



Universidade do Estado do Rio de Janeiro
Centro Biomédico
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes

Júlio Cesar Fernandes Proença Gomes

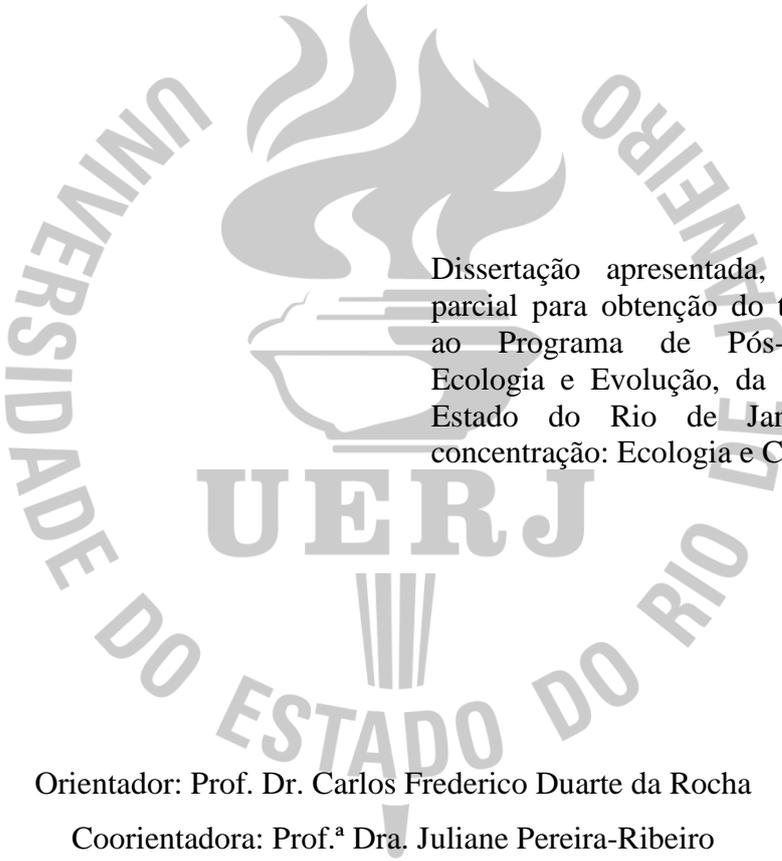
**Ocupação e detectabilidade do lagarto endêmico *Liolaemus lutzae*
(Squamata: Liolaemidae) em áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro**

Rio de Janeiro

2023

Júlio Cesar Fernandes Proença Gomes

**Ocupação e detectabilidade do lagarto endêmico *Liolaemus lutzae* (Squamata:
Liolaemidae) em áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro**



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Área de concentração: Ecologia e Conservação

Orientador: Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha

Coorientadora: Prof.^a Dra. Juliane Pereira-Ribeiro

Rio de Janeiro

2023

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/BIBLIOTECA CTC/A

G633 Gomes, Júlio Cesar Fernandes Proença
Ocupação e detectabilidade do lagarto endêmico *Liolaemus lutzae*
(Squamata: Liolaemidae) em áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro/
Júlio Cesar Fernandes Proença Gomes. – 2023.
68 f. : il.

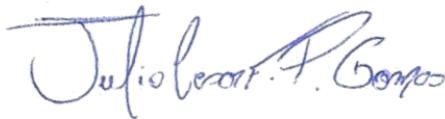
Orientadores: Carlos Frederico Duarte da Rocha, Juliane Pereira Ribeiro
Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Universidade do Estado
do Rio de Janeiro, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes.

1. Lagarto - Rio de Janeiro (Estado) - Teses. 2 Restingas - Rio de Janeiro
(Estado) - Teses. 3. Espécies em extinção- Rio de Janeiro (Estado) - Teses. I.
Rocha, Carlos Frederico Duarte da. II. Ribeiro, Juliane Pereira. III.
Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Instituto de Biologia Roberto
Alcântara Gomes. IV. Título.

CDU 598.112 (815.3)

Patricia Bello Meijinhos CRB7/5217 - Bibliotecária responsável pela elaboração da ficha catalográfica

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta
dissertação, desde que citada a fonte.



Assinatura

02/10/2023

Data

Júlio Cesar Fernandes Proença Gomes

Ocupação e detectabilidade do lagarto endêmico *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae) em áreas de restinga do estado do Rio De Janeiro

Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Área de concentração: Ecologia e Conservação.

Aprovada em 17 de julho de 2023.

Orientadores:

Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof.^a Dra. Juliane Pereira Ribeiro (Coorientadora)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Carlos Frederico Duarte da Rocha (Orientador)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof. Dr. Oscar Rocha Barbosa
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes – UERJ

Prof. Dr. Davor Vcibradic
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro

Rio de Janeiro

2023

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, que me formou como biólogo e abriu as portas para meu caminho na ciência. À Universidade do Estado do Rio de Janeiro e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Evolução que me forneceram a infraestrutura e as oportunidades de aprendizado necessárias para a realização desse mestrado.

À minha família, especialmente meus pais, Nívia Cristina F.P. Gomes e Wagner Rangel P. Gomes, por todo amor, suporte e compreensão com essa vida acadêmica. Sem vocês eu nem estaria aqui hoje, literalmente.

Gostaria de expressar minha gratidão ao meu orientador, Carlos Frederico Duarte da Rocha, que tem me acompanhado desde a graduação e tem sido um incrível mentor, sempre com conselhos valiosos e dedicação incansável no meu desenvolvimento como cientista. Por estar sempre disposto a ensinar da maneira mais assertiva possível e ser uma inspiração como professor e pesquisador. Sou grato por todas as coisas que me ensinou ao longo desses anos e pelas oportunidades dadas ao longo do caminho, meus sinceros agradecimentos.

Agradeço também à minha coorientadora Juliane Pereira Ribeiro, que tive a honra e o prazer de conhecer durante essa caminhada do mestrado, uma cientista de qualidade ímpar, que transparece com clareza a paixão que sente em fazer ciência. Por me socorrer nas inúmeras dúvidas pontuais que tive ao longo do caminho e por me ensinar (várias vezes) a modelagem de ocupação, muito obrigado!

Sou grato aos colegas que fiz durante o mestrado, vindo de outra universidade e durante uma pandemia, vocês estiveram ao lado quando pudemos finalmente nos encontrar presencialmente, Renato Senden, Florence Casariego, Raissa de Freitas, Arthur Malecha, Tati Mello e Paula Casas, obrigado por todas as conversas! Aos meus amigos Lucas Nóbrega e Luciano Cardoso, que trago desde a graduação e felizmente ainda tenho a oportunidade deesbarrar pela UERJ.

A todos que ajudaram no trabalho de campo, sem vocês essa pesquisa seria inviável. Muito obrigado, Marlon Almeida, Carla Campos Siqueira, Manuela Santos Pereira, Carlos Frederico e Cátia Moura Militão.

A Jennifer Oliveira Melo, pesquisadora incrível com quem fui sortudo o suficiente para dividir a vida ao lado, por todo cuidado, carinho e apoio. Você me engrandece e me inspira, obrigado por fazer a experiência aleatória que é a existência mais suportável, eu não tenho palavras para agradecer. Muito obrigado!

Agradeço aos membros da banca examinadora por dedicarem seu tempo e

conhecimento para avaliar minha dissertação e fornecer comentários e sugestões construtivos. À Vanderlaine Menezes pela cuidadosa revisão da dissertação.

À CAPES e à FAPERJ, através programa “Mestrado Nota Dez” (processo nº E-26/204.054/2022), pelas bolsas de estudos concedidas durante o mestrado.

Ao CNPq pelos apoios concedidos ao Carlos Frederico Duarte da Rocha (processos n.302974/2015-6,424473/2016-0 e 304375/2020-9) e à FAPERJ, pelo apoio através do “Programa Cientistas do Nosso Estado” (processos n. E-26/202.803/2018 e E-26/201.083/2022) para Carlos Frederico Duarte da Rocha e através da bolsa de pós-doutorado para Juliane Pereira-Ribeiro (processo nº E-26/204.422/2021 e E-26/204.423/2021). Este estudo faz parte dos esforços realizados no âmbito do Plano Estratégico de Conservação da Herpetofauna do Sudeste do Brasil da RAN/ICMBio

O que observamos não é a natureza em si mesma, mas a natureza exposta a nosso método de questionamento.

Werner Heisenberg

RESUMO

GOMES, Júlio Cesar Fernandes Proença. *Ocupação e detectabilidade do lagarto endêmico *Liolaemus Lutzae* (Squamata: Liolaemidae) em áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro*. 2023.67f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) — Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

No primeiro capítulo, fizemos uma revisão sistemática através de buscas em base de dados dos artigos que utilizaram a metodologia de ocupação proposta por Mackenzie et al. (2002) para o grupo dos lagartos. Um total de 25 artigos que preenchiam os requisitos foram encontrados, distribuídos por nove países diferentes. 42 espécies de lagartos foram estudadas nestes artigos, sendo cinco delas em mais de um. Um total de 47 variáveis de ocupação foram testadas pelos autores, sendo 30 delas influentes na análise. Outras 33 variáveis foram testadas para a detectabilidade pelos autores e 22 delas foram influentes na análise. No segundo capítulo, amostramos 25 diferentes habitats de praia de áreas de restinga no estado do Rio de Janeiro. Realizamos transectos lineares e usamos modelagem de ocupação para determinar os fatores que influenciam a ocupação e a detectabilidade da espécie *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, um pequeno lagarto liolaemídeo criticamente ameaçado e restrito a habitats de restinga do estado do Rio de Janeiro no Brasil. Adicionalmente, investigamos quais populações desse lagarto permanecem ocupando as áreas amostradas. A probabilidade estimada de ocupação foi de 69% ($0,69 \pm 0,05$) e a detectabilidade estimada foi de 50% ($0,50 \pm 0,03$). O modelo de detecção com melhor ajuste continha apenas a variável temperatura do ar. A ocupação foi melhor descrita por quatro variáveis: número de fontes de perturbação no transecto, cobertura vegetal em um *buffer* de 50 metros, cobertura de areia exposta em um *buffer* de 20 metros e cobertura de área construída em um *buffer* de 50 metros. Das 25 restingas amostradas, em seis não encontramos indivíduos de *L. lutzae*: Piratininga, Camboinhas, Itaipu e Itacoatiara, no município de Niterói; Praia dos Anjos no município de Arraial do Cabo, e Praia do Foguete no município de Cabo Frio. As primeiras cinco áreas de habitat de praia já eram conhecidas por terem suas populações de *L. lutzae* extirpadas enquanto a última indica uma possível extirpação da população, já que em estudos feitos na região nos últimos 15 anos, a espécie ainda era encontrada com frequência. Recomendamos que medidas sejam implementadas para mitigar os impactos antrópicos em suas populações remanescentes ao longo de sua extensão, preservando a vegetação em mais áreas de restinga.

Palavras-chave: Conservação de lagartos. Ambientes de restinga. Detectabilidade. População ameaçada. Espécies ameaçadas. Detectabilidade de espécies ameaçadas. Ocupação de espécies ameaçadas. Evidências de extirpação. Modelagem de ocupação.

ABSTRACT

GOMES, Júlio Cesar Fernandes Proença. *Occupancy and detectability of the endemic lizard *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae) in sandy coastal plains areas of Rio de Janeiro State, Brazil*. 2023.67f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Evolução) - Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2023.

In the first chapter, we carried out a systematic review through database searches of articles that used the occupation methodology proposed by Mackenzie et al. (2002) for the lizard group. A total of 25 articles that met the requirements were found, distributed across nine different countries. 42 species of lizards were studied in these articles, five of them in more than one. A total of 47 occupation variables were tested by the authors, 30 of which were influential in the analysis. Another 33 variables were tested for detectability by the authors and 22 of them were influential in the analysis. In the second chapter, we sample 25 different beach habitats from restinga areas in the state of Rio de Janeiro. We performed linear transects and used occupancy modeling to determine the factors that influence occupancy and detectability of the species *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, a critically endangered small liolaemid lizard restricted to restinga habitats in the state of Rio de Janeiro in Brazil. Additionally, we investigated which populations of this lizard remain occupying the sampled areas. The estimated probability of occupancy was 69% (0.69 ± 0.05) and the estimated detectability was 50% (0.50 ± 0.03). The detection model with the best fit contained only the air temperature variable. Occupancy was best described by four variables: number of sources of disturbance in the transect, vegetation cover in a 50-meter buffer, exposed sand cover in a 20-meter buffer, and built-up area coverage in a 50-meter buffer. Of the 25 restingas sampled, in six we did not find individuals of *L. lutzae*: Piratininga, Camboinhas, Itaipu and Itacoatiara, in the municipality of Niterói; Praia dos Anjos in the municipality of Arraial do Cabo, and Praia do Foguete in the municipality of Cabo Frio. The first five areas of beach habitat were already known to have their populations of *L. lutzae* extirpated while the last one indicates a possible extirpation of the population, since in studies carried out in the region in the last 15 years, the species was still found frequently. We recommend that measures be implemented to mitigate the anthropic impacts on its remaining populations along its extension, preserving the vegetation in more restinga areas.

Key Words: Lizard conservation. Restinga environments. Detectability. Endangered population. Endangered species. Endangered species detectability. Endangered species occupancy. Evidence of extirpation. Occupancy modeling

SUMÁRIO

	INTRODUÇÃO GERAL	10
1	MODELOS DE OCUPAÇÃO E DETECTABILIDADE EM LAGARTOS: UMA REVISÃO EM ESCALA GLOBAL ACERCA DOS FATORES DE INFLUÊNCIA	12
2	OCUPAÇÃO E DETECTABILIDADE DO LAGARTO ENDÊMICO LIOLAEMUS LUTZAE (SQUAMATA: LIOLAEMIDAE) EM ÁREAS DE RESTINGA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO	34
	APÊNDICE A - Variáveis de ocupação que foram testadas pelos autores nos 25 artigos de modelagem de ocupação em lagartos encontrados na revisão sistemática	59
	APÊNDICE B - Variáveis de detectabilidade que foram testadas pelos autores nos 25 artigos de modelagem de ocupação em lagartos encontrados na revisão sistemática	61
	APÊNDICE C - Quantidade de indivíduos de Liolaemus lutzae detectados nos transectos realizados ao longo dos 25 habitats de restinga onde a distribuição da espécie é conhecida	63
	APÊNDICE D - Matriz de detecção/não-deteção de Liolaemus lutzae nos transectos realizados ao longo dos 25 habitats de restinga onde a distribuição da espécie é conhecida	66

INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, estamos vivendo um problema em escala mundial que vem atingindo grande parte dos ecossistemas e organismos, uma onda de perda massiva e contínua de biodiversidade. Esses eventos podem ser explicados a partir da degradação do meio ambiente derivada de atividades humanas e suas consequências, que atuam sob os sistemas naturais (REED; SHINE, 2002). Nas últimas décadas, é possível observar uma maior resposta em termos de conservação do meio ambiente, ocorrendo um aumento nas iniciativas de proteção de espécies, de habitats e de ecossistemas no Brasil, resultando em um aumento na proteção da biodiversidade (KAGEYAMA et al., 2003). Contudo, as políticas de conservação no país são fortemente enviesadas para as áreas florestais e têm sido, quando aplicadas, eficazes na redução do desmatamento (NEPSTAD et al., 2014). Nessa perspectiva, é possível citar, de acordo com os autores, políticas adicionais de conservação florestal, que reduziram o desmatamento na Amazônia e a expansão da rede de áreas protegidas. Em contraste com os investimentos da conservação florestal, a conservação de ecossistemas não florestais no Brasil apresenta taxas preocupantes em todos os biomas, atraindo pouca atenção em relação às florestas (OVERBECK et al., 2015), situação que ocorre de forma semelhante em todo o mundo (BOND; PARR, 2010). Considerando que a atenção contínua ao desmatamento em todos os biomas é de elevada importância, o foco do debate de conservação e investimentos majoritariamente aplicados nos ecossistemas florestais oculta o ritmo elevado de degradação dos ecossistemas não florestais nativos do Brasil (OVERBECK et al., 2015).

Um exemplo de ecossistema não florestal que vem sofrendo com as ações antrópicas, é a vegetação que cobre as planícies costeiras arenosas ao longo de cerca de 5.000 km da costa atlântica, a chamada “restinga”. As Restingas são habitats caracterizados por solos com alta salinidade e predominância de vegetação herbácea e arbustivo-arbórea em substrato arenoso (SUGUIO; TESSLER, 1984), caracterizados por faixas litorâneas (ARAÚJO, 1992). Esse ambiente se diferencia das dunas por serem depósitos de areia marinhos, enquanto as dunas são depósitos de vento (ZAMITH; SCARANO, 2006). O termo restinga é usado tanto para descrever a morfologia do terreno quanto a vegetação que cobre essas planícies arenosas datadas do Quaternário, principalmente do Holoceno (LACERDA et al., 1993). O ecossistema de restinga é distinto por apresentar uma grande diversidade de espécies com alta capacidade de adaptação ecológica. Embora originárias da floresta tropical, essas espécies conseguiram se estabelecer, sobreviver e prosperar em restingas secas e com baixa disponibilidade de recursos

(ZAMITH; SCARANO, 2006). As restingas são ecossistemas importantes para a conservação da biodiversidade por apresentarem grande número de endemismos e espécies ameaçadas (ZAMITH; SCARANO, 2006). A degradação e perda destes ecossistemas colocam em risco a sobrevivência de muitas espécies, bem como o equilíbrio ecológico dos sistemas costeiros. Essa região tem recebido menos atenção do que deveria, especialmente por se constituir de ambientes localizados em zonas costeiras do Brasil, de alto interesse financeiro (ROCHA et al., 2003, 2004; ZAMITH; SCARANO, 2006).

Essa região foi explorada de forma intensa nos últimos cinco séculos e é o local em que a maior parte da população brasileira se estabeleceu, contendo a maior densidade demográfica do Brasil (MMA / SBF, 2002). Conseqüentemente, essa crescente degradação também leva à perda de espécies que afetam diretamente muitas outras formas de vida, provocando um efeito cascata em grande parte da biodiversidade desse habitat da Mata Atlântica (ROCHA et al., 2004). Um grupo de organismos que vêm sendo diretamente afetado por essa crescente degradação, são as espécies de lagartos do gênero *Liolaemus*, que, no Brasil, se distribuem em ambientes arenosos costeiros e de áreas interiores de Laguna (ROCHA et al., 2009a; VERRASTRO et al., 2003; SILVA, 2013). Uma dessas espécies é o *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938, que está presente ao longo da costa do estado do Rio de Janeiro, ocorrendo de forma endêmica (VANZOLINI; AB'SABER, 1968).

O presente projeto visou estudar alguns aspectos ecológicos do lagarto endêmico e ameaçado *Liolaemus lutzae* em remanescentes de restinga no Estado do Rio de Janeiro, Brasil, utilizando a modelagem de ocupação e, com isto, proporcionar maior suporte às ações de conservação para essa espécie. Neste contexto, visamos em cada área de praia de restinga do Rio de Janeiro estudar aspectos como ocorrência e detectabilidade. Também elaboramos uma revisão sistemática acerca das variáveis utilizadas e influentes em outros estudos que utilizaram a modelagem de ocupação com lagartos.

1 MODELOS DE OCUPAÇÃO E DETECTABILIDADE EM LAGARTOS: UMA REVISÃO EM ESCALA GLOBAL ACERCA DOS FATORES DE INFLUÊNCIA

INTRODUÇÃO

Atualmente, o grupo dos Squamata, assim como os demais répteis, vem apresentando declínios populacionais que têm conduzido muitas populações e espécies a se encontrarem em risco de extinção (MARTINS, 2023). Os declínios e decorrentes riscos de extinção resultam de múltiplos fatores, como por exemplo, perda e degradação de habitat (GIBBONS et al., 2000), pressão de espécies invasoras (BÖHM et al., 2013), extração de recursos (FITZGERALD et al., 2018) e mudanças climáticas globais (SINERVO et al., 2010; DIELE-VIEGAS; ROCHA, 2018). Embora os declínios populacionais possam ser geralmente explicados por fatores antrópicos, eles também são difíceis de detectar, uma vez que as populações de répteis podem ter elevada variação ao longo do tempo em decorrência de causas naturais (FITZGERALD, 1994; MAZEROLLE et al., 2007). As probabilidades de detecção dos répteis variam devido a diferenças em fatores extrínsecos, como padrões de atividades sazonais e diárias (WILLIAMS et al., 2013), habitats diferentes (SCHIECK, 1997) ou fatores intrínsecos, como diferenças no tamanho do corpo, coloração ou comportamento entre espécies (CONWAY; GIBBS, 2011; SOLLMANN et al., 2011). Além do comportamento críptico e da camuflagem, que afetam a detectabilidade, a atividade dos répteis é altamente variável e dependente das condições ambientais, o que resulta em disponibilidade não constante para detecção (RODDA et al., 2015). A densidade de répteis também pode depender dos micro-habitats apropriados e pode variar espacialmente dependendo de sua composição, podendo influenciar, conseqüentemente, a detectabilidade (AMO; LÓPEZ; MARTÍN, 2006; MICHAEL; CUNNINGHAM; LINDENMAYER, 2010).

Quando as estimativas de abundância absoluta não são necessárias para rastrear mudanças ao longo do tempo, um método relativamente simples e eficiente envolvendo a coleta de dados de presença-ausência pode ser utilizado para resolver o viés da não-detecção (ROUGHTON; SEDDON, 2006). A probabilidade de ocupação (MACKENZIE et al., 2006) é uma métrica usada para avaliar a presença ou ausência de uma espécie em uma área, geralmente associada a algumas variáveis estruturais localmente (por exemplo, cobertura

florestal ou nível de antropização) (CRUMP; FORSTNER, 2019). Os modelos de ocupação utilizam dados relativamente simples de presença-ausência e são biologicamente relevantes em sua capacidade de incorporar uma detecção imperfeita, múltiplas espécies e estações e covariáveis para levantamentos locais em vários tipos de habitat (MACKENZIE et al., 2006). A estimativa da probabilidade de ocupação por uma espécie é um aspecto de grande importância, utilizada para monitorar as populações de organismos presentes na natureza (CRUMP; FORSTNER, 2019). A base para essa abordagem de modelagem é o levantamento de populações em diferentes locais, de forma repetida e dentro de um intervalo de tempo, onde, dependendo da abordagem (uma ou multi estações), podem ou não haver mudanças no estado de ocupação dos locais (SEDDON et al., 2011). Esses modelos podem ser aplicados a dados coletados de um único ano para avaliar o status da população (“single-season”) (MACKENZIE et al., 2002; ROYLE; NICHOLS, 2003) ou a dados coletados em períodos de tempo mais longos, como vários anos, para avaliar potenciais tendências de ocupação e estimar as taxas de extinção e colonização localizadas (“multi-season”) (MACKENZIE et al., 2003). O modelo consiste em N locais sendo visitados em ocasiões de amostragem T. A presença ou ausência da espécie é registrada em cada visita, e os históricos de detecção para cada local são construídos; então, as taxas de ocupação do local são estimadas (MACKENZIE et al., 2002; 2003). Essas medidas podem ser usadas para prever a probabilidade de um certo local ser ocupado por uma determinada espécie e de outros locais não visitados serem ocupados (CRUMP;FORSTNER, 2019).

Os esforços voltados para o manejo de populações animais naturais são muitas vezes expressos em termos de tamanho populacional (LANCIA et al., 1996) e requerem a aplicação de métodos eficientes e confiáveis para determinar sua abundância (SILVEIRA; JACOMO; DINIZ-FILHO, 2003). A não consideração da detectabilidade imperfeita pode resultar em estimativas do tamanho da população enviesadas (WILLIAMS; NICHOLS; CONROY,2002). Os modelos de ocupação e detectabilidade têm um histórico de uso na avaliação do status populacional e na orientação de decisões de manejo para espécies ameaçadas (MACKENZIE et al., 2017). Neste contexto, este estudo de revisão teve como objetivo identificar e discutir as principais variáveis que influenciaram a ocupação e detectabilidade de lagartos em estudos realizados em diferentes continentes do planeta, desde que o método foi proposto, em 2002, até o ano de 2022.

METODOLOGIA

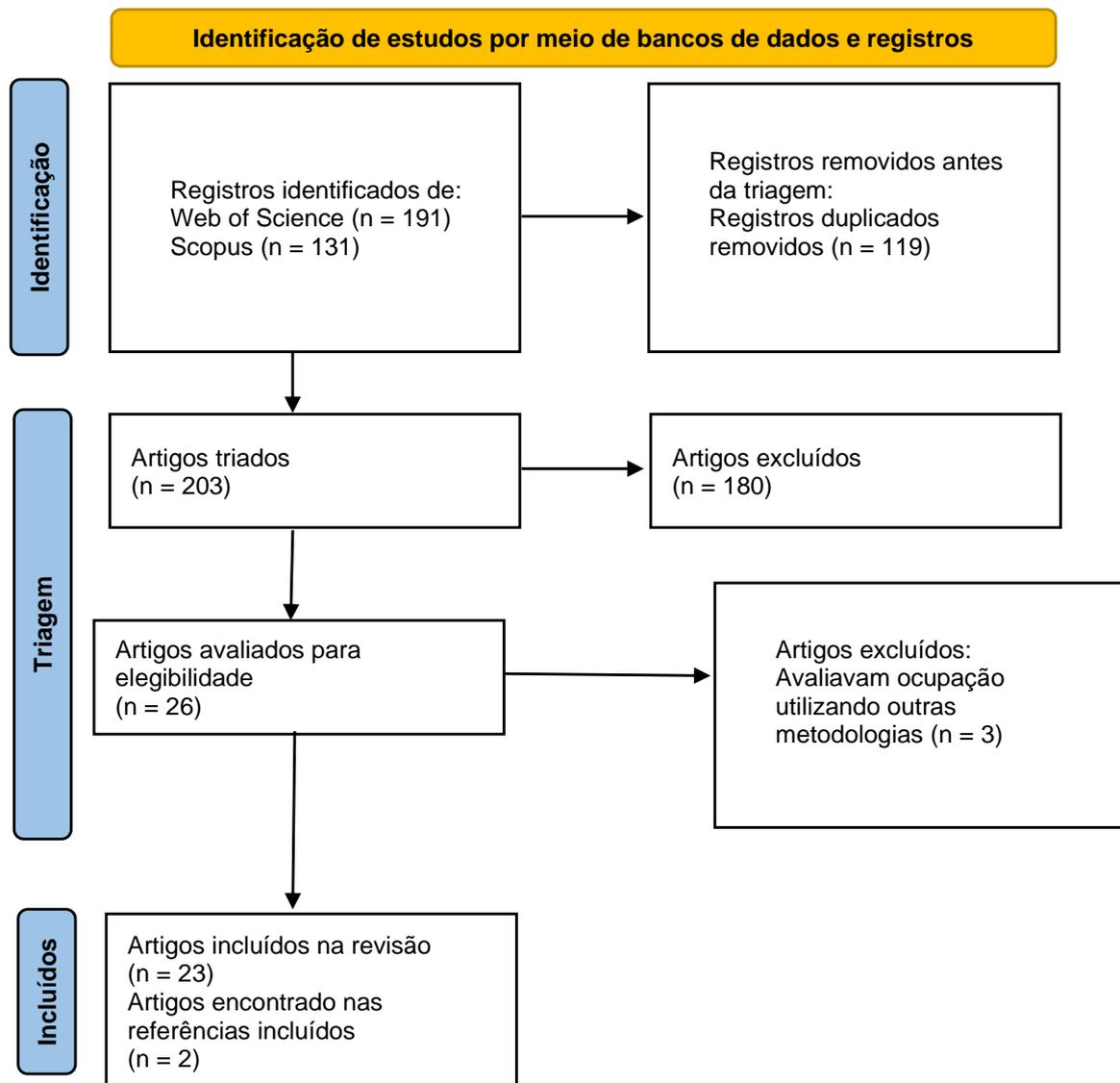
Para analisar as principais variáveis utilizadas pelos diferentes autores e aquelas que influenciam na ocupação e detectabilidade de lagartos nos diferentes continentes do planeta, realizamos uma busca sistemática por artigos científicos publicados desde a descrição do método em 2002 até o ano de 2022, nas bases de dados científicos ISI Web of Science (Disponível em: <<https://www.webofknowledge.com/>>) e Scopus (Disponível em: <<https://www.scopus.com/>>). Os estudos foram pesquisados utilizando as palavras-chave: “occupancy model” AND “lizard” e “detectability” OR “probabilityofdetection” AND “lizard”, onde AND e OR são operadores de pesquisa, ao usar “AND” localiza-se registros contendo todos os termos separados pelo operador e ao utilizar “OR” localiza-se registros que contenham qualquer um dos termos separados pelo operador.

Posteriormente, os artigos localizados que utilizaram a modelagem de ocupação e detectabilidade proposta por Mackenzie et al. (2002, 2006) foram integralmente lidos, analisados em termos das informações neles contidas e posteriormente foram fichados. Assim, os artigos que utilizaram outras metodologias ou abordagens sobre modelagem de ocupação não foram incluídos no presente estudo. Nos artigos, consideramos apenas as informações sobre lagartos, que foram os organismos alvos da presente revisão, não incluindo demais espécies neles citados, como por exemplo, anuros.

As seguintes informações foram extraídas dos artigos: o país em que cada estudo foi realizado, o ano da publicação do artigo, as espécies estudadas no estudo, as variáveis que foram utilizadas para analisar a ocupação e/ou detectabilidade das espécies estudadas. Também extraímos quais variáveis influenciaram na análise a partir do critério de Akaike (AKAIKE, 1973), considerando aquelas presentes em modelos de ocupação com $\Delta AICc < 2$. Também, de forma a aumentar a base de procura, extraímos das referências bibliográficas outros estudos publicados que se adequassem à busca, mas que não haviam sido inicialmente localizados nas duas plataformas de busca utilizadas. Não consideramos literatura cinza nesta análise.

RESULTADOS

Figura 1 – Fluxograma da triagem de artigos sobre lagartos envolvendo modelagem de ocupação, nas bases de dados do Web of Science e Scopus.



Fonte: Adaptado pelo autor de PRISMA Statement, 2020.

O grande número inicial de artigos obtidos na busca bibliográfica ocorreu porque, com as palavras-chave utilizadas, os termos "ocupação" e "detecção" também encontraram artigos fora do escopo da nossa análise. Os artigos encontrados abrangem o período de 2005 a 2022. Observamos que a maioria dos artigos que abordam os fatores que influenciam a ocupação e a

detecção em lagartos está concentrada nos Estados Unidos (oito artigos), seguido por Nova Zelândia (cinco artigos) e Brasil (quatro artigos). O Reino Unido e a Austrália têm dois artigos, enquanto China, Indonésia, Mongólia e Vietnã tem um artigo cada (Figura 2). Um total de 42 espécies de lagartos, inseridas em dez famílias, foram encontradas nos artigos levantados, onde cinco delas foram pesquisadas em mais de um artigo (Tabela 1).

Figura 2 – Mapa com o número de publicações em que foi utilizada a metodologia de ocupação em estudos com lagartos de 2002 até 2022 de cada país.



Fonte: O autor, 2023.

Tabela 1 – Espécies de lagartos, e suas respectivas famílias estudadas utilizando a metodologia de ocupação, e o país onde foi realizado o estudo. (Continua)

	País	Referência
Agamidae		
<i>Phrynocephalus versicolor</i>	Mongólia	Yadamsuren et al, 2018
<i>Phrynocephalus vlangalii</i>	China	Lambert et al, 2020
Anguidae		
<i>Anguis fragilis</i>	Reino Unido	Sewell et al. 2012
Crotaphytidae		
<i>Crotaphytus collaris</i>	Estados Unidos	Blevins e With, 2011
<i>Gambelii wislizenii</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019

Tabela 1 – Espécies de lagartos, e suas respectivas famílias estudadas utilizando a metodologia de ocupação, e o país onde foi realizado o estudo. (Continua)

Gekkonidae		
<i>Gehyrainsulensis</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Gehyra oceânica</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Hemidactylus frenatus</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Lepidodactylus lugubris</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Perochirus ateles</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
Lacertidae		
<i>Lacerta agilis</i>	Reino Unido	Sewell et al., 2012
<i>Zootocavivipara</i>	Reino Unido	Sewell et al., 2012
Phrynosomatidae		
<i>Holbrookiamaculata</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Phrynosomacornutum</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Phrynosomahernandesi</i>	Estados Unidos	Dibner, Doak e Murphy, 2017
<i>Phrynosomamcallii</i>	Estados Unidos	Leavitt et al., 2015
<i>Sceloporus arenicolus</i>	Estados Unidos	Walkup et al., 2018; Crump e Forstner, 2019
<i>Sceloporus consobrinus</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Sceloporus woodi</i>	Estados Unidos	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021;
<i>Uta stansburiana</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019; Harings, Boykin e Oligschlaeger, 2014
Anolidae		
<i>Anolis carolinensis</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
Scincidae		
<i>Carlia ailanpalai</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Cryptoblepharus egeriae</i>	Austrália	Smith et al., 2012
<i>Cryptoblepharus poecilopleurus</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Emoiacaeruleocauda</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Eutropis longicaudata</i>	Vietnã	Ngo et al., 2021
<i>Lamprolepis smaragdina</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Oligosoma chloronoton</i>	Nova Zelândia	Fischer et al., 2019
<i>Oligosoma grande</i>	Nova Zelândia	Roughton, 2005; Seddon et al., 2011; Gebauer et al., 2013
<i>Oligosoma aotagense</i>	Nova Zelândia	Roughton, 2005; Roughton e Seddon, 2006
<i>Oligosoma polychroma</i>	Nova Zelândia	Fischer et al., 2019

Tabela 1 – Espécies de lagartos, e suas respectivas famílias estudadas utilizando a metodologia de ocupação, e o país onde foi realizado o estudo. (Conclusão)

<i>Plestiodonlongirostris</i>	Reino Unido	Turner et al., 2022
Teiidae		
<i>Ameivula nativo</i>	Brasil	Pereira-Ribeiro et al., 2020
<i>Aspidoscelisgularis</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Aspidoscelismarmorata</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Aspidoscelissexlineata</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Aspidoscelis tigris</i>	Estados Unidos	Crump e Forstner, 2019
<i>Glaucomastixlitoralis</i>	Brasil	Cosendey, Rocha e Menezes, 2019; Oliveira et al., 2021
<i>Salvator merianae</i>	Brasil	Ferregueti et al., 2018
Varanidae		
<i>Varanusindicus</i>	Estados Unidos	Hileman et al., 2020
<i>Varanuskomodoensis</i>	Indonésia	Ariefiandy et al., 2013
<i>Varanusmertensi</i>	Austrália	Griffiths e McKay, 2007

Dentro do conjunto de artigos analisados, os pesquisadores testaram um total de 47 variáveis relacionadas à ocupação e 33 variáveis relacionadas à detectabilidade (ver apêndices A e B para mais detalhes). Essas variáveis foram agrupadas por nós em cinco categorias principais: i) condições climáticas, ii) características do habitat, iii) interações entre espécies, iv) aspectos metodológicos e v) fatores antropogênicos. Dos estudos revisados, 30 das variáveis influenciam a ocupação das espécies-alvo investigadas (Tabela 2) e 22 das variáveis utilizadas pelos pesquisadores tem influência sobre a detectabilidade dessas espécies (Tabela 3).

Tabela 2 –Variáveis de ocupação que influenciaram as probabilidades de ocupação de lagartos, o número de artigos que utilizou determinada variável e suas referências.
(Continua)

Variáveis de ocupação	Número de artigos	Referências
<i>Características do habitat</i>		
Tipo de habitat	6	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021; Turnet et al. 2022; Seddon et al. 2011; Roughton & Seddon. 2006; Gebauer et al. 2013; Harings, Boykin e Oligschlaeger, 2014; Yadamsuren et al. 2018; Cosendey, Rocha e Menezes, 2019; Hileman et al. 2020;
Estrutura vegetal	4	Harings, Boykin e Oligschlaeger, 2014
Cobertura rochosa	2	Blevins & With. 2011; Lambert et al. 2020
Cobertura vegetal	2	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021; Fischer et al. 2019
Proporção de solo exposto	2	Pereira-Ribeiro et al. 2020; Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021
Tamanho do Habitat	2	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021; Gebauer et al. 2013
Altura relativa da borda rochosa	1	Blevins & With. 2011
Consistência do solo	1	Lambert et al. 2020
Distância até a área ocupada mais próxima	1	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021
Distância da borda	1	Ferregueti et al. 2018
Distância do mar	1	Fischer et al. 2019
Elevação	1	Hileman et al. 2020
Estrutura do habitat	1	Oliveira et al. 2021
Quantidade relativa de vegetação	1	Blevins & With. 2011
Presença de cactos	1	Turnet et al. 2022
Presença de vegetação	1	Blevins & With. 2011
Proporção de cobertura do dossel	1	Smith et al. 2012
Tipo de solo	1	Sewell et al. 2012
Topografia	1	Yadamsuren et al. 2018
<i>Interação entre espécies</i>		
Presença de construções de outros animais	2	Fischer et al. 2019; Dibner, Doak e Murphy, 2017
Presença de outras espécies animais	1	Dibner, Doak e Murphy, 2017

Tabela 2 – Variáveis de ocupação que influenciaram as probabilidades de ocupação de lagartos, o número de artigos que utilizou determinada variável e suas referências. (Conclusão)

<i>Aspectos antropogênicos</i>		
Distância até assentamento humano	1	Oliveira et al. 2021
Intensidade de caça	1	Ferregueti et al. 2018
Intervalo de queimadas	1	Blevins&With. 2011
Nível de perturbação do habitat	1	Ngo et al. 2021
<i>Aspectos metodológicos</i>		
Sítio amostrado	3	Leavitt et al. 2015; Turnet et al. 2022; Walkup et al. 2018
Região amostrada	2	Ariefiandy et al. 2013; Pereira-Ribeiro et al. 2020
Experiência dos observadores	1	Crump et al. 2019
Metodologia de campo	1	Crump et al. 2019
Tempo (ano, mês, dia)	1	Roughton, 2005

Tabela 3 – Variáveis de detectabilidade que influenciaram os modelos de ocupação das espécies de lagartos, o número de artigos que utilizou determinada variável e suas respectivas referências. (Continua)

Variáveis de detectabilidade	Número de artigos	Referências
<i>Condições climáticas</i>		
Temperatura do ar	6	Ferregueti et al. 2018; Pereira-Ribeiro et al. 2020; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Roughton & Seddon, 2006; Griffiths & McKay, 2007; Roughton. 2005
Velocidade do vento	4	Yadamsuren et al. 2018; Roughton & Seddon, 2006; Roughton, 2005; Hileman et al, 2020
Período do dia	3	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021; Smith et al. 2012; Hileman et al. 2020
Precipitação	3	Ngo et al. 2021; Griffiths & McKay. 2007; Hileman et al. 2020
Temperatura do substrato	2	Roughton, 2005; Roughton&Seddon, 2006
Luminosidade da lua	1	Hileman et al. 2020

Tabela 3 – Variáveis de detectabilidade que influenciaram os modelos de ocupação das espécies de lagartos, o número de artigos que utilizou determinada variável e suas respectivas referências. (Conclusão)

<i>Características do habitat</i>		
Tipo de Habitat (Microhabitat incluso)	3	Turnet et al. 2022; Gebauer et al. 2013; Oliveira et al. 2021
Cobertura vegetal	2	Fischer et al. 2019; Gebauer et al. 2013
Composição do habitat	1	Gebauer et al. 2013
Densidade de árvores	1	Ferreguetti et al. 2018
Estrutura vegetal	1	Cosendey, Rocha e Menezes, 2019
Presença de cactos	1	Turner et al. 2022
<i>Interação entre espécies</i>		
Aparição de filhotes	1	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021
Presença de construções de outras espécies	1	Turner et al. 2022
Presença de outras espécies animais	1	Turner et al. 2022
<i>Aspectos antropogênicos</i>		
Intensidade de caça	1	Ferreguetti et al. 2018
<i>Aspectos metodológicos</i>		
Tempo (Ano, meses, dias)	4	Seddon et al. 2011; Blevins & With 2011; Roughton. 2005; Harings, Boykin e Oligschlaeger, 2014
Experiência dos observadores	2	Crump et al. 2019; Sewell et al. 2012
Sítio amostrado	2	Leavitt et al. 2015; Walkup et al. 2018
Tempo de busca	2	Enge, Tornwall, e Bankovich, 2021; Sewell et al. 2012
Expedição	1	Blevins & With. 2011
Metodologia de campo	1	Crump et al. 2019

DISCUSSÃO

Distribuição global do conhecimento sobre ocupação e detectabilidade

A modelagem de ocupação é um método teorizado em 2002 por Mackenzie e colaboradores e, para lagartos, o estudo mais antigo foi publicado por Roughton em 2005, envolvendo os lagartos *Oligosomaotagense* e *Oligosoma grande*, na Nova Zelândia. Apesar de haver um número consideravelmente restrito de publicações com modelagem de ocupação envolvendo lagartos, este método vem sendo utilizado mais frequentemente com esse grupo de organismos, tendo ocorrido um máximo do número de artigos publicados no período de 2018 a 2021 (12 artigos publicados). As populações de lagartos são tipicamente contabilizadas na natureza utilizando estatísticas de contagem simples, que se acredita refletir localmente o tamanho populacional, a ocorrência de indivíduos das espécies ou a riqueza de espécies, assumindo uma detectabilidade perfeita ou constante (MAZEROLLE et al., 2007). No entanto, a detectabilidade perfeita é raramente encontrada na natureza e muitas vezes as espécies podem não ser detectadas em locais em que efetivamente ocupam (MACKENZIE et al. 2002). Dessa forma, a estimativa de parâmetros populacionais para Squamata corrigidos por probabilidades de detecção, têm sido cada vez mais importantes (REFSNIDER et al., 2011; DURSO; SEIGEL, 2015).

Em termos da distribuição dos países onde os estudos foram realizados, os Estados Unidos tem o maior número de artigos publicados (oito). Apesar disso, Nova Zelândia e Brasil foram os países que apresentam o segundo e o terceiro maior número de publicações envolvendo a metodologia, com cinco e quatro artigos publicados respectivamente. A metodologia de ocupação em lagartos tem sido aplicada em diferentes regiões do mundo, como América do Norte, América do Sul, Europa, Ásia e Oceania. Isso é um indicativo de que o método esteja sendo testado amplamente e tendendo a ser considerado cada vez mais nos estudos de ecologia e conservação desse grupo animal.

Variáveis do ambiente afetando ocupação e detectabilidade em lagartos

As variáveis de ocupação normalmente se referem às características associadas a um sítio específico, como por exemplo, tipo de habitat, nível de cobertura vegetal e nível de perturbação antrópica, que podem influenciar a presença ou ausência (probabilidade de ocupação) de uma espécie naquele local (MACKENZIE et al., 2006). As variáveis de detectabilidade estão geralmente relacionadas a fatores mensuráveis durante as expedições, como por exemplo, temperatura do ar, velocidade do vento e precipitação, que podem influenciar a probabilidade de detecção de uma espécie em sítio ocupado por ela (MACKENZIE et al., 2006). Em geral, as variáveis utilizadas nos modelos são selecionadas com base no conhecimento prévio da ecologia da espécie-alvo disponível na literatura (PEREIRA-RIBEIRO et al., 2020).

Em termos das variáveis de condições climáticas, a temperatura do ar foi a variável que influenciou a detectabilidade em lagartos no maior número de artigos, tendo sido a variável mais utilizada nas análises dos artigos publicados. Isso pode se dever a alguns fatores, como o fato da maioria das espécies de lagartos nos estudos serem diurnas e possuírem temperaturas corpóreas elevadas (e.g., FERREGUETTI et al., 2018; PEREIRA-RIBEIRO et al., 2020). Dessa forma, as espécies seriam mais ativas sob temperaturas mais altas, o que aumentaria sua probabilidade de detecção. É bem conhecida a estreita relação existente entre a temperatura corpórea de lagartos e a temperatura do ambiente em que habitam (BOGERT, 1949; BRATTSTROM, 1965), sendo o conjunto de temperaturas disponíveis no ambiente local um fator determinante na atividade desses animais (ROCHA et al., 2021). Por conta disso, é esperado que os autores levem em consideração o uso dessa variável no momento de desenvolver suas hipóteses. Em dois estudos (ROUGHTON, 2005; ROUGHTON; SEDDON, 2006), a temperatura do substrato também foi influente na detectabilidade do lagarto *Oligosomaotagense*, presente na Nova Zelândia em afloramentos rochosos. Com a realização de mais estudos envolvendo essa variável, espera-se demonstrar que outras espécies de lagartos também podem ser afetadas por ela.

A velocidade/intensidade do vento e a precipitação também foram variáveis de detectabilidade que influenciaram em alguns estudos (e.g., YADAMSUREN et al., 2018; HILEMAN et al., 2020; NGO et al., 2021) e são importantes, uma vez que podem afetar a

capacidade dos observadores em detectar a espécie, por exemplo, por reduzir a visibilidade. Em questão de espécies noturnas, a luminosidade da lua foi um fator que influenciou a detectabilidade da lagartixa *Perochirusateles*, na Ilha de Saipã (HILEMAN et al., 2020), aumentando sua detectabilidade de acordo com o aumento do brilho da lua, provavelmente por aumentar a visibilidade dos observadores. Em termos da ocupação, nenhuma variável de condição climática foi importante nos modelos, o que pode resultar de serem variáveis ambientais, que variam conforme as condições locais de cada dia em particular. A ocupação das espécies é conhecida de ser influenciada prioritariamente por fatores de sítio, ou seja, intrínsecos ao ambiente (MACKENZIE et al., 2006).

As variáveis de características do habitat, como aquelas estruturais e que vão compor o nicho, por exemplo, foram as mais utilizadas e influentes para ocupação de lagartos, além de também serem importantes para detectabilidade em alguns estudos. A variável tipo de habitat, foi a mais utilizada e mais influente nos estudos para ocupação dos lagartos. Essa variável compõe o nicho que a espécie estudada ocupa, com a ocupação pela espécie sendo maior naqueles locais em que a espécie-alvo encontra disponíveis os elementos de suas necessidades ecológicas, influenciando assim também sua detectabilidade (e. g., GEBAUER et al., 2013; TURNER et al., 2022). Outras variáveis de características do habitat importantes tanto para ocupação, quanto para detectabilidade, são aquelas relacionadas à vegetação, como estrutura vegetal, cobertura vegetal e a composição do solo, uma vez que podem influenciar na disponibilidade de nutrientes e na formação de microambientes que favorecem determinadas espécies (e. g., COSENDEY; ROCHA; MENEZES, 2019; FISCHER et al., 2019). As variáveis relacionadas à vegetação também podem caracterizar interações específicas, como para a ocupação do lagarto *Plestiodon longirostris* na ilha Bermudas, que esteve positivamente relacionada com a presença de uma espécie de cacto (*Opuntia dillenii*) (TURNER et al., 2022). Também é importante considerar outras variáveis que afetam a disponibilidade de recursos para a espécie no ambiente, como a proporção de solo exposto, que pode influenciar na termorregulação e na disponibilidade de recursos alimentares (e. g., PEREIRA-RIBEIRO et al., 2020). Outro exemplo é o tamanho da área do habitat, já que habitats maiores em extensão podem abrigar maior disponibilidade de recursos ecológicos favoráveis à espécie (e. g., ENGE; TORNWALL; BANKOVICH, 2021).

Interações interespecíficas afetando a ocupação e detectabilidade

As variáveis de interações entre espécies são aquelas que avaliam a ocupação e a detectabilidade dos lagartos em função da presença de outras espécies de animais ou presença de diferentes grupos na mesma espécie, como por exemplo, filhotes e adultos. Como exemplo, temos o lagarto norte-americano *Sceloporus woodi*, em uma região da Flórida, que teve sua detectabilidade positivamente influenciada com a aparição de filhotes (ENGE; TORNWALL; BANKOVICH, 2021), provavelmente resultando em uma maior detecção por conta do aumento populacional. Em relação à presença de outras espécies de animais, podemos citar a ocupação do lagarto *Phrynosomahernandesi*, na parte oeste dos Estados Unidos, que foi positivamente influenciada pela presença de formigas que fazem parte de sua dieta (DIBNER; DOAK; MURPHY, 2017). Essas variáveis também incluem a presença de construções de outras espécies, como observado para a ocupação dos lagartos *Oligosomachloronoton* e *Oligosomapolychroma*, na Nova Zelândia, que esteve positivamente relacionada com a presença de tocas feitas por uma ave marinha (*Pelecanoideswhenuahouensis*) (FISCHER et al., 2019).

Apesar de haver poucas variáveis nesta categoria, a presença delas em modelos bem ajustados tanto de ocupação, quanto de detectabilidade (e. g., FISCHER et al., 2019; TURNER et al., 2022), mostra que não se deve subestimar a importância desses fatores. No total das variáveis testadas para essa categoria (Apêndices A e B), apenas uma delas (presença de indivíduos marcados) não influenciou os parâmetros em nenhum estudo. Por exemplo, em Dibner, Doak e Murphy(2017), mencionado anteriormente, seis variáveis foram testadas para ocupação de *Phrynosomahernandesi* (densidade de formigueiros, diversidade de formigas, diversidade de outros invertebrados, diversidade de todos os invertebrados, área coberta com solo e área coberta com vegetação). Destas, somente as relacionadas às interações interespecíficas foram importantes nos modelos (densidade de formigueiros e diversidade de formigas). Isso evidencia, que apesar de ainda pouco testadas, essas variáveis tendem a influenciar modelos e precisam ser levadas em consideração na construção das hipóteses para modelagem de ocupação.

Variáveis relacionadas a metodologia de estudo afetando a ocupação e detectabilidade

As variáveis de aspectos metodológicos, apesar de não constituírem variáveis relacionadas à ecologia do organismo ou ao ambiente que ele ocorre, são variáveis que influenciam as estimativas tanto de ocupação, quanto de detectabilidade para as espécies. Geralmente, estão associadas às diferentes metodologias que podem ser utilizadas para estimar a presença ou ausência de uma determinada espécie. O tipo de metodologia utilizada pode influenciar os resultados obtidos, por exemplo, Crump e Forstner(2019) investigaram que diferentes metodologias (transectos lineares e busca ativa com amostragem visual) forneciam estimativas distintas de ocupação em uma comunidade de lagartos no Texas, Estados Unidos. Neste mesmo estudo, os autores também determinaram que o grau de experiência pessoal dos observadores é uma variável importante nos modelos de ocupação. Os autores demonstraram que a variabilidade do observador pode gerar viés e alterar a precisão da estimativa de ocupação onde, no estudo, a precisão dos resultados aumentou à medida que a probabilidade média de detecção do observador também aumentou.

Outras variáveis metodológicas são aquelas que se referem aos aspectos temporais da amostragem, como a quantidade de tempo de estudo (podendo ser medido em ano, meses ou dias) e o tempo de busca. Essas variáveis tendem a influenciar na detectabilidade das espécies, uma vez que podem resultar em maior esforço amostral, a partir de um maior tempo de busca de indivíduos ou mais anos de estudo, aumentando assim a capacidade de detecção (e. g., SEDDON et al., 2011; ENGE; TORNWALL; BANKOVICH, 2021). Por exemplo, para a detectabilidade do lagarto *Sceloporus woodi*, os melhores modelos para ambas as regiões amostradas (costa e interior) apresentavam a variável tempo de busca (ENGE; TORNWALL; BANKOVICH, 2021). Outras variáveis metodológicas são as diferentes áreas definidas de serem amostradas (como sítio amostrado ou região amostrada, sendo “sítio” uma escala menor de “região”). Essas variáveis podem refletir locais com características semelhantes, mas com diferentes disponibilidades de recursos e distribuição das espécies, e assim, podem influenciar a ocupação de uma determinada espécie. Esse resultado foi encontrado para o lagarto brasileiro *Ameivula nativo*, no Espírito Santo, que teve diferentes probabilidades ocupação ao longo de um mesmo bioma, porém em diferentes regiões (PEREIRA-RIBEIRO et al., 2020). Essas variáveis, além de importantes de se considerarem na hora de planejar o

desenho amostral do estudo, são relevantes para planejar a formação da equipe que fará as expedições de campo.

Variáveis antropogênicas afetando a ocupação e a detectabilidade

As variáveis relacionadas aos aspectos antropogênicos, ocorreram em menor número nos estudos quando comparado aos outros grupos de variáveis, porém todas foram influentes nos artigos que as consideraram na análise. Essa influência pode ser observada tanto na ocupação, quanto na detectabilidade e pode revelar fatores que antes não eram considerados, mas que, efetivamente afetam a distribuição de determinadas espécies. Isso ocorreu com o lagarto *Salvator merianae*, no Espírito Santo, Brasil, com a intensidade de caça sendo uma variável que influenciou tanto a ocupação, quanto a detectabilidade da espécie (FERREGUETTI et al., 2018), sendo o primeiro estudo a demonstrar isso. Assim, ressaltamos a importância de que essas sejam também consideradas como variáveis potenciais no momento da elaboração das hipóteses para modelos de ocupação em lagartos, principalmente em estudos voltados para conservação e/ou espécies ameaçadas.

Os métodos de amostragem são fundamentais para a avaliação da biodiversidade e da conservação das espécies, no entanto, a detecção de espécies pode ser influenciada por diferentes fatores, como as técnicas utilizadas e as condições ambientais (WARD et al., 2017; FERREGUETTI et al., 2018). Nesse contexto, os estudos de modelagem de ocupação e detectabilidade assumem cada vez mais relevância, uma vez que corrigem a detecção imperfeita, possibilitando a obtenção de informações mais precisas sobre a distribuição e a ocupação das espécies em um determinado habitat (MAZEROLLE et al., 2007). A partir dos artigos levantados no presente estudo, fica evidente o papel do método em auxiliar na identificação de fatores que influenciam a presença e a detecção das espécies, como a cobertura vegetal, a presença de predadores e o clima. Essas informações mais acuradas podem ser úteis na elaboração de estratégias de conservação que visem à proteção das espécies em seus habitats naturais.

A partir dos levantamentos realizados nos artigos, podemos dizer que existe um crescimento no uso da metodologia de ocupação para estudos com lagartos, principalmente nos últimos quatro anos. Contudo, existem lacunas de conhecimento, como por exemplo a baixa quantidade de estudos que considerem variáveis de impacto antropogênico, frente às ameaças resultantes de degradações antrópicas que vêm afetando as populações de lagartos (MARTINS, 2023). A temperatura do ar foi a variável mais presente e influente nos artigos, e os esforços para se obter conhecimentos relacionadas à interação da temperatura com a ecologia de lagartos precisam se manter. Também sugerimos a incorporação de mais variáveis relacionadas a temperatura em estudos futuros, como por exemplo, a temperatura do substrato, visando mitigar as ameaças das mudanças climáticas globais sobre esse grupo (SINERVO et al., 2010). Concluimos que apenas 25 artigos foram publicados utilizando estritamente a metodologia de ocupação proposta por Mackenzie et al. (2002), para espécies de lagartos, desde o ano de criação do método até 2022. Os estudos foram publicados na maioria dos continentes, exceto a África, tendo sido produzido o maior número de publicações nos Estados Unidos, seguido de Nova Zelândia e Brasil. Um total de 42 espécies de lagartos foram estudadas no conjunto dos 25 artigos utilizando esta modelagem, sendo cinco delas tratadas em mais de um artigo. Um total de 47 variáveis de ocupação e 33 variáveis de detectabilidade foram testadas pelos autores, destas, 30 influenciaram nos modelos de ocupação mais ajustados enquanto, 22 influenciaram a detectabilidade nos modelos.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-265. 1973.
- AMO, L.; LÓPEZ, P.; MARTÍN, J. Natural oak forest vs. ancient pine plantations: lizard microhabitat use may explain the effects of ancient reforestations on distribution and conservation of Iberian lizards. *Biodiversity and Conservation* 16:3409–3422. 2006.
- ARIEFIANDY, A.; PURWANDANA, D.; SENO, A. et al. Can camera traps monitor Komodo dragons a large ectothermic predator? *PLoS One*, 8(3), e58800. 2013.
- BLEVINS, E.; WITH, K. A. Landscape context matters: local habitat and landscape effects on the abundance and patch occupancy of collared lizards in managed grasslands. *Landscape Ecology*, 26, 837-850. 2011.
- BÖHM, M.; COLLEN, B.; BAILLIE, J.E. et al. The conservation status of the world's reptiles. *Biological conservation*, 157, 372-385. 2013.
- BOGERT, C. M. Thermoregulation in reptiles, a factor in evolution. *Evolution*, 3(3), 195-211. 1949.
- BRATTSTROM, B. H. Body temperatures of reptiles. *American Midland Naturalist*, 376-422. 1965.
- CONWAY, C.J.; GIBBS, J.P. Summary of intrinsic and extrinsic factors affecting detection probability of marsh birds. *Wetlands* 31: 403–411. 2011.
- COSENDEY, B. N.; ROCHA, C. F. D.; MENEZES, V. A. D. Habitat structure and their influence in lizard's presence. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 59. 2019.
- CRUMP, P. S.; FORSTNER, M. R. Bias and precision of lizard occupancy estimates vary among observers and between methods. *Journal of Herpetology*, 53(1), 13-21. 2019.
- DIBNER, R. R.; DOAK, D. F.; MURPHY, M. Discrepancies in occupancy and abundance approaches to identifying and protecting habitat for an at-risk species. *Ecology and evolution*, 7(15), 5692-5702. 2017.
- DIELE-VIEGAS, L. M.; ROCHA, C. F. D. Unraveling the influences of Climate Change in Lepidosauria (Reptilia). *Journal of Thermal Biology*, 78: 401-414. 2018.
- DURSO, A.M.; SEIGEL, R.A. A snake in the hand is worth 10,000 in the bush. *Journal of Herpetology*, 49:503–506. 2015.
- ENGE, K. M.; TORNWALL, B.; BANKOVICH, B. A Status and distribution of the Florida scrub lizard (*Sceloporus woodi*). *Herpetological Conservation and Biology*, 16(2), 281-294. 2021.

FISCHER, J. H.; MCCAULEY, C. F.; ARMSTRONG, D. P. et al. Contrasting responses of lizard occurrences to burrowing by a critically endangered seabird. *Community Ecology*, 20(1), 64-74. 2019.

FERREGUETTI, A.C.; PEREIRA-RIBEIRO, J.; BERGALLO, H.G. et al. Abundance, density and activity of *Salvator merianae* (Reptilia: Teiidae) and the effect of poaching on the site occupancy by the lizard in an Atlantic Forest Reserve, Brazil. *Austral Ecology* 43:663–671. 2018.

FITZGERALD, L.A. The interplay between life history and environmental stochasticity: implications for the management of exploited lizard populations. *American Zoologist* 34:371–381. 1994.

FITZGERALD L.A.; WALKUP, D.; CHYN, K. et al. The future for reptiles: advances and challenges in the Anthropocene. Pp. 163–174 In *Encyclopedia of the Anthropocene*. DellaSala, D., and M. Goldstein (Eds). Elsevier Science Ltd., Oxford, UK. 2018.

GEBAUER, K.; DICKINSON, K. J.; WHIGHAM, P. A. et al. Matrix matters: differences of grand skink metapopulation parameters in native tussock grasslands and exotic pasture grasslands. *PLoS One*, 8(10), e76076. 2013,

GIBBONS, J.W.; SCOTT, D.E.; RYAN, T.J. et al. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians: Reptile species are declining on a global scale. Six significant threats to reptile populations are habitat loss and degradation, introduced invasive species, environmental pollution, disease, unsustainable use, and global climate change. *BioScience*, 50(8), 653-666. 2000.

GRIFFITHS, A. D.; MCKAY, J. L. Cane toads reduce the abundance and site occupancy of Merten's water monitor (*Varanus mertensi*). *Wildlife Research*, 34(8), 609-615. 2007.

HARINGS, N. M.; BOYKIN, K. G.; OLIGSCHLAEGER, L. Reptile occurrence and habitat associations on Holloman Air Force Base. *Herpetological Conservation and Biology*, 9(1), 57-66. 2014.

HILEMAN, E. T.; EICHELBERGER, B. A.; LISKE-CLARK, J. et al. Landscape dominance of introduced herpetofauna on an oceanic island. *Global Ecology and Conservation*, 22, e00984. 2020.

LAMBERT, J. P.; GELDARD, R. P.; YIBIN, L. et al. Little evidence that plateau pika (*Ochotonacurzoniae*) colonies influence habitat use by the Qinghai toad-headed agama (*Phrynocephalus vlangalii*). *Journal of Arid Environments*, 183, 104263. 2020.

LANCIA, R.A.; BISHIR, J.W.; CONNER, M.C. et al. Use of catch-effort to estimate population size. *Wildlife Society Bulletin*, 731-737. 1996.

LEAVITT, D. J.; COLLINS, J.; CRAWFORD, C. et al. Multiyear monitoring (2007–2013) of flat-tailed horned lizards (*Phrynosoma mcallii*). *Herpetological Conservation and Biology*, 10(1), 189-202. 2015.

MACKENZIE D.I.; NICHOLS J.D.; LACHMAN G.B. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255. 2002.

MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.D.; HINES, J.E. et al. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200–2207. 2003.

MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.D.; ROYLE, J.A. et al. Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. San Diego, CA, Academic Press. 324 p. 2006.

MACKENZIE D.I.; NICHOLS J.D.; ROYLE J.A. et al. Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence. Academic Press, Cambridge. 2017.

MARTINS, M. Endangered Reptiles. Reference Module in Life Sciences. Elsevier, Amsterdam. 2023.

MAZEROLLE, M.J.; BAILEY, L.L.; KENDALL, W.L. et al. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:672–689. 2007.

MICHAEL, D.R.; CUNNINGHAM, R.B.; LINDENMAYER, D.B. Microhabitat relationships among five lizard species associated with granite outcrops in fragmented agricultural landscapes of south-eastern Australia. *Australian Ecology* 35:214–225. 2010.

NGO, C. D.; DANG, H. P.; HOANG, N. T. et al. Factors associated with detection probability and site occupancy of the long-tailed skink (*Eutropis longicaudata*) in the aluoi area, central Vietnam. *Russian Journal of Herpetology*, 28(2). 2021.

OLIVEIRA, J. C.; FERREGUETTI, A. C.; DE CASTRO, T. M. et al. Factors affecting the abundance and occurrence of a threatened whiptail lizard endemic to the sandy coastal plains of Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 21(1), 25-33. 2021.

PAGE, M. J.; MACKENZIE, J. E.; BOSSUYT, P. M. et al. The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *International journal of surgery*, 88, 105906. 2021.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G. et al. Density, population size, and habitat use by *Ameivulanativo* (teiidae) in a remnant of Atlantic forest in Brazil. *Herpetological Conservation and Biology*, 15(3), 558-566. 2020.

SCHIECK, J. Biased detection of bird vocalizations affects comparisons of bird abundance among forested habitats. *Condor* 99:179– 190. 1997.

SEDDON P.J.; ROUGHTON C.M.; REARDON J. et al. Dynamics of an endangered New Zealand skink: accounting for incomplete detectability in estimating patch occupancy. *N Z J Ecol* 35. 2011.

SEWELL, D.; GUILLERA-ARROITA, G.; GRIFFITHS, R. A. et al. When is a species declining? Optimizing survey effort to detect population changes in reptiles. PLoS One 7, 8. 2012.

SILVEIRA, L.; JACOMO, A.T.A.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. Biological Conservation 114, 351–355. 2003.

SINERVO, B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B. et al. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. Science, 328(5980), 894-899. 2010.

SMITH, M. J.; BOLAND, C. R.; MAPLE, D. et al. The Christmas Island blue-tailed skink (*Cryptoblepharus segeriae*): a survey protocol and an assessment of factors that relate to occupancy and detection. Rec West Aust Mus, 40, 44. 2012.

SOLLMANN, R.; FURTADO, M. M.; GARDNER, B. et al. Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture–recapture models for jaguars in central Brazil. Biological Conservation 144:1017–1024. 2011.

REFSNIDER, J.M.; MITCHELL, T.S.; STREBY, H.M. et al. A generalized method to determine detectability of rare and cryptic species using the Ornate Box Turtle as a model. Wildlife Society Bulletin 35:93–100. 2011.

RODDA, G.H.; DEAN-BRADLEY, K.; CAMPBELL, E.W. et al. Stability of detectability over 17 years at a single site and other lizard detection comparisons from Guam. Journal of Herpetology 49:513–521. 2015.

ROUGHTON, C. M. Assessment of methods to monitor Otago skink and grand skink populations, New Zealand. Science & Technical Publishing, Department of Conservation. 2005.

ROUGHTON C.M.; SEDDON, P.J. Estimating site occupancy and detectability of an endangered New Zealand lizard, the Otago skink (*Oligosoma otagense*). Wildlife Research 33: 193–198. 2006.

ROYLE J.A.; NICHOLS J.D. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. Ecology 84:777–790. 2003.

TURNER, H.; GRIFFITHS, R. A.; OUTERBRIDGE, M. E. et al. Dynamic occupancy modelling to determine the status of a Critically Endangered lizard. Oryx, 1-7. 2022.

YADAMSUREN, O.; MURDOCH, J. D.; CHULUUNBAT, S. et al. Estimating occupancy and detectability of Toad Headed Agamas at the periphery of their range in Mongolia. Journal of Herpetology, 52(3), 361-368. 2018.

WALKUP, D. K.; RYBERG, W. A.; FITZGERALD, L. A. et al. Occupancy and detection of an endemic habitat specialist, the dunes sagebrush lizard (*Sceloporus arenicolus*). Herpetological Conservation and Biology, 13(3), 497-506. 2018

WARD, R.J.; GRIFFITHS, R.A.; WILKINSON, J.W. et al. Optimising monitoring efforts for secretive snakes: a comparison of occupancy and N-mixture models for assessment of population status. *Scientific Reports* 7:1–12. 2017.

WILLIAMS B. K.; NICHOLS J. D.; CONROY M. J. *Analysis and Management of Animal Populations*, Acad. Press, California, USA. 2002.

WILLIAMS, P.J.; ENGBRECHT, N.J.; ROBB, J.R. et al. Surveying a threatened amphibian species through a narrow detection window. *Copeia* 2013:552–561. 2013.

2 OCUPAÇÃO E DETECTABILIDADE DO LAGARTO ENDÊMICO *LIOLAEMUS LUTZAE* (SQUAMATA: LIOLAEMIDAE) EM ÁREAS DE RESTINGA DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

INTRODUÇÃO

A detectabilidade de indivíduos de uma espécie, especialmente em estudos de ocorrência, distribuição, dinâmica e densidade populacional, é essencial para dar alta consistência e precisão aos registros de ocorrência feitos durante medições de populações em campo (YOCCOZ et al., 2001). Especialmente a partir da década de 2000, difundiram-se conceitos e métodos que permitem analisar a probabilidade de ocupação das espécies, considerando a detectabilidade imperfeita (MACKENZIE et al., 2002). Ao usar métodos de amostragem que não consideram a detectabilidade imperfeita, existe a probabilidade de que a detecção de espécies e/ou indivíduos de vertebrados seja influenciada por vários fatores relacionados à metodologia utilizada e ao ambiente (e.g., WARD et al., 2017; FERREGUETTI et al., 2018). Assim, é relevante utilizar abordagens que considerem a detecção imperfeita ao avaliar dados populacionais e ecológicos de uma espécie-alvo, a fim de obter dados mais precisos (MAZEROLLE et al., 2007). Os dados gerados a partir dessa metodologia são de particular relevância para estudos de biologia populacional, manejo ecológico e aplicação em ações de conservação (FERREGUETTI et al., 2018). Além dos estudos populacionais, é importante obter informações sobre como as espécies utilizam o habitat, que também são fundamentais para o entendimento de suas ecologias e para o conhecimento da distribuição espacial e temporal de uma determinada espécie estudada (GENTILE; CERQUEIRA, 1995). Assim, ao compreender os fatores ecológicos intrínsecos que implicam uma ameaça a certas espécies, podemos prever declínios e reduzir os impactos negativos de forma mais eficiente (REED; SHINE, 2002).

Liolaemus lutzae é um pequeno lagarto liolaemídeo, endêmico dos habitats de Restinga (um habitat costeiro do Bioma Mata Atlântica, que ocorre ao longo da costa brasileira) do Estado do Rio de Janeiro, onde possui uma distribuição geográfica restrita a 200 km ao longo da costa (VANZOLINI; AB'SABER, 1968; ROCHA et al., 2009a). Esta espécie ocorre desde a restinga da Marambaia (23°04'S, 43°52'W), no oeste do estado do Rio de Janeiro, até Cabo Frio (22°51'S, 41°59'W), município no litoral leste do estado (VANZOLINI; AB'SABER, 1968; ROCHA et al., 2009a). Este lagarto vive em uma estreita faixa de até cerca de 100

metros de largura dos habitats de restingas (ROCHA, 1991), que são cobertos por vegetação herbácea e arbustiva adaptada a um solo arenoso e salino com baixo teor de nutrientes (LACERDA et al., 1984). A espécie é um dos quatro squamata endêmicos do estado, juntamente com *Anolisneglectus*, *Glaucmastixlittoralis* e *Leposternonscutigerum* (OLIVEIRA et al., 2020).

A maioria das restingas ao longo da área de distribuição de *L. lutzae* está sob intensa perturbação causada pela atividade antrópica (ROCHA et al., 2007), o que tem resultado na redução contínua da área total desse tipo de habitat no estado de Rio de Janeiro (BERGALLO et al., 2000; ROCHA et al., 2003). Essas alterações antrópicas afetaram negativamente as populações desse lagarto causando o declínio de várias delas (BERGALLO et al., 2000; ROCHA et al., 2003, 2007, 2009a, b). Como resultado, *L. lutzae* foi categorizado na Lista Brasileira de Fauna Ameaçada (MMA, 2022) e na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (IUCN, 2022) como “ criticamente em Perigo ” (CR).

A maioria dos estudos sobre *L. lutzae* tem focado em aspectos ecológicos como ecologia termal (ROCHA 1995a; MAIA-CARNEIRO; ROCHA, 2013a, 2013b), dieta (ROCHA, 1989, 1996a, 2000), uso e atividade do habitat (ROCHA, 1988, 1991), aspectos reprodutivos (ROCHA, 1990, 1992, 1996b), crescimento corporal (ROCHA, 1995b), endoparasitismo (ROCHA, 1995c), mecanismos de defesa (ROCHA, 1993) e conservação (e.g., ROCHA, 1985; ROCHA; BERGALLO, 1992; ROCHA et al., 2009a, 2009b, 2009c).

Neste estudo, investigamos a ocupação pelo lagarto ameaçado de extinção *L. lutzae* em remanescentes de restinga do estado do Rio de Janeiro, Brasil, e os fatores que afetam sua ocorrência e detectabilidade usando um método que considera detectabilidade imperfeita (ou seja, modelagem ocupação), o que potencialmente dá maior suporte às ações de conservação desta espécie. Nesse contexto, pretendemos responder às seguintes questões: i) Quais restingas ainda mantêm populações de *L. lutzae*?; ii) Quais variáveis ambientais mais influenciam a probabilidade de ocupação da espécie?; iii) Quais variáveis influenciam a detectabilidade do lagarto no ambiente?

Figura 1 –*Liolaemus lutzae* sobre seu típico substrato arenoso na restinga da Barra de Maricá, Rio de Janeiro, Brasil.



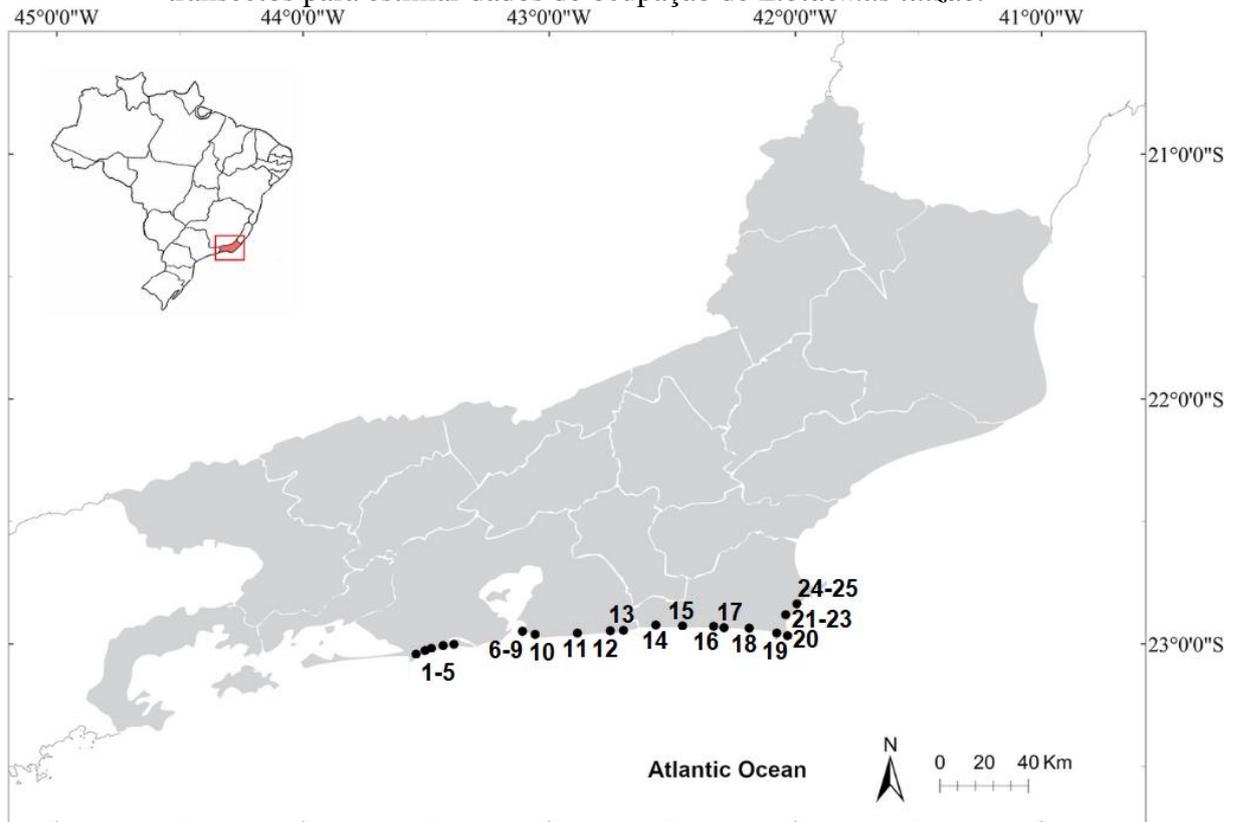
Fonte: Gisele Winck.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de Estudo

Realizamos o estudo em habitats de praia onde sabidamente *Liolaemus lutzae* já ocorreu ou que ainda possuem populações remanescentes (ROCHA et al., 2009a, b), com exceção da restinga da Marambaia (que não foi incluída neste estudo porque seu acesso é restrito por ser uma área militar) e com a inclusão da Praia das Dunas, no município de Cabo Frio. Amostramos um total de 25 habitats de restinga pertencentes a sete municípios do estado do Rio de Janeiro: Grumari, Prainha, Praia da Macumba, Praia da Reserva e Quebra-mar, no município do Rio de Janeiro; Piratininga, Camboinhas, Itaipu e Itacoatiara, em Niterói; Itaipuaçu, Barra de Maricá e Ponta Negra em Maricá; Jaconé, Barra Nova e Itaúna/Jacarepiá, em Saquarema; Massambaba e Figueiras em Araruama; Pernambuco, Praia Grande e Praia dos Anjos, em Arraial do Cabo; Praia do Foguete, Praia do Forte, Praia das Dunas, Praia das Conchas e Praia do Perú, em Cabo Frio (Figura 2).

Figura 2 – Mapa indicando a localidade dos habitats de restingas onde foram realizados os transectos para estimar dados de ocupação de *Liolaemus lutzae*.



Legenda: 1-5) Grumari, Prainha, Praia da Macumba, Praia da Reserva e Quebra-Mar, 6-9) Piratininga, Camboinhas, Itaipu e Itacoatiara, 10) Itaipuaçu, 11) Barra de Maricá, 12) Ponta Negra, 13) Jaconé, 14) Barra Nova, 15) Itaúna/Jacarepiá, 16) Pernambuco, 17) Massambaba, 18) Figueiras, 19) Praia Grande, 20) Praia dos Anjos, 21-23) Praia do Foguete, Praia das Dunas e Praia do Forte, 24-25) Praia das Conchas e Praia do Peró

Fonte: O autor, 2023.

Amostragens

Liolaemus lutzae é ativo durante todos os meses do ano e tem atividade estritamente diurna, iniciando-se pela manhã, por volta das 06:00h e estendendo-se até por volta das 16:00h-17:00h, dependendo das condições meteorológicas ocorridas durante o dia (ROCHA, 1988). Amostramos as populações de *L. lutzae* ao longo da costa durante a estação chuvosa (outubro-abril), nos meses de março, abril, outubro, novembro e dezembro (2022) e janeiro (2023), das 08:00h às 17:00h, utilizando o método de busca ativa com amostragem visual (CRUMP; SCOTT, 1994). Realizamos um total de 98 transectos lineares estabelecidos ao longo das 25 áreas de praia (ver Apêndices C e D para mais detalhes) onde é conhecida a

ocorrência da espécie (ou que tenham ocorrido no passado para verificação de ocorrência). Os transectos tinham 100 metros de comprimento e mantivemos 50 metros de distância entre cada para evitar a sobreposição das áreas amostradas, e assim reduzir a probabilidade de ocorrer pseudo-replicação espacial para manter a independência dos dados. Ao longo do transecto, registramos o horário em que cada indivíduo foi avistado. Realizamos quatro ocasiões de amostragem em cada transecto, onde cada observador representava uma ocasião. As transecções foram feitas por quatro observadores ou dois observadores, dependendo da visita. Os transectos foram mensurados e gravados utilizando o aplicativo de Geoprocessamento espacial GAIA GPS.

Figura 3 – Aspecto geral das restingas onde foram realizadas as transecções realizadas para estimar dados de ocupação de *Liolaemus lutzae*.



Legenda: Restinga da Praia do Perú, em Cabo Frio (lado esquerdo) e restinga da Barra de Maricá, em Maricá (lado direito).

Fonte: O autor, 2021.

Foram anotadas também as fontes de perturbação antrópica observadas ao longo do transecto (Figura 4), conforme Rocha et al. (2009a): 1) remoção de vegetação de praia associada à construção de estradas; 2) remoção de vegetação de praia associada à construção de calçadas; 3) pisoteio da vegetação por pessoas tentando obter acesso à área da praia; 4) ocupação do habitat de praia por residências; 5) presença de veículos na vegetação; 6) remoção da vegetação para o estabelecimento de quadras de esporte; 7) remoção de a vegetação da praia para colocar quiosques de comércio; 8) plantio de espécies de plantas exóticas que substituem a vegetação original; 9) substituição da areia original por outro

substrato inadequado para *L. lutzae*; 10) lixo na vegetação; 11) queima da vegetação em algumas porções do habitat para construir fogueiras ou para práticas religiosas; 12) presença de animais domésticos ou invasores.

Figura 4 – Exemplos de perturbações antrópicas observadas ao longo dos transectos realizados para estimar dados de ocupação de *Liolaemus lutzae*.



Legenda: As fotografias representam: (A) queima da vegetação de praia para construir fogueiras; (B) lixo na vegetação; (C) marcas de pneu indicando presença de veículos na vegetação; (D) pegadas de cachorro indicando presença de animal doméstico no habitat de restinga; (E) presença de plantas exóticas (amendoeira e figo-da-

índia) substituindo a vegetação original; (F) construção de calçadas e quiosques, ocasionando remoção da vegetação.

Fonte: O autor, 2021.

Covariáveis de ocupação

A probabilidade de ocupação (MACKENZIE et al., 2006) é uma métrica usada para avaliar a presença ou ausência de uma espécie em uma área, geralmente em associação com alguma variável, chamada de variável de sítio (CRUMP; FORSTNER, 2019). As variáveis de sítio são aquelas que podem mudar entre as áreas de estudo, no espaço (por exemplo, cobertura vegetal ou elevação), mas que geralmente não mudam temporalmente ou demoram para mudar (MACKENZIE et al., 2006). Dessa maneira, probabilidade de ocupação é a probabilidade de que um sítio contém a presença de *L. lutzae*, além de verificar quais variáveis influenciam essa ocupação de forma positiva ou negativa.

Na incorporação de variáveis para a análise de ocupação e detectabilidade, selecionamos aquelas correlacionadas com a atividade e ecologia de *Liolaemus lutzae* (Tabela 1). Para a estimativa de ocupação, selecionamos as seguintes covariáveis de sítio: cobertura vegetal em um *buffer* de 20 e 50 metros ao redor do transecto, excluindo a vegetação fora da zona de praia ('veg20' e 'veg50', em %), substrato arenoso descoberto (porções de areia sem construções em cima) em um *buffer* de 20 e 50 metros ao redor do transecto ('sand20' e 'sand50', em %), cobertura de área construída (estradas, casas, quiosques) em um *buffer* de 20 e 50 metros ao redor do transecto ('const20' e 'const50', em %) e distância até a estrada mais próxima, incluindo estradas pavimentadas e não pavimentadas ('dist_road', em metros). Essas variáveis de paisagem foram medidas usando a ferramenta calculadora de campo no programa de geoprocessamento QGIS (QGIS Development Team, 2021). *L. lutzae* é uma espécie na qual os indivíduos são relativamente residentes, deslocando-se apenas em curtas distâncias, e mantêm uma área de vida relativamente pequena (média para machos = $59,8 \pm 33,7$ m² e para fêmeas = $22,3 \pm 16,1$ m²) (ROCHA, 1999). Dessa forma, consideramos os valores do *buffer* adequados para qualificar as variáveis de habitat ocupadas por indivíduos de *L. lutzae* e, portanto, aderentes à metodologia utilizada. Adicionalmente, estimou-se a ocorrência de fontes de perturbação (segundo ROCHA et al., 2009a) ('disturbance'), expressa como a soma do número de fatores observados em cada área de praia.

Covariáveis de detecção

Probabilidade de detecção é a probabilidade de detectar pelo menos um indivíduo de *L. lutzae* em um sítio ocupado pela espécie, com as covariáveis de detecção sendo fatores que podem ou não influenciar essa probabilidade (MACKENZIE et al., 2006). As covariáveis de detecção, covariáveis ambientais ou covariáveis de ocasião, são variáveis que mudam de acordo com a ocasião de amostragem, ou seja, mudam temporalmente (por exemplo, temperatura ou precipitação) (MACKENZIE et al., 2006).

Para estimar a detectabilidade, registramos quatro covariáveis ambientais: temperatura do ar ('airtemp', em ° C), temperatura do substrato arenoso ('subtemp', em ° C), umidade relativa do ar ('umid', em %) e intensidade da ventos ('wind', em mp/h). Medimos essas variáveis ambientais no início e no final de cada transecto, usando um termômetro de mercúrio e um termo-higrômetro digital. Utilizamos a média dos valores de cada variável nos modelos.

Tabela 1– Variáveis utilizadas para estimativa da probabilidade de detecção e ocupação de *Liolaemus lutzae* em 25 áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro. (Continua)

Variável	Descrição	Hipótese
<i>Detectabilidade</i>		
airtemp	Temperatura média do ar durante o transecto	<i>L. lutzae</i> tem uma temperatura corpóreamédia de 33°C na estação chuvosa (ALMEIDA-SANTOS,2014), e a probabilidade de detecção deve aumentar com temperaturas mais altas.
subtemp	Temperatura média do substrato arenoso durante o transecto	Quanto maior a temperatura do substrato, a probabilidade de detecção deve aumentar, e deve ter uma influência mais forte na probabilidade de detecção dos lagartos em comparação com a temperatura do ar (ROCHA, 1995).

Tabela 1– Variáveis utilizadas para estimativa da probabilidade de detecção e ocupação de *Liolaemus lutzae* em 25 áreas de restinga do estado do Rio de Janeiro. (Conclusão)

wind	Velocidade média do vento durante o transecto em mp/h	A intensidade do vento promove perda de calor para indivíduos de <i>L. lutzae</i> , devendo a probabilidade de detecção diminuir (MAIA-CARNEIRO et al., 2012).
umid	Umidade relativa média durante o transecto	A umidade está relacionada à temperatura, portanto, uma umidade menor significaria um aumento na temperatura e, conseqüentemente, um aumento na detectabilidade.
<i>Ocupação</i>		
<i>Estrutura do habitat</i>		
veg20 e veg50	Cobertura vegetal da praia em <i>buffer</i> de 20 e 50 metros ao redor do transecto de 100m (não contabiliza a vegetação fora da zona de praia)	<i>L. lutzae</i> utiliza a vegetação para forrageamento e termorregulação (ROCHA, 1989, 1991), e a probabilidade de ocupação deve aumentar em restingas com maior cobertura vegetal.
sand20 e sand50	Substrato arenoso descoberto em <i>buffer</i> de 20 e 50 metros ao redor do transecto de 100m	A espécie utiliza areia descoberta para termorregulação e como mecanismo de defesa contra predadores (ROCHA, 1991, 1993), então a probabilidade de ocupação deve aumentar em restingas com maiores porções de areia descoberta.
<i>Perturbação antrópica</i>		
const20 e const50	Cobertura de área construída (estradas, casas, quiosques) em <i>buffer</i> de 20 e 50 metros ao redor do transecto de 100 metros	Construções na areia reduzem a área que <i>L. lutzae</i> dispõe para sua atividade, e a espécie tende a evitar essas áreas, então a probabilidade de ocupação deve diminuir.
disturbance	Número de fontes de perturbação no transecto (conforme Rocha et al. 2009a)	A maior parte do declínio populacional é atribuída a distúrbios antrópicos que afetam localmente a vegetação da praia (ROCHA et al., 2009a), então a probabilidade de ocupação deve aumentar em restingas com menor perturbação.
dist_road	Distância euclidiana até a estrada mais próxima (tanto pavimentada quanto não pavimentada)	A presença de estradas indica maior fluxo de pessoas para o habitat de praia, indicando maior perturbação antrópica, então a probabilidade de ocupação deve diminuir.

Análise de dados

Para estimar a ocupação e detectabilidade de *L. lutzae*, utilizamos o método proposto por Mackenzie et al. (2006), com modelos de ocupação de estação única, usando a matriz de detecção e não detecção de espécies em cada transecto em múltiplas ocasiões de amostragem. A modelagem de ocupação considera detecção imperfeita, interpretando uma série de eventos

de detecção/não detecção como decorrentes de uma interação entre a probabilidade de uma espécie ocupar uma determinada área (Ψ) e sua probabilidade de detecção (P). Um evento de detecção ocorre quando o local foi ocupado e a espécie foi detectada ($\Psi \times P$). Uma não detecção ocorre porque (1) a espécie estava presente, mas não foi detectada ($\Psi \times [1 - P]$) ou porque (2) a espécie não estava presente e, portanto, não foi detectada ($1 - \Psi$) (WINTLE et al., 2004). Com esta metodologia é possível estimar a proporção de sítios ocupados, considerando que a probabilidade de detecção da espécie é menor que 1, e incorporar aquelas variáveis que podem influenciar os parâmetros (ocupação e detecção), como características do sítio, tempo, ou variáveis ambientais (MACKENZIE et al., 2002).

Para avaliar as correlações entre as covariáveis, uma correlação de Pearson foi realizada usando o software estatístico MYSTAT (v 12) para as variáveis de ocupação e detectabilidade. As variáveis que apresentaram forte correlação entre si ($> 60\%$) não foram incluídas no mesmo modelo (tabelas 2 e 3). Para a ocupação, houve as seguintes correlações: entre o *buffer* de 20 e o *buffer* e 50 metros da cobertura de areia exposta; entre o *buffer* de 20 e o *buffer* de 50 metros da cobertura de área construída; entre o *buffer* de 20 e o *buffer* de 50 metros da cobertura vegetal; entre cobertura vegetal (*buffer* de 50 metros) e a cobertura de área construída (*buffer* de 20 e 50 metros). Para detectabilidade, a temperatura do substrato arenoso e umidade relativa do ar estavam correlacionadas com a temperatura do ar.

Tabela 2– Correlação de Pearson para as variáveis de ocupação selecionadas para *Liolaemus lutzae*. Variáveis destacadas apresentaram uma forte correlação entre si ($>60\%$), positiva ou negativa, e não foram incluídas no mesmo modelo.

CORRELAÇÃO DE PEARSON - COVARIÁVEIS DE SÍTIO								
	dist_road	sand20	const20	veg20	sand50	const50	veg50	disturbance
dist_road	1							
sand20	0,509	1						
const20	-0,461	-0,399	1					
veg20	-0,021	-0,517	-0,578	1				
sand50	0,262	-0,685	-0,23	-0,393	1			
const50	-0,566	-0,387	0,807	-0,407	-0,25	1		

veg50	0,373	0,031	-0,753	0,679	-0,251	-0,773	1	
disturbance	-0,12	0,035	0,116	-0,131	-0,006	0,391	-0,186	1

Tabela 3– Correlação de Pearson para as variáveis de detectabilidade selecionadas para *Liolaemus lutzae*. Variáveis destacadas apresentaram uma forte correlação entre si (>60%), positiva ou negativa, e não foram incluídas no mesmo modelo.

CORRELAÇÃO DE PEARSON - COVARIÁVEIS DE OCASIÃO				
	airtemp	subtemp	humid	wind
airtemp	1			
subtemp	0,707	1		
humid	-0,756	-0,489	1	
wind	-0,396	0,008	0,29	1

Seguimos um processo de duas etapas para construir os modelos de ocupação. Primeiro, modelamos a probabilidade de detecção em função das variáveis medidas em cada amostragem, mantendo a ocupação constante (isto é, $\Psi [.]p[\text{covariáveis}]$) para cada espécie (MACKENZIE et al., 2002). Em segundo lugar, examinamos os modelos de ocupação como funções das covariáveis do local usando os melhores modelos de detecção (conforme indicado pelo AIC). Os modelos de ocupação e detectabilidade foram calculados separadamente e construídos usando o pacote Unmarked de Fiskee Chandler (2011) no RStudioStatisticalProgram(R CORE TEAM, 2019). Selecionamos os modelos de ocupação com base no critério de informação de Akaike (AKAIKE, 1973). Todos os modelos com valor de $\Delta\text{AICc} < 2$ foram considerados influentes na análise (BURNHAM; ANDERSON, 2002).

RESULTADOS

Das 25 áreas de restinga dos sete municípios do estado do Rio de Janeiro amostrados neste estudo, registramos 273 indivíduos de *Liolaemus lutzae* em 19 deles: Grumari, Prainha, Macumba, Reserva e Quebra-Mar, no município de Rio de Janeiro; Itaipuaçu, Barra de Maricá e Ponta Negra, no município de Maricá; Jaconé, Barra Nova e Itaúna/Jacarepiáno município de Saquarema; Massambaba e Pernambuco, no município de Araruama; Figueiras e Praia Grande, no município de Arraial do Cabo; e Praia das Dunas, Praia do Forte, Praia das Conchas e Praia do Perú, no município de Cabo Frio. Em seis das 25 áreas de praia não registramos indivíduos de *L. lutzae*: Piratininga, Camboinhas, Itaipu e Itacoatiara, em Niterói; Praia dos Anjos, em Arraial do Cabo; e Praia do Foguete, em Cabo Frio. Detectamos indivíduos de *L. lutzae* em 64 dos 98 transectos. A probabilidade de ocupação estimada foi de 69% ($0,69 \pm 0,05$) e a detectabilidade estimada foi de 50% ($0,50 \pm 0,03$).

O modelo de detecção com melhor ajuste continha apenas a variável temperatura do ar (Tabela 4), indicando que a probabilidade de detecção aumentava constantemente com o aumento da temperatura do ar (Figura 5). Dos 20 modelos de ocupação mais ajustados (Tabela 5), a ocupação foi melhor descrita por quatro variáveis: número de fontes de perturbação no transecto, cobertura vegetal no solo em um buffer de 50 metros, substrato arenoso descoberto em um buffer de 20 metros, e cobertura de área construída em buffer de 50 metros. A variável relacionada com o número de perturbações em cada habitat de praia teve a maior influência na probabilidade de ocupação e foi selecionada em quatro dos cinco modelos principais, incluindo o modelo mais ajustado. O melhor modelo também incluiu a porcentagem de construções humanas mensuradas dentro de um buffer de 50 metros. O segundo melhor modelo também incluiu a porcentagem de areia exposta dentro do buffer de 20 metros e cobertura vegetal dentro do buffer de 50 metros (Figura 6).

Tabela 4 – Modelos “single-species”, “single-season” de ocupação e detectabilidade para *Liolaemus lutzae* em áreas de restinga no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Modelos em negrito são os mais ajustados. (Continua)

Modelo	AICc	Δ AICc	AICcw	K
<i>Detectabilidade</i>				
Ψ (.), p (airtemp)	460,4	0	0,72	3
Ψ (.), p (airtemp+wind)	462,57	2,17	0,24	4
Ψ (.), p (humid)	468,18	7,79	0,01	3
Ψ (.), p (subtemp+humid)	468,45	8,05	0,01	4

Ψ (.), p (subtemp)	470,6	10,2	0	3
Ψ (.), p (.)	477,24	16,84	0	2
Ψ (.), p (wind)	477,83	17,43	0	3
<i>Ocupação</i>				
Ψ (const50+disturbance), p (airtemp)	448,9	0	0,13	5
Ψ (sand20+veg50+disturbance), p (airtemp)	449,15	0,25	0,12	6
Ψ (sand20+const50+disturbance), p (airtemp)	449,79	0,89	0,08	6
Ψ (const50), p (airtemp)	449,98	1,08	0,08	4
Ψ (sand20+disturbance), p (airtemp)	450,6	1,7	0,06	5
Ψ (veg50+disturbance), p (airtemp)	450,92	2,02	0,05	5
Ψ (sand50+const50+disturbance), p (airtemp)	451,01	2,11	0,05	6
Ψ (dist_road+const50+disturbance), p (airtemp)	451,22	2,32	0,04	6
Ψ (sand50+veg50+disturbance), p (airtemp)	451,34	2,44	0,04	6
Ψ (sand20+const50), p (airtemp)	451,64	2,74	0,03	5
Ψ (dist_road+sand20+const50+disturbance), p (airtemp)	451,89	2,99	0,03	7
Ψ (dist_road+const50), p (airtemp)	452,14	3,24	0,03	5
Ψ (sand50+const50), p (airtemp)	452,18	3,28	0,03	5
Ψ (sand20+veg20+disturbance), p (airtemp)	452,42	3,52	0,02	6
Ψ (sand20+const20+disturbance), p (airtemp)	452,52	3,62	0,02	6
Ψ (dist_road+sand20+disturbance), p (airtemp)	452,55	3,65	0,02	6
Ψ (dist_road+veg50+disturbance), p (airtemp)	452,74	3,84	0,02	6

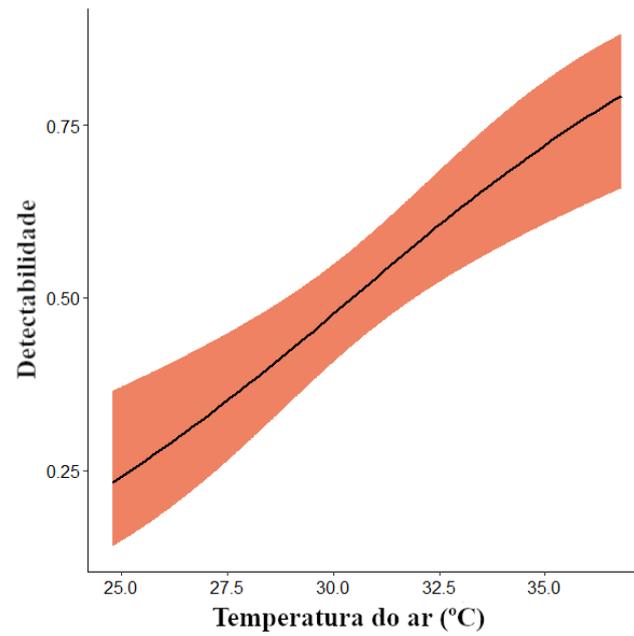
Tabela 4 – Modelos “single-species”, “single-season” de ocupação e detectabilidade para *Liolaemus lutzae* em áreas de restinga no estado do Rio de Janeiro, Brasil. Modelos em negrito são os mais ajustados. (Conclusão)

Ψ (const20+disturbance), p (airtemp)	452,79	3,9	0,02	5
Ψ (dist_road+sand50+const50+disturbance), p (airtemp)	453,33	4,43	0,01	7
Ψ (dist_road+sand20+const50), p (airtemp)	453,51	4,61	0,01	6

Legenda: Covariáveis de detectabilidade: temperatura do ar (‘airtemp’ em °C) e da temperatura da superfície da areia (‘subtemp’ em °C), umidade relativa do ar (‘umid’ em %) e intensidade dos ventos (‘wind’ em mp/h). Covariáveis de ocupação: cobertura vegetal em *buffer* de 20 e 50 metros (‘veg20’ e ‘veg50’ em %), cobertura de areia exposta em *buffer* de 20 e 50 metros (‘sand20’ e ‘sand50’ em %), cobertura de área construída em *buffer* de 20 e 50 metros (‘const20’ e ‘const50’ em %), número de fontes de perturbação no transecto (‘disturbance’ em n) e distância até a estrada mais próxima (‘dist_road’ em m). Ψ = ocupação, p = detectabilidade, AICw = valor de Akaike.

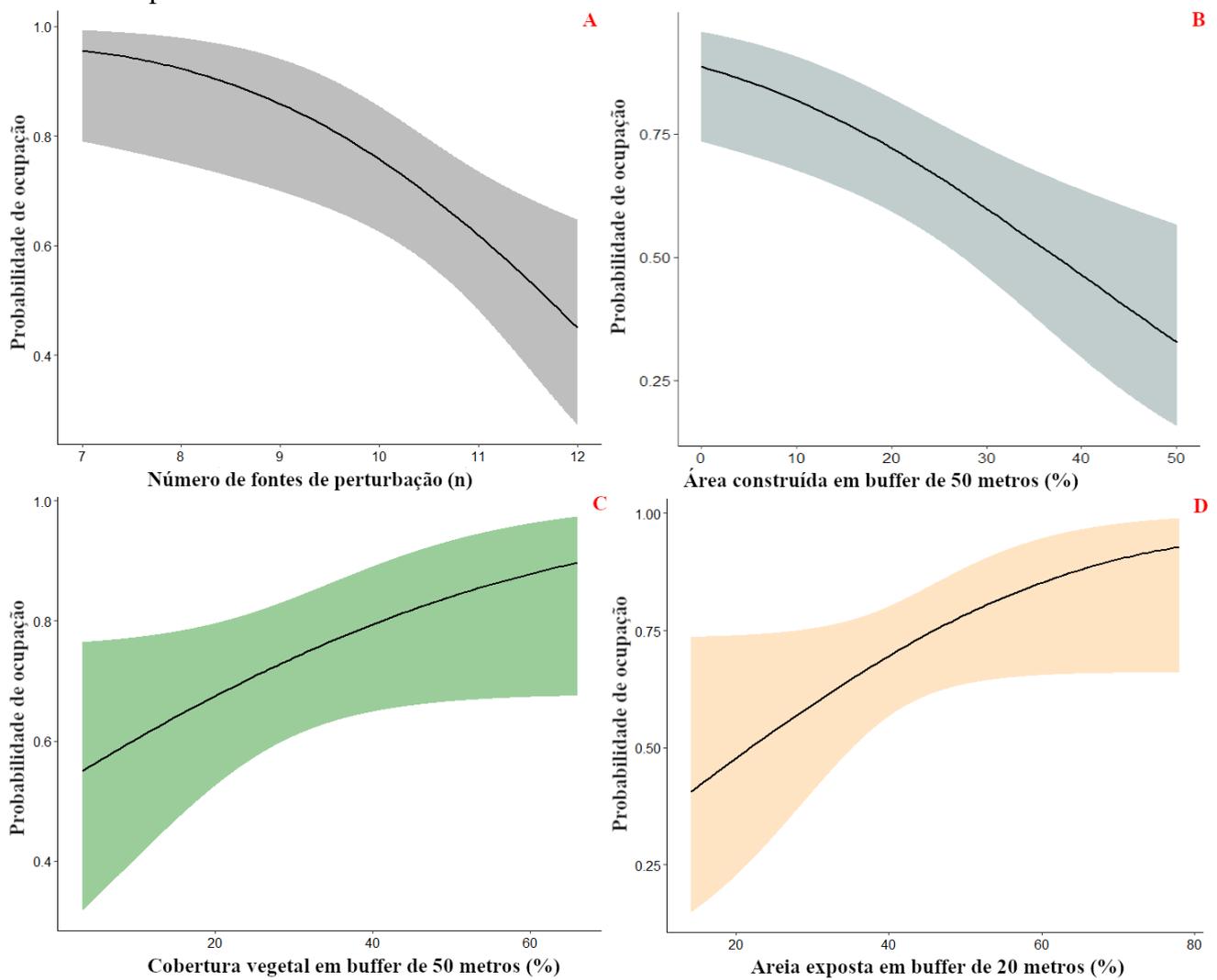
Fonte: O autor, 2023

Figura 5 –Relaçãoentre a detectabilidade de *Liolaemus lutzae* e a temperatura do ar em habitats de restinga do Rio de Janeiro cuja distribuição da espécie é conhecida.



Fonte: O autor, 2023

Figura 6 – Relação entre a probabilidade de ocupação de *Liolaemus lutzae* e as variáveis de sítio significativas em habitats de restinga do Rio de Janeiro cuja distribuição da espécie é conhecida.



Legenda: Relação da probabilidade de ocupação entre (A) número de perturbações antrópicas (n); (B) área construída em *buffer* de 50 metros (%); (C) cobertura vegetal em *buffer* de 50 metros (%); e (D) areia exposta em *buffer* de 20 metros (%).

Fonte: O autor, 2023

DISCUSSÃO

Nossos dados mostraram que, entre cinco das covariáveis avaliadas, quatro delas influenciaram a ocupação de *Liolaemus lutzae* nos habitats de restinga do estado do Rio de Janeiro (cobertura vegetal em *buffer* 50 metros, substrato arenoso descoberto em *buffer* de 20 metros, número de fontes de perturbação no transecto e cobertura de área construída em *buffer* de 50 metros). As duas primeiras covariáveis podem ser consideradas indicadores para a estrutura do habitat e, conseqüentemente, para a ocorrência/proporção de remanescentes de vegetação e substrato arenoso descoberto no habitat do lagarto. Lagartos que vivem em ambientes arenosos tipicamente exibem uma preferência por características específicas da vegetação dentro de seus habitats (MENEZES; ROCHA, 2013). *Liolaemus lutzae* usa principalmente a vegetação herbácea e a areia nua para forrageamento (ROCHA, 1989, 2000), termorregulação (ROCHA 1995a; MAIA-CARNEIRO; ROCHA, 2013b), proteção contra predadores (ROCHA, 1993) e para a construção de suas tocas que fornecem abrigo (ROCHA, 1993). Além disso, o substrato arenoso descoberto é o local que as fêmeas deste lagarto utilizam para desovar durante o período reprodutivo da espécie (ROCHA, 1992).

Em termos de variáveis de perturbação humana, a probabilidade de ocupação teve uma relação negativa com o número de fontes de perturbação registradas em cada habitat de praia e a porcentagem de área construída. Uma vez que tais fatores reduzem a disponibilidade de micro habitats utilizados pela espécie (ROCHA et al. 2009a), seria de se esperar que ao longo do tempo atuassem promovendo uma diminuição constante do tamanho da população local e até mesmo levá-la à extinção. A vegetação de restinga ao longo da costa do Brasil vem sofrendo considerável destruição (BARBOSA et al., 2004; ROCHA et al., 2003, 2007;) e a degradação do habitat está aumentando em toda a sua extensão (ROCHA; BERGALLO, 1992, 2007; ROCHA et al., 2003; BERGALLO et al., 2009). Essa modificação contínua da paisagem resulta em uma perda anual considerável de áreas de restinga (ROCHA et al., 2007), levando a uma diminuição na riqueza de espécies para muitos grupos de organismos (ROCHA; BERGALLO, 1992, 1997; ROCHA et al., 2003), incluindo os lagartos liolaemídeos brasileiros (e.g., MARTINS; GUIMARÃES; VERRASTRO, 2017). Assim, os fatores antrópicos aqui analisados atuariam potencialmente para a extirpação das populações de *L. lutzae* em diferentes áreas ao longo de sua ocorrência.

Em nosso estudo, das 25 áreas de restinga analisadas, em seis delas não foram detectados indivíduos de *L. lutzae* em nenhum dos transectos realizados (Piratininga, Cambonhas,

Itacoatiara e Itaipu, no município de Niterói; Praia dos Anjos, no município de Arraial do Cabo; Praia do Foguete, no município de Cabo Frio). Já se sabia que as populações deste lagarto tinham sido extirpadas nas primeiras cinco áreas em décadas anteriores (ROCHA et al., 2009a) mas a não detecção de *L. lutzae* durante este estudo na Praia do Foguete é especialmente alarmante em termos da conservação da espécie e de suas populações. Em 2007 e 2008 a Praia do Foguete apresentou um grau intermediário de fatores de degradação do habitat, juntamente com uma frequência de indivíduos comparativamente menor do que em outras áreas mais bem conservadas, mas a espécie ainda foi encontrada com relativa frequência (ROCHA et al., 2009a). Como resultado, em comparação com as demais populações desse lagarto no estado, foi atribuído o status de conservação de “Risco” (ROCHA et al., 2009b). Além disso, diferentes estudos realizados na Praia do Foguete nos últimos 15 anos (e.g., ROCHA et al., 2009a, 2009b; ARIANI; ROCHA, 2013; ALMEIDA-SANTOS, 2014) mostraram que a população local deste lagarto estava presente e com ocorrência relativamente frequente. De fato, durante o presente estudo, os autores observaram uma extensa alteração do habitat da Praia do Foguete comparado com o registrado na década anterior, com um aumento da frequência de fontes de degradação do habitat (ver ROCHA et al., 2009a para comparações). Estas observações sugerem a possibilidade de que na Praia do Foguete tenha ocorrido a supressão de mais uma população de *L. lutzae* nas restingas do estado do Rio de Janeiro, questão a ser elucidada com novas etapas de monitoramento deste lagarto nessa restinga.

Por outro lado, em nosso estudo encontramos alguns poucos indivíduos da espécie vivendo em dois locais (seis indivíduos na Praia da Macumba e dois indivíduos na Prainha, ambos no município do Rio de Janeiro) onde o último monitoramento de tamanhos populacionais havia registrado extirpação local (ROCHA et al., 2009a). Neste momento, não podemos inferir se a detecção de ocorrência nesses dois habitats pode ser devido à recolonização vinda de áreas derestinga adjacentes. Outra hipótese, é que em avaliações anteriores, o tamanho da população estava em níveis tão baixos que impediram a detectabilidade da espécie nessas duas áreas.

Nossos dados indicaram que, em termos de detectabilidade, dentre as quatro covariáveis avaliadas, apenas a temperatura do ar influenciou na probabilidade de detecção da espécie. A detectabilidade aumenta conforme se aumenta a temperatura do ar, atingindo cerca de 75% em ocasiões com temperaturas em torno de 35° C. Isso provavelmente está relacionado à biologia térmica de *L. lutzae*, uma vez que a espécie mantém uma temperatura corpórea ativa na faixa de 33 a 36° C (ROCHA, 1995a; MAIA-CARNEIRO; ROCHA, 2013a; ALMEIDA-

SANTOS, 2014). O fato de *L. lutzae* ser uma espécie parcialmente heliotérmica (ROCHA, 1995a) reforça essa hipótese, apesar de também apresentar um grau considerável de tigmotermia, devido ao contato corpóreo constante com o substrato arenoso e ao seu comportamento de enterrar-se (ROCHA, 1995a). A estreita relação entre a temperatura corpórea dos lagartos e a do ambiente em que vivem é bem conhecida desde os estudos germinais de sete décadas atrás (BOGERT, 1949; BRATTSTROM, 1965), sendo a temperatura um fator limitante e determinante em suas atividades. Foi demonstrado que a relação entre temperatura e atividade também é um fator importante na probabilidade de detecção de outras espécies de lagartos que habitam habitats de restingas, como *Ameivula nativo* (PEREIRA-RIBEIRO et al., 2020) e *Glaucmastixlittoralis* (OLIVEIRA et al., 2021).

Nas últimas décadas, as mudanças térmicas no planeta começaram a impor novos limites aos períodos de atividade dos lagartos, alterando a temperatura ideal para esses organismos em todos os continentes, exceto na Antártida. (SINERVO et al., 2010). Estas alterações somadas às alterações e destruição dos habitats estão aumentando os riscos de extinção de muitas espécies de lagartos, incluindo *L. lutzae*. Em termos globais, se não forem implementadas medidas de mitigação, o efeito conjunto das alterações/degradação de habitats naturais para ambientes antropogênicos e os efeitos resultantes das alterações climáticas continuarão a conduzir à perda de populações e à extinção de espécies ao longo do século (THOMPSON et al., 2016). Estima-se que cerca de 40% das espécies de lagartos em todos os continentes estarão extintas até 2080, incluindo *L. lutzae* (ver SINERVO et al., 2010). Por exemplo, a construção do complexo naval “Porto do Açú” em Grussaí, Campos dos Goytacazes, constitui mais um exemplo de perturbação antrópica suprimindo grande extensão do habitat de restinga. Ocorrendo no norte do estado do Rio de Janeiro, provavelmente, constituiu a principal causa que resultou em um declínio considerável na população local de *G. littoralis*, outra espécie de lagarto endêmica, presente em apenas quatro restingas do estado do Rio de Janeiro (COSENDEY; ROCHA; MENEZES, 2016).

Nosso estudo fornece informações relevantes sobre as exigências ecológicas de *L. lutzae*, o que justifica e reforça seu status de “ criticamente em Perigo ” (IUCN, 2022; MMA, 2022) devido a sua área de distribuição geográfica restrita, e degradação intensa e contínua de seu habitat. Além disso, a espécie também sofre com o efeito aditivo das mudanças climáticas globais que restringem sua atividade e reduzem sua capacidade de obtenção de recursos como resultado dessa restrição. Recomendamos aos gestores ambientais estaduais e municipais e aos tomadores de decisão a implementação urgente de medidas de proteção a esta espécie, que é endêmica do estado do Rio de Janeiro e constitui parte importante da biodiversidade e

história natural do estado. É necessário implementar medidas para mitigar os impactos antrópicos sobre as populações remanescentes, em toda a sua área de ocorrência, através da preservação da vegetação de praia em mais áreas de restinga. A primeira medida seria a sinalização, por exemplo, com o uso de placas, como as que ocorrem no município de Cabo Frio (obs. pessoal) de que naquela vegetação existe um ecossistema e espécies que dependem daquele habitat. Dessa maneira, pode ocorrer a conscientização de parte da população acerca da importância das restingas. Futuramente é necessário que ações práticas sejam tomadas, a partir da demarcação de zonas específicas para estabelecimento de atividades da praia, como os quiosques e áreas de atividade física. Além de zonas específicas para o tráfego de pessoas e proibição do tráfego de veículos na vegetação, assim, é possível mitigar parte dos danos antrópicos que essas atividades causam à vegetação. Posteriormente, se mostra necessário aumentar a área dessa vegetação, com a revitalização de áreas de restinga que foram perdidas, além de conservar as vegetações remanescentes.

CONCLUSÃO

Concluimos que a detecção de *Liolaemus lutzae* é influenciada pela temperatura do ar, indicando maior probabilidade de detecção com o aumento da temperatura. A ocupação da espécie é maior em habitats mais preservados e em áreas com menos fontes de perturbação antrópica. Assim, mudanças antrópicas e mudanças na vegetação em habitats de praia são fatores importantes que afetam a conservação desse lagarto nas restingas do estado do Rio de Janeiro. Nosso estudo também evidencia a possibilidade de uma possível extirpação em processo recente, da população local da Praia do Foguete, no município de Cabo Frio, exigindo a continuidade do monitoramento que vem sendo realizado para esta população. Além disso, nosso registro de indivíduos de *L. lutzae* em dois habitats de praia onde as populações locais foram anteriormente consideradas extintas (Praia da Macumba e Prainha, no município do Rio de Janeiro), trazem novas e positivas expectativas sobre a possibilidade de restauração de suas populações em áreas anteriormente sujeitas a um grau considerável de degradação.

REFERÊNCIAS

- AKAIKE, H. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-265. 1973.
- ALMEIDA-SANTOS, P. Ecologia e conservação das populações remanescentes do lagarto-branco-da-praia *Liolaemus lutzae* (Liolaemidae) no Litoral do Estado do Rio de Janeiro. Tese (Doutorado em Ecologia) - UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO. 2014.
- ARIANI, C. V.; PICKLES, R. S.; JORDAN, W. C. et al. Mitochondrial DNA and microsatellite loci data supporting a management plan for a critically endangered lizard from Brazil. *Conservation Genetics*, 14, 943-951. 2013.
- BARBOSA, F. A. R.; SCARANO, F. R.; SABARA, M. G. et al. Brazilian LTER: ecosystem and biodiversity information in support of decision-making. *Environmental Monitoring and Assessment* 90:121–133. 2004.
- BERGALLO, H. G.; ROCHA, C. F. D.; ALVES, M. A. S. et al. 2000. *A fauna ameaçada de extinção do Estado do Rio de Janeiro*. EdUERJ. 2000.
- BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C.; ROCHA, C. F. D. et al. Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no Estado do Rio de Janeiro. 1. ed. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 344p. 2009.
- BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological conservation*, 143(10), 2395-2404. 2010.
- COSENDEY, B. N.; ROCHA, C. F. D.; MENEZES, V. A. Population density and conservation status of the teiid lizard *Cnemidophorus littoralis*, an endangered species endemic to the sandy coastal plains (restinga habitats) of Rio de Janeiro state, Brazil. *Journal of Coastal Conservation*, 20(2), 97-106. 2016.
- CRUMP, M. L.; SCOTT, N. J.; HEYER, W. R. et al. Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 76-141. 1994.
- FERREGUETTI, A. C.; PEREIRA- RIBEIRO, J.; BERGALLO, H. G. et al. Abundance, density and activity of *Salvator merianae* (Reptilia: Teiidae) and the effect of poaching on the site occupancy by the lizard in an Atlantic Forest Reserve, Brazil. *Austral Ecology*, 43(6), 663-671. 2018.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. *Atlas dos remanescentes florestais do Rio de Janeiro*. 2001.
- GENTILE, R.; CERQUEIRA, R. Movement patterns of five species of small mammals in a Brazilian restinga. *J. Trop. Ecol.* 11, 671–7. 1995.

GRAIPEL, M. E.; MILLER, P. R. M.; GLOCK, L. Padrão de atividade de *Akodonmontensis* e *Oryzomysrussatus* na reserva Volta Velha, Santa Catarina, Sul do Brasil. Mastozool. Neotrop. 10, 255–60. 2003.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. Brasília: ICMBio. 4162 p. 2018.

IUCN. *The IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>. Acesso em 16 de julho de 2023.

KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. D.; MORAES, L. F. D. D. et al. Restauração ecológica de ecossistemas naturais. Restauração ecológica de ecossistemas naturais (pp. 340-340). 2003.

MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G. B. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8), 2248-2255. 2002.

MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.D.; ROYLE, J.A. et al. Occupancy estimation and modeling: Inferring patterns and dynamics of species occurrence. San Diego, CA, Academic Press. 324 p. 2006.

MACKENZIE, D. I., NICHOLS, J. D., ROYLE, J. A. et al. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier. 2017.

MAIA-CARNEIRO, T.; ROCHA, C. F. D. Influences of sex, ontogeny and body size on the thermal ecology of *Liolaemus lutzae* (Squamata, Liolaemidae) in a restinga remnant in southeastern Brazil. *Journal of Thermal Biology*, 38(1), 41-46. 2013a.

MAIA-CARNEIRO, T.; ROCHA, C. F. D. Seasonal variations in behaviour of thermoregulation in juveniles and adults *Liolaemus lutzae* (Squamata, Liolaemidae) in a remnant of Brazilian restinga. *Behavioural processes*, 100, 48-53. 2013b.

MARTINS, L. F.; GUIMARÃES, M.; VERRASTRO, L. Population estimates for the sand lizard, *Liolaemus arambarensis*: contributions to the conservation of an endemic species of southern Brazil. *Herpetologica*, 73(1), 55-62. 2017.

MAZEROLLE, M.J.; BAILEY, L. L.; KENDALL, W. L. et al. Making great leaps forward: accounting for detectability in herpetological field studies. *Journal of Herpetology* 41:672–690. 2007.

MENEZES, V. A.; ROCHA, C. F. D. Geographic distribution, population densities, and issues on conservation of whiptail lizards in restinga habitats along the eastern coast of Brazil. *North-Western Journal of Zoology*, 9(2). 2013.

MMA/ SBF. *Biodiversidade brasileira. Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. MMA/SBF, Brasília, 404p. 2002.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICKLER, C. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118-1123. 2014.

OLIVEIRA, J. C.; GONZALEZ, R. C.; PASSOS, P. et al. Non-Avian Reptiles of the state of Rio de Janeiro, Brazil: status of knowledge and commented list. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 60. 2020.

OLIVEIRA, J. C.; FERREGUETTI, A. C.; DE CASTRO, T. M. et al. Factors affecting the abundance and occurrence of a threatened whiptail lizard endemic to the sandy coastal plains of Brazil. *South American Journal of Herpetology*, 21(1), 25-33. 2021.

OVERBECK, G. E.; VÉLEZ- MARTIN, E.; SCARANO, F. R. et al. Conservation in Brazil needs to include non- forest ecosystems. *Diversity and distributions*, 21(12), 1455-1460. 2015.

PEREIRA-RIBEIRO, J.; FERREGUETTI, A.C.; BERGALLO, H.G. et al. Density, population size, and habitat use by *Ameivulanativo* (teiididae) in a remnant of atlantic forest in Brazil. *Herpetological Conservation and Biology*, 15(3), 558-566. 2020.

REED, R. N.; SHINE, R. Lying in wait for extinction: ecological correlates of conservation status among Australian elapid snakes. *Conservation Biology*, 16(2), 451-461. 2002.

ROCHA, C. F. D. Distribuição geográfica de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae) um lagarto endêmico do estado do Rio de Janeiro. *Boletim Fundação Brasileira Para a Conservação da Natureza*, v. 21, n. 1, p. 163-167. 1986.

ROCHA, C. F. D. Ritmo de Atividade e Microclimatologia do Habitat de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae) na Restinga de Barra de Marica, RJ. Pp. 269-281. *Anais do VI Seminário Regional de São Carlos*. São Carlos 1: 269-281. 1988.

ROCHA, C. F. D. Diet of a Tropical Lizard (*Liolaemus lutzae*) of Southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 23(3), 292. 1989.

ROCHA, C. F. D. Reproductive effort in the Brazilian sand lizard *Liolaemus lutzae* (Sauria: Iguanidae). *Ciência e Cultura* 42: 1203-1206. 1990.

ROCHA, C. F. D. Composição do habitat e uso do espaço por *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiciduridae) em uma área de restinga. *Revista Brasileira De Biologia*, 51(October), 839–846. 1991.

ROCHA, C. F. D. Ecologia e Comportamento de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropiciduridae) em uma área de restinga do Sudeste do Brasil. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS, Campinas, São Paulo. 1992a.

ROCHA, C. F. D. Reproductive and fat body cycles of the tropical sand lizard (*Liolaemus lutzae*) of southeastern Brazil. *Journal of Herpetology*, 26(1), 17–23. 1992b.

ROCHA, C. F. D. The set of defense mechanisms in a tropical Lizard *Liolaemus lutzae* of Southeastern Brazil. *Ciência e Cultura* 45: 116-122. 1993.

ROCHA, C. F. D. Ecologia Termal de *Liolaemus lutzae* (Sauria: Tropicuridae) em uma área de Restinga do sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 481-489. 1995a.

ROCHA, C. F. D. Nematodes parasites of the Brazilian sand lizard, *Liolaemus lutzae*. *Amphibia-Reptilia* 16: 412-415. 1995b.

ROCHA, C. F. D. Seasonal shift in lizard diet: the seasonality in food resources affecting the diet of *Liolaemus lutzae* (Tropicuridae). *Ciência e Cultura* 48: 264-270. 1996a.

ROCHA, C. F. D. Sexual Dimorphism in the sand lizard *Liolaemus lutzae* of Southeastern Brazil. *Herpetologia Neotropical*, November, 131-140. 1996b.

ROCHA, C. F. D. Selectivity in plant food consumption in the lizard *Liolaemus lutzae* from Southeastern Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 35: 14-18. 2000.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. Population decrease: The case of *Liolaemus lutzae*, an endemic lizard of Southeastern Brazil. *Ciência e Cultura*, 44(1), 52-54. 1992.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G. Intercommunity variation in the distribution of abundance of dominant lizard species in restinga habitats. *Ciência e Cultura* (São Paulo), 49(4), 269-27. 1997.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. et al. A biodiversidade nos grandes remanescentes florestais do Estado do Rio de Janeiro e nas restingas dos corredores da Mata Atlântica. 1. ed. São Carlos: Rima Editora, v. 1. 160p. 2003.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. et al. A restinga de Jurubatiba e a conservação dos ambientes de restinga do Estado do Rio de Janeiro. *Pesquisas de longa duração na Restinga de Jurubatiba: ecologia, história natural e conservação*. RiMa, São Carlos, 341-352. 2004

ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M.; BERGALLO, H. G. et al. Endemic and threatened tetrapods in the restingas of the biodiversity corridors of Serra do Mar and of the central da Mata Atlântica in Eastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 65 (1): 159-168. 2005.

ROCHA, C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M. et al. The remnants of restinga habitats in the Brazilian Atlantic Forest of Rio de Janeiro state, Brazil: habitat loss and risk of disappearance. *Brazilian Journal of Biology*, v. 67, p. 263-273. 2007.

ROCHA, C. F. D.; SIQUEIRA, C. D. C.; ARIANI, C. V. The endemic and threatened lizard *Liolaemus lutzae* (Squamata: Liolaemidae): current geographic distribution and areas of occurrence with estimated population densities. *Zoologia (Curitiba)*, 26(3), 454-460. 2009a.

ROCHA, C. F. D.; SIQUEIRA, C. D. C.; ARIANI, C. V. A conservação de *Liolaemus lutzae*: Lagarto endêmico das restingas do Estado do Rio de Janeiro ameaçado de extinção. *Rio de Janeiro, Instituto Biomas*, v. 1. 40p. 2009b.

ROCHA, C. F. D.; SIQUEIRA, C. D. C.; ARIANI, C. V. A potential recovery of a population of the sand lizard *Liolaemus lutzae* Mertens, 1938 in an area within its range: a lizard endemic and threatened with extinction. *Brazilian Journal of Biology*, 69: 185-187. 2009c.

SILVA, C. M. D. Filogeografia de três espécies de *Liolaemus* do grupo Boulengeri, subgrupo "wiegmannii": *L. occipitalis*, *L. arambarensis* e *L. wiegmannii*. UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL. Tese de doutorado. 2013.

SINERVO, B.; MENDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D. B. et al. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. *Science*, 328(5980), 894-899. 2010.

VANZOLINI, P. E.; AB'SABER, A. N. Divergence rate in South American lizards of the genus *Liolaemus* (Sauria, Iguanidae). *Papéis Avulsos de Zoologia*, 21(21), 205-208. 1968.

VERRASTRO, L.; VERONESE, L.; BUJES, C. et al. A new species of *Liolaemus* from southern Brazil (Iguania: Tropiduridae). *Herpetologica*, 59(1), 105-118. 2003.

WARD, R.J.; GRIFFITHS, R. A.; WILKINSON J. W. et al. Optimizing monitoring efforts for secretive snakes: a comparison of occupancy and N-mixture models for assessment of population status. *Scientific Reports* 7:1–12. 2017.

ZAMITH, L. R.; SCARANO, F. R. Restoration of a restinga sandy coastal plain in Brazil: survival and growth of planted woody species. *Restoration Ecology*, 14(1), 87-94. 2006.

APÊNDICE A -Variáveis de ocupação que foram testadas pelos autores nos 25 artigos de modelagem de ocupação em lagartos encontrados na revisão sistemática.

Variáveis de ocupação	Número de artigos	Referências
Tipo de habitat (Microhabitat incluso)	9	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Turnet et al. 2022; Yadamsuren et al. 2018; Seddon et al. 2011; Roughton & Seddon. 2006; Oliveira et al. 2021; Gebauer et al. 2013; Angeli et al. 2017; Roughton. 2005
Cobertura vegetal	7	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Fischer et al. 2019; Pereira-Ribeiro et al. 2020; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Lambert et al. 2020; Gebauer et al. 2013; Blevins & With. 2011
Proporção de solo exposto	4	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Pereira-Ribeiro et al. 2020; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Lambert et al. 2020
Estrutura vegetal	4	Yadamsuren et al. 2018; Oliveira et al. 2021; Cosendey, Rocha e Menezes, 2019; Hileman et al. 2020
Presença de construções de outros animais	4	Fischer et al. 2019; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Turnet et al. 2022; Lambert et al. 2020
Presença de outras espécies animais	4	Fischer et al. 2019; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Turnet et al. 2022; Lambert et al. 2020
Cobertura de Dossel	3	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Oliveira et al. 2021; Smith et al. 2012
Sítio amostrado	3	Leavitt et al. 2015; Turnet et al. 2022; Walkup et al. 2018
Tamanho do habitat	3	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Gebauer et al. 2013; Sewell et al. 2012
Tempo (ano, mês, dia)	3	Seddon et al. 2011; Leavitt et al. 2015; Roughton. 2005
Cobertura de rochas	2	Lambert et al. 2020; Blevins & With. 2011
Composição do solo	2	Yadamsuren et al. 2018; Sewell et al. 2012
Densidade de abrigos	2	Lambert et al. 2020; Blevins & With. 2011
Distância de ambientes aquáticos	2	Ferregueti et al. 2018; Fischer et al. 2019
Elevação	2	Yadamsuren et al. 2018; Hileman et al. 2020
Nível de perturbação do habitat	2	Ngo et al. 2021; Sewell et al. 2012
Presença de cactos	2	Turnet et al. 2022; Oliveira et al. 2021
Região amostrada	2	Ariefiandy et al. 2013; Pereira-Ribeiro et al. 2020;

Topografia	2	Yadamsuren et al. 2018; Blevins & With. 2011
Altura da borda rochosa	1	Blevins&With. 2011
Altura da vegetação	1	Lambert et al. 2020
Camada geológica da rocha	1	Blevins&With. 2011
Cobertura/Profundidade de serrapilheira	1	Oliveira et al. 2021
Composição do habitat	1	Gebauer et al. 2013
Consistência do solo	1	Lambert et al. 2020
Densidade vegetal	1	Ferregueti et al. 2018
Diâmetro de rochas sobrepostas	1	Blevins&With. 2011
Distância até a área ocupada mais próxima	1	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021
Distância da borda	1	Ferregueti et al. 2018
Distância de atividade antrópica	1	Oliveira et al. 2021
Distância de soltura de indivíduos	1	Angeli et al. 2017
Distância entre arbustos	1	Oliveira et al. 2021
Dureza do solo	1	Lambert et al. 2020
Experiência dos observadores	1	Crump et al. 2019
Intensidade de caça	1	Ferregueti et al. 2018
Intervalo de queimadas	1	Blevins&With. 2011
Nível de conectividade do habitat	1	Sewell et al. 2012
Nível de Isolamento	1	Gebauer et al. 2013
Número de armadilhas	1	Turnet et al. 2022
Número de bromélias	1	Oliveira et al. 2021
Precipitação	1	Ferregueti et al. 2018
Presença de pasto	1	Blevins&With. 2011
Proporção de arbustos	1	Blevins&With. 2011
Proporção de rochas e troncos caídos	1	Smith et al. 2012
Sazonalidade	1	Leavitt et al. 2015
Temperatura do ar	1	Ferregueti et al. 2018
Umidade	1	Blevins&With. 2011

APÊNDICE B -Variáveis de detectabilidade que foram testadas pelos autores nos 25 artigos de modelagem de ocupação em lagartos encontrados na revisão sistemática

Variáveis de detectabilidade	Número de artigos	Referências
Temperatura do ar	12	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Ferregueti et al. 2018; Pereira-Ribeiro et al. 2020; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Yadamsuren et al. 2018; Oliveira et al. 2021; Ngo et al. 2021; Lambert et al. 2020; Sewell et al. 2012; Blevins&With. 2011; Griffiths & McKay. 2007; Roughton. 2005
Tempo (ano, mês, dia)	6	Seddon et al. 2011; Gebauer et al. 2013; Leavitt et al. 2015; Blevins & With. 2011; Roughton. 2005; Harings, Boykin e Oligschlaeger, 2014
Período do dia	5	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Ariefiandy et al. 2013; Fischer et al. 2019; Smith et al. 2012; Hileman et al. 2020
Precipitação	5	Ferregueti et al. 2018; Dibner, Doak e Murphy, 2017; Ngo et al. 2021; Griffiths & McKay. 2007; Hileman et al. 2020
Velocidade/Intensidade do vento	5	Yadamsuren et al. 2018; Roughton & Seddon. 2006; Blevins & With. 2011; Roughton. 2005; Hileman et al. 2020
Sítio amostrado	4	Turnet et al. 2022; Seddon et al. 2011; Leavitt et al. 2015; Walkup et al. 2018
Temperatura do substrato	4	Roughton & Seddon. 2006; Sewell et al. 2012; Blevins & With. 2011; Roughton. 2005
Tipo de habitat (Microhabitat incluso)	4	Turnet et al. 2022; Gebauer et al. 2013; Blevins & With. 2011; Oliveira et al. 2021
Cobertura vegetal	3	Fischer et al. 2019; Lambert et al. 2020; Gebauer et al. 2013
Estrutura vegetal	3	Cosendey, Rocha e Menezes, 2019; Lambert et al. 2020; Hileman et al. 2020
Tempo de Busca	3	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Cosendey, Rocha e Menezes, 2019; Sewell et al. 2012
Cobertura de Nuvens	2	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021; Sewell et al. 2012
Condições solares	2	Oliveira et al. 2021; Smith et al. 2012
Distância da água	2	Ferregueti et al. 2018; Fischer et al. 2019
Experiência dos observadores	2	Crump et al. 2019; Sewell et al. 2012
Metodologia de campo	2	Crump et al. 2019; Ariefiandy et al. 2013
Presença de construções de outras espécies	2	Fischer et al. 2019; Turnet et al. 2022

Presença de outras espécies animais	2	Fischer et al. 2019; Turnet et al. 2022
Umidade	2	Pereira-Ribeiro et al. 2020; Ngo et al. 2021
Aparição de filhotes	1	Enge, Tornwall e Bankovich, 2021
Composição do habitat	1	Gebauer et al. 2013
Condição da armadilha	1	Ariefiandy et al. 2013
Densidade de árvores	1	Ferregueti et al. 2018
Distância da borda	1	Ferregueti et al. 2018
Expedição	1	Blevins&With. 2011
Intensidade de caça	1	Ferregueti et al. 2018
Luminosidade da lua	1	Hileman et al. 2020
Número de abrigos artificiais	1	Sewell et al. 2012
Número de armadilhas	1	Turnet et al. 2022
Presença de cactos	1	Turnet et al. 2022
Presença de indivíduos marcados	1	Blevins&With. 2011
Sazonalidade	1	Leavitt et al. 2015
Tamanho do habitat	1	Gebauer et al. 2013

APÊNDICE C- Quantidade de indivíduos de *Liolaemus lutzae* detectados nos transectos realizados ao longo dos 25 habitats de restinga onde a distribuição da espécie é conhecida

Onde: T= transecto; O= observador; N>0= Número de indivíduos detectados; 0= espécie não detectada.

Sítios	Número de <i>L.lutzae</i> detectados				Localidade
	O01	O02	O03	O04	
T01	5	1	0	0	Grumari
T02	6	1	0	0	Grumari
T03	3	1	1	1	Grumari
T04	1	4	0	0	Grumari
T05	2	2	0	0	Grumari
T01	0	2	0	0	Prainha
T02	0	0	0	0	Prainha
T03	0	0	0	0	Prainha
T01	2	3	0	0	Macumba
T02	1	0	0	0	Macumba
T01	2	3	0	1	Reserva
T02	0	4	0	2	Reserva
T03	0	2	0	0	Reserva
T04	3	2	2	1	Reserva
T05	3	0	3	0	Reserva
T01	1	0	0	2	Quebra Mar
T02	0	1	0	1	Quebra Mar
T03	3	0	0	0	Quebra Mar
T04	1	1	0	0	Quebra Mar
T05	0	2	0	0	Quebra Mar
T01	0	0	0	0	Piratininga
T02	0	0	0	0	Piratininga
T03	0	0	0	0	Piratininga
T04	0	0	0	0	Piratininga
T05	0	0	0	0	Piratininga
T01	0	0	0	0	Camboinhas
T02	0	0	0	0	Camboinhas
T03	0	0	0	0	Camboinhas
T04	0	0	0	0	Camboinhas
T05	0	0	0	0	Camboinhas
T01	0	0	0	0	Itaipu
T01	0	0	0	0	Itacoatiara
T02	0	0	0	0	Itacoatiara
T03	0	0	0	0	Itacoatiara
T04	0	0	0	0	Itacoatiara
T01	1	3	0	2	Itaipuaçu

T02	0	0	0	0	Itaipuaçu
T03	2	1	1	0	Itaipuaçu
T04	3	6	0	1	Itaipuaçu
T01	0	0	0	0	Maricá
T02	0	2	2	1	Maricá
T03	1	1	0	2	Maricá
T04	2	1	0	1	Maricá
T05	0	2	3	1	Maricá
T01	1	2	0	1	Ponta Negra
T02	0	0	0	0	Ponta Negra
T03	0	0	1	0	Ponta Negra
T04	0	1	0	0	Ponta Negra
T05	0	0	0	0	Ponta Negra
T01	2	4	3	3	Jaconé
T02	2	2	4	1	Jaconé
T03	0	0	0	1	Jaconé
T04	0	4	0	0	Jaconé
T01	0	1	4	7	Barra Nova
T02	5	0	3	4	Barra Nova
T03	0	0	0	0	Barra Nova
T04	0	0	0	1	Barra Nova
T01	0	2	2	3	Itaúna/Jacarepiá
T02	3	5	2	0	Itaúna/Jacarepiá
T03	0	0	0	1	Itaúna/Jacarepiá
T04	1	2	1	1	Itaúna/Jacarepiá
T01	0	0	1	1	Massambaba
T02	0	0	1	1	Massambaba
T03	0	0	0	0	Massambaba
T04	1	0	0	0	Massambaba
T01	0	2	1	2	Pernambuca
T02	0	1	0	3	Pernambuca
T03	3	0	0	1	Pernambuca
T04	1	0	0	0	Pernambuca
T01	1	1	0	1	Figueiras
T02	0	3	0	2	Figueiras
T03	0	0	0	0	Figueiras
T04	0	1	0	0	Figueiras
T01	2	1	5	2	Praia Grande
T02	2	1	0	1	Praia Grande
T03	0	2	0	1	Praia Grande
T04	0	1	0	0	Praia Grande
T01	0	0	0	0	Praia dos Anjos
T02	0	0	0	0	Praia dos Anjos
T03	0	0	0	0	Praia dos Anjos

T01	0	0	0	0	Praia do Foguete
T02	0	0	0	0	Praia do Foguete
T03	0	0	0	0	Praia do Foguete
T04	0	0	0	0	Praia do Foguete
T01	0	0	0	1	Praia das Dunas
T02	0	2	0	0	Praia das Dunas
T03	0	0	0	1	Praia das Dunas
T01	0	0	0	0	Praia do Forte
T02	0	1	2	0	Praia do Forte
T03	0	0	1	0	Praia do Forte
T04	0	0	0	0	Praia do Forte
T05	0	2	0	0	Praia do Forte
T01	2	3	1	3	Praia das Conchas
T02	1	2	0	0	Praia das Conchas
T01	0	2	0	0	Praia do Peró
T02	0	1	3	2	Praia do Peró
T03	0	0	0	0	Praia do Peró
T04	0	2	0	1	Praia do Peró

APÊNDICE D- Matriz de detecção/não-detecção de *Liolaemus lutzae* nos transectos realizados ao longo dos 25 habitats de restinga onde a distribuição da espécie é conhecida

Onde: T= transecto; O= observador; 1= espécie detectada; 0= espécie não detectada.

Sítios	Presença/ausência de <i>L.lutzae</i>				Localidade
	O01	O02	O03	O04	
T01	1	1	0	0	Grumari
T02	1	1	0	0	Grumari
T03	1	1	1	1	Grumari
T04	1	1	0	0	Grumari
T05	1	1	0	0	Grumari
T01	0	1	0	0	Prainha
T02	0	0	0	0	Prainha
T03	0	0	0	0	Prainha
T01	1	1	0	0	Macumba
T02	1	0	0	0	Macumba
T01	1	1	0	1	Reserva
T02	0	1	0	1	Reserva
T03	0	1	0	0	Reserva
T04	1	1	1	1	Reserva
T05	1	0	1	0	Reserva
T01	1	0	0	1	Quebra Mar
T02	0	1	0	1	Quebra Mar
T03	1	0	0	0	Quebra Mar
T04	1	1	0	0	Quebra Mar
T05	0	1	0	0	Quebra Mar
T01	0	0	0	0	Piratininga
T02	0	0	0	0	Piratininga
T03	0	0	0	0	Piratininga
T04	0	0	0	0	Piratininga
T05	0	0	0	0	Piratininga
T01	0	0	0	0	Camboinhas
T02	0	0	0	0	Camboinhas
T03	0	0	0	0	Camboinhas
T04	0	0	0	0	Camboinhas
T05	0	0	0	0	Camboinhas
T01	0	0	0	0	Itaipu
T01	0	0	0	0	Itacoatiara
T02	0	0	0	0	Itacoatiara
T03	0	0	0	0	Itacoatiara
T04	0	0	0	0	Itacoatiara
T01	1	1	0	1	Itaipuaçu
T02	0	0	0	0	Itaipuaçu
T03	1	1	1	0	Itaipuaçu

T04	1	1	0	1	Itaipuaçu
T01	0	0	0	0	Maricá
T02	0	1	1	1	Maricá
T03	1	1	0	1	Maricá
T04	1	1	0	1	Maricá
T05	0	1	1	1	Maricá
T01	1	1	0	1	Ponta Negra
T02	0	0	0	0	Ponta Negra
T03	0	0	1	0	Ponta Negra
T04	0	1	0	0	Ponta Negra
T05	0	0	0	0	Ponta Negra
T01	1	1	1	1	Jaconé
T02	1	1	1	1	Jaconé
T03	0	0	0	1	Jaconé
T04	0	1	0	0	Jaconé
T01	0	1	1	1	Barra Nova
T02	1	0	1	1	Barra Nova
T03	0	0	0	0	Barra Nova
T04	0	0	0	1	Barra Nova
T01	0	1	1	1	Itaúna/Jacarepiá
T02	1	1	1	0	Itaúna/Jacarepiá
T03	0	0	0	1	Itaúna/Jacarepiá
T04	1	1	1	1	Itaúna/Jacarepiá
T01	0	0	1	1	Massambaba
T02	0	0	1	1	Massambaba
T03	0	0	0	0	Massambaba
T04	1	0	0	0	Massambaba
T01	0	1	1	1	Pernambuca
T02	0	1	0	1	Pernambuca
T03	1	0	0	1	Pernambuca
T04	1	0	0	0	Pernambuca
T01	1	1	0	1	Figueiras
T02	0	1	0	1	Figueiras
T03	0	0	0	0	Figueiras
T04	0	1	0	0	Figueiras
T01	1	1	1	1	Praia Grande
T02	1	1	0	1	Praia Grande
T03	0	1	0	1	Praia Grande
T04	0	1	0	0	Praia Grande
T01	0	0	0	0	Praia dos Anjos
T02	0	0	0	0	Praia dos Anjos
T03	0	0	0	0	Praia dos Anjos
T01	0	0	0	0	Praia do Foguete
T02	0	0	0	0	Praia do Foguete
T03	0	0	0	0	Praia do Foguete
T04	0	0	0	0	Praia do Foguete

T01	0	0	0	1	Praia das Dunas
T02	0	1	0	0	Praia das Dunas
T03	0	0	0	1	Praia das Dunas
T01	0	0	0	0	Praia do Forte
T02	0	1	1	0	Praia do Forte
T03	0	0	1	0	Praia do Forte
T04	0	0	0	0	Praia do Forte
T05	0	1	0	0	Praia do Forte
T01	1	1	1	1	Praia das Conchas
T02	1	1	0	0	Praia das Conchas
T01	0	1	0	0	Praia do Peró
T02	0	1	1	1	Praia do Peró
T03	0	0	0	0	Praia do Peró
T04	0	1	0	1	Praia do Peró