carlton JT (2003) Invasive species: vectors and management strategies. Island Press, Washington DC, Washington

Samelo RR, Barrella W (2016) Geographic Distribution: *Anolis porcatius* (Cuban Green Anole). Herpetological Review 47:256.

Seebens H, Gastner MT, Blasius B (2013) The risk of marine bioinvasion caused by Global Shipping. Ecology Letters 16:782–790. <https://doi.org/10.1111/ele.12111>

Sluys MV, Rocha CFD, Vrcibradic D, Galdino CAB and Fontes AF (2004) Diet, activity, and micro-habitat use of two syntopic tropidurus species (lacertília:tropiduridade) in minas gerais, brazil. Journl of herpetology, vol.38, nº 4, pp 606-611.

Strohaecker, Tânia & Nicolodi, Joao L. & Zamboni, Ademilson. (2020). Macrodiagnostico da Zona e Costeira Marinha do Brasil: Dinâmica populacional.

Teixeira SG, Porto MM (2002) Portos e Meio Ambiente. Aduaneiras, São Paulo.

Van Niekerk HC (2005) Port reform and concessioning in developing countries. Maritime Economics & Logistics 7:141–155 <https://doi.org/10.1057/palgrave.mel.9100129>

Vitt LJ, Avila-Pires TC, Espósito MC, et al (2003a) Sharing amazonian rain-forest trees: Ecology of *Anolis punctatus* and *Anolis transversalis* (Squamata: Polychrotidae). Journal of Herpetology 37:276–285. [https://doi.org/10.1670/0022-1511\(2003\)037\[0276:sarteo\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1670/0022-1511(2003)037[0276:sarteo]2.0.co;2)

Vitt LJ, Avila-Pires TC, Zani PA, et al (2003b) Life above ground: Ecology of *Anolis fuscoauratus* in the amazon rain forest, and comparisons with its nearest relatives. Canadian Journal of Zoology 81:142–156. <https://doi.org/10.1139/z02-230>

Material Suplementar

Tabela S1. Dados de movimentação comercial marítima em tonelagem: importação de cargas por contêineres de Cuba e Flórida (EUA) para portos do Brasil entre 2018 e 2022.

Ano	Porto Destino	Porto Origem							
		Flórida						Cuba	
		St_Petersburg	Miami	Everglends	Tampa	Manatee	Palm	Santiago	Mariel
2018	Belem (PA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Vila do Conde (PA)	0	87	0	0	0	0	0	0
2018	Porto Chibatão (AM)	25	1427	4698	0	0	0	0	0
2018	Manaus (AM)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Aratu (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Fortaleza (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	São Luís do Maranhão (MA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Pecém (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Salvador (BA)	0	0	0	0	0	0	0	71
2018	Suape (PE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Itaguaí (RJ)	47	0	0	0	0	0	0	0
2018	Rio de Janeiro (RJ)	0	5	11497	0	0	0	0	24
2018	São Francisco do Sul (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Santos (SP)	1643512	0	120300	0	145	0	537	590
2018	DP World (SP)	0	0	0	0	0	0	147	0
2018	São Sebastião (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Vitória (ES)	0	1155	0	0	0	0	0	0
2018	Paranaguá (PR)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	0	0	0	0	0	6
2018	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Navegantes (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2018	Itapoá (SC)	0	0	6807	0	0	0	0	8056
2018	Imbituba (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Belem (PA)	0	0	0	0	0	0	0	71
2019	Vila do Conde (PA)	0	6	0	0	0	0	0	0
2019	Porto Chibatão (AM)	1265	3233	3753	0	0	0	0	0
2019	Manaus (AM)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Aratu (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Fortaleza (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	São Luís do Maranhão (MA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Pecém (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Salvador (BA)	0	50	0	0	0	0	0	1143
2019	Suape (PE)	0	0	0	0	0	0	0	0

Ano	Porto Destino	Porto Origem							
		Flórida						Cuba	
		St_Petersburg	Miami	Everglends	Tampa	Manatee	Palm	Santiago	Mariel
2019	Itaguaí (RJ)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Rio de Janeiro (RJ)	35	12886	0	0	0	0	0	0
2019	São Francisco do Sul (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Santos (SP)	1480028	0	106527	0	0	0	143	343
2019	DP World (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	São Sebastião (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Vitória (ES)	22475	0	184	0	0	0	0	0
2019	Paranaguá (PR)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Navegantes (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2019	Itapoá (SC)	0	0	8699	25	0	0	0	7843
2019	Imbituba (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Belem (PA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Vila do Conde (PA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Porto Chibatão (AM)	268	2161	2629	0	0	0	0	0
2020	Manaus (AM)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Aratu (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Fortaleza (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	São Luis do Maranhão (MA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Pecém (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Salvador (BA)	0	0	0	0	0	0	16	167
2020	Suape (PE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Itaguaí (RJ)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Rio de Janeiro (RJ)	0	0	12016	0	0	0	0	8
2020	São Francisco do Sul (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Santos (SP)	1309115	0	106199	0	0	0	0	0
2020	DP World (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	São Sebastião (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Vitória (ES)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Paranaguá (PR)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	0	0	0	0	0	116
2020	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Navegantes (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2020	Itapoá (SC)	0	0	16733	0	0	0	17	0
2020	Imbituba (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0

Ano	Porto Destino	Porto Origem							
		Flórida						Cuba	
		St_Petersburg	Miami	Everglends	Tampa	Manatee	Palm	Santiago	Mariel
2021	Belem (PA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Vila do Conde (PA)	0	60	0	0	0	0	0	0
2021	Porto Chibatão (AM)	845	2521	3606	0	0	0	0	0
2021	Manaus (AM)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Aratu (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Fortaleza (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	São Luis do Maranhão (MA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Pecém (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Salvador (BA)	0	421	0	0	0	0	17	53
2021	Suape (PE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Itaguaí (RJ)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Rio de Janeiro (RJ)	0	0	9894	0	0	0	0	6
2021	São Francisco do Sul (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Santos (SP)	0	1543	148725	0	0	0	0	12
2021	DP World (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	São Sebastião (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Vitória (ES)	1350	0	0	0	0	0	0	0
2021	Paranaguá (PR)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	0	0	0	0	0	24
2021	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Navegantes (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2021	Itapoá (SC)	0	0	15407	0	0	0	0	0
2021	Imbituba (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Belem (PA)	0	0	0	0	0	0	0	1
2022	Vila do Conde (PA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Porto Chibatão (AM)	916	0	4737	0	0	0	0	0
2022	Manaus (AM)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Aratu (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Fortaleza (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	São Luis do Maranhão (MA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Pecém (CE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Salvador (BA)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Suape (PE)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Itaguaí (RJ)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Rio de Janeiro (RJ)	265349	0	16334	0	0	0	0	28
2022	São Francisco do Sul (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0

Ano	Porto Destino	Porto Origem							
		Flórida						Cuba	
		St_Petersburg	Miami	Everglends	Tampa	Manatee	Palm	Santiago	Mariel
2022	Santos (SP)	15080850	0	136521	0	0	0	0	10
2022	DP World (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	São Sebastião (SP)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Vitória (ES)	383	0	0	0	0	0	0	0
2022	Paranaguá (PR)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Navegantes (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0
2022	Itapoá (SC)	0	0	11302	0	0	0	0	0
2022	Imbituba (SC)	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelas

Tabela 1. Portos e Terminais Marítimos no Brasil com maior movimentação de contêiner e/ou que recebem importação de Cuba ou Flórida. Coordenadas em graus decimais georreferenciadas em Datum WSG84, Zona 23K.

Nº	Região	Porto Estado	Adm	Localização	
				Latitude	Longitude
1	Norte	Manaus (AM)	PO	-3,1369	-60,0262
2	Norte	Porto Chibatão (AM)	TA	-3,1549	-59,9892
3	Norte	Vila do Conde (PA)	TA	-1,5416	-48,7488
4	Norte	Belém (PA)	PO	-1,4532	-48,5
5	Nordeste	São Luís do Maranhão (MA)	PO	-2,6298	-44,3516
6	Nordeste	Pecém (CE)	PO	-3,5491	-38,81019
7	Nordeste	Fortaleza (CE)	PO	-3,7126	-38,4741
8	Nordeste	Suape (PE)	PO	-8,3965	-34,9616
9	Nordeste	Aratu (BA)	PO	-12,7735	-38,4986
10	Nordeste	Salvador (BA)	PO	-12,967	-38,5234
11	Sudeste	Vitória (ES)	PO	-2,3235	-40,3467
12	Sudeste	Rio de Janeiro (RJ)	PO	-22,8977	-43,1807
13	Sudeste	Itaguaí (RJ)	PO	-22,9121	-43,8081
14	Sudeste	São Sebastião (SP)	TA	-23,8047	-45,4001
15	Sudeste	Santos (SP)	PO	-23,9655	-46,3023
16	Sudeste	DP World (SP)	TA	-23,9252	-46,3193
17	Sul	Paranaguá (PR)	PO	-25,5008	-48,5071
18	Sudeste	São Francisco do Sul (SC)	PO	-26,2353	-48,6344
19	Sul	Navegantes (SC)	TA	-26,8942	-48,6608
20	Sul	Itapoá (SC)	TA	-28,1833	-48,6066
21	Sul	Imbituba (SC)	TA	-28,2435	-48,662
22	Sul	Terminal Santa Clara (RS)	PO	-29,883	-51,3775
23	Sul	Rio Grande do Sul (RS)	PO	-32,1287	-52,1104

Legenda: Adm: Administração. PO – Porto Organizado. TA – Terminal Autorizado. Nº - Número do Porto nos mapas.

Tabela 2. Suscetibilidade dos portos (em porcentagem) à introdução de *Anolis porcatus*, considerando os dados de importação de Cuba, de 2018 a 2022. Classificação de cada porto quanto ao tipo de rotas marítimas, frequência de ocorrência de importação (considerando os cinco anos de dados) e a adequabilidade climática obtida com o SDM.

Nº	Porto	Média ano (Tonelagem)	Classe	Suscet. (%)	Frequência de Ocorrência	Rota	Adeq. climática
1	Manaus (AM)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
2	Porto Chibatão (AM)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
3	Vila do Conde (PA)	0	0	-	0	Secundária	Baixa

Nº	Porto	Média ano (Tonelagem)	Classe	Suscet. (%)	Frequência de Ocorrência	Rota	Adeq. climática
4	Belém (PA)	14	1	20	40	Secundária	Baixa
5	São Luis do Maranhão (MA)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
6	Pecém (CE)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
7	Fortaleza (CE)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
8	Suape (PE)	0	0	-	0	Primária	Mínima
9	Aratu (BA)	0	0	-	0	Primária	Alta
10	Salvador (BA)	293	3	60	80	Primária	Alta
11	Vitória (ES)	0	0	-	0	Primária	Média/Alta
12	Rio de Janeiro (RJ)	13	1	20	80	Primária	Baixa
13	Itaguaí (RJ)	0	0	-	0	Primária	Baixa
14	São Sebastião (SP)	0	0	-	0	Primária	Baixa/Média
15	Santos (SP)	329	3	60	100	Primária	Baixa/Média
16	DP World (SP)	147	2	40	20	Primária	Baixa/Média
17	Paranaguá (PR)	0	0	-	0	Primária	Baixa
18	São Francisco do Sul (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
19	Navegantes (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
20	Itapoá (SC)	3183,2	4	80	60	Primária	Mínima
21	Imbituba (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
22	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	-	0	Primária	Mínima
23	Rio Grande do Sul (RS)	29	2	40	20	Primária	Mínima

Tabela 3. Suscetibilidade dos portos (em porcentagem) à introdução de *Anolis porcatus*, considerando os dados de importação de Flórida (EUA), de 2018 a 2022. Classificação de cada porto quanto ao tipo de rotas marítimas, frequência de ocorrência de importação (considerando os cinco anos de dados) e a adequabilidade climática obtida com o SDM.vv

Nº	Porto	Média ano (Tonelagem)	Classe	Suscet. (%)	Frequência de Ocorrência	Rota	Adeq. climática
1	Manaus (AM)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
2	Porto Chibatão (AM)	6416,8	2	40	100	Secundária	Baixa
3	Vila do Conde (PA)	30,6	1	20	40	Secundária	Baixa
4	Belém (PA)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
5	São Luis do Maranhão (MA)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
6	Pecém (CE)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
7	Fortaleza (CE)	0	0	-	0	Secundária	Baixa
8	Suape (PE)	0	0	-	0	Primária	Mínima
9	Aratu (BA)	0	0	-	0	Primária	Alta
10	Salvador (BA)	94,2	1	20	40	Primária	Alta
11	Vitória (ES)	5109,4	2	40	80	Primária	Média/Alta
12	Rio de Janeiro (RJ)	65603,2	3	60	100	Primária	Baixa

Nº	Porto	Média ano (Tonelagem)	Classe	Suscet. (%)	Frequência de Ocorrência	Rota	Adeq. climática
13	Itaguaí (RJ)	9,4	1	20	20	Primária	Baixa
14	São Sebastião (SP)	0	0	-	0	Primária	Baixa/Média
15	Santos (SP)	4026693	5	100	100	Primária	Baixa/Média
16	DP World (SP)	0	0	-	0	Primária	Baixa/Média
17	Paranaguá (PR)	0	0	-	0	Primária	Baixa
18	São Francisco do Sul (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
19	Navegantes (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
20	Itapoá (SC)	11794,6	3	60	100	Primária	Mínima
21	Imbituba (SC)	0	0	-	0	Primária	Mínima
22	Terminal Santa Clara (RS)	0	0	-	0	Primária	Mínima
23	Rio Grande do Sul (RS)	0	0	-	0	Primária	Mínima

Figuras

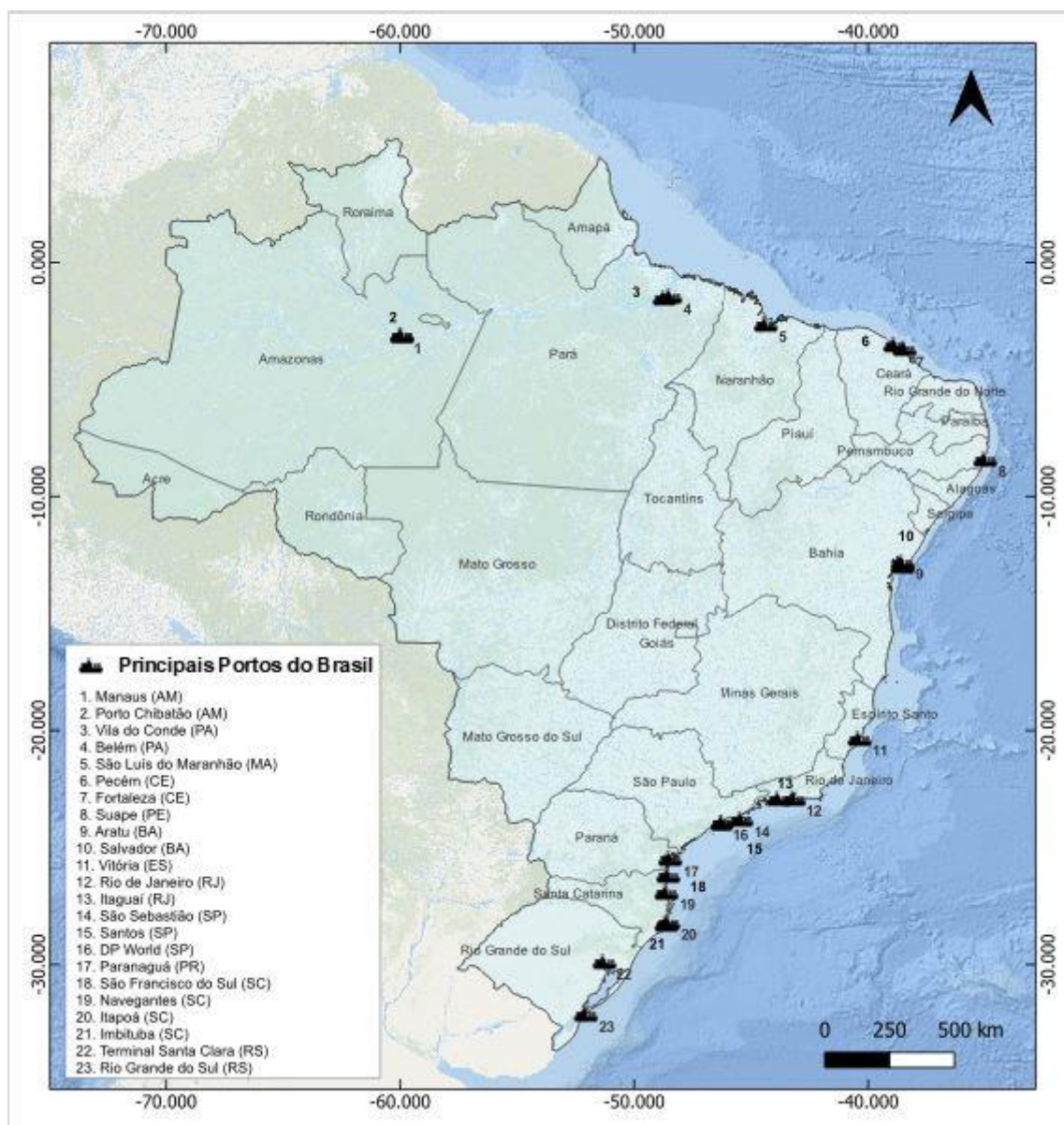
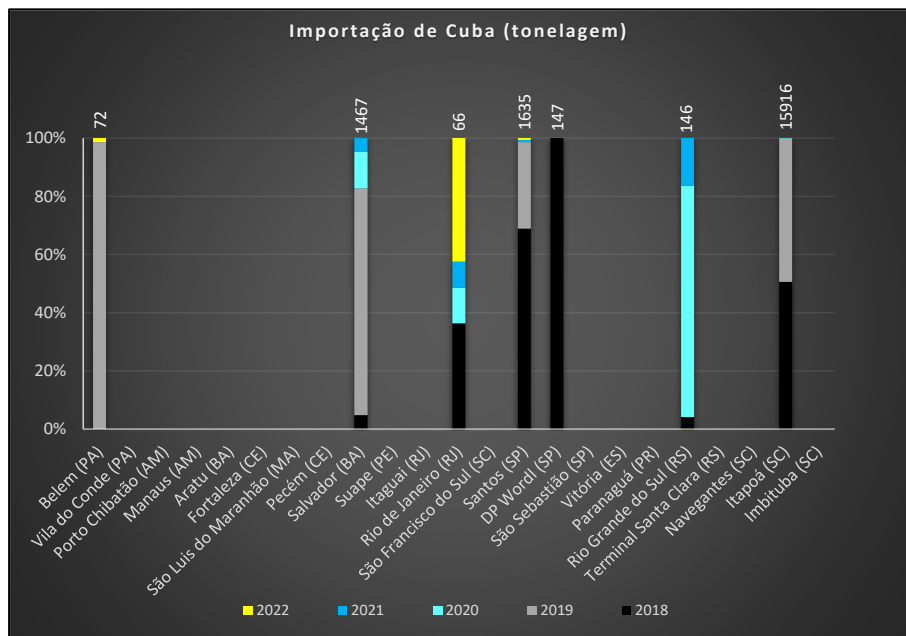


Figura 1. Portos e Terminais Marítimos no Brasil com alta movimentação de contêiner.

(A)



(B)

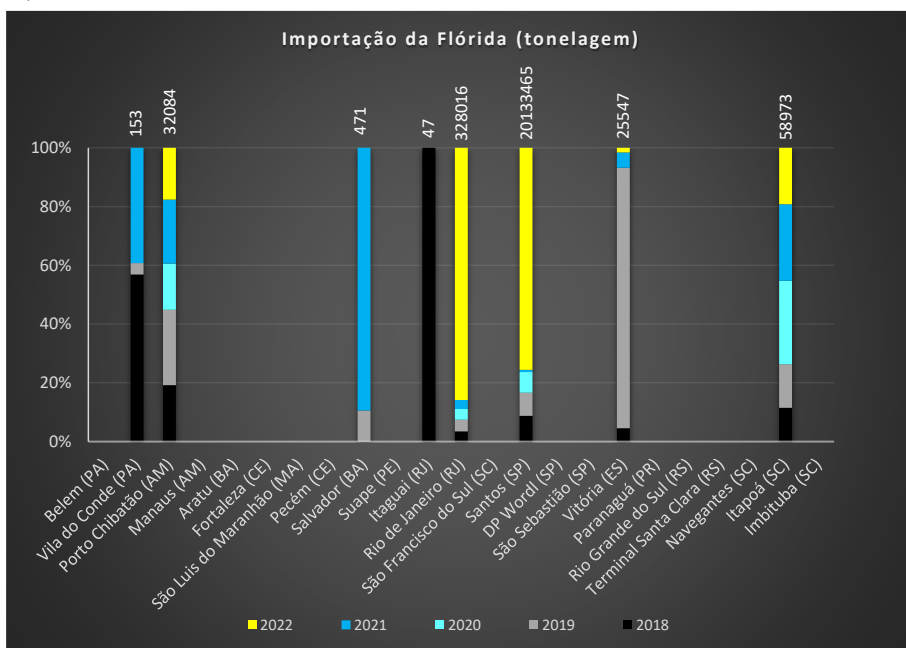


Figura 2. (A) Dados de importação (em tonelagem) por ano dos Portos de Cuba para Portos e Terminais Marítimos no Brasil, com a carga em contêiner. **(B)** Dados de importação (em tonelagem) por ano dos Portos da Flórida (EUA) para Portos e Terminais Marítimos no Brasil, com a carga em contêiner.

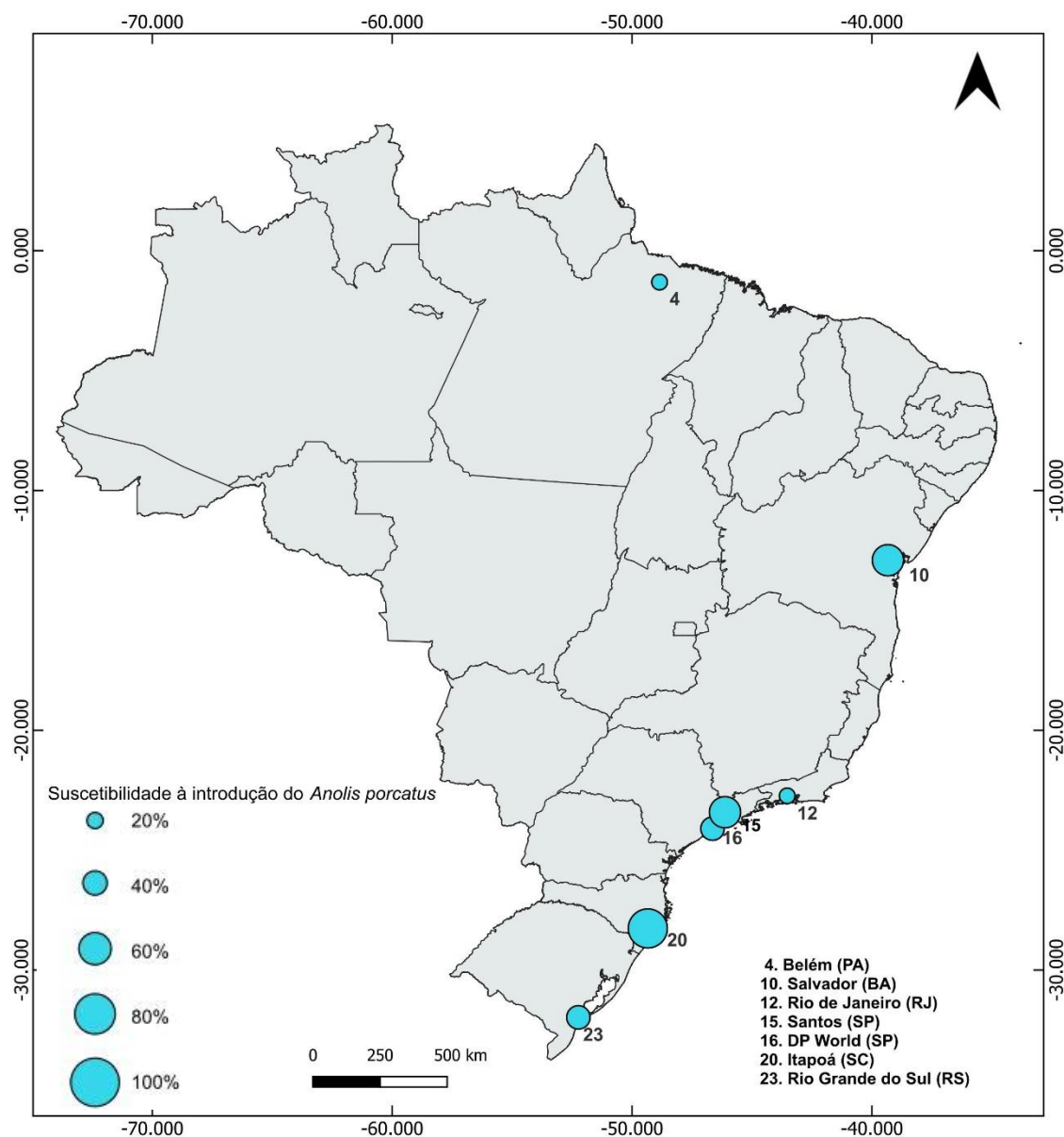


Figura 3. Suscetibilidade dos portos quanto à introdução de *Anolis porcatius* via contêiner, considerando a quantidade de importação de Cuba em tonelagem nos últimos cinco anos (2018 a 2022).

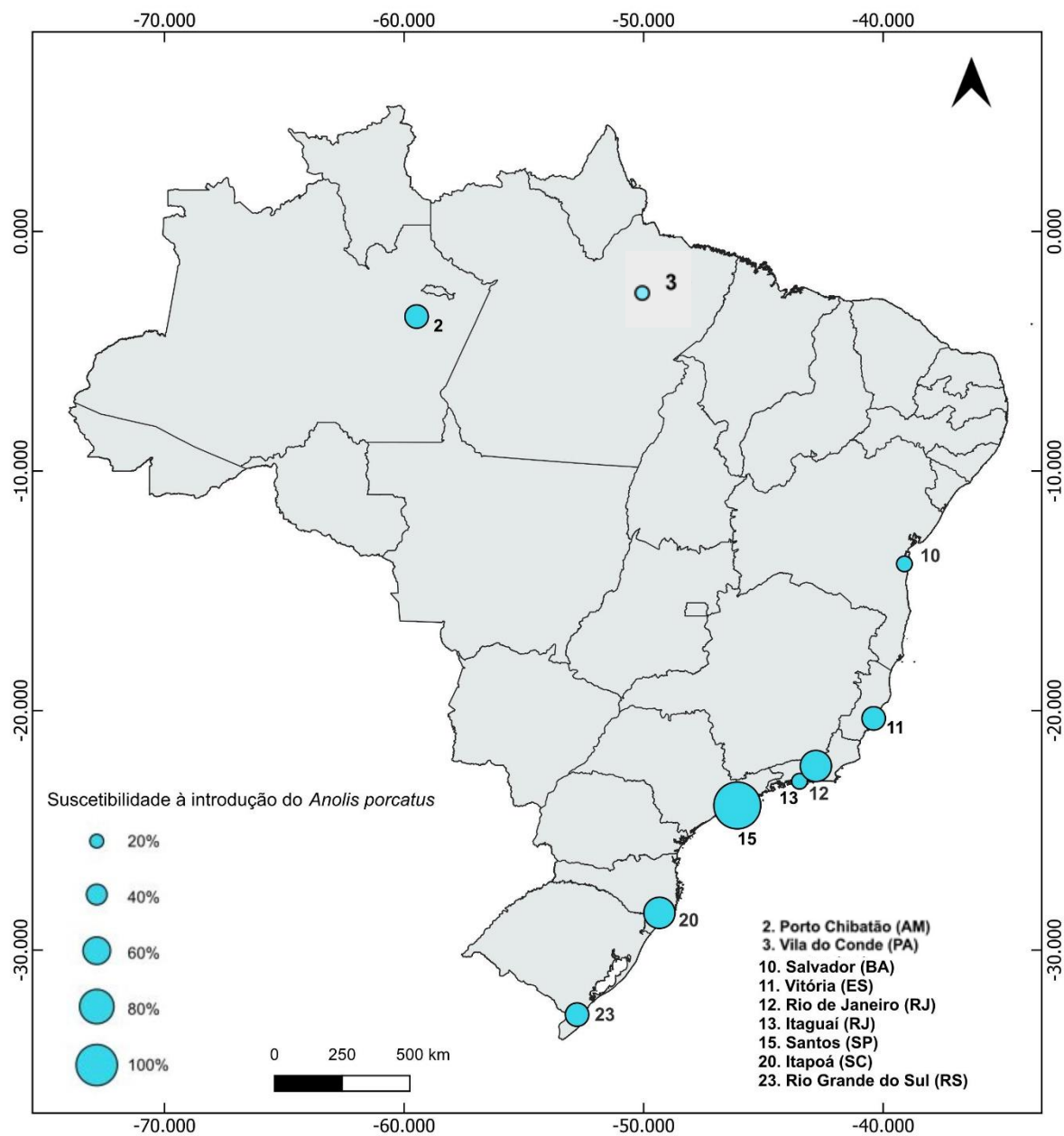


Figura 4. Suscetibilidade dos portos quanto à introdução de *Anolis porcatus* via contêiner, considerando a quantidade de importação da Flórida (EUA) em tonelagem nos últimos cinco anos (2018 a 2022).

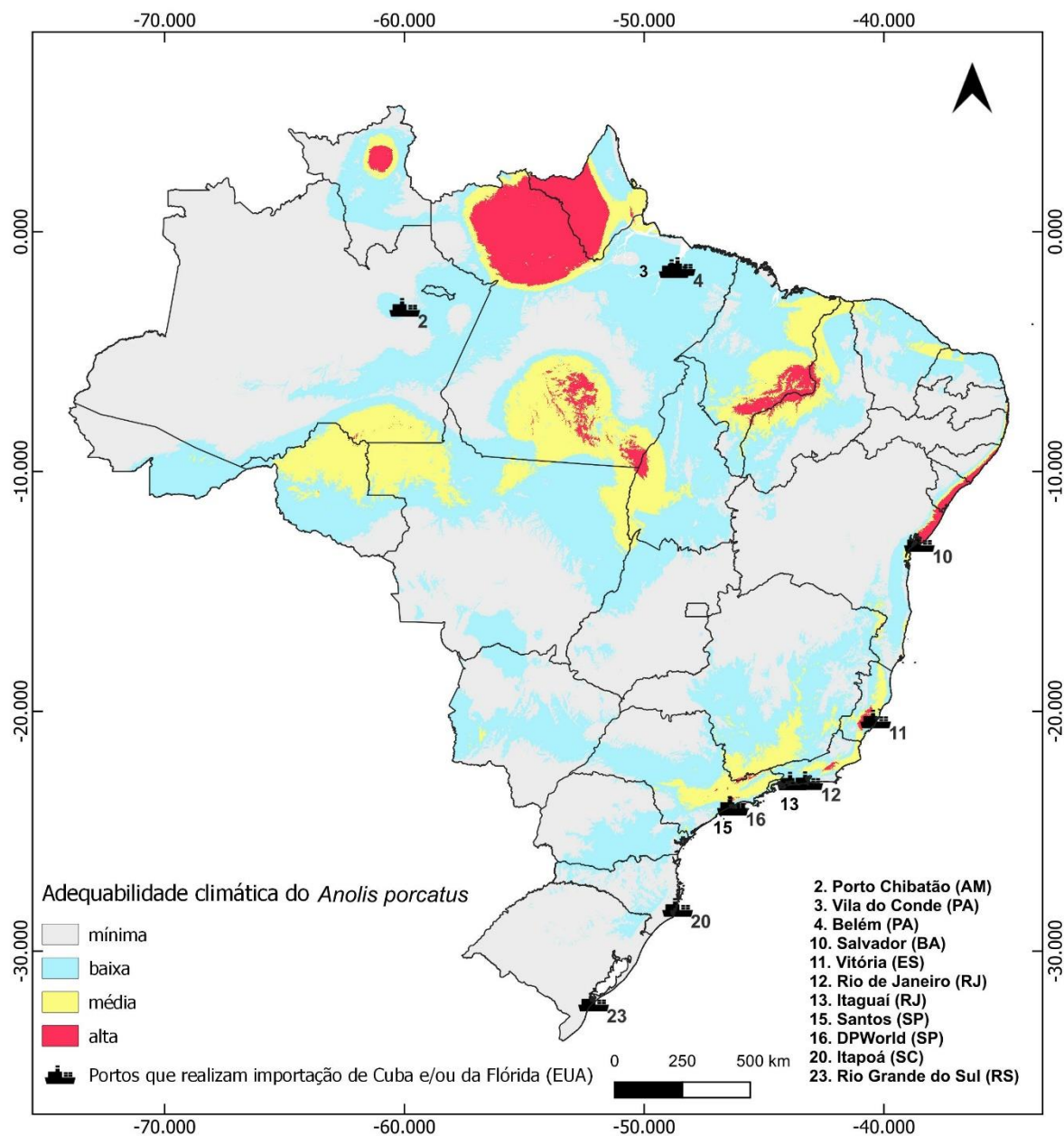


Figura 5. Localização dos portos que tiveram importação de Cuba e (ou) da Flórida (EUA) nos últimos cinco anos e o Mapa das áreas de adequabilidade climática do *Anolis porcatius* no Brasil obtidas a partir da Modelagem de Distribuição de Espécies (SDM) realizada com o Maxent. O modelo logístico resultou nos valores de adequabilidade de 0,0004 a 0,9298, sendo as áreas abaixo do threshold mínimo “*Minimum training presence Logistic threshold*” (0,12) consideradas com adequabilidade “mínima”, e partir desse valor as áreas foram classificadas em “baixa” (0,12 – 0,38), “média” (0,39 – 0,64) e “alta” (0,65 – 0,93).

Conclusões Gerais

1. Os resultados dos modelos de distribuição de espécies demonstraram que as espécies introduzidas no Brasil, *Anolis porcatus* e *Eleutherodactylus johnstonei*, atualmente estão habitando áreas de mínima e baixa adequabilidade climática, respectivamente, o que sugere que alcançando áreas favoráveis climaticamente os processos de estabelecimento e colonização tendem a ser mais favorecidos.
2. A variável bioclimática de Variação de temperatura anual foi a que mais contribui para o modelo do *A. porcatus*, enquanto a variável de Precipitação anual foi a que mais contribui para o modelo do *E. johnstonei*. Esses fatores ambientais foram os mais relevantes na distribuição das espécies estudadas e estão intimamente relacionados às características biológicas dos lagartos e dos anfíbios.
3. As áreas de endemismo identificadas demonstram as possíveis áreas de sobreposição de nicho, onde poderão ocorrer interações biológicas entre as espécies introduzidas e as espécies nativas relacionadas filogeneticamente. Sendo que, dessas, algumas áreas ainda coincidem com áreas de maior adequabilidade climática.
4. Quanto à fase da invasão, *A. porcatus* parece estar nas etapas de estabelecimento e disseminação, e já teve uma considerável expansão desde o registro da sua introdução, há menos de dez anos atrás. Sua alta disseminação e tipos de hábitat onde se encontra, demonstra que *A. porcatus* está colonizando a Baixada Santista, com características de espécie invasora.
5. *E. johnstonei* tem sua população exótica do Brasil com distribuição restrita, não tendo se disseminado ao longo dos 28 anos de introdução, o que sugere que já passou da fase de estabelecimento e colonização, que permaneceu limitada a apenas a poucos bairros de uma região. *E. johnstonei* não apresenta característica de espécie invasora no Brasil.
6. Quanto às possíveis novas introduções de *A. porcatus* nos portos do Brasil, nosso estudo demonstra que a movimentação de cargas de importação de Cuba e da Flórida parecem estar relacionadas positivamente com a suscetibilidade à introdução de *A. porcatus* em áreas portuárias do Brasil, onde identificamos quatro áreas mais suscetíveis às novas introduções.
7. Nossos resultados poderão ser utilizados para direcionar pesquisas e subsidiar ações no âmbito da gestão das espécies introduzidas/invasoras e da gestão ambiental portuária, de acordo com as ações estratégicas elencadas na Decisão VI/23 da CDB (2022), tais como pesquisas que visem compreender os processos da introdução, as possíveis interações biológicas, a realização de monitoramento da distribuição e ocorrência e ações para

estabelecer mecanismos de identificação de commodities de interesse no âmbito transporte comercial global como vetor e facilitador de introduções.

Referências Bibliográficas

CDB Convention on Biological Diversity. Alien species (2022). Decision VI/23. Alien species that threaten ecosystems, habitats or species. Decision VI/23. UNEP/CBD/COP/6/20. P249. Disponível em: <https://www.cbd.int/>.