

**GEANE LIMEIRA DA SILVA**

**INFLUÊNCIA DA ALTERAÇÃO DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE  
LAGARTOS NA CAATINGA, COM ÊNFASE EM ESPÉCIES RELICTUAIS**

**SERRA TALHADA,**

**2020**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**

**INFLUÊNCIA DA ALTERAÇÃO DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE  
LAGARTOS NA CAATINGA, COM ÊNFASE EM ESPÉCIES RELICTUAIS**

**Geane Limeira da Silva**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal Rural de Pernambuco como exigência para obtenção do título de Mestre.

Linha de pesquisa: Ecologia, Conservação e uso da Biodiversidade de Ambientes Terrestres

**Prof.(a) Dr.(a) EDNILZA MARANHÃO DOS  
SANTOS**  
Orientadora

**Prof. Dr. LEONARDO BARROS RIBEIRO**  
Co-orientador

**SERRA TALHADA,  
2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Sistema Integrado de Bibliotecas  
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

---

586i

Silva, Geane Limeira da  
Influência da alteração de habitat na distribuição de lagartos na Caatinga, com ênfase em espécies relictuais. / Geane Limeira da Silva. - 2020.  
74 f.

Orientadora: Ednilza Maranhao dos Santos.  
Coorientador: Leonardo Barros Ribeiro.  
Inclui referências.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Serra Talhada, 2020.

1. Alteração da paisagem. 2. Diversidade. 3. Empreendimento hídrico. 4. Lagartos. I. Santos, Ednilza Maranhao dos, orient. II. Ribeiro, Leonardo Barros, coorient. III. Título

CDD 338.95

---

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO**  
**PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO**  
**UNIDADE ACADÊMICA DE SERRA TALHADA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**

**INFLUÊNCIA DA ALTERAÇÃO DE HABITAT NA DISTRIBUIÇÃO DE  
LAGARTOS NA CAATINGA, COM ÊNFASE EM ESPÉCIES RELICTUAIS**

**Geane Limeira da Silva**

Dissertação julgada adequada para obtenção do título de mestre em Biodiversidade e Conservação. Defendida e aprovada em 28/02/2020 pela seguinte Banca Examinadora.

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Ednilza Maranhão dos Santos – Orientadora  
[Departamento de Ciências Biológicas/ Universidade Federal Rural de Pernambuco]

---

Prof. Dr. André Laurênio de Melo – Membro Interno  
[Departamento de Ciências Biológicas/ Universidade Federal Rural de Pernambuco]

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Maria Adélia Borstelmann de Oliveira – Membro Externo (Titular)  
[Departamento de Morfologia e Fisiologia Animal/Universidade Federal Rural de Pernambuco]

## **Dedicatória**

Dedico este trabalho a todos os seres que estiveram presentes em cada momento da sua construção.

## Agradecimentos

A Profa. Dra. Ednilza Maranhão, pela orientação e por me guiar desde a graduação nesse caminho fascinante que é o da herpetologia.

Ao prof. Dr. Leonardo Barros Ribeiro, pela co-orientação, incentivo e apoio nessa etapa da minha formação.

Aos membros da banca pela disponibilidade e contribuições para o amadurecimento desse trabalho.

Aos coordenadores do CEMAFUNA/UNIVASF Luís Cesar Machado Pereira e Patrícia Avelo Nicola pela oportunidade dada nessa etapa de aperfeiçoamento profissional. Em nome dos quais agradeço ao Ministério do Desenvolvimento Regional pelo apoio logístico.

A minha família, especialmente a “mainha” Maria da Penha, a mulher mais guerreira que conheço, uma característica das Maria’s; aos meus irmãos Luana e Luís Henrique, meu querido sobrinho Heitor pelos dias de barulho me fazendo olhar um pouco ao meu redor e sair da frente do computador nos dias que pude ir para casa. Aproveito e peço-lhes desculpas pela minha ausência nos últimos dois anos. Tive dificuldade para administrar trabalho, estudo e casa, mas finalizo essa etapa mais forte e valorizando cada momento perto de vocês.

Aos amigos/irmãos, alguns com uma história de parceria, como na irmandade de Thamires Freitas sempre ao meu lado, Amaury pelo apoio com a estatística, Ana Maria Quirino pela revisão do texto; Jhon Soares pela amizade e incentivo de sempre; os recém-chegados, mas, que já ocuparam um lugar na minha história, pela dedicação de Joécio ao me mostrar como é legal trabalhar com mapas; Victor Leandro pelas madrugadas e finais de semana dedicados às análises da modelagem; os parceiros que ganhei no CEMAFUNA Marlla Matos, Euvaldo Marciano e Léo Oliveira que contribuíram diretamente em campo, discutindo dados e possibilidades; Anette Viana que esteve bem perto no final desse processo, lembrando que não sou uma máquina e que fiz tudo que poderia dentro da minha rotina; e finalmente, com importância imensa, aos auxiliares de campo do CEMAFUNA, em nome dos fiéis escudeiros, Francimário e Fabiano, agradeço e me sinto honrada em ter parceiros tão dedicados e habilitados na amostragem da herpetofauna da caatinga *stricto sensu*.

Se eu consegui chegar até aqui é porque estive apoiada sobre os ombros de gigantes!!! A todos que contribuíram para a concretização desse dia, muito obrigada!

## Resumo

Sob a hipótese de que a alteração de hábitat pode influenciar na riqueza e abundância de lagartos, o objetivo desse trabalho foi avaliar possíveis variações na riqueza e na abundância das comunidades durante a implementação do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF). Este empreendimento hídrico foi instalado no semiárido de Pernambuco à margem esquerda do submédio São Francisco, se estendendo nas ecorregiões da Depressão Sertaneja Meridional, Depressão Sertaneja Setentrional e Raso da Catarina. Foram empregados métodos de amostragem mediante a busca ativa e o uso de armadilha de queda - *Pitfall* para obtenção dos dados, além disso, foi incorporada ao trabalho a base de dados fornecidas pelo Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga da Universidade Federal do Vale do São Francisco, totalizando oito anos (2012 a 2019) de acompanhamento da instalação do PISF. Foram investigadas onze áreas diretamente afetadas pelo empreendimento, para as quais foi utilizado o Índice da Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para verificar a alteração da paisagem ao longo dos anos. Adicionalmente foi utilizada a modelagem de nicho ecológico para prever a distribuição potencial do lagarto endêmico e com distribuição geográfica disjunta (distribuição relictual) *Tropidurus cocorobensis*, a qual sobrepõe parte das áreas diretamente afetadas do PISF. As comunidades de lagartos demonstraram similaridade entre as áreas, contudo foram verificadas diferenças significativas na riqueza e na abundância ao longo dos anos. A Depressão Sertaneja Meridional apresentou maior riqueza ( $n = 17$ ) e abundância ( $n = 38.320$ ). Três espécies com distribuição disjunta (*Acratosaura mentalis*, *Psychosaura agmosticha* e *T. cocorobensis*) foram observadas, sendo uma (*T. cocorobensis*) registrada apenas no Raso da Catarina. Os modelos indicaram que a distribuição potencial de *T. cocorobensis* abrange áreas prioritárias para conservação na Caatinga, parte destas sob influência do PISF, com histórico de degradação por influência da ação humana. Identificar áreas potencialmente adequadas para ocupação de espécies relictuais, bem como, diagnosticar variações em parâmetros fundamentais de diversidade reforça a necessidade da avaliação de impactos sobre os lagartos diante da instalação de empreendimentos. Além disso, pode direcionar os planos de trabalho e conseqüentemente as medidas de mitigação dos impactos.

**Palavras-chave:** Floresta Tropical Sazonalmente Seca, Modelagem de nicho ecológico, rio São Francisco, Squamata.

## Abstract

Under the hypothesis that the change in habitat may influence the richness and abundance of lizards, the objective of this work was to evaluate possible variations in the richness and abundance of communities during the implementation of the Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF). This water development was installed in the semiarid region of Pernambuco on the left bank of the São Francisco sub-medium, extending in three ecoregions, the Depressão Sertaneja Meridional, Depressão Sertaneja Setentrional and a part of Raso da Catarina. Sampling methods were employed through active search and the use of a fall trap - *Pitfall* to obtain the data, in addition, the database provided by the Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga of the University Federal do Vale do São Francisco was incorporated into the work, totalizing eight years (2012 to 2019) of monitoring the installation of the water infrastructure. Eleven areas directly affected by the project were investigated for which we used the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to verify the change in the landscape over the years. Additionally, ecological niche modeling was used to predict the potential distribution of the endemic lizard with a disjunct geographic distribution (relict distribution) *Tropidurus cocorobensis*, which overlaps with part of the areas directly affected by the PISF. Lizard communities have shown similarity between areas, however significant differences in richness and abundance have been found over the years. The Depressão Sertaneja Meridional showed greater wealth ( $n = 17$ ) and abundance ( $n = 38.320$ ). Three species with disjunct distribution (*Acratosaura mentalis*, *Psychosaura agmosticha* and *T. cocorobensis*) were observed, one (*T. cocorobensis*) registered only in Raso da Catarina. The models indicated that the potential distribution of *T. cocorobensis* covers priority areas for conservation in the Caatinga, part of which are under the influence of the PISF, with a history of degradation due to the influence of human action. Identifying areas potentially suitable for the occupation of relicts species, as well as diagnosing variations in fundamental diversity parameters, reinforces the need to assess the impacts on lizards when setting up ventures. In addition, it can direct work plans and, consequently, impact mitigation measures.

**Keywords:** Seasonally Dry Tropical Forest, Ecological niche modeling, São Francisco river, Squamata.

## Sumário

Página

**Dedicatória****Agradecimento****Resumo****Abstract****Lista de Figuras****Lista de Tabelas**

<b>1- Introdução.....</b>	<b>10</b>
<b>2- Referencial teórico.....</b>	<b>12</b>
<b>3- Referências bibliográficas.....</b>	<b>15</b>
<b>4- Artigo científico.....</b>	<b>21</b>
<b>4.1- Artigo científico I.....</b>	<b>21</b>
<b>4.2- Artigo científico II.....</b>	<b>48</b>
<b>5. Conclusões.....</b>	<b>74</b>

## 1- Introdução

A alteração na paisagem natural resultante da ação humana pode influenciar padrões de diversidade em diferentes proporções (FAHRIG, 2003; SILVA et al., 2017; LIMA et al., 2018), uma vez que a estrutura do hábitat pode moldar as comunidades biológicas (BEGON et al., 2007). A riqueza e a abundância de espécies são componentes fundamentais para estimar padrões espaciais e temporais de diversidade, e por sua vez, auxilia na compreensão da distribuição de diferentes táxons (BEGON et al., 2007).

Nesse aspecto, o uso e a ocupação do solo com a finalidade de proporcionar o desenvolvimento econômico no domínio Caatinga intensificaram os processos de alteração da paisagem em várias localidades da região. À exemplo, a instalação de empreendimentos ocorridos nas últimas décadas pode afetar diretamente a fauna local ao longo do tempo (FONSECA et al., 2017; SILVA e BARBOSA, 2017; LIMA et al., 2018). Esses processos podem influenciar na estrutura das comunidades, na disponibilidade de recursos e modificar padrões ecológicos, como variações na riqueza e na abundância de espécies (PRIMACK e RODRIGUES, 2001; PAVAN, 2007; FISCHER e LINDENMAYER, 2007; FAHRIG, 2013; SÁNCHEZ, 2013; AMORIM et al., 2017).

No semiárido da Caatinga foi instalado o empreendimento do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF) com a finalidade de amenizar a problemática da escassez hídrica na região e estimular o desenvolvimento econômico (BRASIL, 2004). A estrutura perfaz cerca de 700Km de extensão, composta por dois canais condutores de água provenientes do rio São Francisco, os quais percorrem por estações de bombeamento e reservatórios (BRASIL, 2004). A instalação do PISF representa alto potencial para alteração da paisagem na região e, portanto, é necessário avaliar seus efeitos sobre a fauna.

Sob a hipótese de que a alteração de hábitat, decorrente da atividade humana, pode influenciar nos padrões de diversidade de comunidades objetivou-se verificar possíveis variações na riqueza e na abundância de lagartos nas áreas diretamente afetadas do PISF. Como ferramenta para esse estudo foram utilizados modelos matemáticos para identificar alterações na paisagem ao longo dos anos de instalação do empreendimento por meio do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) (NASCIMENTO et al., 2013) para confrontar com os valores de riqueza e abundância das comunidades ao longo do tempo. Além disso, foi utilizada a Modelagem de Nicho Ecológico (MNE) (PETERSON et al., 2011; PETERSON e SOBERÓN, 2012) para prever a distribuição potencial do lagarto *Tropidurus*

*cocorobensis*, espécie endêmica da Caatinga e com padrão disjunto de distribuição geográfica (RODRIGUES, 2003; MESQUITA et al., 2017). Nesse estudo, *T. cocorobensis* foi sugerido como modelo para indicar a presença de espécie com distribuição geográfica disjunta presente na área diretamente afetada do PISF, além de levantar pressupostos para possíveis efeitos da instalação de empreendimentos sob espécies com mesmos requisitos ecológicos. Organismos com essa característica podem ser influenciados negativamente com alteração da paisagem.

Desta forma, este trabalho compõe dois artigos com os seguintes objetivos: (1) verificar possíveis variações na riqueza e na abundância das comunidades de lagartos em áreas diretamente afetadas do PISF ao longo dos anos da instalação do empreendimento e (2) utilizar a modelagem de nicho ecológico para prever a distribuição geográfica potencial de *Tropidurus cocorobensis*.

## 2. Referencial teórico

O domínio morfoclimático da Caatinga caracteriza-se por constituir diferentes fitofisionomias moldadas por processos evolutivos que definiram paisagens complexas no que concerne aos aspectos morfoclimáticos e geomorfológicos (AB'SABER, 2003). Nesse sentido, o clima seco e as chuvas irregulares refletem bem a vegetação de floresta tropical sazonalmente seca que predomina no semiárido do Nordeste brasileiro (AB'SABER, 2003; MORO et al., 2016; SILVA et al., 2017; SILVA e SOUZA, 2018). A fitofisionomia da Caatinga encontra-se representada por nove ecorregiões (SILVA et al., 2017): 1. Complexo Ibiapaba-Araripe, 2. Complexo da Chapada Diamantina, 3. Depressão Sertaneja Meridional, 4. Dunas do São Francisco, 5. Depressão Sertaneja Setentrional, 6. Planalto da Borborema, 7. Raso da Catarina, 8. São Francisco Gurguéia e 9. Brejos. Nessas diferentes paisagens, a fauna e a flora seguem padrão de heterogeneidade peculiares, com grupos taxonômicos característicos ao longo de gradientes geográficos, sendo o Complexo Chapada Diamantina e as Dunas do São Francisco as ecorregiões com maior diversidade faunística e florística, além de alto endemismo (SILVA et al., 2017; RULL e CARNAVAL, 2020). Contudo, a diversidade de táxons nas depressões sertanejas e no Raso da Catarina vem sendo elencada com alta riqueza e pela presença de espécies com lacunas sobre a distribuição geográfica (SILVA et al., 2017).

Para o grupo faunístico, particularmente no que tange aos lagartos, a Caatinga abriga alto endemismo e distribuição geográfica disjunta, em maior destaque principalmente na Chapada Diamantina e nas Dunas do São Francisco (MESQUITA et al., 2017; RECODER e RODRIGUES, 2020). No entanto, as regiões centrais do domínio também incluem níveis de endemismo cada vez mais elucidados para o semiárido, com lagartos adaptados às condições climáticas severas devido ao período de estiagem prolongado (RODRIGUES, 2003; VITT et al., 2007; WERNECK et al., 2009; MESQUITA et al., 2017). Deste modo, as características dos habitats são importantes na determinação de comunidades de lagartos nessa região (MESQUITA et al., 2015; MESQUITA et al., 2017).

Processos como a alteração, perda e fragmentação de habitat na Caatinga permeiam por toda história de ocupação humana na região pelo uso intensivo dos recursos naturais (AB'SABER, 2003). No entanto, esses eventos foram intensificados com as políticas de desenvolvimento econômico atuais no Nordeste (ALBUQUERQUE et al., 2017; FONSECA et al., 2017; SILVA et al., 2017; TABARELLI et al., 2017; ANTOGIOVANNI et al., 2018), principalmente devido as instalações de vários empreendimentos na região. Dentre estes, o

Projeto de Integração do rio São Francisco (PISF) compreende cerca de 700km de extensão, divididos em dois segmentos de canal a partir das captações hídricas (Eixos Norte e Leste). Os segmentos são conectados por estações de bombeamento e reservatórios e percorrem parte dos estados de Pernambuco, Ceará, Paraíba e Rio Grande do Norte (BRASIL, 2004). A instalação do PISF tem forte potencial para promover variações na riqueza e abundância das comunidades de lagartos por consequência da alteração da paisagem para instalação da infraestrutura hídrica.

A avaliação dos efeitos da instalação de empreendimentos é realizada por meio do monitoramento de vários organismos (ALHO, 2011; SÁNCHEZ, 2013; CEOLIN et al., 2020), dentre os quais, os lagartos são bons modelos em estudos ecológicos para identificar variações nos parâmetros de diversidade (VITT e PIANKA, 2005; WERNECK et al., 2009; NOVOSOLOV e MEIRI, 2013; AMORIM et al., 2017).

Os estudos sobre lagartos na Caatinga tiveram início por volta da década de 1980, principalmente com os trabalhos de pesquisadores renomados como Vitt e Vanzolini (VANZOLINI, 1974). Na década seguinte, abordagens sobre características morfológicas e sobre a biologia dos táxons tiveram maior ênfase, sendo importante para descrição de várias espécies e para compreensão da história natural do grupo naquele momento (VANZOLINI et al., 1980; VITT, 1983; RODRIGUES, 1987; RODRIGUES et al., 1988).

Todavia, nesses estudos as amostragens eram pontuais, o que limitava o conhecimento sobre a fauna de lagartos. Por essa razão, durante muito tempo acreditou-se que na Caatinga havia baixa diversidade para a herpetofauna de maneira geral (VANZOLINI, 1976; VANZOLINI et al., 1980; RODRIGUES, 2003).

Em meados do século XX e início do XXI verificou-se a presença de várias espécies endêmicas na Caatinga, muitas associadas aos solos arenosos, às formações de chapada e aos enclaves de Mata Atlântica inseridos no domínio (RODRIGUES, 2003). Particularmente nesses ambientes, alguns endemismos estão relacionados ao padrão disjuncto de distribuição geográfica, ou seja, a presença de espécies restritas a habitats específicos e isolados geograficamente. Para esses casos, Rodrigues (2003) argumenta que esse padrão de distribuição pode ser um reflexo da história evolutiva dos lagartos no domínio Caatinga, e que provavelmente nessa região a paisagem pretérita formava um contínuo diferente do que se ver atualmente.

No que se refere aos aspectos evolutivos, a fauna passou por adaptações ao longo do tempo, porém, muitas permanecem com características ecológicas e morfofisiológicas que remetem à ligação com o passado (SILVA et al., 2017). Essa evidência pode ser verificada

nas comunidades características das ecorregiões, como no Complexo Chapada Diamantina e nas Dunas do São Francisco (SILVA et al., 2017).

Alguns dos questionamentos sobre endemismo e padrão de distribuição geográfica disjunta foram esclarecidos recentemente (WERNECK et al., 2012, 2015; RECODER et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2015; GEHARA et al., 2017; MESQUITA et al., 2017; RECODER e RODRIGUES, 2020). Mesquita et al. (2017) ao compilar dados representativos de várias coleções científicas do país reforçaram os altos níveis de endemismo na Caatinga. Utilizando modelos matemáticos os autores verificaram que alguns táxons tinham distribuição geográfica subestimada na Caatinga e identificaram áreas potencialmente adequadas para ocorrência geográfica de espécies com poucos estudos. Essa conclusão apontada na literatura demonstra quão diversa é a Caatinga e quanto ainda se conhece pouco sobre a distribuição geográfica de muitos organismos.

Diante do avanço nos estudos sobre a herpetofauna na Caatinga, em particular para a fauna de lagartos, atualmente são reconhecidas 79 espécies distribuídas nas diferentes ecorregiões, a qual representa 29% da fauna de lagartos descrita para o país (COSTA e BÉRNILS, 2018). O endemismo na região corresponde a 48% das espécies registradas, dentre as quais a maioria é amplamente distribuída e 19% tem padrão de distribuição geográfica disjunto (MESQUITA et al., 2017). Nesse último caso, as espécies encontram-se distribuídas restritamente em ambientes méxicos e em áreas de solos arenosos.

Estudos ecológicos e sobre a distribuição geográfica de espécies, com abordagem modelística, em particular para aquelas que ocorrem restritas à habitats específicos ainda se encontram concentrados em áreas de proteção ambiental (MAGALHÃES-JR., et al., 2017, RIBEIRO et al., 2018). Portanto, o conhecimento ainda pontual no semiárido, muitas vezes dificulta a definição de estratégias eficientes para conservação de habitats necessários para manutenção da biodiversidade, principalmente em uma região com histórico de ocupação e uso do solo tão intensivo como é o caso do semiárido da Caatinga. O uso de ferramentas matemáticas, como a modelagem de nicho ecológico, auxilia na previsão de áreas com potencial adequabilidade para ocupação de várias espécies que podem ser apontadas como sensíveis à alteração e perda de habitat (GIANNINI et al., 2012). Sendo a Caatinga uma das regiões mais degradadas do país, principalmente por atividades humanas (FONSECA et al., 2017, ANTOGIOVANNI et al., 2018), avaliar possíveis efeitos da alteração de habitats sobre comunidades biológicas é necessário para auxiliar na indicação de medidas para conservação e manejo na região.

Estudos que avaliem os efeitos da instalação de empreendimentos hídricos no país ainda são incipientes, mas já foi possível verificar alterações em interações ecológicas e morfológicas em populações de lagartos no Cerrado (PAVAN, 2002; AMORIM et al., 2017). Todavia, esse é o primeiro trabalho com essa abordagem envolvendo o estudo de lagartos realizado nas áreas de abrangência do empreendimento de integração do rio São Francisco e no domínio Caatinga.

### 3. Referências bibliográficas

AB’SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, v. 1., 2003, 159p.

ALBUQUERQUE, U.P.; ARAÚJO, E.L.; CASTRO, C.C.; ALVES, R.R.N. People and natural resources in the Caatinga. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 303–334.

ALHO, C.J.R. Environmental Effects of Hydropower Reservoirs on Wild Mammals and Freshwater Turtles in Amazonia: A Review. **Oecologia Australis**. v. 15 (3), p. 593–604, 2011.

AMORIM, E.; SCHOENER, T.W.; SANTORO, G.R.C.C.; LINS, A.C.R.; PIOVIA-SCOTT, J.; BRANDÃO, R.A. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114(33), p. 8812–8816, 2017.

ANTONGIOVANNI, M.; VENTICINQUE, E.M.; FONSECA, C.R. Fragmentation patterns of the Caatinga drylands. **Landscape Ecol**, v. 33, p. 1353–1367, 2018.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. **Ecologia de indivíduos a ecossistemas**. Porto Alegre: Artmed, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade do Cerrado, do Pantanal e da Caatinga**. Brasília, Diário Oficial da União - 2ª atualização, 2018. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/%C3%A1reas->

priorit%C3%A1rias>. Acesso em: 15 de dezembro de 2019.

BRASIL. Ministério da Integração. Projeto de integração do rio São Francisco com as bacias hidrográficas do nordeste setentrional. **Relatório de Impacto Ambiental/RIMA**. 2004. 136p. Brasília. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/documents/10157/3678963/Rima+-+Relat%C3%B3rio+de+Impacto+Ambiental.pdf/4324863d-cbff-4522-9bd0-eab9d34b8fe2>>. Acessado em: 30 de junho de 2018.

CARVALHO, A.L.G. de. On the distribution and conservation of the South American lizard genus *Tropidurus* Wied-Neuwied, 1825 (Squamata: Tropiduridae). **Zootaxa**, v. 3640(1), p. 042–056, 2013.

CEOLIN, L.C.; MORATO, S.A.A.; SCUPINO, M.R.C.; GONÇALVES, R.C.S.; PUGA, J.B.L.; SIQUEIRA, J.D.P. **Ecologia da Paisagem da Área de Influência da Linha de Transmissão 230kV Milagres/Coremas-C2, Estados do Ceará e da Paraíba: Subsídios para a Conservação do Bioma Caatinga em Área Afetada por um Empreendimento Linear**. Curitiba: STCP Engenharia de Projetos Ltda., 2020, 102 p.

COSTA, H.C.; BÉRNILS, R.S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira**, v. 7(1), p. 11– 57, 2018.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.34, p.487–515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 1649–1663, 2013.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. **Global Ecology and Biogeography**, v.16, p. 265–280, 2007.

FONSECA, C.R.; ANTONGIOVANNI, M.; MATSUMOTO, M.; BERNARD, E.; VENTICINQUE, E.M. Conservation opportunities in the Caatinga. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, p. 429–443, 2017.

GEHARA, M.; GARDA, A.A.; WERNECK, F.P.; OLIVEIRA, E.F.; FONSECA, E.M.; CAMURUGI, F.; MAGALHÃES, F. M.; LANNA, F.M.; SITES-JR, J.W.; MARQUES, R.;

SILVEIRA-FILHO, R.; SÃO-PEDRO, V.A.; COLLI, G.R.; COSTA, G.C.; BURBRINK, F.T. Estimating synchronous demographic changes across populations using hABC and its application for a herpetological community from northeastern Brazil. **Molecular Ecology**, v. 26, p. 4756–4771, 2017.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; COSTA, A. L. A.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63(3), p. 733-749, 2012.

LIMA, N.E.; CARVALHO, A.A.; LIMA-RIBEIRO, M.S.; MANFRIN, M.H. Caracterização e história biogeográfica dos ecossistemas secos neotropicais. **Rodriguésia**, v. 69(4), p.2209-2222, 2018.

MAGALHÃES-JÚNIOR, A.J.C.; MOURA, G.J.B.; RIBEIRO, L.B.; AZEVEDO-JÚNIOR, S.M. Potential distribution and conservation of the *Colobosauroides carvalhoi* Soares and Caramaschi, 1998: a rare and endemic lizard of Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, p. 686–695, 2017.

MESQUITA, D.O.; COLLI, G.R.; COSTA, G.C.; COSTA, T.B.; SHEPARD, D.B.; VITT, L.J.; PIANKA, E.R. Life history data of lizards of the world. **Ecology**, v. 96(2), p. 594, 2015.

MESQUITA, D.O.; COSTA, G.C.; GARDA, A.A.; DELFIM, F.R. Species composition, biogeography and conservation of the Caatinga lizards. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 151–189.

MORO, M.F.; LUGHADHA, E.N.; ARAÚJO, F.S., MARTINS, F.R. A Phylogeographical Metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **Bot. Rev.**, v. 82, p.91–148, 2016.

NOVOSOLOV, M.; MEIRI, S. The effect of island type on lizard reproductive traits. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 2385–2395, 2013.

OLIVEIRA, E.F.; GEHARA, M.; SÃO-PEDRO, V.A.; CHEN, X.; MYERS, E.A.; BURBRINK, F.T.; MESQUITA, D.O.; GARDA, A.A.; COLLI, G.R.; RODRIGUES, M.T.; ARIAS, F.J.; ZAHER, H.; SANTOS, R.M.L.; COSTA, G.C. Speciation with gene flow in whiptail lizards from a Neotropical xeric biome. **Molecular Ecology**, v. 24, p. 5957–5975, 2015.

PAVAN, D. Assembleias de répteis e anfíbios do cerrado ao longo da bacia do rio Tocantins e o impacto do aproveitamento hidrelétrico da região na sua conservação. 2007. 422p. **Tese (Doutorado)** Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

PETERSON, A.T.; SOBERÓN, J. Species distribution modeling and ecological niche modeling: getting the concepts right. **Natureza e Conservação**, v.10, p.102–107, 2012.

PETERSON, A.T.; SOBERÓN, J.; PEARSON, R.G.; ANDERSON, R.P.; MARTÍNEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M.; ARAÚJO, M.B. Ecological Niches and Geographic Distributions. **Princeton: Princeton University Press**, 316p. 2011.

PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Planta, 2001, 327p.

RECODER, R.S.; RODRIGUES, M.T. Diversification Processes in Lizards and Snakes from the Middle São Francisco River Dune Region, Brazil. In: RULL, V.; CARNAVAL, A.C. (Org.). **Neotropical Diversification: Patterns and Processes**. Springer, Cham, 1. ed., 2020, p. 713-740.

RECODER, R.S.; WERNECK, F.P.; TEIXEIRA-JR, M.; COLLI, G.R.; SITES-JR, J.W.; RODRIGUES, M.T. Geographic variation and systematic review of the lizard genus *Vanzosaura* (Squamata, Gymnophthalmidae), with the description of a new species. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 171, p. 206–225, 2014.

RIBEIRO, L.B.; GOMIDES, S.C.; FERREIRA, J.V.A.; MAGALHÃES-JÚNIOR, A.J.C. Modeling the potential geographic distribution of the poorly known Neotropical lizard *Anotosaura vanzolinia* Dixon, 1974 (Squamata, Gymnophthalmidae) in Northeast Brazil. **Turkish Journal of Zoology**, v. 42, p. 732–738, 2018.

RODRIGUES, M.T. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo torquatus ao Sul do rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). **Arquivos de Zoologia**, v. 31, p. 105–230, 1987.

\_\_\_\_\_. Herpetofauna da Caatinga. In: LEAL, I.R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (Org.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da UFPE, p. 181–236, 2003.

RODRIGUES, M.T.; KASAHARA, S.; YONENAGA-YASSUDA, Y. *Tropidurus psammonastes*: uma nova espécie do grupo *torquatus* com notas sobre seu cariótipo e distribuição (Sauria. Iguanidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 36, p. 307–313, 1988.

RULL, V.; CARNAVAL, A.C. Neotropical Diversification: Patterns and Processes. Springer, Cham, 1. ed., 2020. 815p.

SÁNCHEZ, L.E. **Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: Oficina de Textos, 2. ed., 2013. 583p.

SILVA, J.M.C.; BARBOSA, L.C.F. Impact of human activities on the Caatinga. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 359–368.

SILVA, J.M.C.; BARBOSA, L.C.F.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 3–19.

SILVA, A.C.; SOUZA, A.F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **Plos One**, v.1, p. 2-22, 2018.

TABARELLI, M.; LEAL, I.R.; SCARANO, F.R.; SILVA, J.M.C. The Future of the Caatinga. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 461–474.

VANZOLINI, P. Ecological and geographical distribution of lizards in Pernambuco, northeastern Brazil (Sauria). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 28, p. 61–90, 1974.

VANZOLINI, P. E. On the lizards of a Cerrado-Caatinga contact: evolutionary and zoogeographical implications (Sauria). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 29, p. 111-119, 1976.

VANZOLINI, P.E.; RAMOS-COSTA, A.M.; VITTI, L.J. **Répteis das Caatingas**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1980, 161p.

VITT, L.J. Reproduction and Sexual Dimorphism in the Tropical Teiid Lizard *Cnemidophorus ocellifer*. **Copeia**, v. 2, p. 359-366, 1983.

VITT, L.J.; PIANKA E.R. Deep history impacts presentday ecology and biodiversity. **P.N.A.S.** , v. 102(22), p. 7877–7881, 2005.

VITT, L.J.; COLLI, G.R.; CALDWELL, J.P.; MESQUITA, D.O.; GARDA, A.A.; FRANÇA, F.G.R. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. **Journal of Herpetology**, v. 41(4), p. 654–663, 2007.

WERNECK, F.P.; COLLI, G.R.; VITT, L.J. Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. **Austral Ecology**, v. 34, p. 97–115, 2009.

WERNECK, F.P.; GAMBLE, T.; COLLI, G.R.; RODRIGUES, M.T.; SITES-JR, J.W. Deep diversification and long-term persistence in the South American ‘dry diagonal’: integrating continent-wide phylogeography and distribution modeling of geckos. **Evolution**, v. 66, p. 3014–3034, 2012.

#### **4- Artigo científico**

##### ***4.1 - Artigo científico I***

Artigo científico a ser encaminhado a Revista [**Journal of Arid Environments**].

Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela referida revista, exceto o idioma.

Comunidade de lagartos em áreas do empreendimento de integração do rio São Francisco,  
região semiárida do Nordeste do Brasil

Geane Limeira da Silva <sup>a\*,b</sup>, Joécio Santos Sousa <sup>a</sup>, Leonardo Barros Ribeiro <sup>b</sup>, Ednilza  
Maranhão dos Santos <sup>a,c</sup>

<sup>a</sup> *Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Fazenda Saco, Serra Talhada, Pernambuco, Brasil 56900000, gelimeira@gmail.com, jdonnelly2015@gmail.com*

<sup>b</sup> *Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga, Universidade Federal do Vale do São Francisco, Projeto de Irrigação Nilo Coelho, Petrolina, Pernambuco, Brasil - PE 56300000, ribeiro.lb@gmail.com*

<sup>c</sup> *Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brasil 52171-900, ednilzamaranhao@gmail.com*

*\*Autor para correspondência*

*Endereço eletrônico: gelimeira@gmail.com*

## **Resumo**

A instalação de empreendimentos hídricos pode influenciar nos padrões de diversidade de comunidades biológicas. Nesse sentido, avaliamos possíveis variações na riqueza e na abundância de lagartos em onze áreas diretamente afetadas do Projeto de Integração do Rio São Francisco (PISF), no Estado de Pernambuco, região Nordeste do Brasil. O PISF é um empreendimento de infraestrutura hídrica implementado no semiárido do domínio Caatinga, composto por dois segmentos de canais com cerca de 700 Km de extensão. Utilizamos dados de riqueza e abundância do período de 2012 a 2019 provenientes do monitoramento da herpetofauna disponibilizados pelo Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga da Universidade Federal do Vale do São Francisco. Além dos dados prévios, realizamos coletas em campo seguindo o mesmo método de amostragem adotado no projeto, que consistiu no emprego de buscas ativas em transectos de 2Km e no uso de armadilhas de queda (*Pitfall*). Utilizamos o índice de Diversidade de *Shannon* ( $H'$ ) para comparar a diversidade entre as áreas e o índice de Diversidade Beta para comparar variações na dissimilaridade das comunidades ao longo dos anos de instalação do empreendimento. Para correlacionar a alteração da paisagem com os valores de riqueza e abundância, calculamos o percentual de vegetação das áreas antes, durante e após a instalação do PISF (2008, 2013, 2018) por meio

do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Para as áreas investigadas somaram-se 18 espécies e 48.954 indivíduos representados na maioria por espécies amplamente distribuídas e por três espécies endêmicas. Verificamos que as comunidades de lagartos foram similares entre as áreas, contudo, espécies com distribuição disjunta estiveram em áreas específicas do PISF. As áreas inseridas na ecorregião do Raso da Catarina representaram bem essa diferença com a presença de *Acratosaura mentalis*, *Psychosaura agmosticha* e *Tropidurus cocorobensis*. As alterações na paisagem provenientes da instalação do PISF influenciaram na dissimilaridade da riqueza e da abundância de lagartos ao longo dos anos. Constatar variações nesses parâmetros é importante para o diagnóstico de impactos ambientais e principalmente para tomada de decisão acerca de minimização dos efeitos gerados com a instalação de empreendimentos hídricos na região.

**Palavras-chaves:** Alteração de hábitat, Caatinga, diversidade, Squamata.

## **Introdução**

O Domínio Fitogeográfico da Caatinga, localizado no Nordeste do Brasil, se caracteriza principalmente pela vegetação do tipo Floresta Tropical Sazonalmente Seca composta por nove ecorregiões com elementos florísticos distintos (AB’SABER, 2003; MORO et al., 2016; SILVA et al., 2017; SILVA e SOUZA, 2018). Cerca de 70% do solo na região tem formação cristalina e 30% de bacia sedimentar, que lhe confere topografia diferenciada constituindo áreas planas, cordilheiras isoladas e planaltos com cerca de 1.000m de altitude (AB’SABER, 2003; VELLOSO et al., 2002). Essas características refletem a diversidade da flora e da fauna particular para a Caatinga, em muitos casos adaptadas as condições climáticas severas da região associadas ao regime de chuvas concentrados em poucos meses do ano e clima semiárido (SILVA et al., 2017).

Embora essa adaptação exista, a escassez hídrica ocasionada pela irregularidade das chuvas ainda é um problema para as populações humanas (ALBUQUERQUE et al., 2017; MELO, 2017). Nesse contexto, foi instalado no semiárido da Caatinga um dos maiores empreendimentos de infraestrutura hídrica da região Nordeste – o Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas no Nordeste Setentrional (PISF). As estruturas do empreendimento do PISF consistem em dois segmentos de canais condutores de água denominados eixos Norte e Leste interligados por estações de bombeamento e reservatórios que juntos somam cerca de 700km de extensão (BRASIL, 2004).

A instalação de empreendimentos como este pode influenciar em padrões ecológicos de vários grupos de animais (MORENO et al., 2014; AMORIM et al., 2017; SILVA et al., 2017). Dentre os organismos utilizados como modelos em estudos ecológicos, os lagartos se destacam como bons indicadores (VITT e PIANKA, 2005; WERNECK et al., 2009; BUCKLEY et al., 2010; NOVOSOLOV e MEIRI, 2013; AMORIM et al., 2017; MESQUITA et al., 2017), principalmente, de alteração de hábitat (BRANDÃO, 2002; MORENO et al., 2014; AMORIM et al., 2017).

A fauna de lagartos para Caatinga é composta atualmente por 79 espécies distribuídas nas diferentes fitofisionomias do domínio (MESQUITA et al., 2017), e representa 29% da fauna de lagartos descrita para o país (COSTA e BÉRNILS, 2018). Deste total, 49 espécies se distribuem na região semiárida (MESQUITA et al., 2017). A fauna de lagartos nessa região é na maioria retratada por táxons generalistas de hábitat e amplamente distribuídos. Contudo, 11% das espécies são endêmicas do domínio, sendo muitos desses endemismos caracterizados pelo padrão disjunto de distribuição geográfica (MESQUITA et al., 2017). Mesmo diante da ascensão dos estudos sobre os lagartos na Caatinga, ainda se conhece pouco sobre os padrões de distribuição (MAGALHÃES-JÚNIOR et al., 2017; MESQUITA et al., 2017; RIBEIRO et al., 2018), uma realidade evidente também nas áreas de influência direta do PISF (RIBEIRO et al., 2012).

Diante do exposto, objetivamos verificar possíveis variações na riqueza e na abundância das comunidades de lagartos em áreas diretamente afetadas do PISF, ao longo dos anos da instalação do empreendimento. Detectar essas variações é importante para o diagnóstico de impacto da instalação de empreendimentos hídricos sobre as comunidades em uma região caracteristicamente seca. Nesse sentido, podemos a partir desse diagnóstico, proporcionar informações para auxiliar em trabalhos de monitoramento de impacto ambiental na Caatinga.

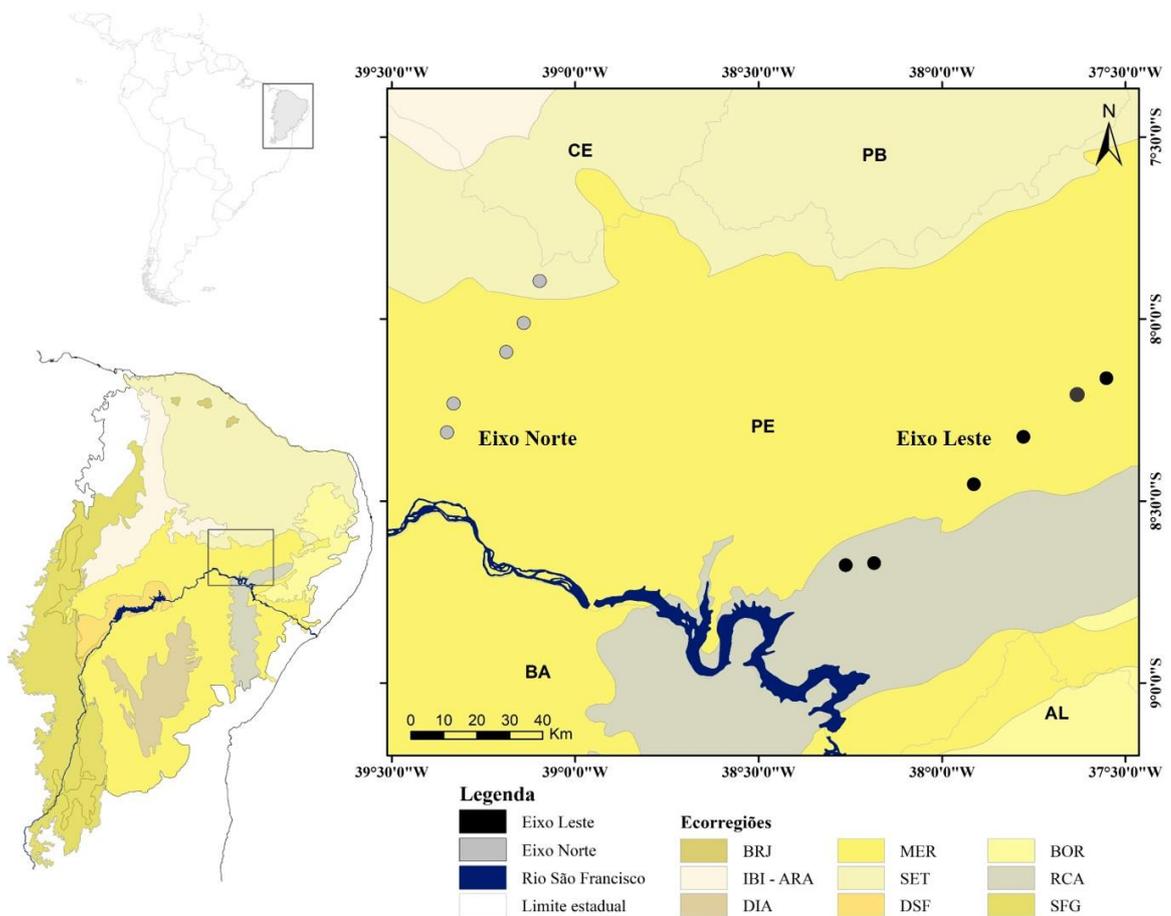
## **Material e métodos**

### **Área de estudo**

O estudo foi realizado no Domínio Caatinga, o qual constitui de nove ecorregiões com fitofisionomia diferenciada: Complexo Ibiapaba Araripe, Brejos, Complexo Chapada Diamantina, Depressão Sertaneja Meridional, Depressão Sertaneja Setentrional, Dunas do São Francisco, Planalto do Borborema, Raso da Catarina e São Francisco Gurguéia (SILVA et al., 2017). Dentre estas, as depressões conferem a paisagem típica do semiárido da Caatinga, com planícies baixas, relevo suave ondulado e solos de origem cristalina (VELLOSO et al., 2002).

Também inserida no semiárido, o Raso da Catarina se diferencia com os solos mais profundos limitando-se geomorfologicamente à bacia sedimentar, sendo os extremos norte, leste e oeste em transição com a Depressão Sertaneja Meridional (VELLOSO et al., 2002).

Os locais investigados fazem parte das áreas diretamente afetadas do PISF inseridas no Estado de Pernambuco (Fig. 1). A infraestrutura hídrica do empreendimento consiste na instalação de canais, reservatórios e estações de bombeamento nos segmentos de captação de água denominados de eixos Norte e Leste (Fig. 2). Seleccionamos onze áreas de monitoramento com um raio de 2Km (12,56m<sup>2</sup>) distribuídas em cinco municípios: PN01, PN02 (Cabrobó), PN03, PN04 e PN05 (Salgueiro), PL01, PL02, PL03 (Floresta), PL04, PL05 (Custódia) e PL06 (Sertânia). Essas áreas abrangem as ecorregiões Raso da Catarina (PL01 e PL02), Depressão Sertaneja Meridional (PL03, PL04, PL05, PL06, PN01, PN02, PN03 e PN04) e a Depressão Sertaneja Setentrional (PN05).



**Fig. 1.** Domínio Fitogeográfico da Caatinga, com destaque para as áreas de estudo (pontos cinza – Eixo Norte e pontos pretos – Eixo Leste). Ecorregiões: BRJ- Brejos, IBI-ARA- Complexo Ibiapaba Araripe, DIA- Complexo Chapada Diamantina, MER- Depressão Sertaneja Meridional, SET- Depressão Sertaneja Setentrional, DSF- Dunas do São Francisco, BOR- Planalto da Borborema, RCA- Raso da Catarina, SFG- São Francisco Gurguéia. Adaptado de SILVA et al., 2017.



**Fig. 2.** Imagens da infraestrutura do PISF, Estado de Pernambuco, Brasil. A- segmento de canal, B- canal contendo água da integração do rio São Francisco na área PN02 do Eixo Norte, município de Salgueiro; C- área PL03 no Eixo Leste antes da instalação de reservatório, D- reservatório após enchimento na área PL03, município de Floresta. Fonte/Créditos: CEMAFANA/UNIVASF/Ministério da Integração, 2016.

### Coleta de dados

Utilizamos as informações de riqueza e abundância do banco de dados do Monitoramento da Herpetofauna do PISF fornecidos pelo Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga/Universidade Federal do Vale do São Francisco (CEMAFANA/UNUVASF), referentes ao período entre março de 2012 e novembro de 2019. Espécimes depositados na Coleção do Museu de Fauna da Caatinga da Universidade Federal do Vale do São Francisco foram considerados como testemunho do registro geográfico das espécies nas áreas.

A amostragem empregada na coleta de dados em campo consistiu em campanhas durante cinco dias consecutivos nos períodos considerados seco e chuvoso na região, com mesmo esforço realizado nas duas margens do canal. Realizamos buscas ativas em trilhas de 2km no período da manhã (08:00 às 12:00) e durante a tarde/noite (16:00 às 20:00) em habitats específicos como afloramentos rochosos, áreas abertas e vegetadas, margens de corpos d'água que pudessem abrigar espécies de hábitos diurno e noturno. Além disso,

utilizamos armadilhas de interceptação e queda (*Pitfall Traps*) dispostas em “Y” (AURICHIO e SALOMÃO, 2002; CECHIN e MARTINS, 2000). Em cada área foram instalados oito conjunto de armadilhas utilizando baldes de 20 litros enterrados ao nível do solo e interligados com lonas de plástico (5m x 60cm) distando 30m. Distribuímos dois transectos de armadilhas com distância de 100m nas margens direita e esquerda dos canais, cada um com quatro conjunto de armadilhas, os quais foram removidos ao final da campanha.

Os lagartos capturados foram identificados, fotografados e para evitar pseudorrepetições, aqueles provenientes das capturas foram marcados com a técnica de amputação de falanges (MCCARTHY e PARRIS, 2004; HARTEL e NEMES, 2006). Nesse procedimento, houve atenção para não serem amputadas falanges de dedos funcionais como uma forma de não comprometer caracteres ecológicos de cada espécie, levando em consideração a Portaria CFBio nº 148/2012. Nas visualizações durante as buscas ativas cada trilha foi visitada apenas uma vez em cada campanha. As coletas em campo para complementação do banco de dados tiveram autorização do SISBIO N°65869-1.

### **Análise dos dados**

Para avaliar o esforço amostral utilizamos os estimadores de riqueza (Chao 2 e *Bootstrap*) baseadas na riqueza e na abundância de cada área, as quais foram representadas por curvas de rarefação. A diversidade entre as comunidades foi avaliada com base no índice de *Shannon–Wiener* ( $H'$ ), o qual estabelece pesos iguais para o encontro de espécies raras e abundantes (MAGURRAN, 2004). A dissimilaridade entre as comunidades foi representada por meio de dendrogramas de dissimilaridade usando o índice de *Jaccard*. Este índice mostra a proporção do compartilhamento entre as amostras em relação ao número total de espécies (GOTELLI e ELLISON, 2011).

Estimamos a diversidade beta particionada de  $\beta$ BRAY.BAL (variação do balanço da abundância das espécies) e  $\beta$ BRAY.GRA (diferença da abundância das espécies entre os anos em gradiente). A função *beta.pair.abund* foi usada para os dados entre os anos de coleta par-a-par em cada área e a função *beta.multi.abund* aplicada para estimar o valor de beta de todos os anos de coleta em cada localidade. O algoritmo retorna valores referentes as variações da dissimilaridade a partir do índice de dissimilaridade de “Bray-Curtis” (BASELGA, 2017). Todas as análises foram realizadas no programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015; OKSANEN et al., 2015).

Para avaliar a alteração da paisagem nas áreas estudadas, e correlacioná-la com os valores da riqueza de espécies em escalas espacial e temporal, utilizamos o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI). Este índice auxilia no entendimento das mudanças na cobertura da vegetação e de outras características da paisagem, como por exemplo a presença de afloramentos rochosos, área vegetada, água e solo exposto (GOTTSCHALK et al., 2005; BALZAROLO et al., 2019). No cálculo desse índice consideramos o produto entre a diferença pela soma das bandas do infravermelho próximo (NIR) e vermelho (Red) das bandas 4 e 3 (Landsat 5, respectivamente) e bandas 5 e 4 (Landsat 8, respectivamente), o qual está representado na seguinte equação:

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{Red}) / (\text{NIR} + \text{Red})$$

O NDVI resulta em uma escala de valores que variam de -1 a 1; sendo os valores < 0 representativos de áreas sem atividade da clorofila e valores > 0 indicativos de maior atividade da clorofila sobre a superfície (MORAWITZ et al., 2006). Desta forma, foram adquiridas imagens multiespectrais dos satélites Landsat 5 e Landsat 8 no site eletrônico do *Earth Explore* do Serviço Geológico dos Estados Unidos. Utilizamos imagens de três momentos (2008, 2013 e 2018), antes da instalação do empreendimento, durante e após a conclusão das infraestruturas, para verificar a mudança na paisagem em cada área. Para fins de interpretação dos valores do NDVI obtidos, adaptamos a proposta de Nascimento et al. (2013) seguindo as escalas de referência para caracterizar os elementos da paisagem da seguinte forma: áreas que correspondem a corpos hídricos (-1 a 0), presença de rochas (0 a 0,1), solos expostos (0,1 a 0,2), vegetação arbustiva aberta (0,2 a 0,3), vegetação arbustiva semiaberta (0,3 a 0,5), vegetação arbustivo arbórea (0,6 a 0,8) e vegetação arbóreo arbustiva (0,8 a 1).

Os cálculos dos valores do NDVI foram realizados no Sistema de Informação Geográfica- SIG Arcgis 10.6.1, além do SIG QGis versão 3.10.2, onde foram performadas automaticamente as correções das imagens de satélite para transformação de número digital (DN) para *TOA reflectance* através do *plugin Semi-Automatic Classification*. Estabelecemos um raio de 500 m de atuação das influências das alterações na paisagem para os cálculos, tomando como referência a coordenada geográfica do centroide do canal.

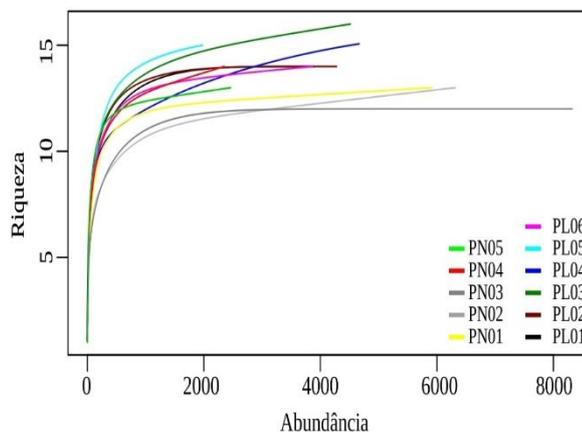
O teste de *Kruskal-Wallis* foi utilizado para verificar se houve diferença estatisticamente significativa, na riqueza e na abundância observada, bem como para os valores de NDVI obtidos em cada área e entre os anos de amostragem com significância de 95% ( $p = 0,05$ ).

## Resultados

Foram registrados 48.954 indivíduos de 18 espécies de lagartos distribuídas entre as famílias Gekkonidae, Gymnophthalmidae, Iguanidae, Mabuyidae, Phyllodactylidae, Teiidae e Tropicuridae (Tabela 1; Fig. 4). As curvas de rarefação estabilizaram na área PN03 em torno de 12 espécies e no PL01 a partir de 14, ambas com menos de 2 mil indivíduos registrados, enquanto nas demais áreas as curvas não estabilizaram, embora tenham aproximado da assíntota (Fig. 3). O *Bootstrap* estimou que para o PN01, PN03, PN05 (Eixo Norte), PL01, PL02 e PL06 (Eixo Leste) todas as espécies de lagartos que poderiam ocupar essas áreas foram registradas. Para as áreas PN04 e PL05 foi estimado o acréscimo de mais uma espécie e duas para os locais PL03 e PL04.

Os maiores valores de riqueza e abundância foram verificados na Depressão Sertaneja Meridional ( $n = 17$ ;  $n = 38.320$ ), seguida do Raso da Catarina ( $n = 15$ ;  $n = 8.171$ ) e Depressão Sertaneja Setentrional ( $n = 13$ ;  $n = 2.463$ ) (Tabela 1). As maiores riquezas foram observadas nas áreas PL3 e PL 05 (Eixo Leste) com 16 e 15 espécies, enquanto os valores de abundância foram maiores nas áreas PN 02 e PN 03 (Eixo Norte) com 6.317 e 8.324 indivíduos registrados, respectivamente (Tabela 1).

As famílias Tropicuridae, Teiidae e Phyllodactylidae foram mais abundantes com 28.002 (57%), 13.850 (28%) e 4.329 (9%) espécimes, respectivamente. *Tropicurus hispidus* (13.913) e *Ameivula ocellifera* (12.274) foram mais abundantes nos dois segmentos do PISF somando juntos 53% da abundância. As menores abundâncias foram para *Acratosaura mentalis*, *Micrablepharus maximiliani* e *Hemidactylus mabouia* representando 0,02% da abundância registrada.

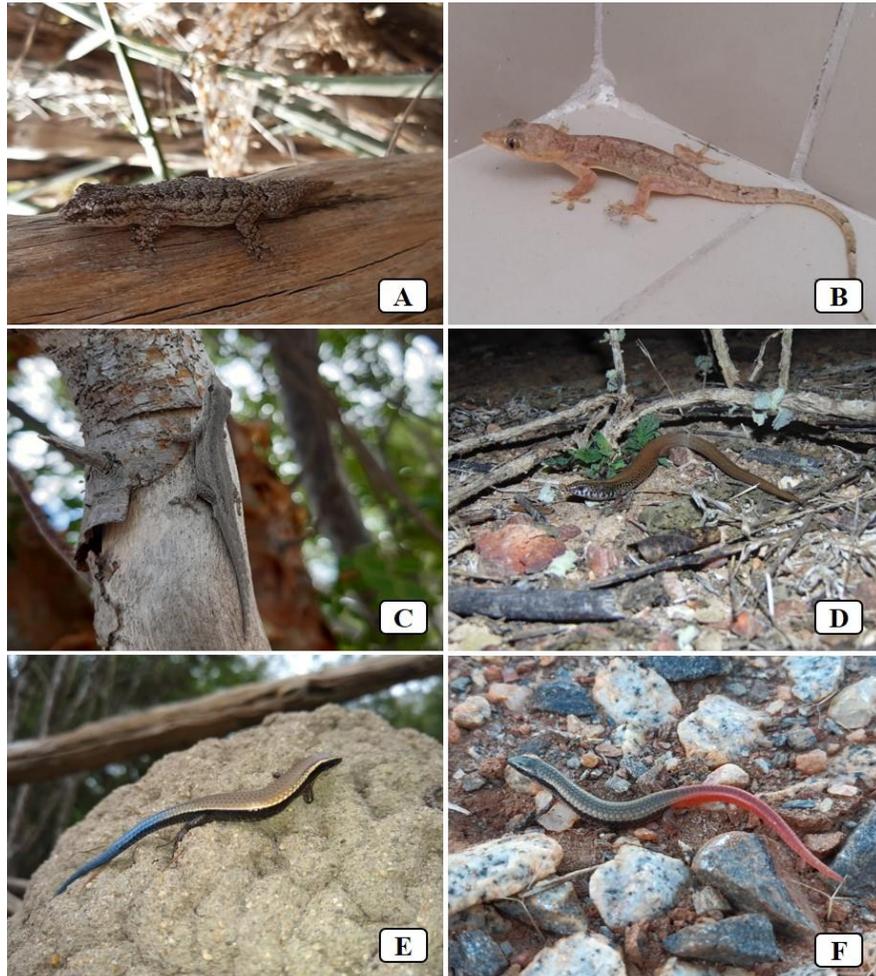


**Fig. 3:** Curvas de rarefação das comunidades de lagartos para as áreas estudadas no período de 2012 a 2019 do PISF no Estado de Pernambuco, Brasil.

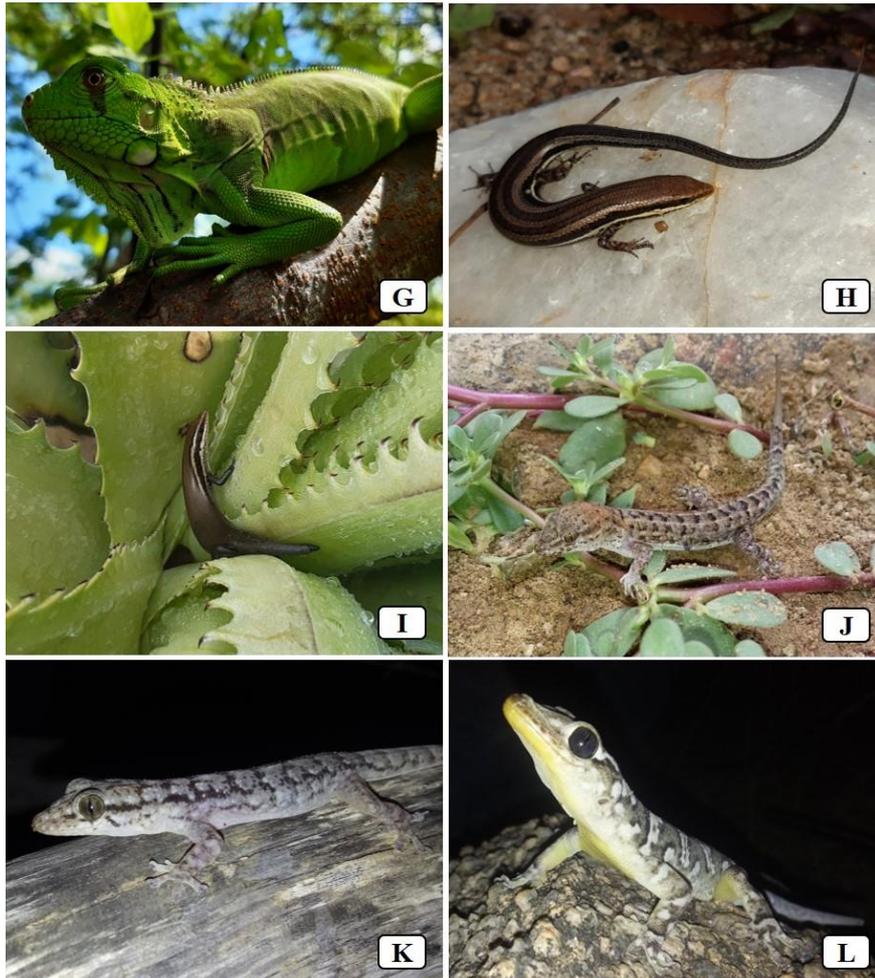
A comunidade de lagartos para o PISF se constituiu principalmente por espécies amplamente distribuídas, três são endêmicas (*Phyllopezus periosus*, *T. cocorobensis* e *Vanzosaura multiscutata*), uma é exótica (*H. mabouia*) e três apresentam distribuição geográfica disjunta (*A. mentalis*, *Psychosaura agmosticha* e *Tropidurus cocorobensis*), dentre as quais estas possuem hábitos mais particulares (Tabela 2).

**Tabela 1:** Comunidade de lagartos registrados nas onze áreas de abrangência do projeto de Integração do Rio São Francisco durante 2012 e 2019, Estado de Pernambuco, Brasil. Ecorregiões: RCA- Raso da Catarina; MER- Depressão Sertaneja Meridional e SET- Depressão Sertaneja Setentrional.

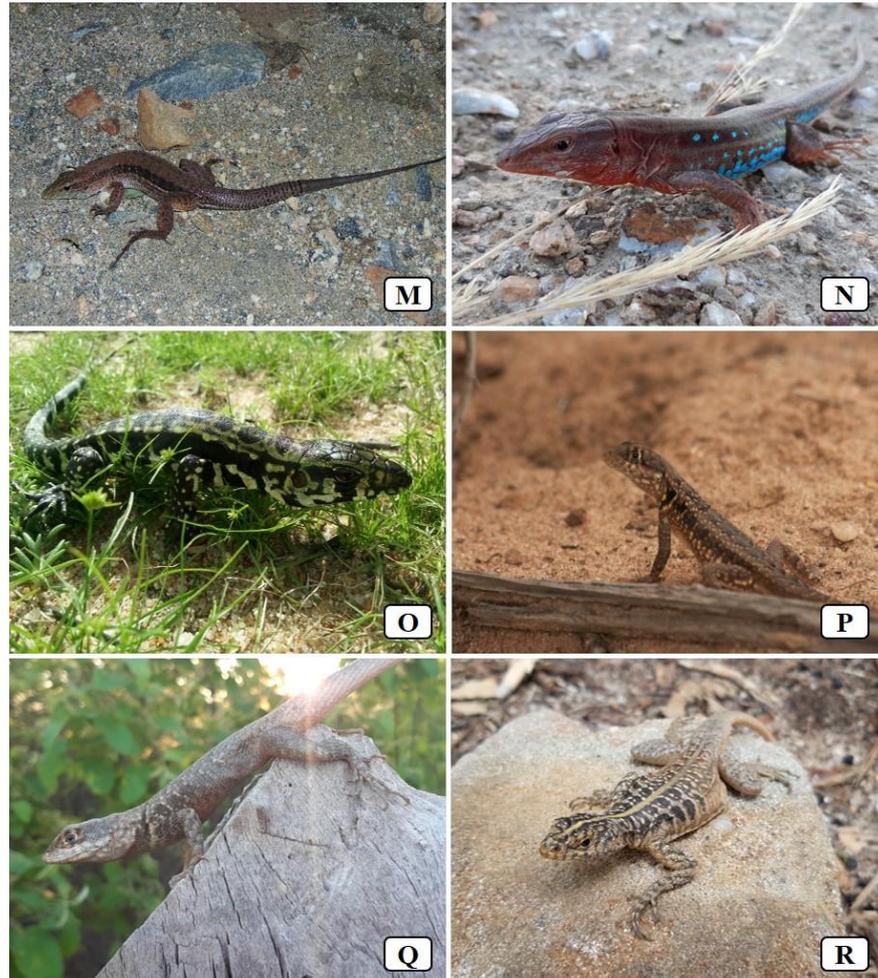
Táxon	RCA					MER					SET
	PL01	PL02	PL03	PL04	PL05	PL06	PN01	PN02	PN03	PN04	PN05
<b>Gekkonidae</b>											
<i>Hemidactylus brasiliensis</i> (Amaral, 1935)	4	23	35	82	25	96	75	50	38	33	83
<i>Hemidactylus mabouia</i> (Moreau de Jonnés, 1818)			1								
<i>Lygodactylus klugei</i> (Smith, Martin & Swain, 1977)	141	392	153	387	72	164	135	125	78	145	162
<b>Gymnophthalmidae</b>											
<i>Acratosaura mentalis</i> (Amaral, 1933)			1	3	2						
<i>Micrablepharus maximiliani</i> (Reinhardt & Luetken, 1862)				1							
<i>Vanzosaura multiscutata</i> (Amaral, 1933)	13	59	61	38	11	18	8	11	12	30	40
<b>Iguanidae</b>											
<i>Iguana iguana</i> (Linnaeus, 1758)	4	19	10		8	13	31	7	36	9	12
<b>Mabuyidae</b>											
<i>Brasiliscincus heathi</i> (Schmidt & Inger, 1951)	27	6	4	2	4	1	1	1		6	6
<i>Psychosaura agmosticha</i> (Rodrigues, 2000)	21	30	30	30	2	4				1	1
<b>Phyllodactylidae</b>											
<i>Gymnodactylus geckoides</i> Spix, 1825	193	263	242	226	136	254	141	194	342	392	170
<i>Phyllopezus periosus</i> Rodrigues, 1986	62		67	37	11	81	44	19	9	1	
<i>Phyllopezus pollicaris</i> (Spix, 1825)	197	200	75	61	16	53	174	207	296	36	40
<b>Teiidae</b>											
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	6	9	5		25	14	13	1	14	5	23
<i>Ameivula ocellifera</i> (Spix, 1825)	724	1565	1554	1706	603	1598	1787	1737	1180	383	499
<i>Salvator merianae</i> Duméril & Bibron, 1839	11	4	12	5	15	8	24	11	10	12	17
<b>Tropiduridae</b>											
<i>Tropidurus cocorobensis</i> Rodrigues, 1987		23									
<i>Tropidurus hispidus</i> (Spix, 1825)	1125	1529	1195	1278	944	903	1450	1766	1787	1039	897
<i>Tropidurus semitaeniatus</i> (Spix, 1825)	1364	157	1072	819	480	667	2027	2188	4522	257	513
<b>Riqueza</b>	<b>15</b>					<b>17</b>					<b>13</b>
<b>Abundância</b>	<b>8171</b>					<b>38320</b>					<b>2463</b>



**Fig. 4:** Fauna de lagartos listados nas áreas do empreendimento do rio São Francisco entre 2012 e 2019, Pernambuco, Brasil. A- *Hemidactylus brasilianus*, B- *Hemidactylus mabouia*, C- *Lygodactylus klugei*, D- *Acratosaura mentalis* (Foto: MARCIANO-JR, E.), E- *Micrablepharus maximiliani* (Foto: MARCIANO-JR, E.), F- *Vanzosaura multiscutata* (Continuação).



**Fig. 4:** Fauna de lagartos listados nas áreas do empreendimento do rio São Francisco entre 2012 e 2019, Pernambuco, Brasil. G- *Iguana iguana*, H- *Brasiliscincus heathi*, I- *Psychosaura agmosticha*, J- *Gymnodactylus geckooides*, K- *Phyllopezus pollicaris*, L- *Phyllopezus periosus* (Continuação).



**Fig. 4:** Fauna de lagartos listados nas áreas do empreendimento do rio São Francisco entre 2012 e 2019, Pernambuco, Brasil. M- *Ameiva ameiva*, N- *Ameivula ocellifera*, O- *Salvator merianae*, P- *Tropidurus cocorobensis* (Foto: Oliveira, L.), Q- *Tropidurus hispidus*, R- *Tropidurus semitaeniatus*.

Verificamos que houve diferença significativa nos parâmetros de riqueza e abundância das espécies entre as ecorregiões Depressão Sertaneja Meridional, Depressão Sertaneja Setentrional e Raso da Catarina ( $p = 0,04$ ). Os valores de riqueza e abundância das espécies também variaram entre os anos de coleta ( $p = 0,02$ ). No cenário geral, as áreas apresentaram semelhança na composição de espécies, mas verificamos a presença de *T. cocorobensis* apenas no PL02 e de *H. mabouia* no PL03. Não verificamos diferenças significativas ao comparar as comunidades entre as áreas, mas é importante destacar que mesmo com uma composição similar entre os eixos do PISF, *A. mentalis*, *M. maximiliani*, *H. mabouia* e *T. cocorobensis* foram registrados apenas no Eixo Leste do empreendimento.

**Tabela 2:** Distribuição geográfica das espécies de lagartos registradas, uso de hábitat e hábito observado no período de 2012 a 2019 nas áreas diretamente afetadas do Projeto de Integração do Rio São Francisco, no Estado de Pernambuco, Brasil e seus respectivos usos de hábitat. Adaptado de Mesquita et al. (2017). \*Espécie endêmica da Caatinga.

Espécies	Padrão de distribuição	Hábitat	Hábito
<i>Acratosaura mentalis</i>	Disjunta	Folhiço	Fossorial
<i>Ameiva ameiva</i>	Ampla	Generalista	Terrícola
<i>Ameivula ocellifera</i>	Ampla	Generalista	Terrícola
<i>Brasiliscincus heathi</i>	Ampla	Folhiço/Bromélia	Terrícola
<i>Gymnodactylus geckoides</i>	Ampla	Generalista	Terrícola
<i>Hemidactylus brasilianus</i>	Ampla	Generalista	Arborícola
<i>Hemidactylus mabouia</i>	Ampla	Generalista	-
<i>Iguana iguana</i>	Ampla	Árvores/Arbustos	Arborícola
<i>Lygodactylus klugei</i>	Ampla	Árvores/Arbustos	Arborícola
<i>Micrablepharus maximiliani</i>	Ampla	Folhiço	Fossorial
<i>Phyllopezus periosus*</i>	Limitada a Caatinga	Afloramento rochoso/Árvore	Saxícola
<i>Phyllopezus pollicaris</i>	Ampla	Generalista	Saxícola/Arborícola
<i>Psychosaura agmosticha</i>	Disjunta	Bromélia	Bromelícola
<i>Salvator merianae</i>	Ampla	Generalista	Terrícola
<i>Tropidurus cocorobensis*</i>	Disjunta	Solo arenoso	Psamofílico
<i>Tropidurus hispidus</i>	Ampla	Generalista	Generalista
<i>Tropidurus semitaeniatus</i>	Ampla	Afloramento rochoso	Saxícola
<i>Vanzosaura multiscutata*</i>	Ampla	Folhiço	Fossorial

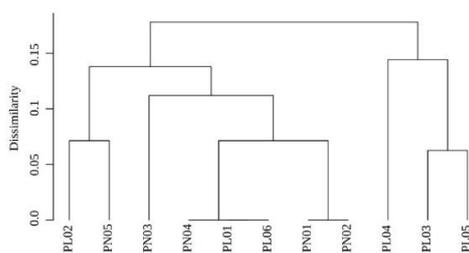
Para comunidade de lagartos verificada no Eixo Norte o índice de diversidade de *Shannon* indicou maior diversidade para o PN02, porém o valor de equitatividade foi maior para o PN04, já no Eixo Leste, o PL4 apresentou maiores valores de diversidade e de equitatividade (Tabela 3).

**Tabela 3:** Índice de diversidade de *Shannon-Wiener* ( $H'$ ) e Equitatividade de *Pielou* ( $J'$ ) das comunidades de lagartos registrados no período de 2012 a 2019 nas áreas diretamente afetadas do Projeto de Integração do Rio São Francisco, no Estado de Pernambuco, Brasil.

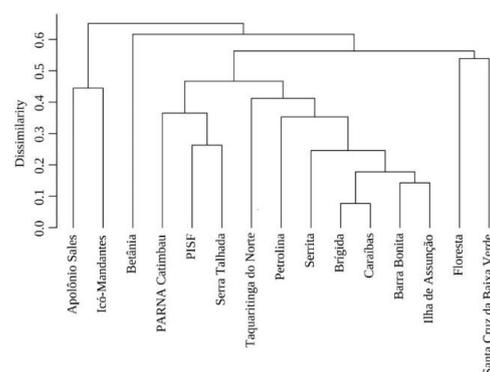
Área	PN01	PN02	PN03	PN04	PN05	PL01	PL02	PL03	PL04	PL05	PL06
$H'$	1.87	1.92	1.78	1.91	1.87	1.79	1.79	1.90	1.97	1.87	1.88
$J'$	0.90	0.92	0.92	0.98	0.90	0.92	0.92	0.86	1.01	0.96	0.97

O dendrograma de dissimilaridade mostrou dois agrupamentos com cerca de 80% de similaridade (Fig. 5). O primeiro, demonstra claramente o compartilhamento de espécies entre a maioria das áreas, algumas delas com 100% de similaridade (PN04, PL01 e PL06) e no segundo, as áreas PL03, PL04 e PL05 tiveram cerca de 80% de similaridade (Fig. 5).

Verificamos que a riqueza observada no PISF é parecida com a de outras localidades do estado de Pernambuco inseridas na Caatinga, como no município de Serra Talhada e na Unidade de Conservação PARNA Catimbau (Fig. 6).



**Fig. 5.** Índice de dissimilaridade de Jaccard para os pontos de amostragem nas onze áreas diretamente afetadas do PISF (PN – Ponto do Eixo Norte e PL – Ponto do Eixo Leste), no período de 2012 a 2019, estado de Pernambuco, Brasil.



**Fig. 6.** Dissimilaridade entre a fauna de lagartos registrada no PISF no período de 2012 a 2019 e outras localidades no semiárido da Caatinga para o Estado de Pernambuco, Brasil.

Por meio da análise de diversidade Beta em pareamento observamos alterações na riqueza e na abundância da comunidade de lagartos do PISF caracterizadas pelo aumento dos valores de dissimilaridade (Beta.BRAY), que indicaram diferença entre as comunidades ao longo dos anos de instalação do empreendimento (Tabela 4). Nesse aspecto, o componente de dissimilaridade do gradiente de abundância (Beta.GRA) foi mais expressivo, embora tenhamos observado oscilações menos acentuadas na abundância de cada espécie (Beta.BAL).

A análise realizada para cada ponto de coleta seguiu um padrão similar ao resultado geral do PISF, com o aumento da dissimilaridade com o passar dos anos de coleta (Tabela 4). Notamos que no Eixo Leste as diferenças nas assembleias foram mais evidentes em alguns anos especificamente, sendo mais acentuadas no PL01 com 98% da variação explicada por diferenças na riqueza e na abundância total em 2015 e 2018. No Eixo Norte, o PN01 apresentou maior dissimilaridade no gradiente de abundância entre os anos 2012 e 2019 (100%). Esse resultado mostra que a riqueza e abundância em 2012 ( $N=6/n=186$ ) foi muito destoante em comparação com 2019 ( $N=12/n=1.411$ ). Esse mesmo padrão foi verificado nos pontos de amostragem PN02 (2014 e 2015) e PN04 (2015 e 2017). Para as demais áreas as oscilações na dissimilaridade foram detectadas, mas com um cenário onde a riqueza e abundância não variaram muito entre os anos.

Ao analisar a dissimilaridade de todos os anos de coleta, considerando a variação na abundância em cada área isoladamente, o gradiente de abundância também explicou o maior percentual de dissimilaridade total de Beta (Tabela 4). No Eixo Leste, o componente gradiente de abundância foi maior (54% a 80%) que o balanço da abundância (20% a 46%), enquanto no Eixo Norte esses componentes variaram de 49% a 77% e 23% a 51%, respectivamente (Tabela 4). A influência desses dois componentes foi de 54% a 68% no Eixo Leste e 47% e

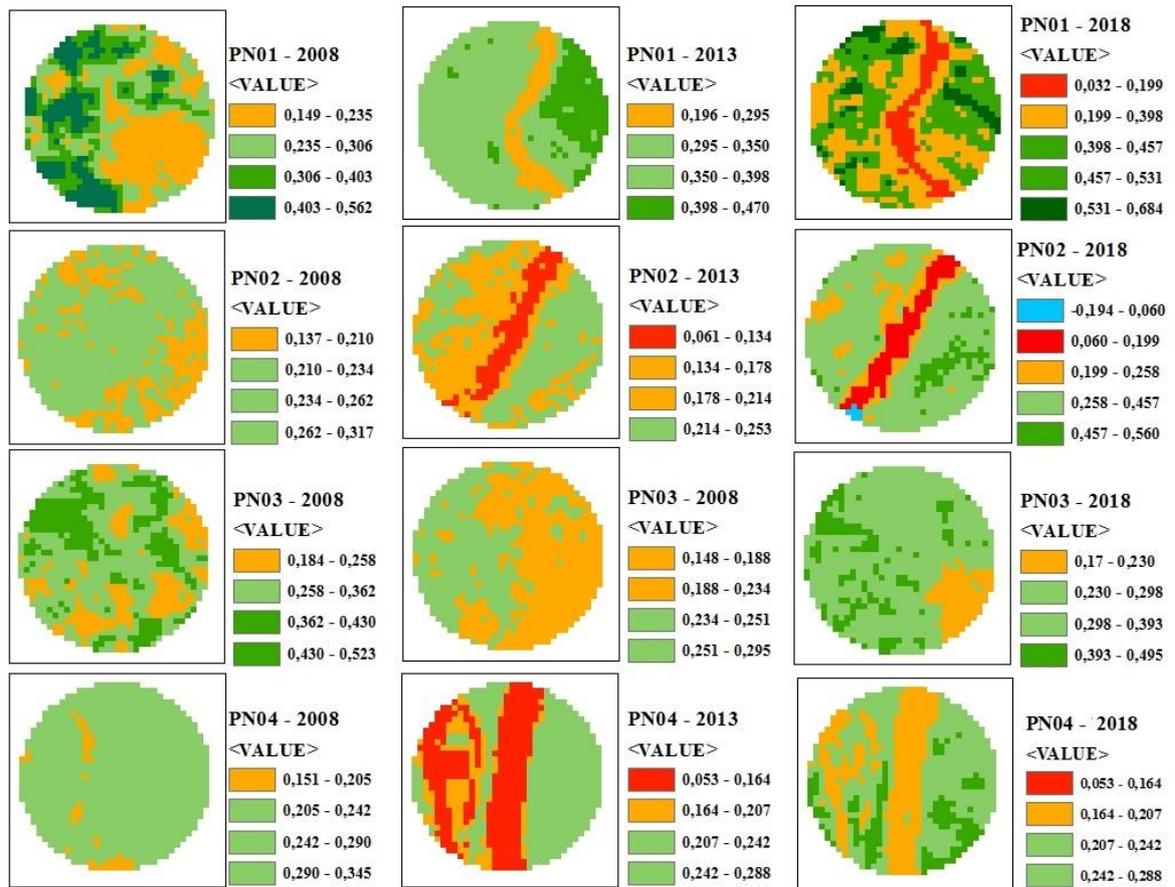
64% no Eixo Norte (Tabela 4). Nesses casos pode ser destacado que pelo menos no Eixo Norte a variação na dissimilaridade esteve relacionada às flutuações ocorridas principalmente na abundância de cada espécie.

**Tabela 4:** Valores particionados da diversidade Beta para fauna de lagartos registrados no período de 2012 a 2019 nas áreas diretamente afetadas do Projeto de Integração do Rio São Francisco, no Estado de Pernambuco, Brasil.

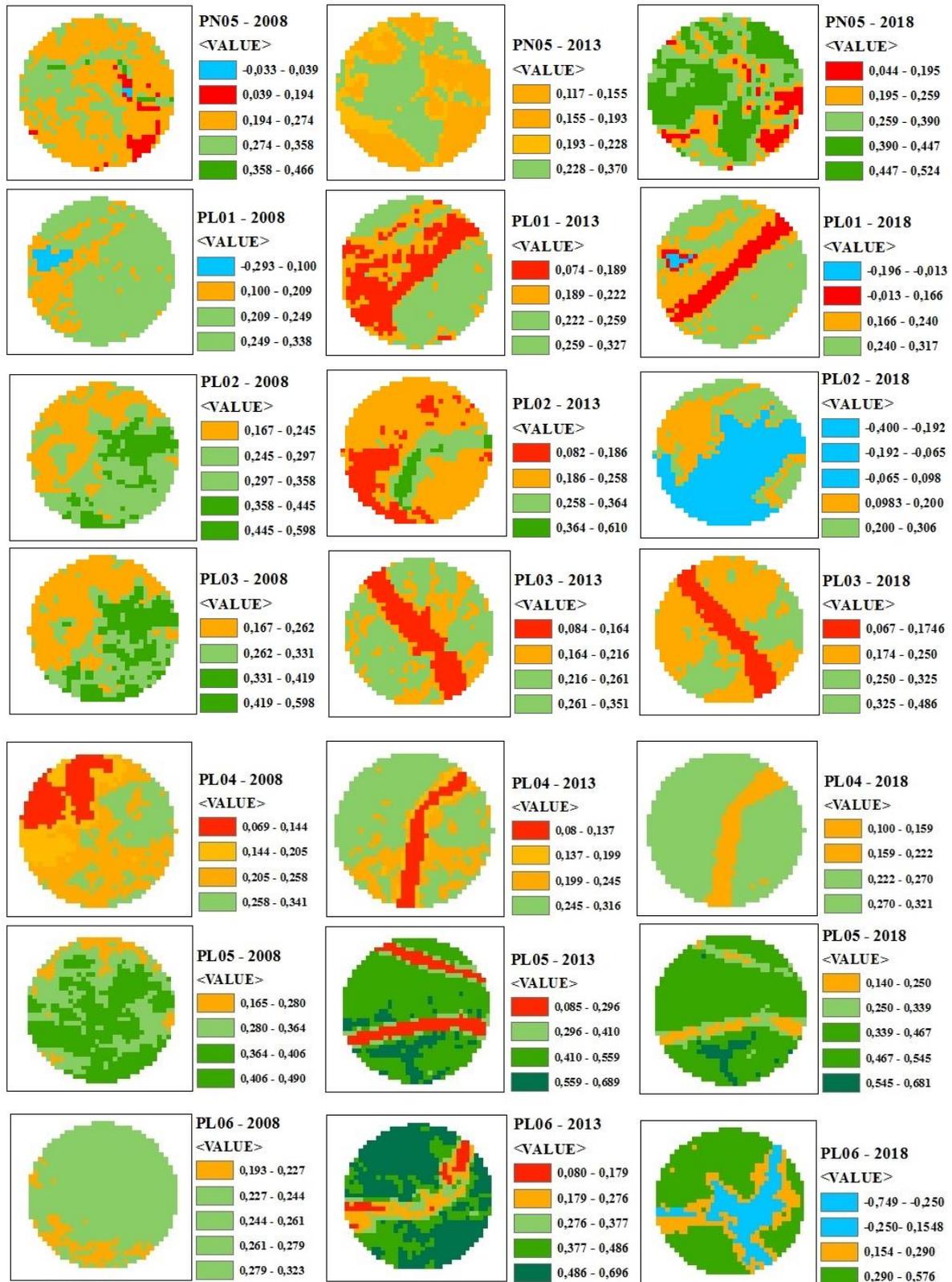
Áreas de coleta	βeta.BRAY	βeta.BRAY.BAL	βeta.BRAY.GRA
PL01	0.66	0.14 (0.21)	0.52 (0.79)
PL02	0.60	0.27 (0.46)	0.32 (0.54)
PL03	0.68	0.25 (0.37)	0.43 (0.63)
PL04	0.54	0.16 (0.29)	0.38 (0.71)
PL05	0.62	0.13 (0.20)	0.50 (0.80)
PL06	0.61	0.24 (0.39)	0.37 (0.61)
PN01	0.64	0.16 (0.26)	0.48 (0.74)
PN02	0.62	0.14 (0.23)	0.47 (0.77)
PN03	0.47	0.14 (0.31)	0.33 (0.69)
PN04	0.61	0.18 (0.30)	0.43 (0.70)
PN05	0.61	0.31 (0.51)	0.30 (0.49)

Os dados derivados dos cálculos do NDVI revelaram uma dinamicidade na alteração da paisagem nos dois eixos do empreendimento (Fig. 7). Nesse aspecto, as mudanças foram mais expressivas para algumas áreas localizadas no Eixo Leste: PL01 ( $NDVI_{2008} = 0,21$ ;  $NDVI_{2013} = 0,22$  e  $NDVI_{2018} = 0,17$ ), PL02 ( $NDVI_{2008} = 0,33$ ;  $NDVI_{2013} = 0,26$  e  $NDVI_{2018} = 0,02$ ), e PL06 ( $NDVI_{2008} = 0,25$ ;  $NDVI_{2013} = 0,33$  e  $NDVI_{2018} = 0,15$ ).

A principal diminuição dos valores do NDVI na área PL01 foi em virtude do aumento de áreas com solos expostos (representado na coloração laranja) e remoção da vegetação (Fig. 7). No PL02 além do aumento no percentual de solo exposto houve a perda da composição da vegetação e a presença de massas de água com o passar dos anos (Fig. 7). Já no PL06 houve uma perceptível mudança na composição da vegetação. As demais áreas apresentaram aumento nos valores do NDVI ao longo dos anos, principalmente quando comparados os extremos entre 2013 e 2018, como pode ser notado nas áreas PN02, PN03, PN05, PL03, PL04, todavia nesses casos as alterações na paisagem não apresentaram relação estatisticamente significativa com a variação nos parâmetros de diversidade das comunidades.



**Fig. 7:** Imagens dos Índices de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para as áreas do PISF nos anos 2008, 2013 e 2018. Valores de escala dos elementos da paisagem: -1 a 0 – Corpos hídricos, 0 a 0,1 – Afloramentos rochosos, 0,1 a 0,2 – Solo exposto, 0,2 a 0,3 – Vegetação arbustiva aberta, 0,3 a 0,5 – Vegetação arbustiva semiaberta, 0,6 a 0,8 – Vegetação arbustivo arbórea e 0,8 a 1 – Vegetação arbóreo arbustiva. Escala do NDVI adaptada de Nascimento et al., 2013 (Continuação).



**Fig. 7:** Imagens dos Índices de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para as áreas do PISF nos anos 2008, 2013 e 2018. Valores de escala dos elementos da paisagem: -1 a 0 – Corpos hídricos, 0 a 0,1 – Afloramentos rochosos, 0,1 a 0,2 – Solo exposto, 0,2 a 0,3 – Vegetação arbustiva aberta, 0,3 a 0,5 – Vegetação arbustiva semiaberta, 0,6 a 0,8 – Vegetação arbustivo arbórea e 0,8 a 1 – Vegetação arbórea arbustiva. Escala do NDVI adaptada de Nascimento et al., 2013.

## Discussão

A fauna de lagartos registrada neste estudo representa 23% das espécies conhecidas para o domínio Caatinga, atualmente composta por 79 espécies que inclui também áreas mais úmidas (MESQUITA et al., 2017). As famílias listadas e os respectivos elementos taxonômicos observados nas áreas do PISF são comumente reportados na literatura para o semiárido da Caatinga (ARZABE et al., 2005; BORGES-NOJOSA e SANTOS, 2005; AMORIM et al., 2011; MUNIZ e SANTOS, 2011; CAVALCANTI et al., 2014; PEDROSA et al., 2014; MESQUITA et al., 2017). Embora a maioria das espécies registradas tenham ampla distribuição no domínio, a presença de espécies endêmicas e com caráter disjuncto de distribuição denota o quão essa região pode abrigar espécies sensíveis a alteração da paisagem. As espécies com habitats restritos podem ter a capacidade de deslocamento comprometida com a construção dos canais, como são os casos de *A. mentalis*, *P. agmosticha* e *T. cocorobensis* registradas no PISF.

Ressaltamos que os resultados aqui apresentados mostram que a Caatinga *sensu stricto*, por tanto tempo negligenciada, apresenta potencial para alta diversidade de lagartos incluindo a ocorrência de espécies de habitats restritos, como verificado também por Mesquita et al. (2017). O número de espécies apresentado foi superior ao listado em outros trabalhos realizados em localidades com as mesmas características fitofisionômicas encontradas nas áreas do empreendimento (ARZABE et al., 2005; BORGES-NOJOSA e SANTOS, 2005; AMORIM et al., 2011, PEREIRA et al., 2015), demonstrando a eficiência do esforço empregado. As curvas de rarefação como padrão crescente para maioria das áreas investigadas podem ser explicadas principalmente pelas diferenças nos valores de abundância de algumas espécies em detrimento de outras, uma vez que os estimadores apontaram que 100% da riqueza estimada foi registrada na maioria das áreas.

As características fitofisionômicas da paisagem podem explicar o compartilhamento da maioria das espécies entre as áreas. Grande parte do empreendimento está localizado nas depressões sertanejas, nas quais a formação geomorfológica de base cristalina nessas ecorregiões são semelhantes (VELLOSO et al., 2002; SILVA et al., 2017). As espécies comuns de paisagem aberta podem ser reflexos dessa associação, como indicado nos resultados que incluem grande parte da riqueza observada, principalmente nos casos dos tropidurídeos e teiídeos, grupos mais generalistas (MESQUITA et al., 2017). Em contrapartida, o Raso da Catarina por ter formação sedimentar apresentou espécies com adaptações particulares como é o caso de *T. cocorobensis*, espécie com adaptação psamofílica que foi registrada apenas nessa ecorregião. Para as áreas do PISF com ocorrência dessa

espécie sugerimos mais atenção no que se refere a proteção de áreas consideradas prioritárias para conservação (MMA, 2016) e destacamos a importância da criação de Unidades de Conservação mais restrita, como as de proteção integral que ainda são reduzidas na Caatinga, inclusive no Raso da Catarina.

Exemplos como *A. mentalis*, *P. agmosticha* e *T. cocorobensis* encontradas exclusivamente no Eixo Leste, representam bem a associação dessas espécies de lagartos com habitats específicos. *Acratosaura mentalis* é uma espécie fossorial registrada comumente em ambientes de temperatura mais amena e com folhiço, *P. agmosticha* é bromelícola, portanto vive associado às touceiras de bromélias e *T. cocorobensis* tem adaptação psamofílica, habitando manchas de solos arenosos na Caatinga (RODRIGUES, 2003; MESQUITA et al., 2017). Em geral, esses ambientes ocorrem de forma disjunta em meio a caatinga *sensu stricto* (RODRIGUES, 2003), onde os processos de alteração da paisagem se encontram cada vez mais intensos (FONSECA et al., 2017; ANTOGIOVANNI et al., 2018).

Essas associações podem ir muito além de aspectos ecológicos desses táxons, visto que também têm distribuição disjunta (MESQUITA et al., 2017). A provável capacidade de dispersão limitada, porém ainda pouco conhecida para as espécies de lagartos da Caatinga, somada ao padrão de distribuição geográfica disjunta dessas espécies podem torná-las sensíveis a alteração da paisagem a depender do nível de influência estabelecido.

Os valores altos de equitatividade podem indicar que as populações não estão distribuídas uniformemente, provavelmente por maiores abundâncias concentradas em poucas espécies na maioria das áreas, como *T. hispidus*, *T. semitaeniatus* e *A. ocellifera*. Resultados semelhantes foram observados em outros trabalhos na região (SILVA e ARAÚJO, 2008; MUNIZ e SANTOS, 2011; MIRANDA e SANTOS, 2011; PEDROSA et al., 2014). Essas espécies são bem adaptadas as áreas abertas e podem aumentar em abundância competindo com outras mais sensíveis a alteração do habitat. Essas observações muitas vezes passam sem questionamentos sob perspectivas futuras, mas podem ter reflexos em interações ecológicas ao longo do tempo, como competição por exemplo.

As principais variações na riqueza e na abundância das comunidades de lagartos provavelmente estiveram relacionadas as alterações ocorridas durante a instalação do PISF. Essas variações foram mais acentuadas em alguns anos e em determinadas áreas, podendo ser um indício de momentos em que as atividades de instalação do empreendimento foram intensificadas, como por exemplo a supressão da vegetação, uso de maquinário e até mesmo o alagamento de reservatórios.

Embora se saiba que existem fatores ambientais (ex. período de secas prolongado) que também atuam nos parâmetros de diversidade avaliados, o cenário apresentado no PISF deve ser considerado devido ao efeito que pode causar sobre as comunidades biológicas (LIMA et al., 2018). No caso da área PL01, onde houve maior percentual de variação nos anos 2015 e 2018 este resultado pode ser explicado pela construção e enchimento do canal a partir de 2015. Apesar de muitas espécies de lagartos serem abundantes na Caatinga, incluindo as áreas mais secas (MESQUITA et al., 2017) que caracterizam a região de implementação do PISF, essas variações já podem ser uma resposta da alteração ao ambiente.

Foi evidente que no Eixo Leste a principal variação se deu por causa da dissimilaridade da abundância total entre os anos de amostragem e, obviamente, pelo aumento na abundância de espécies mais generalistas. Por outro lado, no Eixo Norte, além desse componente, foram verificadas oscilações na abundância para cada espécie ao longo dos anos, como por exemplo *Phyllopezus periosus*, *A. mentalis*, *Iguana iguana* e *Ameiva ameiva*.

Todas as análises reforçaram a existência das alterações da paisagem, bem como indicaram que as variações nos parâmetros de diversidade avaliados podem estar fortemente associadas com a instalação do PISF. Estes resultados podem contribuir para a elaboração de estratégias de avaliação dos efeitos de empreendimentos na região, pois auxilia no direcionamento das avaliações que pode melhorar a qualidade de relatórios técnicos e permitir meios de mitigação de impactos mais efetivos. Deste modo, destacamos a necessidade de monitoramento contínuo e de longo prazo, principalmente no que se refere a empreendimentos hídricos.

## **Conclusão**

Confirmamos que o empreendimento provocou variação na riqueza e abundância das comunidades de lagartos ao longo dos anos de instalação do PISF, sendo mais evidente com relação ao parâmetro abundância. Apesar do compartilhamento da maioria das espécies entre as áreas investigadas, destacamos que o registro de espécies com distribuição geográfica disjunta (relictuais) foi restrito para algumas áreas diretamente afetadas do PISF, sendo caracterizadas por baixos valores de abundância.

Verificamos que a fauna de lagartos para as áreas de instalação do PISF foi representativa nos dois segmentos de abrangência do empreendimento, e retrata bem a composição de lagartos para o semiárido da Caatinga. Embora a maioria das espécies registradas seja elencada como generalista de hábitat, é importante considerar a alteração da paisagem, ou até a perda de hábitats, como processos que podem ter consequências à longo

prazo. As espécies que fazem uso de hábitat específico, que são conhecidas de poucas localidades e que são relictuais podem apresentar mudanças mais expressivas ao longo do tempo. Deste modo, ressaltamos a necessidade de medidas de mitigação, como criação de corredores de fauna e de Unidades de Conservação de proteção integral como compensação e previsão de efeitos futuros sobre as comunidades de lagartos em localidades que podem manter diferentes grupos biológicos.

### **Agradecimentos**

A coordenação do Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga (CEMAFAUNA/UNIVASF) em nome da Dra. Patrícia Avello Nicola e do Msc. Luís César Machado por compartilhar informações do banco de dados do Monitoramento da Herpetofauna.

### **Referências bibliográficas**

Ab'Saber, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. 159p.

Arzabe, C.; Skuk, G.; Santana, G.G.; Delfi, F.R.; Lima, Y.C.C.; Abrantes, S.H.F.

Herpetofauna da área de Curimataú, Paraíba. IN: Francisca Soares de Araújo, Maria Jesus Nogueira Rodal, Maria Regina de Vasconcelos Barbosa (Organizadores). **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga**: suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 446 p.: il.

Albuquerque, U.P.; Araújo, E.L.; Castro, C.C.; Alves, R.R.N. People and natural resources in the Caatinga. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 303–334.

Amorim, F.O.; Roberto, I.J.; Santos, E.M. Inventário rápido da herpetofauna de seis localidades na Caatinga de Pernambuco, Nordeste do Brasil. IN: Geraldo Jorge Barbosa de Moura [et al.]; Organizador. **Herpetofauna de Pernambuco**. Brasília: Ibama, 2011. 440 p.

- Amorim, E., Schoener, T.W., Santoro, G.R.C.C., Lins, A.C.R.; Piovia-Scott, J., Brandão, R.A. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in morphology and diet. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114(33), p. 8812–8816, 2017.
- Andrade-Lima, D. The caatinga dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149–153, 1981.
- Auricchio, P., Salomão, M.G. **Técnicas de Coleta e Preparação de Vertebrados para Fins Científicos e Didáticos**. São Paulo: Instituto Pau Brasil de História Natural. 2002, 350p.
- Balzarolo, M.; Peñuelas, J.; Veroustraete, F. Influence of Landscape Heterogeneity and Spatial Resolution in Multi-Temporal In Situ and MODIS NDVI Data Proxies for Seasonal GPP Dynamics. **Remote Sens**, v.11, p.1-16, 2019.
- Baselga, A. Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: balanced variation in abundance and abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution**, v.8, p.799–808, 2017.
- Borges-Nojosa, D.M.; Santos, E.M. Herpetofauna da área de Betânia e Floresta, Pernambuco. In: **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga** (Araújo, F.S., Rodal, M.J.N., & Barbosa, M.R.V., eds.). Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 2005, p. 275–289.
- Bragagnolo, C., Vieira, F.A.S., Correia, R.A., Malhado, A.C.M., Ladle, R.J. Cultural Services in the Caatinga. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 335–355.
- Brandão, R. A. Monitoramento das populações de lagartos no aproveitamento hidroelétrico de Serra da Mesa, Minaçu, GO. Tese (Doutorado). Brasília: Universidade de Brasília, p.170, 2002.
- Brasil. Ministério da Integração. Projeto de integração do rio São Francisco com as bacias hidrográficas do nordeste setentrional. **Relatório de Impacto Ambiental/RIMA**. 2004. 136p. Brasília. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/documents/10157/3678963/Rima++Relat%C3%B3rio+de+Impacto+Ambiental.pdf/4324863d-cbff-4522-9bd0-eab9d34b8fe2>>. Acessado em: 30 de junho de 2018.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade do Cerrado, do Pantanal e da Caatinga**. 2016. Brasília, Diário Oficial da União - 2ª atualização, 2018. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/%C3%A1reas-priorit%C3%A1rias>>. Acesso em: 15 de dezembro de 2019.

Buckley, L.B.; Urban, M.C.; Angilletta, M.J.; Crozier, L.G.; Rissler, L.J.; Sears, M.W. Can mechanism inform species distribution models? **Ecology Letters**, v.13, p.1041–1054, 2010.

Cavalcanti, L.B.Q.; Costa, T.B.; Colli, V.G.R.; Costa, G.C.; França, F.G.R.; Mesquita, D.O.; Palmeira, C.N.S.; Pelegrin, N.; Soares, A.H.B.; Tucker, D.B.; Garda, A.A. Herpetofauna of protected areas in the Caatinga II: Serra da Capivara National Park, Piauí, Brazil. **Journal of species lists and distribution**, v. 10(1), p.18–27, 2014.

Cechin, S.Z., Martins, M. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 17(3), p. 729–740, 2000.

Gotelli, N.J., Ellison, A.M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011, 528p.

Gottschalk, T.K.; Huettmann, F.; Ehlers, M. Review article: Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. **International Journal of Remote Sensing**, v.26:12, p. 2631-2656, 2005.

Magalhães-Júnior, A.J.C.; Moura, G.J.B.; Ribeiro, L.B.; Azevedo-Júnior, S.M. Potential distribution and conservation of the *Colobosauroides carvalhoi* Soares and Caramaschi, 1998: a rare and endemic lizard of Northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, p. 686–695, 2017.

Magurran, A. **Introduction: measurement of (biological) diversity**. Oxford, UK: Blackwell Science Ltd, 2004.

McCarthy, M.A., Parris, K.M. Clarifying the effect of toe clipping on frogs with Bayesian statistics. **Journal of Applied Ecology**, v. 41(4), p. 780–786, 2004.

Melo, F.P.L. The Socio-Ecology of the Caatinga: Understanding How Natural Resource Use Shapes an Ecosystem. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Org.). **Caatinga the largest**

**tropical dry forest region in South America.** Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 368–382.

Mesquita, D.O., Costa, G.C., Garda, A.A., Delfim, F.R. Species composition, biogeography and conservation of the Caatinga lizards. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America.** Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 151–189.

Miranda, A.F.J.; Santos, E.M. Répteis da Fazenda Saco, Serra Talhada – PE – indicadores de conservação. IN: Geraldo Jorge Barbosa de Moura, et al. Organizador. **Herpetofauna no estado de Pernambuco.** Brasília, Ibama, p. 440, 2011.

Morawitz, D.F.; Blewett, T.M.; Cohen, A.; Alberti, M. Using ndvi to assess vegetative land cover change in central puget sound. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.114, p. 85–106, 2006.

Moreno, R.A.R., Chinchilla, J.E.O., Pinilla, M.P.R., Cardozo, V.H.S. **Anfibios, Reptiles e Mamíferos: Área de influência Proyecto Hidroeléctrico Sogamoso.** Bucaramanga: División de Publicaciones UIS, 2014, 170p.

Moro, M.F., Lughadha, E.N., Araújo, F.S., Martins, F.R. A Phytogeographical Metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **Bot. Rev.**, v. 82, p.91–148, 2016.

Muniz, S.L.S., Santos, E.M. Lista preliminar de répteis do Vale do Catimbau - Buíque/PE. In: Moura, G.J.B., Santos, E.M., Oliveira, M.A.B., Cabral, M.C.C. (Org.). **Herpetologia do estado de Pernambuco.** Brasília: Ibama, 2011, p. 395–406.

Novosolov, M., Meiri, S. The effect of island type on lizard reproductive traits. **Journal of Biogeography**, v. 40, p. 2385–2395, 2013.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, E. **vegan: Community Ecology Package**R package version 2.3-1, 2015. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=vegan>. Acessado em 15 de dezembro de 2019.

Pavan, D. Assembleias de répteis e anfíbios do cerrado ao longo da bacia do rio Tocantins e o impacto do aproveitamento hidrelétrico da região na sua conservação. 2007. 422p. **Tese (Doutorado)** Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.

Pedrosa, I.M.M.C.; Costa, T.B.; Faria, R.G.; França, F.G.R.; Laranjeiras, D.O.; Oliveira, T.C.S.P.; Palmeira, C.N.S.; Torquato, S.; Mott, T.; Vieira, G.H.C.; Garda, A.A. **Biota Neotropica**, v.14(4), p.1-12, 2014.

Pereira, E.N., Teles, M.J.L., Santos, E.M. Herpetofauna em remanescente de Caatinga no Sertão de Pernambuco, Brasil. **Bol. Mus. Biol. Mello Leitão**, v. 37, p. 37–51, 2015.

R Development Core Team. Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E., Wagner, E. **vegan: Community Ecology Package** R package version 2.3-1, 2015. Disponível em: <http://cran.r-project.org/package=vegan>. Acessado em 15 de dezembro de 2019.

Ribeiro, L.B., Brito, M.S., Barbosa, L.F.S.L., Pereira, C.M., Nicola, P.A. *Tropidurus cocorobensis* Rodrigues, 1987 (Squamata, Tropiduridae): new record and geographic distribution map in northeastern Brazil. **Cuad. Herpetol**, v. 26, p. 63–65, 2012.

Ribeiro, L.B., Gomides, S.C., Ferreira, J.V.A., Magalhães- Júnior, A.J.C. Modeling the potential geographic distribution of the poorly known neotropical lizard *Anotosaura vanzolinia* Dixon, 1974 (Squamata, Gymnophthalmidae) in Northeast Brazil. **Turkish Journal of Zoology**, v. 42, p. 732–738, 2018.

Rodrigues, M. T. Herpetofauna da Caatinga. In: Leal, I.R., Tabarelli, M., Silva, J.M.C. (Org.). **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Recife: Universitária da UFPE, 2003, p. 181–236.

Santoro, G.R.C.C. Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em comunidades de lagartos (Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil Central. Dissertação (Mestrado). Brasília, Universidade de Brasília, p.89, 2012.

Silva, A.C.; Souza, A.F. Aridity drives plant biogeographical sub regions in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. **Plos one**, v.1, p. 2-22, 2018.

Silva, J.M.C.; Barbosa, L.C.F.; Leal, I.R.; Tabarelli, M. The Caatinga: Understanding the Challenges. In: SILVA, J.M.C.; LEAL, I.R.; TABARELLI, M. (Org.). **Caatinga the largest tropical dry forest region in South America**. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, 2017, p. 3–19.

Velloso, A.L., Sampaio, E.V.S.B, Pareyn, F.G.C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental, The Nature Conservancy do Brasil, 2002, 76p.

Vitt, L.J., Colli, G.R., Caldwell, J.P.; Mesquita, D.O.; Garda, A.A., França, F.G.R. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. **Journal of Herpetology**, v. 41(4), p. 654–663, 2007.

Werneck, F.P., Colli, G.R., Vitt, L.J. Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. **Austral Ecology**, v. 34, p. 97–115, 2009.

#### ***4. 2 - Artigo científico II***

Artigo científico a ser encaminhado a Revista [**Journal of Herpetology**].

Todas as normas de redação e citação, doravante, atendem as estabelecidas pela referida revista, exceto o idioma.

1 JOURNAL OF HERPETOLOGY

2  
3 Potential distribution of *Tropidurus cocorobensis* Rodrigues, 1987 (Squamata, Tropiduridae)  
4 in Northeastern Brazil

5  
6 Geane Limeira da Silva<sup>1,2,6</sup>, Victor Leandro-Silva<sup>3</sup>, Euvaldo Marciano-JR<sup>1</sup>, Marlla Alves  
7 Matos<sup>1</sup>, Luiz César Machado Pereira<sup>1</sup>, Patrícia Avello Nicola<sup>1,4</sup>, Leonardo Barros Ribeiro<sup>1</sup>  
8 and Ednilza Maranhão dos Santos<sup>2,5</sup>

9 <sup>1</sup>*Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga, Universidade Federal do Vale do*  
10 *São Francisco, Projeto de Irrigação Nilo Coelho, Petrolina, Pernambuco, Brazil 56300000*

11 <sup>2</sup>*Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação, Unidade Acadêmica de*  
12 *Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Fazenda Saco, Serra Talhada,*  
13 *Pernambuco, Brazil 56900000*

14 <sup>3</sup>*Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Universidade Federal de Pernambuco,*  
15 *Recife, Pernambuco, Brazil 50670901*

16 <sup>4</sup>*Programa de Pós-Graduação Ciências da Saúde e Biológicas, Universidade Federal do*  
17 *Vale do São Francisco, Petrolina, Pernambuco, Brazil 56304917*

18 <sup>5</sup>*Universidade Federal Rural de Pernambuco, Dois Irmãos, Recife, Pernambuco, Brazil*  
19 *52171900*

20 <sup>6</sup>*Corresponding author: E-mail: gelimeira@gmail.com*

21  
22 -LRH: (left running head). G. L. da Silva et al.

23 -RRH: (right running head). Potential distribution of *Tropidurus cocorobensis*

24

25         *Abstract.* — We used ecological niche modeling to predict the potential distribution of  
26 *Tropidurus cocorobensis* and relate it to the São Francisco River Integration Project (PISF) in  
27 the semiarid region of Northeastern Brazil. The construction of a canal and water reservoirs  
28 may act as a physical barrier and fragment populations, primarily *T. cocorobensis*, which, in  
29 addition to exhibiting low dispersion capacity, inhabit patches of disjunct sandy soils in the  
30 Caatinga domain. The models predicted that the potential distribution of this species  
31 encompasses around 20% of the Caatinga, with greater suitability for the states of  
32 Pernambuco and Bahia, specifically in the Raso da Catarina and Depressão Sertaneja  
33 Meridional ecoregions. The geographic distribution of *T. cocorobensis* includes high-  
34 priority biodiversity conservation areas, such as those directly affected by the PISF and  
35 corresponding to 26.88% of the potential area. Given that it is a disjunctly distributed species  
36 with low dispersion capacity, the construction of a canal and reservoirs may cause changes its  
37 ecological parameters over time, such as population fragmentation and decline on a local  
38 scale.

39 *Keywords:* Conservation; geographic distribution; seasonally dry tropical forest; ecological  
40 niche modeling

41

42         *Resumo.* — Utilizamos a modelagem de nicho ecológico para prever a distribuição  
43 potencial de *Tropidurus cocorobensis* e relacioná-la com áreas diretamente afetadas pelo  
44 empreendimento hídrico de Integração do Rio São Francisco (PISF) no semiárido do Nordeste  
45 do Brasil. A construção de canal e de reservatórios hídricos do PISF pode funcionar como  
46 barreira física e fragmentar populações, principalmente para *T. cocorobensis*, que além de  
47 possuir baixa capacidade de dispersão, habita manchas de solos arenosos com caráter disjunto  
48 no domínio Caatinga. Os modelos previram que a distribuição potencial dessa espécie abrange

49 cerca de 20% da Caatinga, com maior adequabilidade para os Estados de Pernambuco e  
50 Bahia, especificamente nas ecorregiões do Raso da Catarina e da Depressão Sertaneja  
51 Meridional. A distribuição geográfica de *T. cocorobensis* engloba áreas com alta prioridade  
52 para conservação da biodiversidade, inclusive as áreas diretamente afetadas pelo PISF que  
53 correspondem a 26,88 % da área potencial. Por se tratar de uma espécie com distribuição  
54 disjunta e baixa capacidade de dispersão, a construção de canal e reservatórios do PISF pode  
55 ocasionar mudanças em parâmetros ecológicos da espécie ao longo do tempo, como  
56 fragmentação e redução populacional em escala local.

57 *Palavras-chave:* Conservação; distribuição geográfica; Floresta Tropical Sazonalmente Seca;  
58 modelagem de nicho ecológico

59

60 One of the major challenges in devising conservation strategies is the lack of  
61 knowledge on the geographic distribution of species (Silva et al., 2017; Lima et al., 2018;  
62 Peres et al., 2018). In this respect, ecological niche models are important tools in predicting  
63 areas potentially suitable for species occupation based on occurrence records and  
64 environmental variables (Elith et al., 2006; Pearson et al., 2007; Peterson et al., 2011; Devis et  
65 al., 2014; Miranda et al., 2019). These predictions help in various applications related to  
66 ecology, evolution and conservation (Araújo and New, 2007; Varela et al., 2011; Werneck et  
67 al., 2012; Devis et al., 2014; Miranda et al., 2019). In recent years they have proven to be  
68 efficient in ecological studies of lizards with restricted geographic distribution, in order to  
69 broaden knowledge on the potential geographic distribution of species, especially in the  
70 Caatinga (Sales et al., 2015; Magalhães-Jr. et al., 2016; Magalhães-Jr. et al., 2017; Ribeiro et  
71 al., 2018).

72 However, the geographic distribution of many lizard species remains poorly  
73 understood, including those in the semiarid of the Caatinga (Mesquita et al., 2017), where this

74 gap makes it difficult to protect habitat specialists, particularly in anthropically altered areas  
75 (Rodrigues, 2003; Fonseca et al., 2017).

76 With respect to anthropic actions, the São Francisco River Integration Project (PISF),  
77 whose aim is to minimize the effects of water shortages due to prolonged droughts in the  
78 semiarid of the Caatinga (Ab'Saber, 2003), promoted the construction of canals and reservoirs  
79 extending for more than 400Km in this domain. Undertakings such as this can act as physical  
80 barriers, fragment populations and change ecological and behavioral aspects of species, as  
81 reported in similar endeavors (Santoro, 2012; Amorim et al., 2017).

82 A modelistic approach aimed at the study of Caatinga lizards is known primarily for  
83 the genus *Tropidurus* (Carvalho, 2013; Sena 2015; Werneck et al., 2015). It is widely  
84 distributed in South America and currently contains 23 known species (Frost et al., 2001;  
85 Carvalho et al., 2016). Some of these species exhibit particular adaptations, such as those  
86 found in the lizard species *Tropidurus cocorobensis*, *T. hygomi* and *T. psammonastes*  
87 (Rodrigues, 1987; Rodrigues et al., 1988), which are endemic to a few northeastern states,  
88 with *T. psammonastes* and *T. cocorobensis* endemic to the Caatinga domain (Rodrigues,  
89 2003; Ribeiro et al., 2012; Carvalho, 2013; Werneck et al., 2015; Mesquita et al., 2017).

90 The geographic distribution of *T. cocorobensis* is known only for a few localities in  
91 the states of Bahia (Canudos, Caetité, Morro de Chapéu, Xique-Xique and Rodelas), Alagoas  
92 (Xingó) and Pernambuco (Buíque and Floresta), where the species inhabits isolated patches of  
93 sandy soils in the Caatinga (Rodrigues, 2003; Muniz and Santos, 2011; Ribeiro et al., 2012).  
94 Given that it is a disjunctly distributed species with low dispersion capacity, the construction  
95 of a canal and reservoirs may cause changes in its ecological parameters over time, such as  
96 population fragmentation and decline in the areas directly affected by the PISF. The  
97 ecological niche modeling of *T. cocorobensis* may expand knowledge of the disjunct



123 and part of the Raso da Catarina sandstone plateau, the latter the region with the highest  
124 number of known records of *T. cocorobensis*.

125 *Data Collection.* — We used 417 species occurrence records in Northeastern Brazil  
126 obtained in field studies, the literature, a database (specieslink, 2019), georeferenced points  
127 provided by researchers in the area and specimens from the PISF deposited in the  
128 Herpetological Collection of the Caatinga Fauna Museum, located in the Center for the  
129 Conservation and Management of Caatinga Fauna, Federal University of São Francisco  
130 Valley in Petrolina, Pernambuco state, Brazil.

131 To characterize the environment, we used bioclimatic data from WorldClim 2.0  
132 <<http://www.worldclim.org>> (Fick and Hijmans, 2017). WorldClim contains 19  
133 environmental variables, which are temperature and rainfall parameters, as well as the vapor  
134 pressure of water and solar radiation. A resolution of 30 arc-seconds (~1kmx~1km) was used.  
135 In addition to the climatic variables, six soil physical and chemical properties were used with  
136 the same resolution as that found at World Soil Information (ISRIC) (Hengel et al., 2014),  
137 totaling 27 variables to construct the model (Table 1).

138 *Ecological Niche Modeling.* — In order to predict the potential distribution of *T.*  
139 *cocorobensis*, we constructed ecological niche models (ENMs). These models estimate the  
140 association between environmental aspects and known species occurrence points in order to  
141 detect adequate conditions for their survival (Peterson et al., 2011; Peterson and Soberón,  
142 2012).

143 Of the total number of occurrence records, 56 geographic coordinates were used to  
144 construct the models, selected by applying a space-environment correlation using the  
145 SDMtoolbox (Brown, 2014) (Table 2). We mapped species records in grid cells with a 30 arc-  
146 second resolution (~1 km × 1 km). This resolution was used considering the proximity

147 between the occurrence points that made some of them nearly the only ones per cell when  
148 these exceeded 10 km<sup>2</sup>.

149 The environmental predictors consisted of 27 variables and principal component  
150 analysis (PCA) was conducted for bioclimatic and soil variables. Next, the first ten axes were  
151 selected to construct the models, which expressed around 96% of the variation of the two  
152 datasets. Since each algorithm can generate a different prediction (Barry and Elith, 2006,  
153 Diniz-Filho et al., 2009) (Table 3), six were used with different modeling methods and  
154 assumptions in order to estimate the potential distribution of *T. cocorobensis*, as follows: (1)  
155 Bioclim (Nix, 1986), (2) GLM (Guisan et al, 2002), (3) Domain - Gower (Carpenter et al.,  
156 1993); (4) Random Forest (Liaw and Wiener, 2002); (5) Maximum entropy - Maxent (Phillips  
157 and Dudik, 2008) and (6) Support vector machines (SVM) (Tax and Duin, 2004). The SVM  
158 algorithm was executed using the `ksvm` function of the "kernlab" package (Karatzoglou et al.,  
159 2004) and Random Forest with the specific function of the "Random Forest" package. The  
160 other algorithms were executed in the "dismo" package (Hijmans and Elith, 2015). All the  
161 models were developed with R 3.6 software (Oksanen et al, 2018).

162 Given that many *T. cocorobensis* occurrence points are close together, simple  
163 configurations were used to obtain species distribution potential (Varela et al., 2011). For the  
164 other SVM (for example, cost parameter - C) and Maxent parameters (for example, beta,  
165 gamma and prevalence), a standard configuration was applied (Elith et al., 2006). To calibrate  
166 the models based on presence-background observations (SVM and Maxent), the background  
167 points were randomly selected along a grid cell of Brazil, disregarding cells with presences  
168 (Thuiller et al., 2004; VanDerWal et al., 2009; Sobral-Souza et al, 2015). For each of the  
169 models, 20 replicas adjusted for a dual-partition criterion (75% and 25%) were generated for  
170 training models and to assess their performance, totaling 120 replicas. The 75 and 25% of the  
171 points were randomly selected for each of the 20 replicas in each algorithm. The Ensemble

172 approach was followed (Araújo and New, 2007), and the 20 binary maps belonging to the  
173 algorithm were then concatenated to calculate the frequency of presences predicted for each  
174 cell, producing a single final consensus map for the computational frequencies of all the  
175 algorithms.

176 True Skill Statistic (TSS) was used to assess the models, in which values ranged from  
177 -1 to 1, where negative or near-zero values indicate that the predictions of the model do not  
178 differ from a randomly generated counterpart, whereas models with values closer to 1 are  
179 considered good. In general, models with TSS values greater than 0.5 are considered  
180 acceptable (Allouche et al., 2006).

181 After the potential distribution models were constructed, a binary map of the species  
182 was created, where grid cells with potential species occurrence are highlighted. In order to  
183 construct the binary map, the lowest suitability value where the species is present was used as  
184 the lowest presence threshold (LPT). Next, we calculated the area of potential habitat  
185 suitability for the species in all the Caatinga. All the models and analyses were constructed in  
186 R 3.6 software (Oksanen et al, 2018).

187

188

## RESULTS

189 The models constructed were considered reliable, with values higher than 0.5 for all  
190 the algorithms ( $AUC = 0.98 \pm 0.01$  and  $TSS = 0.92 \pm 0.03$ ), indicating satisfactory prediction  
191 of the suitability of the areas (Table 3).

192 The areas predicted in the ecological niche modeling of *T. cocorobensis* were  
193 concentrated primarily in Bahia and Pernambuco (Fig. 1), encompassing around 158,077  
194 Km<sup>2</sup>, that is, around 20% of the morphoclimatic domain of the Caatinga. The ecoregions of  
195 Depressão Sertaneja Meridional and Raso da Catarina sandstone plateau exhibited greater  
196 suitability for species occupation (Fig. 1). The models also indicated that the known species

197 occurrences and potential species distribution include the high and extremely high priority  
198 conservation areas (Fig. 1), overlapping the PISF area in Pernambuco on the margins of the  
199 Raso da Catarina sandstone plateau.

200 The most suitable areas for *T. cocorobensis* occupation are located in the Caatinga,  
201 where soils are shallow, including localities with sandy soil, and a predominance of open  
202 vegetation with more xeric caatinga, characteristic of the semiarid region.

203

204

## DISCUSSION

205 Endemism and the disjunct distribution pattern of *T. cocorobensis* reported by  
206 Rodrigues (2003) and Mesquita et al. (2017) were determined in the predictions generated,  
207 possibly due to the presence of sandy soil in these areas. This condition also applies for part  
208 of the PISF segment in the municipality of Floresta, in Pernambuco state. The disjunct  
209 distribution pattern can be corroborated considering the potential extent of occurrence,  
210 representing less than 20% of the Caatinga.

211 Localities with greater suitability for *T. cocorobensis* occupancy are remnants of its  
212 former broader distribution, as reported by Rodrigues (2003), and the populations present in  
213 these areas may not have the opportunity to disperse. Similar results were detected for  
214 *Anotosaura vanzolinia*, *Colobosauroides carvalhoi* and *Psychosaura agmosticha* lizards,  
215 which currently exhibit aggregate distribution, reflecting their specialist habits, associated  
216 with relictual humid forest enclaves in the Caatinga and environments with rupicolous  
217 bromeliads (Sales et al., 2015; Magalhães-Jr. et al., 2017; Ribeiro et al., 2018). This  
218 distribution pattern was likely influenced by historical expansions and retractions of the  
219 tropical forest and Caatinga, leading to the habitat specificity of some species (Rodrigues,  
220 2003; Recoder and Rodrigues, 2020). However, despite the consolidated adaptation for *T.*  
221 *cocorobensis*, landscape changes caused by anthropic action pose a threat, and in this case, it

222 is also important to consider the lack of connectivity between the populations in known and  
223 predicted occurrence records (Rodrigues, 2003; Carvalho, 2013), in addition to the reduced  
224 dispersion capacity of the species.

225         The known and predicted geographic distribution of *T. cocorobensis* includes  
226 biodiversity conservation priority areas in the Depressão Sertaneja Meridional and Raso da  
227 Catarina sandstone plateau, which undergo intense landscape changes from the inadequate use  
228 of soil and vegetation (Mesquita et al., 2017; Silva et al., 2017). These activities are reported  
229 in the literature, but few of these areas are protected by conservation units (Fonseca et al.,  
230 2017).

231         Although the models indicated other regions in Northeastern Brazil with adequate  
232 environmental conditions for the potential occurrence of *T. cocorobensis* (suitability of 0.25  
233 to 0.50), they are in marginal heterogeneous situations with no favorable opportunities for  
234 expansion, thereby restricting populations through these factors.

235         In the context of the PISF, where *T. cocorobensis* has been recorded (Ribeiro et al.,  
236 2012), the change in landscape is related mainly to the construction of a canal and reservoirs,  
237 which may act as physical barriers and divide populations, in addition to reducing them  
238 locally.

239         Lizard fauna in areas with sandy soils, such as the Raso da Catarina and São Francisco  
240 River dunes, is characteristically adapted to this environmental condition, as demonstrated in  
241 the adaptation of *T. cocorobensis* and other psammophilous organisms (Recoder and  
242 Rodrigues, 2020). However, this adaptation may not accompany the accelerated landscape  
243 changes and in the long term, affect species with specific ecological requirements. This has  
244 been observed in *T. psammonastes*, where the main cause for risk of extinction is habitat  
245 destruction provoked by livestock trampling and wood extraction (MMA, 2018), which are  
246 also common practices in known and potential geographic distribution areas of *T.*

247 *cocorobensis*. In general, seasonally dry tropical forests are among the most threatened  
248 phytogeographic areas in the world and are less studied when compared to humid forests and  
249 savannas, hindering the protection of important areas for species preservation (Moro et al.,  
250 2016).

251         The disjunct distribution pattern and isolation of *T. cocorobensis* populations  
252 (Rodrigues, 2003; Carvalho, 2013; Mesquita et al., 2017), also represented by the potential  
253 area predicted in the modeling, associated with the biological importance of known and  
254 potential occurrence areas considered priorities for biodiversity conservation, may be a  
255 plausible argument to indicate protection strategies, such as the creation of conservation units  
256 in localities of the Raso da Catarina and Depressão Sertaneja Meridional ecoregions (Silva et  
257 al., 2017).

258         We concluded that the potential distribution of *T. cocorobensis* is restricted to patches  
259 of sandy soil in the Caatinga, where the geographic distribution of lizards with similar  
260 ecological specificities remains underestimated. The populations recorded in the PISF areas  
261 directly affected correspond to a small percentage of the entire potential area predicted in  
262 modeling and may therefore be more fragmented due to the construction of the canal and  
263 reservoirs. The geographic distribution of *T. cocorobensis* encompasses areas with an urgent  
264 need for protection using conservation initiatives, primarily by overlapping with biodiversity  
265 conservation priority areas in the Caatinga (MMA, 2016), where the few existing  
266 conservation units (Fonseca et al., 2017) need management plans to establish more restrictive  
267 areas, mainly where relictual species occur.

268

269         *Acknowledgements.* — We thank the Center for Conservation and Management of  
270 Caatinga Fauna (CEMAFAUNA/UNIVASF) for allowing access to the databank of  
271 specimens from the Caatinga Fauna Museum collection; the Ministry of Regional

272 Development for funding and logistics support in areas of the PISF; A. L. Carvalho and M. T.  
273 Rodrigues for kindly sharing the georeferenced occurrence points used in analyses; and L.  
274 Oliveira for help in creating maps. This study was approved by the environmental entity  
275 ICMBio/MMA (SISBIO N° 65869-1).

276

277

## LITERATURE CITED

278 Ab'Saber, A. N. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades  
279 paisagísticas. Ateliê Editorial, Brazil.

280 Allouche, O., A. Tsoar, and R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species  
281 distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied*  
282 *Ecology* 43:1223–1232.

283 Amorim, M. E., T. W. Schoener, G. R. C. Santoro, A. C. R. Linsa, J. Piovia-Scott, D.  
284 and R. A. Brandão. 2017. Lizards on newly created islands independently and rapidly adapt in  
285 morphology and diet. *PNAS* 114:8812–8816.

286 Andrade-Lima, D. 1981. The caatinga dominium. *Revista Brasileira de Botânica*  
287 4:149–153.

288 Araújo, M. B., and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions.  
289 *TRENDS in Ecology and Evolution* 22:42–47.

290 Barry, S., and, J. Elith. 2006. Error and uncertainty in habitat models. *Journal of*  
291 *Applied Ecology* 43:413–423.

292 Brown, J. L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic,  
293 biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution*  
294 5:694–700.

- 295 Carpenter, G., A. N. Gillison, and J. Winter. 1993. Domain: a flexible modelling  
296 procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and*  
297 *Conservation* 2:667–680.
- 298 Carvalho, A. L. G. 2013. On the distribution and conservation of the South American  
299 lizard genus *Tropidurus* Wied-Neuwied, 1825 (Squamata: Tropiduridae). *Zootaxa* 3640:042–  
300 056.
- 301 Carvalho, A. L. G., M. A. Sena, P. L. V. Peloso, F. A. Machado, R. Montesinos, H. R.  
302 Silva, W. Campbell, and M. T. Rodrigues. 2016. A new *Tropidurus* (Tropiduridae) from the  
303 semiarid Brazilian Caatinga: evidence for conflicting signal between mitochondrial and  
304 nuclear loci affecting the phylogenetic reconstruction of South American collared lizards.  
305 *American Museum Novitates* 3852:1–66.
- 306 Davis, E. B., J. L. Guire, and D. John. 2014. Orcutt. Ecological niche models of  
307 mammalian glacial refugia show consistent bias. *Ecography* 37:1133–1138.
- 308 Diniz-Filho, J. A. F., L. M. Bini, T. F. Rangel, R. D. Loyola, C. Hof, D. Nogués-  
309 Bravo, and M. B. Araújo. 2009. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of  
310 forecasts of species turnover under climate change. *Ecography* 32:897–906.
- 311 Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J.  
312 Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle,  
313 G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. C. Overton, A. T. Peterson, S. J.  
314 Phillips, K. S. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J. Soberón, S. Williams, M.  
315 S. Wisz, and N. E. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species'  
316 distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129–151.
- 317 Fick, S. E., and R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution  
318 climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 5086:1–16.

- 319 Fonseca, C. R., M. Antongiovanni, M. Matsumoto, E. Bernard, E. M. Venticinque.  
320 2017. Conservation opportunities in the Caatinga. Pp. 429–443 in J. M. C. Silva, I. R. Leal  
321 and M. Tabarelli (Eds.), *Caatinga the largest tropical dry forest region in South America*.  
322 Springer, USA.
- 323 Frost, B. R., C. G. Barnes, W. J. Collins, R. J. Arculus, D. J. Ellis, and C. D. Frost.  
324 2001. A geochemical classification for granitic rocks. *Journal of Petrology* 42:2033–2048.
- 325 Guisan, A., T. C. Edwards-Jr., and T. Hastie. 2002. Generalized linear and generalized  
326 additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*  
327 157:89–100.
- 328 Hengel, T., J. M. Jesus, R. A. MacMillan, N. H. Batjes, G. B. M. Heuvelink, E.  
329 Ribeiro, A. S., B. Kempen, J. G. B. Leenaars, M. G. Walsh, and M. R. Gonzalez. 2014.  
330 SoilGrids1km — Global Soil Information Based on Automated Mapping. *PLOS ONE* 9:1–  
331 17.
- 332 Hijmans, R. J., and J. Elith 2015. Species distribution modeling with R. Available at  
333 <http://cran.r-project.org/web/packages/dismo/vignettes/sdm.pdf>. Archived by WebCite at  
334 <https://cran.r-project.org> on 6 march 2019.
- 335 Karatzoglou, A., A. Smola, K. Hornik, A. Zeileis. 2004. kernlab – An S4 Package for  
336 Kernel Methods in R. *Journal of Statistical Software* 11:1–20.
- 337 Liaw, A., and M. Wiener. 2002. Classification and Regression by random Forest. *R*  
338 *News* 2:18–22.
- 339 Lima, N. E., A. A. Carvalho, M. S. Lima-Ribeiro, and M. H. Manfrin. 2018.  
340 Caracterização e história biogeográfica dos ecossistemas secos neotropicais. *Rodriguésia*  
341 69:2209-2222.
- 342 Magalhães-Júnior, A. J. C., A. F. A. Andrade, G. J. B. Moura, L. B. Ribeiro, S. M.  
343 Azevedo-Júnior. 2016. New Records and Ecological niche model of the endemic Caatinga

- 344 lizard *Stenocercus squarrosus* Nogueira and Rodrigues, 2006. *Herpetological Review*  
345 47:380–384.
- 346 Magalhães-Júnior, A. J. C., G. J. B. Moura, L. B., Ribeiro, and S. M. Azevedo-Júnior.  
347 2017. Potential distribution and conservation of the *Colobosauroides carvalhoi* Soares and  
348 Caramaschi, 1998: a rare and endemic lizard of Northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*  
349 77:686–695.
- 350 Mesquita, D. O., G. C. Costa, A. Garda, and F. R. Delfim. 2017. Species composition,  
351 biogeography and conservation of the Caatinga lizards. Pp. 151-180 in J. M. C. Silva, I. R.  
352 Leal and M. T. Tabarelli (Eds.) *Caatinga: the largest Tropical Dry Forest Region in South*  
353 *America*. Springer, USA.
- 354 Miranda, E. B. P., J. F. S. Menezes, C. C. L. Farias, C. Munn, C. A. Peres. 2019.  
355 Species distribution modeling reveals strongholds and potential reintroduction areas for the  
356 world’s largest eagle. *PLOS ONE* 14:1–22.
- 357 MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2016. Áreas Prioritárias para Conservação,  
358 Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade do Cerrado, do Pantanal  
359 e da Caatinga. *Diário Oficial da União*. Available at [http://www.in.gov.br/materia/-](http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954)  
360 [/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-](http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954)  
361 [18-de-dezembro-de-2018-55880954](http://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/55881195/do1-2018-12-19-portaria-n-463-de-18-de-dezembro-de-2018-55880954). Archived by WebCite at  
362 [https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/%C3%A1reas-](https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/%C3%A1reas-priorit%C3%A1rias)  
363 [priorit%C3%A1rias](https://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira/%C3%A1reas-priorit%C3%A1rias) on 15 december 2019.
- 364 MMA (Ministério do Meio Ambiente). 2018. Répteis. In ICMBio/MMA, *Livro*  
365 *vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brazil. Available at  
366 [https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol4.pdf)  
367 [diversas/livro\\_vermelho\\_2018\\_vol4.pdf](https://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/publicacoes-diversas/livro_vermelho_2018_vol4.pdf). Archived by WebCite at <http://www.icmbio.gov.br>  
368 on 20 december 2018.

- 369 Moro, M. F., E. N. Lughadha, F. S. Araújo, and F. R. Martins. 2016. A  
370 Phylogeographical Metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. *Botanical Review*  
371 82:91–148.
- 372 Muniz, S. L. S., and E. M. S. Santos. 2011. Lista preliminar de répteis do Vale do  
373 Catimbau - Buíque/Pe. Pp. 395-405 In G. J. B. Moura, E. M. S. Santos, M. A. B. Oliveira, and  
374 M. C. C. Cabral (Eds.), *Herpetologia no Estado de Pernambuco*. IBAMA/MMA, Brazil.
- 375 Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. In R.  
376 Longmore (Ed.), *Atlas of elapid snakes of Australia*. Australian Flora and Fauna Series,  
377 Australia, 7:4–15.
- 378 Pearson, R. G., C. J. Raxworthy, M. Nakamura, and A. T. Peterson. 2007. Predicting  
379 species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic  
380 geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography* 34:102–117.
- 381 Pennington, R. T., M. Lavin, and A. Oliveira-Filho. 2009. Woody plant diversity,  
382 evolution, and ecology in the tropics: perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests.  
383 *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 40:437–57.
- 384 Peres, E. A., T. Sobral-Souza, M. F. Perez, I. A. S. Bonatelli, D. P. Silva, M. J. Silva,  
385 and V. N. Solferini. 2018. Pleistocene niche stability and lineage diversification in the  
386 subtropical Spider *Araneus omnicolor* (Araneidae). *PLOS ONE* 10:1–20.
- 387 Peterson, A. T., and J. Soberón. 2012. Species distribution modeling and ecological  
388 niche modeling: getting the concepts right. *Natureza & Conservação* 10:102–107.
- 389 Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, R. P. Anderson, E. Martínez-Meyer, M.  
390 Nakamura, and M. B. Araújo. 2011. *Ecological Niches and Geographic Distributions*.  
391 Princeton University Press, 316p.
- 392 Phillips, S. J., and M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent:  
393 new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.

- 394 R: Oksanen, J. F., G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P. R.  
395 Minchin, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M. H. H. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner.  
396 2018. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-3. [http s. Available at](http://www.researchgate.net/publication/323265820)  
397 <https://www.researchgate.net/publication/323265820>. Archived by WebCite at  
398 [www.researchgate.net](http://www.researchgate.net) on 15 october 2019.
- 399 Recoder, R. S., and M. T. Rodrigues. 2020. Diversification Processes in Lizards and  
400 Snakes from the Middle São Francisco River Dune Region, Brazil. Pp. 713–740 In V. Rull  
401 and A. C. Carnaval (Eds.), *Neotropical Diversification: patterns and processes*. Springer,  
402 USA.
- 403 Ribeiro, L. B., M. S. Brito, L. F. S. Barbosa, L. C. M. Pereira, P. A. Nicola. 2012.  
404 *Tropidurus cocorobensis* Rodrigues, 1987 (Squamata, Tropiduridae): new record and  
405 geographic distribution map in northeastern Brazil. *Cuadernos de herpetología*. 26:63–65.
- 406 Ribeiro, L. B., S. C. Gomides, J. V. A. Ferreira, A. J. C. Magalhães- Júnior. 2018.  
407 Modeling the potential geographic distribution of the poorly known neotropical lizard  
408 *Anotosaura vanzolinia* Dixon, 1974 (Squamata, Gymnophthalmidae) in Northeast Brazil.  
409 *Turkish Journal of Zoology* 42:732–738.
- 410 Rodrigues, M. T. 1987. Sistemática, ecologia e zoogeografia dos *Tropidurus* do grupo  
411 torquatus ao Sul do rio Amazonas (Sauria, Iguanidae). *Arquivos de Zoologia* 31:105–230.
- 412 Rodrigues, M. T. 2003. Herpetofauna da Caatinga. Pp. 181–336 in Inara, R, M  
413 Tabarelli, and J M C Silva (Eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga: estratégias para*  
414 *conservação da biodiversidade*. Universitária da UFPE, Brazil.
- 415 Rodrigues, M. T., S. Kasahara, and Y. Yonenaga-Yassuda. 1988. *Tropidurus*  
416 *psammonastes*: uma nova espécie do grupo torquatus com notas sobre seu cariótipo e  
417 distribuição (Sauria. Iguanidae). *Papéis Avulsos de Zoologia* 36:307–313.

- 418 Sales, R. F. D., M. J. M. Andrade, J. S. Jorge, M. F. Kolodiuk, M. M. Ribeiro, and E.  
419 M. X. Freire. 2015. Geographic distribution model for *Mabuya agmosticha* (Squamata:  
420 Scincidae) in northeastern Brazil. *Zoologia* 321:71–76.
- 421 Santoro, G. R. C. C. 2012. Mudanças temporais, após 13 anos de insularização, em  
422 comunidades de lagartos (Squamata) em ilhas formadas por um grande reservatório no Brasil  
423 Central. Ph.D. Dissertation, University of Brasília, Brazil.
- 424 Sena, M. A. 2015. Filogenia e evolução dos *Tropidurus* do grupo torquatus  
425 (Squamata: Tropiduridae). Ph.D. Thesis, University of São Paulo, Brazil.
- 426 Silva, A. C., and A. F. Souza. 2018. Aridity drives plant biogeographical sub regions  
427 in the Caatinga, the largest tropical dry forest and woodland block in South America. *PLOS*  
428 *ONE* 13:1–22.
- 429 Silva, J. M. C., I. R. Leal, and M. Tabarelli. 2017. Caatinga: the largest tropical dry  
430 forest region in South America. Springer, USA.
- 431 Sobral-Souza, T., R. B. Francini, and M. S. Lima-Ribeiro. 2015. Species extinction  
432 risk might increase out of reserves: allowances for conservation of threatened butterfly  
433 *Actinote quadra* (Lepidoptera: Nymphalidae) under global warming. *Natureza & Conservação*  
434 13:159–165.
- 435 SpeciesLink. 2019. Coleção Herpetológica do Museu de História Natural da  
436 Bahia (CH), Museum of Comparative Zoology (HU-Zoo), Coleção de Répteis (MCP-  
437 Répteis). Available at Archived by <http://splink.cria.org.br/>. WebCite at  
438 <http://www.splink.org.br> on 7 june 2019.
- 439 Tax, D. M. J., and R. P. W. Duin. 2004. Support Vector Data Description. *Machine*  
440 *Learning* 54:45–66.

441 Thuiller, W., S. Lavorel, G. Midgley, S. Lavergne, and T. Rebelo. 2004. Relating plant  
442 traits and species distributions along bioclimatic gradients for 88 leucadendron taxa. *Ecology*  
443 85:1688–1699.

444 Vanderwal, J., L. P. Shoo, C. N. Johnson, and S. E. Williams. 2009. Abundance and  
445 the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the  
446 upper limit of local abundance. *The American Naturalist* 174:1–10.

447 Varela, S., J. M. Lobo, J. Hortal. 2011. Using species distribution models in  
448 paleobiogeography: a matter of data, predictors and concepts. *Palaeogeography,*  
449 *Palaeoclimatology, Palaeoecology* 5879:1–13.

450 Werneck, F. P., T. Gamble, G. R. Colli, M. T. Rodrigues, and J. W. Sites-Jr. 2012.  
451 Deep diversification and long-term persistence in the South American ‘dry diagonal’:  
452 integrating continent-wide phylogeography and distribution modeling of geckos. *Evolution*  
453 66:3014–3034.

454 Werneck, F. P., R. N. Leite, S. R. Geurgas, and M. T. Rodrigues. 2015. Biogeographic  
455 history and cryptic diversity of saxicolous Tropicoduridae lizards endemic to the semiarid  
456 Caatinga. *BMC Evolutionary Biology* 15:1–24.

457

458

459

460

461

462

463

464

465

466 Table 1. Variables used to construct ecological niche models of *Tropidurus cocorobensis*.

Variables		Description
1	BIO 1	Annual Mean Temperature
2	BIO 2	Mean Diurnal Range (Mean of monthly (max temp - min temp))
3	BIO 3	Isothermality (BIO2/BIO7) (* 100)
4	BIO 4	Temperature Seasonality (standard deviation *100)
5	BIO 5	Max Temperature of Warmest Month
6	BIO 6	Min Temperature of Coldest Month
7	BIO 7	Temperature Annual Range (BIO5-BIO6)
8	BIO 8	Mean Temperature of Wettest Quarter
9	BIO 9	Mean Temperature of Driest Quarter
10	BIO 10	Mean Temperature of Warmest Quarter
11	BIO 11	Mean Temperature of Coldest Quarter
12	BIO 12	Annual Rainfall
13	BIO 13	Rainfall of Wettest Month
14	BIO 14	Rainfall of Driest Month
15	BIO 15	Rainfall Seasonality (Coefficient of Variation)
16	BIO 16	Rainfall of Wettest Quarter
17	BIO 17	Rainfall of Driest Quarter
18	BIO 18	Rainfall of Warmest Quarter
19	BIO 19	Rainfall of Coldest Quarter
20	SRAD	Solar radiation ( $\text{kJ m}^{-2} \text{day}^{-1}$ )
21	VAPR	Water vapor pressure (kpa)
22	BLDFIE	Bulk density (fine earth) in kg / cubic-meter
23	CLYPPT	Clay content (0–2 micro meter) mass fraction in %

---

Variables		Description
24	CRFVOL	Coarse fragments (volumetric) in %
25	PHIHOX	Soil pH x 10 in H2O
26	SLTPPT	Silt content (2–50 micro meter) mass fraction in %
27	SNDPPT	Sand content (50–2000 micro meter) mass fraction in %

---

467

468

469

470

471

472

473

474

475

476

477

478

479

480

481

482

483

484

485

486 Table 2. Occurrence records selected during the construction of the ecological niche model of  
 487 *Tropidurus cocorobensis*.

Locality	Longitude	Latitude	References
Floresta – Pernambuco	-38.3332004	-8.728609602	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.18576658	-8.670718374	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.33351787	-8.729008124	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.10284066	-8.589080487	Ribeiro et al. 2012
Floresta – Pernambuco	-38.32952664	-8.734310288	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.33144378	-8.724681141	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.34225571	-8.728091772	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.33896368	-8.733919846	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.32189693	-8.725604849	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.32092616	-8.724535849	CEMAFAUNA/UNIVASF
Floresta – Pernambuco	-38.18144957	-8.67897569	CEMAFAUNA/UNIVASF
Canudos/Bahia	-39.026389	-9.896667	Specieslink, 2019
Buíque/Pernambuco	-37.25147795	-8.532833302	Others
PARNA Catimbau/Pernambuco	-37.28436111	-8.489583334	Muniz e Santos, 2011
PARNA Catimbau/Pernambuco	-37.25183548	-8.534100691	Muniz e Santos, 2011
PARNA Catimbau/Pernambuco	-37.29179006	-8.493212493	Muniz e Santos, 2011
PARNA Catimbau/Pernambuco	-37.24604646	-8.574543075	Muniz e Santos, 2011
Petrolândia/Pernambuco	-38.3	-8.866666667	Others
Petrolândia/Pernambuco	-38.46666667	-8.933333334	Others
Floresta/Pernambuco	-38.15284055	-8.6284641	MFCH 736
Floresta/Pernambuco	-38.14951451	-8.624332536	MFCH 741
Floresta/Pernambuco	-38.21748687	-8.67982912	MFCH 744

Locality	Longitude	Latitude	References
Floresta/Pernambuco	-38.13536543	-8.612018793	MFCH 746
Floresta/Pernambuco	-38.12088034	-8.600011347	MFCH 750
Floresta/Pernambuco	-38.08428013	-8.576031306	MFCH 752
Floresta/Pernambuco	-38.0794144	-8.577864743	MFCH 754
Floresta/Pernambuco	-38.07393771	-8.576820606	MFCH 758
Floresta/Pernambuco	-38.0517926	-8.566311851	MFCH 759
Floresta/Pernambuco	-38.04006315	-8.565957303	MFCH 760
Floresta/Pernambuco	-38.18997262	-8.675991146	MFCH 762
Canudos/Bahia	-39.00652346	-9.973603403	MFCH 2454
Campo Formoso/Bahia	-40.64117437	-10.56671239	MFCH 3945
Campo Formoso/Bahia	-40.61170926	-10.51980626	MFCH 3957
Canudos/Bahia	-38.98058404	-9.985008124	MFCH 4785
Canudos/Bahia	-38.95882392	-9.979271881	MFCH 4786
Sento Sé/Bahia	-41.55050748	-10.47206105	MFCH 4802
Sento Sé/Bahia	-41.56809489	-10.55097344	MFCH 4803
Sento Sé/Bahia	-41.56788009	-10.52506068	MFCH 4804
Floresta/Pernambuco	-38.33345876	-8.741815217	CEMAFAUNA/UNIVASF
Rodelas/Bahia	-38.75583333	-8.850833333	Ribeiro et al. 2012
Olho D'água do Casado -Alagoas	-37.95	-9.5	Others/ MZUSP 79199
Xingó -Alagoas	-37.9667	-9.4	Others/MZUSP 79082
Delmiro Gouveia /Alagoas	-37.9154	-9.5062	Others/RU 1097
Piranhas/Alagoas	-37.7969	-9.6066	Others/RU 1967
Cocorobó/Bahia	-39.03	-9.8833	Others/MZUSP 30113
Esec Raso da Catarina/Bahia	-38.4911	-9.6797	Others/MZUSP 62745

Locality	Longitude	Latitude	References
Morro do Chapéu/Bahia	-41.1561	-11.55	Others/MZUSP 65767
Nova Rodelas/Bahia	-38.8	-8.9833	Others/MZUSP 73971
Raso da Catarina/Bahia	-38.6667	-9.6667	Others/MZUSP 60873
Vacaria/Bahia	-42.6167	-10.65	Others/MZUSP 75460
PARNA Catimbau/Pernambuco	-37.2464	-8.5928	Others/MZUSP 65912

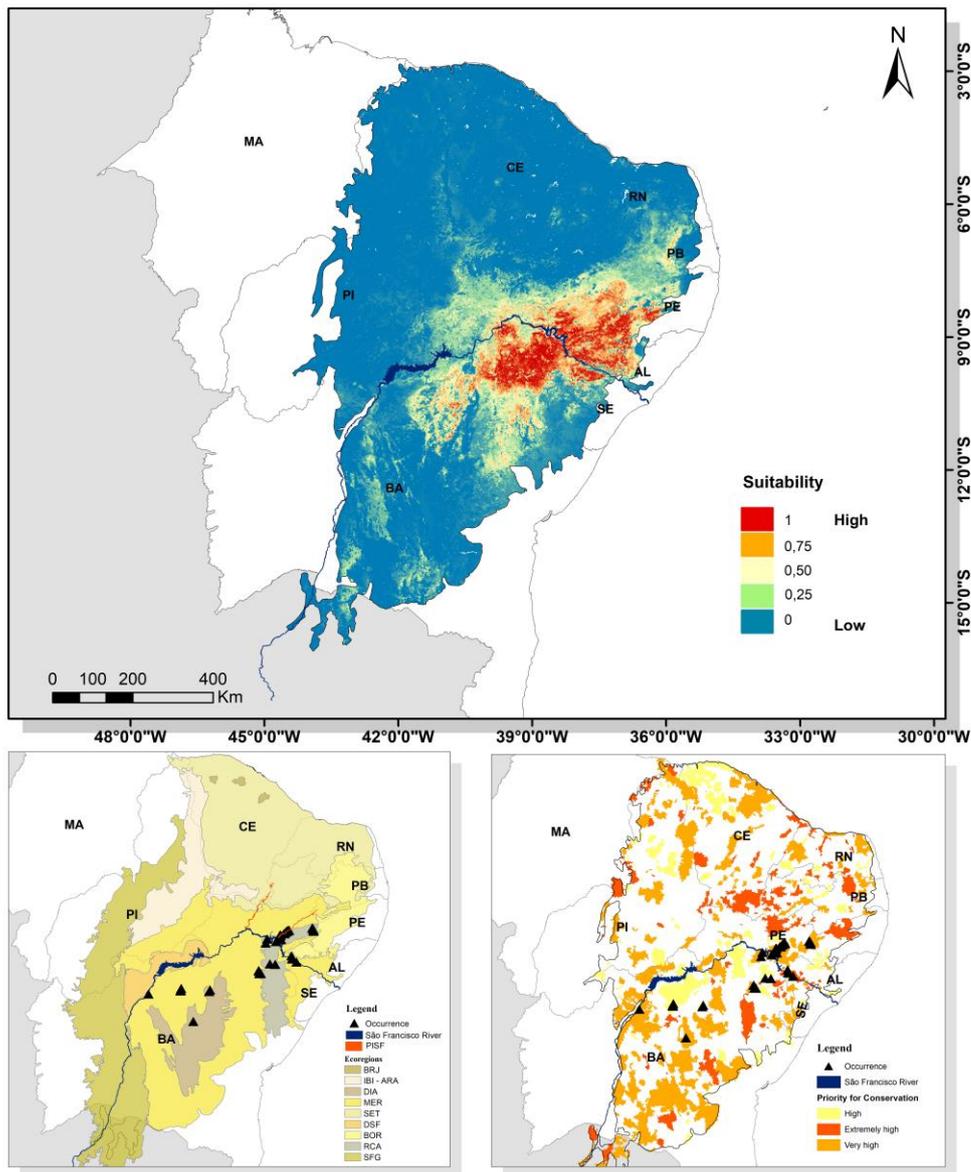
488

489

490 Table 3. Table with mean and standard deviation of the TSS (True Skill Statistic) metrics for  
 491 the six algorithms (Bioclim, GLM, GOWER, MAXENT, Random Forest and SVM) used in  
 492 model construction.

	<b>Bioclim</b>	<b>GLM</b>	<b>Gower</b>	<b>Maxent</b>	<b>random Forest</b>	<b>SVM</b>
<b>AUC</b>	0.801 (0.065)	0.951 (0.042)	0.927 (0.047)	0.932 (0.048)	0.969 (0.033)	0.972 (0.017)
<b>TSS</b>	0.591 (0.136)	0.838 (0.106)	0.817 (0.089)	0.828 (0.068)	0.884 (0.096)	0.884 (0.073)

493



494

495 Fig. 1. Geographic distribution of *Tropidurus cocorobensis* in the Caatinga domain,  
 496 Northeastern Brazil. Right map: Color scale indicates the environmental suitability predicted  
 497 by the model, ranging from 0 (blue) to 1 (red); top left map: species distribution according to  
 498 the ecoregions of the Caatinga (adapted from Silva et al., 2017), Ecoregions: BRJ- Brejos,  
 499 IBI-ARA- Complexo Ibiapaba Araripe, DIA- Complexo Chapada Diamantina, MER-  
 500 Depressão Sertaneja Meridional, SET- Depressão Sertaneja Setentrional, DSF- Dunas do São  
 501 Francisco, BOR- Planalto do Borborema, RCA- Raso da Catarina, SFG- São Francisco  
 502 Gurguéia; DSF- São Francisco Dunes, BOR- Borborema Plateau, RCA- Raso da Catarina,  
 503 SFG- São Francisco Gurguéia; bottom left map: distribution associated with the biodiversity  
 504 conservation priority areas (adapted from MMA, 2016). Triangle = Geographic occurrence  
 505 records.

## 5. Conclusões

A riqueza e a abundância de lagartos ao longo da área diretamente afetada do PISF variaram durante os anos de instalação do empreendimento, as quais foram mais evidentes com relação aos valores de abundância. Embora as variações em cada área, isoladamente, não tenham apresentado diferenças estatisticamente significativas é importante ressaltar que espécies mais sensíveis, como aquelas com distribuição geográfica disjunta (espécies relictuais) e uso de habitats restritos, podem apresentar resposta mais expressivas às alterações na paisagem futuramente.

As áreas onde foram identificadas maiores alterações na paisagem, como substituição da vegetação por ambientes de solo exposto ou presença de água nos reservatórios do empreendimento, apresentaram as principais variações nos valores de abundância tanto para espécies mais generalistas e com distribuição geográfica ampla, quanto para espécies relictuais, confirmando a hipótese levantada neste trabalho.

A modelagem de distribuição potencial de *T. cocorobensis* demonstrou que parte da distribuição geográfica prevista e conhecida da espécie encontra-se sob influência do PISF, além da área diretamente afetada onde a espécie foi registrada. Outro aspecto a ser enfatizado é que essas áreas são consideradas de alta prioridade para conservação, porém são intensamente alteradas diante de práticas de uso do solo com diferentes finalidades. Essas condições podem comprometer a funcionalidade de habitats importantes para espécies de lagartos, sobretudo em localidades onde os estudos ainda são escassos como no semiárido da Caatinga sem proteção por leis ambientais.

Nesse sentido, identificar variações em parâmetros de diversidade fundamentais, como riqueza e abundância de espécies, é essencial para avaliação de impactos ambientais. Adicionalmente, o uso de modelos de distribuição como ferramenta para prever áreas potencialmente adequadas para ocorrência geográfica de espécies relictuais pode facilitar a tomada de decisões em estratégias de mitigação de impactos negativos com a instalação de empreendimentos na Caatinga.

## **Declaração sobre plágio**

Eu, Geane Limeira da Silva, autor (a) da dissertação intitulada “Influência da alteração de habitat na distribuição de lagartos na Caatinga, com ênfase em espécies relictuais”, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Unidade Acadêmica de Serra Talhada da Universidade Federal Rural de Pernambuco, declaro que:

- O trabalho de pesquisa apresentada nesta dissertação, exceto onde especificado, representa uma pesquisa original desenvolvida por mim;
- Esta dissertação não contém material escrito ou dados de terceiros, de qualquer fonte bibliográfica, a menos que devidamente citada e referenciada no item “Referências Bibliográficas”.

Serra Talhada, 28 de fevereiro de 2020

---

(assinatura)