



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO

**Novas compreensões sobre a diversidade de borboletas (Lepidoptera:
Papilionoidea) da Caatinga**

Guilherme Magalhães Viana

Doutorado Acadêmico

SÃO CRISTÓVÃO

SERGIPE-BRASIL

2026

Ficha catalográfica

GUILHERME MAGALHÃES VIANA

**Novas compreensões sobre a diversidade de borboletas (Lepidoptera:
Papilionoidea) da Caatinga**

Tese apresentada ao programa de pós-graduação
em Ecologia e Conservação da Universidade
Federal de Sergipe, como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor em Ecologia
Orientador: Prof. Dr. Jean Carlos
Santos;Coorientado: Prof. Dr. Cristiano Agra
Iserhard

**SÃO CRISTÓVÃO
SERGIPE-BRASIL**

2026

GUILHERME MAGALHÃES VIANA

**Novas compreensões sobre a diversidade de borboletas (Lepidoptera:
Papilionoidea) da Caatinga**

Tese apresentada ao programa de pós-graduação
em Ecologia e Conservação da Universidade
Federal de Sergipe, como requisito parcial para
obtenção do título de Doutor em Ecologia
Orientador: Prof. Dr. Jean Carlos Santos
Coorientado: Prof. Dr. Cristiano Agra Iserhard

Aprovada em 28 de Janeiro de 2026

Dr. Henrique Venâncio Silva
(UFS)

Prof. Dr. Lucas Augusto Kaminski
(UFAL)

Prof. Dr. Ricardo Russo Siewert
(UFSM)

Profa. Dra. Ana Paula Albano Araújo
(UFS)

Prof. Dr. Jean Carlos Santos
(Orientador)

Sumário

Resumo Geral.....	7
Introdução Geral.....	8
Referências.....	10
Capítulo 01: Borboletas do Nordeste brasileiro: cenário atual e lacunas de conhecimento para o inventário de espécies.....	12
Introdução	14
Materiais e métodos	15
Resultados	19
Discussão.....	21
Conclusão.....	24
Agradecimentos.....	25
Contribuição dos autores.....	25
Ética.....	25
Referências.....	26
Tabelas	32
Legenda das figuras.....	34
Figuras.....	36
Material Suplementar.....	45
Capítulo 02: Padrões de diversidade beta de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) em uma paisagem antropizada da Caatinga	57
Resumo.....	58
Introdução	59
Materiais e métodos	62
Resultados	66
Discussão.....	69
Conclusão.....	73
Agradecimento	73
Contribuição dos autores.....	74
Conflito de interesse.....	74
Ética.....	74
Referências.....	75
Tabelas	82
Legenda das Figuras.....	88
Figuras.....	90
Material Suplementar	102
Conclusão Geral	110

Resumo Geral

Conhecer a distribuição das espécies é um grande desafio devido as variações naturais (sazonalidade, latitude, temperatura etc.) e ao elevado nível de alterações antrópicas que os habitats estão submetidos. Para isso, os levantamentos de espécies são importantes para compreender a ocorrência das espécies localmente, já a nível regional uma importante ferramenta para avaliar a estrutura da comunidade é a diversidade beta. Borboletas são excelentes bioindicadoras devido à sua sensibilidade a alterações ambientais. No Nordeste brasileiro, especialmente na Caatinga, ainda existem lacunas significativas de conhecimento sobre a distribuição das espécies de borboletas. Com isso, este estudo foi dividido em dois capítulos, o capítulo 1 teve como objetivos: (i) inventariar as espécies borboletas na Caatinga de Sergipe, (ii) compilar inventários de borboletas da região Nordeste, enquanto o capítulo 2 teve como objetivo: (i) avaliar os efeitos da sazonalidade (estação seca vs chuvosa), (ii) os tipos de corpos hídricos (lênticos vs lóticos), (iii) a proximidade do Rio São Francisco e (iv) o efeito da complexidade estrutural da vegetação sobre a estrutura das assembleias de borboletas (abundância, riqueza e composição). Para o capítulo 1, as amostragens foram conduzidas em áreas com diferentes níveis de antropização, próximas a corpos hídricos, utilizando rede entomológica e armadilhas Van Someren-Rydon, além de uma revisão sistemática da literatura. Foram registrados 2.535 indivíduos distribuídos em 110 espécies, incluindo 46 novas ocorrências para o estado de Sergipe. Para o Nordeste brasileiro, foram compiladas 1.240 ocorrências e 52.196 indivíduos, com eficiência amostral estimada em 77%. A distribuição dos inventários revelou maior concentração em Alagoas, Pernambuco e Paraíba, evidenciando lacunas amostrais no centro e sudoeste do Nordeste. No segundo capítulo, foram utilizados apenas os dados de busca ativa dos pontos que foram amostrados nas duas estações (chuvosa vs seca). A sazonalidade influenciou significativamente a abundância, riqueza e composição das espécies, com elevada diversidade beta em ambas as estações, sendo o componente predominante a substituição de espécies. Diferenças também foram observadas entre ambientes lênticos e lóticos, que apresentaram alta dissimilaridade, além de maior abundância em ambientes lóticos. A proximidade do Rio São Francisco influenciou negativamente a abundância, enquanto a complexidade estrutural da vegetação não influenciou a comunidade de borboletas. Os resultados destacam a forte resposta das borboletas à sazonalidade e à estrutura do habitat na Caatinga, evidenciando o papel da umidade e da heterogeneidade ambiental na manutenção da biodiversidade. Além disso, o estudo amplia o conhecimento sobre a fauna regional e indica áreas prioritárias para futuros inventários, contribuindo para estratégias de conservação de espécies de borboletas no Nordeste brasileiro.

Introdução Geral

A compreensão dos padrões de distribuição das espécies permanece como um dos principais desafios da ecologia contemporânea, dada a complexidade dos sistemas naturais e aos vários fatores ambientais que atuam na estruturação das comunidades (Filgueiras *et al.*, 2021). Variáveis como temperatura, altitude, latitude e disponibilidade de recursos influenciam diretamente a distribuição espaço-temporal das espécies, refletindo na organização estrutural das comunidades (Olden, 2008; Pignataro *et al.*, 2020; Mercado-Gómez *et al.*, 2023; Ritcher *et al.*, 2023). Somado a isso, as atividades antrópicas têm intensificado as modificações na paisagem, promovendo a conversão de habitats naturais em ambientes modificados o que resulta na perda de espécies, simplificação da estrutura das comunidades e processos de homogeneização biótica (Olden, 2008; Sharma *et al.*, 2020; Mercado-Gómez *et al.*, 2023; Pignataro *et al.*, 2025). Essas mudanças afetam não apenas a diversidade local, mas também a composição regional das espécies, influenciando padrões de diversidade beta por meio de alterações nos processos de substituição (turnover) e aninhamento (nestedness) (Beirão *et al.*, 2017; Brito *et al.*, 2021; Melo *et al.*, 2023a, b). Além disso, a modificação do ambiente físico compromete processos ecológicos fundamentais, como dispersão, ciclagem de nutrientes e provisão de serviços ecossistêmicos (Olden, 2008). Diante desse cenário, torna-se urgente compreender a biodiversidade e sua distribuição espacial, especialmente em regiões ainda pouco amostradas, a fim de subsidiar estratégias eficazes de conservação.

Porém, o conhecimento sobre a biodiversidade ainda é limitado por lacunas de conhecimento importantes (Linneana e Wallaceana). A lacuna Linneana refere-se à baixa descrição taxonômica das espécies, enquanto a lacuna Wallaceana está relacionada à escassez de informações de distribuição biogeográfica das espécies (Whittaker *et al.*, 2005). Essas limitações são frequentemente associadas à concentração de centros de pesquisa em determinadas regiões, resultando em áreas extensas subamostradas. Nesse contexto, inventários biológicos desempenham importante papel na redução dessas lacunas, fornecendo dados essenciais para o conhecimento ecológico e definição de áreas prioritárias para conservação (Carneiro *et al.*, 2008; Fonseca & Venticinque, 2018).

As borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea), são amplamente reconhecidos como organismos modelo em estudos ecológicos, devido à sua sensibilidade a alterações ambientais, facilidade de amostragem e estreita associação com a vegetação. Essas características tornam esse grupo bons bioindicador da qualidade do habitat, uma vez que responde rapidamente a mudanças na estrutura da vegetação (Brown & Freitas, 2000; Filgueiras *et al.*, 2021; Ernst *et al.*, 2025). Alterações na vegetação, frequentemente decorrentes da ação antrópica, impactam diretamente o microclima e a disponibilidade de recursos, influenciando atributos das comunidades de borboletas, como riqueza, abundância e composição de espécies (Zhang *et al.*, 2019; Mukherjee & Hossain, 2022; Melo *et al.*, 2023b; Thomas *et al.*, 2024).

No Brasil, embora existam avanços no conhecimento sobre assembleias de borboletas, os estudos estão distribuídos de forma desigual entre os biomas e regiões, com maior concentração na Mata Atlântica e nas regiões Sul e Sudeste (Carneiro *et al.*, 2008; Iserhard *et al.*, 2018). Em contraste, a região Nordeste, apesar de sua grande extensão territorial e diversidade ambiental, ainda apresenta significativa carência de inventários, especialmente no bioma Caatinga, que representa 70% da região Nordeste.

A Caatinga caracteriza-se como uma floresta tropical seca, marcada por alta sazonalidade, elevadas temperaturas, baixa disponibilidade hídrica e histórico de intensa antropização, fatores que impõem fortes restrições à dinâmica das comunidades biológicas (Ribeiro-Neto *et al.*, 2016; Arnan *et al.*, 2018; Melo *et al.*, 2023b). A aridez e a sazonalidade são fatores determinantes na estruturação das assembleias de borboletas na Caatinga, influenciando padrões de abundância e diversidade ao longo do tempo (Nobre *et al.*, 2012; Brito *et al.*, 2021; Melo *et al.*, 2023a). Durante a estação seca, a redução da disponibilidade de recursos vegetais, associada à queda de folhas e à diminuição de floração e frutificação, limita a ocorrência das espécies, por outro lado, o período chuvoso favorece o aumento da riqueza e abundância (Nobre *et al.*, 2012; Arnan *et al.*, 2018). Além disso, a presença de corpos hídricos, como rios e lagoas, pode minimizar os efeitos da aridez, promovendo maior umidade e sustentando uma vegetação mais estruturada, especialmente em zonas ripárias (Ramey & Richardson, 2017, Jeong-Seop & Sei-Woong 2021). Nesse contexto, corpos hídricos, inclusive aqueles de origem antrópica, como açudes e lagoas artificiais, podem desempenhar papel relevante na manutenção da diversidade de borboletas em ambientes semiáridos (Brito *et al.*, 2021; Montejo-Kovacevich *et al.*, 2022; Cawood *et al.*, 2025). Apesar de evidências recentes apontarem sua importância ecológica, esses ambientes ainda são pouco explorados em estudos científicos, especialmente no que se refere ao seu papel na estruturação de assembleias de borboletas em florestas secas.

Diante do exposto, esta tese tem como principais objetivos reduzir a lacuna de conhecimento sobre as borboletas na Caatinga sergipana, mapear e entender a composição de espécies dos estudos de levantamento de borboletas para a região Nordeste do Brasil e compreender efeitos combinados da sazonalidade, aridez e antropização na Caatinga afim de subsidiar estratégias de conservação na região.

Referências

- Arnan, X., Arcoverde, G. B., Pic, M. R., Ribeiro-Neto, J. D. & Leal, I. R. (2018). Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. *Science of the Total Environment*, 1(631–632), 429–438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.037>
- Beirão, M. V., Neves, F. S., Penz, C. M., Devries, P. J. & Fernandes, G. W. (2017). High butterfly beta diversity between Brazilian cerrado and cerrado–caatinga transition zones. *Journal of Insect Conservation*, 21(5–6), 849–860. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0024-x>
- Brito, M. R. M., Lion, M. B., Oliveira, I. F. & Cardoso, M. Z. (2021). Butterflies on the dry edge of the Atlantic Forest: water availability determines community structure at the Northern limit of Atlantic Forest. *Insect Conservation and Diversity*, 14(4), 476–491. <https://doi.org/10.1111/icad.12474>
- Brown, K. S. & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic Forest Butterflies : Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica*, 32(4b), 934–956. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00631.x>
- Carneiro, E., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. (2008). Butterfly inventories in Brazil : the state of the art and the priority-areas model for research aiming at conservation . *Natureza e Conservacao*, 6, 178–200.
- Cawood, R. A., Samways, M. J. & Pryke, J. S. (2025). Viable conservation of pondsapes includes the ecotones with dryland. *Biological Conservation journal*, 302, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110944>
- Ernst, L. M., Thiele, J., Dieker, P., Temperto, V. M. & Dauber, J. (2025). Biodiversity on old permanent versus restored grassland is driven by small-scale land-use intensity and habitat connectivity. *Restoration Ecology*, 33(4), 1–15. <https://doi.org/10.1111/rec.70029>
- Filgueira, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2021). Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(6), 545–555. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>
- Fonseca, C.R. & Venticinque, E. M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.001>
- Iserhard, C. A., Uehara-Prado, M., Marini-Filho, O. J., Duarte, M. & Freitas, A. V. L. (2018). Fauna da Mata atlântica: Lepidoptera-Borboletas. Monteiro-Filho, E. L. A. & Conte, C. E. (eds.). *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*. Ed. UFPR, Curitiba, p.57-102.
- Jeong-Seop, A. & Sei-Woong, C. (2021). Butterflies as an indicator group of riparian ecosystem assessment. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 24(1), 195–200. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2020.12.017>
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Figueiras, B. K. C. & Leal, I. R. (2023a). Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. *Biotropica*, 55(1), 173–184. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2023Biotr..55..173M/doi:10.1111/btp.13173
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Leal, I. R. & Figueiras, B. K. C. (2023b). Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Insect Conservation*, 27(3), 467–477. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>
- Mercado-Gómez, Y. L., Mercado-Gómez, J. D. & Giraldo-Sánchez, C. E. (2023). What Do Butterflies Tell Us about an Intermediate Disturbance in a Dry Tropical Forest Context?. *Diversity*, 15(8), 1–16. <https://doi.org/10.3390/d15080927>

- Montejo-Kovacevich, G., Marsh, C. J., Smith, S. H., Peres, C. A. & Edwards, D. P. (2022). Riparian reserves protect butterfly communities in selectively logged tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 59, 1524–1535. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14162>
- Mukherjee, S. S. & Hossain, A. (2022). Role of morphological variables of the visitor butterfly species in relation to their foraging behaviour on *Lantana camara*: Implication for conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 42(3), 143–148. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.11.003>
- Nobre, C. E. B., Iannuzzi, L., & Schlindwein, C. (2012). Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. *International Scholarly Research Notices*, 2012(1), 268159. <https://doi.org/10.5402/2012/268159>
- Olden, J. D. (2008). Biotic Homogenization. In *eLS*, (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0020471>
- Pignataro, T., Lourenço, G. M. & Cornelissen, T. (2025). Shot down in grays: an integrative review and meta-analysis of the negative effects of urbanization on butterfly communities. *Urban Ecosystems*, 28(3), 1–16. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2025UrbEc..28..116P/doi:10.1007/s11252-025-01731-5
- Ramey, T. L. & Richardson, J. S. (2017). Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity. *BioScience*, 67(9), 808–819. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>
- Ribeiro-Neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M. & Leal, I. R. (2016). Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 25, 943–956. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>
- Ritcher, A., de Souza Mendonça, M. Jr., Gawlinski, K. & Iserhard, C. A. (2023). Microclimatic Fluctuation throughout the Day Influences Subtropical Fruit-Feeding Butterfly Assemblages between the Canopy and Understory. *Diversity*, 15(4), 560. <https://doi.org/10.3390/d15040560>
- Sharma, K., Acharya, B. K., Sharma, G., Valente, D., Pasimeni, M. R., Petrosillo, I. & Selvan, T. (2020). Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators*, 110, 1–13. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2020EcInd.11005605S/doi:10.1016/j.ecolind.2019.105605
- Thomas, A. N., Richter, A., Spaniol, R. L., Mendonça, M. de S. & Iserhard, C. A. (2024). Hoist the colours: silviculture impacts fruit-feeding butterfly assemblage colouration in the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 33(6–7), 2175–2193. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.11.003>
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B., Jepson, P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. & Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, 3–23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>
- Zhang, C., Settele, J., Sun, W., Wiemers, M., Zhang, Y. & Schweiger, O. (2019). Resource availability drives trait composition of butterfly assemblages. *Oecologia*, 190(4), 913–926. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04454-5>

Butterflies of Northeastern Brazil: current scenario and knowledge gaps for species inventory

Borboletas do Nordeste brasileiro: cenário atual e lacunas de conhecimento para o inventário de espécies

Guilherme Magalhães Viana¹, Antonio Bruno Silva Farias¹, Cristiano Agra Iserhard², Jean Carlos Santos^{1*}

¹ Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Ecologia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Laboratório de Ecologia e Biodiversidade, São Cristóvão, Sergipe, Brasil.

² Universidade Federal de Pelotas, Departamento de Ecologia, Zoologia e Genética, Laboratório de Ecologia de Lepidoptera, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil.

**Corresponding author: jcsantosbio@gmail.com*

E-mail: vianagm93@gmail.com Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-1842-0236>

E-mail: antoniobrunofarias@gmail.com; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-7989-3424>

E-mail: cristianoagra@yahoo.com.br; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-6414-9216>

E-mail: jcsantosbio@gmail.com; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-6031-9193>

Resumo

Os inventários de espécies são fundamentais para entender a distribuição das espécies. As borboletas são excelentes bioindicadoras, respondendo rapidamente a alterações no habitat. No Brasil, diversos estudos têm sido conduzidos em diferentes biomas, no entanto, geograficamente, a região Nordeste apresenta uma escassez de inventários de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea). Com isso, este estudo teve como objetivos: (i) fazer o primeiro levantamento das espécies de borboletas para a Caatinga do estado de Sergipe; (ii) compilar os estudos envolvendo inventários/levantamentos de espécies de borboletas para a região Nordeste do Brasil; (iii) avaliar a composição das espécies de borboletas no Nordeste brasileiro; e (iv) investigar a distribuição dos inventários/levantamentos das borboletas do Nordeste brasileiro. Os inventários foram realizados ao redor de corpos hídricos na Caatinga próximo ao Rio São Francisco, através de rede entomológica e armadilhas Van Someren-Rydon. Dados sobre os inventários da região Nordeste do Brasil, foram obtidos através de uma revisão sistemática de literatura. Foram construídas Curvas de rarefação com a riqueza e abundância das espécies provenientes das amostragens de campo e revisão da literatura. Nas áreas da Caatinga de Sergipe foram amostrados 2.535 indivíduos pertencentes a 110 espécies, adicionando 46 novas ocorrências para Sergipe. A compilação dos dados de inventários do Nordeste reportou 1.240 ocorrências, destas, 1.116 foram identificadas até o epíteto específico ou subespécies e abundância total de 52.196 indivíduos. A curva de rarefação indicou 77% de eficiência de amostragem para o Nordeste. Em escala regional, o estimador de densidade de kernel no cenário atual, contabilizando este estudo, apresentou maior foco de calor nos estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba, colocando o estado de Sergipe em uma região com grande número de amostragem. Este estudo aporta novas informações sobre a fauna de borboletas da Caatinga sergipana. Além disso, a revisão sistemática de inventários de borboletas para o Nordeste brasileiro revela os locais prioritários (região central e sudoeste do Nordeste) que devem ser estudados para minimizar as lacunas de conhecimento sobre a biodiversidade da região.

Palavras-chave: Conservação, Floresta seca, Inventário, Lepidoptera, Polinizadores.

Introdução

Entender a distribuição das espécies ainda é um dos grandes desafios atuais para os ecólogos (Filgueiras *et al.*, 2021). Isso se deve a complexidade do mundo natural, onde inúmeras variáveis, como temperatura, altitude, e latitude, podem influenciar a distribuição espaço-temporal das espécies, com resultados diretos na estruturação das comunidades (Olden, 2008; Pignataro *et al.*, 2020; Mercado-Gómez *et al.*, 2023). Além disso, as atividades antrópicas têm modificado a estrutura da paisagem, promovendo a redução dos habitats (Pignataro *et al.*, 2025). Que resultam em perda de espécies (Olden, 2008), impactando na diversidade e composição das comunidades biológicas. Portanto, conhecer a biodiversidade e sua distribuição espacial é algo necessário e urgente para nortear locais prioritários de conservação (Melo *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2021).

As lacunas de conhecimento resultam em inúmeras variáveis, mas decorrem sobretudo da localização de centros de estudos, que concentram grande parte das informações sobre as espécies situadas em sua proximidade. Sendo assim, inúmeras espécies permanecem desconhecidas por ainda não terem sido descobertas ou divulgadas. Tal lacuna de conhecimento taxonômica é chamada de "lacuna Linneana" (Linnean shortfall) (Whittaker *et al.*, 2005). Em contrapartida, espacialmente, os locais mais distantes desses centros são subamostrados, o que causa uma falha ou déficit na lacuna de conhecimento biogeográfica das espécies, denominado de "lacuna Wallaceana" (Wallacean shortfall) (Whittaker *et al.*, 2005). Neste sentido, inventários de espécies são fundamentais para diminuir ambos os tipos de lacunas, contribuindo para o conhecimento da biodiversidade local e regional, possibilitando, inclusive, a criação e manutenção de áreas prioritárias para conservação (Carneiro *et al.*, 2008; Fonseca & Venticinque, 2018). Além de fornecerem uma base sólida para pesquisas ecológicas envolvendo testes de hipóteses (Brito *et al.*, 2021; Melo *et al.*, 2023a).

Os lepidópteros (Insecta: Lepidoptera) são considerados bons modelos para estudos ecológicos por serem organismos carismáticos, de fácil manipulação e amostragem (Brown, 1997; Bonebrake *et al.*, 2010). Entre eles, as borboletas se destacam como bioindicadores eficazes da qualidade do habitat, devido à sua rápida resposta as alterações antrópicas, com respostas perceptíveis no nível da estrutura de comunidade (Brown & Freitas, 2000; Filgueiras *et al.*, 2021; Ernst *et al.*, 2025). No Brasil, diversos estudos com assembleias de borboletas têm sido conduzidos em diferentes biomas, com destaque para a Mata Atlântica, o mais investigado, e para a Caatinga, que permanece o menos explorado (Carneiro *et al.*, 2008; Iserhard *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2023). Geograficamente, as regiões Norte e Nordeste do Brasil

apresentam uma escassez de estudos envolvendo os lepidópteros em comparação com as regiões Sul e Sudeste (Carneiro *et al.*, 2008).

A região Nordeste do Brasil é composta por nove estados (Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe), onde se encontram quatro biomas (Caatinga, Mata Atlântica, Amazônia e Cerrado), sendo a Caatinga e a Mata Atlântica os mais representativos. A Caatinga é o bioma predominante, ocupando cerca de 70% do Nordeste (Sunderland *et al.*, 2015; Andrade *et al.*, 2017; Schröder *et al.*, 2021). Este bioma é caracterizado por ser semiárido, com chuvas irregulares, temperaturas altas, solo arenoso e vegetação decídua (Schröder *et al.*, 2021). O segundo bioma mais representativo da região é a Mata Atlântica, que ocupa o litoral, sendo caracterizada por chuvas constantes, alta umidade, e com vegetação alta e perene (Vancine *et al.*, 2024).

Apesar da importância e representatividade da região Nordeste no cenário territorial brasileiro, os biomas (Mata Atlântica e Caatinga) que a compõem apresentam poucos inventários sobre borboletas quando, comparado com as outras regiões (Dantas *et al.*, 2021; Freitas *et al.*, 2023; Gualberto *et al.*, 2024). Carneiro *et al.*, (2008) apontaram a existência de uma significativa lacuna de conhecimento relacionada a inventários na região Nordeste. Nove anos depois, Iserhard *et al.*, (2018) ainda indicavam essa lacuna especificamente para a Mata Atlântica Nordestina. Além disso, o Nordeste brasileiro possui, proporcionalmente, menos centros de pesquisa em comparação a região Sul e Sudeste, o que influencia diretamente a quantidade de estudos na região (Carneiro *et al.*, 2008; Iserhard *et al.*, 2018). Diante deste cenário este estudo teve como objetivos: (i) realizar o primeiro levantamento de campo das espécies de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) para a Caatinga do estado de Sergipe; (ii) compilar os estudos envolvendo inventários de espécies de borboletas para a região Nordeste do Brasil; (iii) avaliar a composição das espécies de borboletas no Nordeste brasileiro; e (iv) investigar a distribuição destes inventários na região Nordeste. Através dessas informações, será possível entender a composição das espécies e quais são as atuais lacunas sobre a distribuição de lepidópteros nesta região do Brasil.

Materiais e métodos

1. Área de estudo

A área amostral compreende os municípios de Canindé de São Francisco (9°39'43.05"S, 37°47'14.07"O) e Poço Redondo (9°48'21.96"S, 37°40'53.61"O), no estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. O município de Canindé de São Francisco possui 934,167 km² de extensão territorial e um total de 26.834

habitantes, desses, 43% estão na zona rural e 56% na zona urbana (Cavalcante *et al.*, 2021). O município de Poço Redondo possui 1.220,426 km² de extensão territorial e um total de 33.349 habitantes, destes, 70% estão na zona rural e 29,6% na zona urbana (Cavalcante *et al.*, 2022). Também foi realizado coletas entre os dois municípios, na Unidade de Conservação (UC) Monumento Natural Grota do Angico (MNGA). O MNGA, possui uma extensão de 21,38 km² e margeia o Rio São Francisco, que é o maior corpo hídrico perene na região (Figura 01). A vegetação predominante da região de estudo é a Caatinga que é caracterizado por ser uma floresta tropical sazonalmente seca, com predominância de arbustos e suculentas (Pennington *et al.*, 2009). O clima predominante na região é o semi-árido (Bsh), com chuvas anuais abaixo de 900 mm (Alvares *et al.*, 2014). Devido às chuvas irregulares, essa vegetação perde suas folhas entre 5 e 6 meses do ano setembro – fevereiro (período seco) e março-agosto (período chuvoso), a qual a precipitação é menor que 100 mm com temperatura média anual de 25,6 °C (Pennington *et al.*, 2009; Sunderland *et al.*, 2015; Rito *et al.*, 2017). Historicamente, as atividades agropecuárias de subsistência e a cultura de corte e queima da vegetação causam a retirada da biomassa da vegetação, favorecendo a perda de habitat e biodiversidade da região (Andrade *et al.*, 2017).

2. Delineamento amostral

As amostragens de borboletas foram feitas entre agosto de 2023 e janeiro de 2024 usando dois métodos: (1) busca ativa e (2) armadilhas com iscas atrativas (Figura 1; Figura 2-F). Para a realização das buscas ativas, em cada ponto, duas pessoas devidamente treinadas fizeram as coletas, com auxílio de uma rede entomológica, durante uma hora (Figura 2-E). Para a coleta ativa, todos os pontos amostrais foram feitos ao redor de corpos hídricos (Figura 02-A, B). Esse método foi adotado porque em ambientes áridos, a disponibilidade de água determina a estrutura da comunidade de borboletas, aumentando riqueza e abundância das espécies e modificando a composição (Andrade *et al.*, 2017; Brito *et al.*, 2021). A fim de padronizar a amostragem nos diferentes corpos hídricos, tanto para lânticos (lagoas/açudes) quanto para os lóticos (riachos), e abranger áreas maiores, o tempo total de coleta por ponto (1 hora) foi dividido em dois tempos: T1 (= 30 minutos) e T2 (= 30 minutos). No primeiro tempo (T1) a busca foi feita em volta/ao longo do corpo hídrico partindo da margem até 10 metros de distância. E o segundo tempo (T2) a busca foi feita depois dos 10 metros iniciais até 20 metros, totalizando 30 metros de distância do corpo hídrico (Figura 03). As borboletas foram amostradas em 47 pontos, sendo 34 amostrados na estação chuvosa e 45 na estação seca, desses 32 foram amostrados nas duas estações (Figura 2 - C, D). Totalizando o esforço amostral de 158 horas de coleta.

A amostragem de borboletas por busca passiva foi feita através da armadilha modelo “Van Someren-Rydon”. Esta armadilha é cilíndrica, com 25 cm de diâmetro e 120 cm de comprimento, e uma base cilíndrica (20 cm) para apoiar a isca atrativa. A isca foi feita com uma mistura de quatro bananas batidas em dois litros de caldo de cana fermentada por 48 horas antes de serem utilizadas. Para a instalação, as armadilhas foram suspensas em árvores até a base ficar a 170 cm de altura do solo (Figura 2-F). As armadilhas foram instaladas com distância mínima de 100 metros entre elas e foram vistoriadas a cada 24 horas, todos os espécimes encontrados foram sacrificados e armazenados todos os espécimes encontrados a cada vistoria. Elas ficaram instaladas em campo 15 dias em cada estação, e foram realizadas duas campanhas, uma na estação chuvosa e outra na estação seca, somando o esforço amostral das armadilhas nas duas campanhas, foram um total de 30 dias de coleta (720 horas). A campanha do período chuvoso foi feita entre 31/07/2023 e 14/08/2023 e a campanha na estação seca foi feita entre os dias 09/01/2024 e 23/01/2024.

Em ambos os tipos de amostragem, os espécimes capturados foram armazenados em envelope entomológico, eutanasiados por congelamento (-1°C), transportados e identificados ao menor nível taxonômico possível utilizando literatura específica (Uehara-Prado *et al.*, 2004; Zamoner & Barbosa, 2022; Warren *et al.*, 2024). Alguns espécimes tiveram o ventre e o dorso digitalizados com auxílio do scanner Epson® V600 Photo a 1200 dpi, posteriormente, foram enviados para especialistas (Dr. Cristiano Agra Iserhard; Dr. Ricardo Russo Siewert; Dr. Lucas Augusto Kaminski) para confirmação das espécies. Todos os espécimes foram depositados na coleção de referência do Laboratório de Ecologia e Biodiversidade (LEBIO) do Departamento de Ecologia da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

3. Dados secundários

Para a coleta dos dados referentes aos estudos com borboletas no Nordeste brasileiro foram realizadas buscas entre 08/2024 e 05/2025, usando as plataformas indexadas Web of Science (<https://www-periodicos-capes-gov-br.ez20.periodicos.capes.gov.br/>), Scopus (<https://www-scopus-com.ez20.periodicos.capes.gov.br/>) e Scielo (<https://www.scielo.org/pt-br/>) usando busca booleana com as seguintes palavras (usadas em inglês e português): “Butterfly”, “Butterflies”, “Atlantic forest”, “Caatinga”, “Amazon”, “Cerrado”, “Brazilian Northeast”, “Northeastern”, “Alagoas”, “Bahia”, “Ceará”, “Maranhão”, “Paraíba”, “Pernambuco”, “Piauí”, “Rio Grande do Norte”, “Sergipe”, “Survey”, “Inventories”, “Inventory”, “Biodiversity”, “Distribution” e combinações ((“Butterfly” OR “Butterflies”) AND (“Atlantic forest” OR “Caatinga” OR “Amazon” OR “Cerrado” OR “Brazilian Northeast” OR

“Northeastern” OR “Alagoas” OR “Bahia” OR “Ceará” OR “Maranhão” OR “Paraíba” OR “Pernambuco” OR “Piau” OR “Rio Grande do Norte” OR “Sergipe”) AND (“Survey” OR “Inventories” OR “Inventory” OR “Biodiversity” OR “Distribution”) sendo buscadas pelo título, resumo e palavras-chave. Nessas buscas, foram inclusos apenas estudos publicados nos idiomas inglês e português e que foram feitos na região geográfica do Nordeste do Brasil, sem restrição do período de tempo. Foram excluídos estudos publicados que não apresentam listas de espécies de borboletas. Todos os artigos foram tabulados, com dados dos artigos e as espécies amostradas com sua respectiva abundância, quando esta informação estava presente (N=10; 33%) (Tabela 1).

4. Análise de dados

Para todas as espécies deste estudo foi feita uma busca pelo seu status de conservação nas plataformas CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*), SALVE (*Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade*) e IUCN (*International Union for the Conservation of Nature*). Para avaliar a diversidade de espécies e suficiência amostral, foi plotada uma curva de interpolação e extrapolação do número total de espécies de borboletas amostradas na Caatinga Sergipana e para o nordeste brasileiro (incluindo os dados deste estudo). As curvas de rarefação e suficiência amostral foram construídas baseada na abundância das espécies (número de Hill $q=0$, equivalente a um índice de riqueza de espécies) com intervalo de confiança de 95% baseada em 1.000 repetições com extrapolação para duas vezes a abundância amostrada (Chao *et al.*, 2014; Hsieh *et al.*, 2016). As curvas foram feitas usando o pacote “iNEXT” (Hsieh *et al.*, 2025) através do software “R” versão 4.2.2 (R Core Team, 2025).

Para as análises dos dados do levantamento bibliográfico foram consideradas apenas as identificações até epíteto específico ou subespécie a fim de evitar superestimativas da riqueza de espécies regional. Foram criados mapas temáticos usando os pontos de amostragem por biomas, os estudos realizados por estado e pontos de amostragem com o estimador de densidade de kernel, com e sem os dados de amostragem do presente estudo. O estimador de densidade de kernel é uma análise não paramétrica baseada na proximidade entre os pontos de amostragem inseridos (Shuo *et al.*, 2021). Para esta análise, foi utilizado um raio de 500 km para abranger todo o Nordeste brasileiro, com 200 pixels. Todos os mapas foram desenvolvidos no software “QGIS” versão 3.40.8 (QGIS Development Team, 2025) e imagens salvas com 600 dpi. Para os estudos que tiveram pontos amostrais em mais de um estado (Freitas *et al.*, 2020; Zacca *et al.*, 2017). Quando isso ocorreu, para calcular o número de estudos por estado, o estudo foi

atribuído ao estado que teve maior número de pontos amostrais. Para o mapa de estudos por estado, estudos que tiveram amostragem em mais de um estado, foi considerado do estado que teve o maior número de pontos amostrais.

Resultados

1. Levantamento de borboletas em Sergipe

No total foram amostrados 2.535 indivíduos, pertencentes a 110 espécies de borboletas [rede entomológica (N= 2.171; S= 97 spp.), armadilha VSR (N= 364, S= 17 spp.)], destes, 69 espécies (62%) foram identificadas até o epíteto específico ou subespécie, compreendendo 2.470 espécimes (97%). As espécies foram distribuídas em seis famílias: Hesperiidae, Lycaenidae, Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae e Riodinidae. Dessas, a família com maior riqueza foi Hesperiidae (S=40 spp.; 36,36%), seguida de Nymphalidae (S=37 spp.; 33,64%), Pieridae (S=14 spp.; 12,73%), Lycaenidae (S=11 spp.; 10%), Riodinidae (S=5 spp.; 4,55%) e Papilionidae (S=3 spp.; 2,73%) (Figura 4-A). A família mais abundante foi Nymphalidae (N=1.457; 57,48%), seguida de Pieridae (N=602; 23,74%), Lycaenidae (N=197; 7,7%), Hesperiidae (N=154; 6,10%), Papilionidae (N=89; 3,54%), e Riodinidae (N=36; 1,44%) (Figura 4-B). *Anartia jatrophae* (Linnaeus, 1763), *Pyrisitia leuce* (Boisduval, 1836) e *Fountainea glycerium* (E. Doubleday, [1849]) foram as espécies mais abundantes com 752 (29,6%), 216 (8,5%) e 173 (6,8%) indivíduos, respectivamente, equivalente a aproximadamente, 45% dos indivíduos amostrados. No ambiente lântico foram amostrados 483 espécimes e 47 espécies, e no ambiente lótico foram amostrados 1688 espécimes e 89 espécies. Já na estação chuvosa, foram amostrados 1855 espécimes pertencentes a 98 espécies, e na estação seca foram 680 espécimes pertencentes a 41 espécies.

Não houve nenhuma espécie com status de ameaçada na plataforma CITES (*veja informação complementar-I SI-B*); já para a plataforma SALVE, 16 espécies foram consideradas pouco preocupante, incluindo nove novos registros para o estado de Sergipe (*veja informação complementar-I SI-B*); e para a IUCN, quatro espécies foram consideradas como pouco preocupantes (*veja informação complementar-I SI-B*). Nenhuma espécie amostrada neste estudo foi considerada vulnerável em qualquer grau. Neste levantamento, aproximadamente, 41,8% das espécies (46 spp.) foram consideradas novos registros para o estado de Sergipe, e, aproximadamente, 3,6% (4 spp.) novos registros para o Nordeste brasileiro (*veja informação complementar-I SI-B*). A curva de diversidade de espécies indicou proximidade com a riqueza de

espécies de borboletas da região e a curva de rarefação se estabilizou, indicando que foi amostrado 98% de toda a assembleia de borboletas da região (Figura 5-A, B).

2. Revisão dos inventários de borboletas no nordeste brasileiro

Na busca bibliográfica foram encontrados 31 estudos de levantamento de borboletas para o Nordeste brasileiro (Tabela 1). A compilação destes estudos indicou que o Nordeste apresenta registros de 1.240 morfotipos de borboletas, destas, apenas 1.110 espécies, (89,5%) foram identificadas até o epíteto específico ou subespécie. A abundância total foi de 52.196 indivíduos, já as espécies identificadas até o epíteto específico ou subespécies tiveram abundância de 26.246 indivíduos (50,28%), este resultado foi calculado baseado em 21 (67%) dos 31 estudos (Tabela 1). A partir deste momento, todos os resultados apresentados serão feitos baseado nos indivíduos identificados até o epíteto específico ou subespécie (S=1.110 spp.; N=26.246 ind.). As espécies registradas pertencem a seis famílias Hesperidae, Lycaenidae, Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae e Riodinidae. Dessas, a família com maior riqueza foi Nymphalidae (S=415 spp.; 37,3%), seguida da Hesperidae (S=351 spp.; 31,6%), Riodinidae (S=160 spp.; 14,4%), Lycaenidae (S=120 spp.; 10,8%), Pieridae (S=53 spp.; 4,7%) e Papilionidae (S=11 spp.; 0,9%) (Figura 6).

Para os biomas, o mais estudado foi a Mata Atlântica com 19 levantamentos publicados, com 979 morfotipos (926 espécies identificadas até o epíteto específico e abundância de 10.191 indivíduos); seguido da Caatinga com 10 estudos publicados, 354 morfotipos (300 espécies identificadas até o epíteto específico e 15.827 indivíduos); em seguida foi a Floresta Amazônica com três estudos, 271 morfotipos (244 espécies e 905 espécimes); e, finalmente, o Cerrado com apenas um estudo publicado com 189 morfotipos (183 espécies e nenhuma abundância reportada na região Nordeste) (Figura 07-A).

O estado com maior número de estudos foi a Bahia (N=10), seguida de Pernambuco (N=7), Paraíba (N=5), Maranhão (N=4), Alagoas (N=3), Rio Grande do Norte e Sergipe (N=2), Ceará e Piauí (N=1) (Figura 7-B). O estimador de densidade de kernel, antes deste estudo, mostrou maior densidade de amostragens no litoral nordestino nos estados de Bahia, Alagoas, Pernambuco, Paraíba e no Maranhão (Figura 8-A). Já no cenário atual, contabilizando com o presente estudo, a concentração da densidade diminuiu para o estado da Bahia e o Maranhão, aumentando a densidade para os estados de Alagoas, Pernambuco e Paraíba, colocando o estado de Sergipe como ponto quente de amostragem (Figura 8-B). A curva de rarefação se mostrou no limite inferior da assíntota, indicando que apenas 77% da comunidade foi amostrada para a região Nordeste (Figura 9).

Discussão

1. Levantamento de borboletas em Sergipe

Este inventário da fauna de borboletas é o primeiro para a Caatinga sergipana com 46 novos registros de espécies de borboletas para Sergipe e quatro novos registros para o Nordeste brasileiro. A região Nordeste possui uma enorme lacuna de conhecimento (Carneiro *et al.*, 2008; Iserhard *et al.*, 2018; Freitas *et al.*, 2023), com destaque para Sergipe, que até 2024, não possuía nenhum estudo de levantamento com borboletas. Recentemente, Almeida *et al.*, (2024) fez a primeira amostragem, com busca ativa em uma área rural a qual encontra-se criação de animais, pastagem e floresta ripária dentro do domínio da Mata Atlântica, cerca de 30 km do litoral, e foram amostradas 48 espécies de borboletas. No Parque Nacional da Serra de Itabaiana que contém remanescentes de Floresta Atlântica e áreas de transição foram registradas 288 espécies com um grande esforço amostral (Leite *et al.*, no prelo). Mesmo com avanços alcançados neste estudo, a diversidade de borboletas de Sergipe ainda deve ser subestimada, espacialmente e temporalmente, demonstrando a necessidade de mais estudos para o estado.

A riqueza de borboletas encontrada neste estudo, 110 espécies, provavelmente deve-se à grande variação da sazonalidade (estação seca *versus* estação chuvosa) e da heterogeneidade dos habitats amostrados, que variam de áreas preservadas, até ambientes com elevada pressão antrópica (e.g. criação de animais, plantações e áreas urbanas), fatores estes que são notoriamente conhecidos por afetar a distribuição das espécies de borboletas (Nobre *et al.*, 2012; Rocha-Santos *et al.*, 2020; Mercado-Gómez *et al.*, 2023). Comparando com outros estudos realizados na Caatinga, que utilizaram técnicas de amostragem similares (Rede entomológica e armadilha modelo Van Someren-Rydon), a riqueza de borboletas foi semelhante às encontradas aqui [veja Nobre *et al.*, (2008) S=121 spp.; Lima & Zacca, (2014) S=121 spp.] ou ainda menor [Santos *et al.*, (2022) S=61 spp.]. Comparativamente, Nobre *et al.*, (2008) e Lima & Zacca, (2014) apresentaram maior esforço amostral (3240 h e 1295 h, respectivamente) que nosso estudo (878 h). Destes estudos, apenas Lima & Zacca, (2014) divulgaram a abundância total de borboletas (756 indivíduos), que foi cerca de 3x menor do que observada no presente estudo (N= 2.535 indivíduos), o que pode ser explicado pela dominância de algumas espécies em áreas abertas e antropizadas (Brito *et al.*, 2021; Gualberto *et al.*, 2024). A maioria dos pontos da nossa área amostral estão localizadas nestes ambientes. Estudos mostram que estas áreas contem mais borboletas devido a homogeneização biótica proveniente dos distúrbios antrópicos, que favorecem a espécies sinantrópicas, aumentando sua abundância e desfavorecem as outras

espécies, diminuindo a abundância ou até mesmo extinguindo sua ocorrência localmente (Dantas *et al.*, 2021; Iserhard *et al.*, 2018; Santos Silva *et al.*, 2025).

A riqueza das famílias não seguiu o padrão encontrado em outros estudos na Caatinga e/ou para a compilação de dados para o Nordeste do Brasil realizadas neste estudo (Nobre *et al.*, 2008; Lima & Zacca, 2014; Santos *et al.*, 2022). Em nosso estudo da Caatinga, a família mais rica foi Hesperíidae seguida da Nymphalidae, enquanto em todos os estudos da Caatinga citados acima e a compilação de dados para o Nordeste, a maior riqueza foi de Nymphalidae, seguida de Hesperíidae. Segundo Freitas *et al.*, (2023) e Iserhard *et al.*, (2018) um indicativo de boa amostragem é uma maior riqueza de Hesperíidae. Também, segundo Francini *et al.*, (2011) e Gualberto *et al.*, (2024) a maior riqueza de Hesperíidae e Nymphalidae, seguida de Lycaenidae, Riodinidae, Pieridae e Papilionidae deveria ser padrão para os levantamentos na região neotropical. Nosso estudo mostra uma ordenação diferente (Hesperíidae, Nymphalidae, Pieridae, Lycaenidae, Riodinidae e Papilionidae). A maior riqueza de Pieridae se deve as características dos ambientes amostrados, sendo áreas antropizadas e abertas (Vila-Verde *et al.*, 2020). As espécies amostradas apresentam ampla distribuição e são bastante comuns no local de estudo, refletindo também em uma alta abundância (Lima & Zacca, 2014; Vila-Verde *et al.*, 2020).

Poucas espécies foram encontradas nas plataformas de status de conservação (SALVE, IUCN, CITES), refletindo a desvalorização do grupo. Para a família Hesperíidae, nenhuma espécie constou como preocupante ou ameaçado nas plataformas de status de conservação, sendo classificadas como não encontradas ou dados insuficientes. Como são difíceis de serem amostrados em campo, possivelmente não são tão documentados quanto outras famílias (Rosa *et al.*, 2023). A amostragem deste estudo é considerada boa, uma vez que a maior riqueza da família Hesperíidae comparada as outras famílias, é sinônimo de uma boa amostragem (Brown & Freitas, 2000). A família Nymphalidae foi a segunda mais rica e a mais abundante de toda amostragem. Geralmente esse grupo é bem amostrado devido as suas colorações chamativas (Santos *et al.*, 2022). A grande abundância dessas espécies mostra a importância de usar dois métodos de amostragem (Rede entomológica e armadilhas modelo Van Someren-Rydon) nas coletas de borboletas. Isso se reflete nos resultados encontrados, onde nenhum espécime de *A. jatrophae* foi amostrado pela armadilha e *F. glycerium* apenas quatro indivíduos foram amostrados com rede entomológica. Finalmente, Lycaenidae (S= 11 spp.), Pieridae (S= 14 spp.), Riodinidae (S= 5 spp.) e Papilionidae (S= 3 spp.) foram amostrados em menor riqueza. Lycaenidae e Riodinidae são famílias de difícil amostragem, por serem pequenos, e se camuflarem bem na vegetação (Francini *et al.*, 2011; Gualberto *et al.*, 2024). Os

pierídeos apesar de baixa riqueza, foram bastante abundantes, e isto pode estar relacionado à sua adaptação com ambientes antropizados e seu comportamento de migração em bando (Iserhard *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2022). A família Papilionidae é a que possui a menor riqueza e são facilmente encontrados em ambientes urbanizados e abertos (Lima & Zacca, 2014; Dantas *et al.*, 2021; Gualberto *et al.*, 2024).

2. Revisão dos inventários de borboletas no nordeste brasileiro

Os estudos com borboletas realizados no Nordeste brasileiro apresentam um padrão de amostragem, sendo a região litorânea a mais amostrada e o centro do Nordeste com pouco estudo. O bioma mais estudado do Nordeste foi a Mata Atlântica, provavelmente por estar na região litorânea, região com maior concentração de instituições de ensino e pesquisa. A Caatinga ficou em segundo, com estudos sempre próximos à região litorânea e o centro/centro-oeste com quase nenhum estudo o que pode ser decorrente da localização das instituições de pesquisas e dos especialistas no grupo estudado (Paluch *et al.*, 2011; Filgueiras *et al.*, 2019; Melo *et al.*, 2019).

Além disso, as características [e.g. bióticas (plantas caducifólias), abióticas (umidade, temperatura)] e posicionamento geográfico dos biomas no Nordeste brasileiro continuam sendo os maiores responsáveis pelo número de estudos com borboletas. Carneiro *et al.*, (2008) e Pérez *et al.*, (2017) mostram que o número absoluto de inventários de borboletas no Brasil é diretamente influenciado pela densidade populacional e regiões políticas. Dentro dos estados nordestinos, a região com maior densidade populacional são as capitais, e seis de nove capitais estaduais estão situadas no bioma Mata Atlântica. Além disso, florestas tropicais úmidas recebem maior atenção e incentivo a pesquisas, enquanto as florestas secas são negligenciadas (Santos *et al.*, 2011; Sunderland *et al.*, 2015; Lessa *et al.*, 2019). Esta falta de investimento, a baixa densidade populacional e a baixa concentração de pesquisadores especialistas em borboletas refletem em uma subamostragem nas regiões dos biomas Caatinga e Cerrado, que são proporcionalmente maiores no Nordeste que a Mata Atlântica.

Os estados com maior densidade de amostragem são Sergipe, Alagoas, Pernambuco e Paraíba. Apesar do número de pontos amostrais ser grande na região de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, o estado de Sergipe apresenta apenas dois estudos com borboletas, o de Almeida *et al.*, (2024) e este estudo, o que resulta em uma incongruência entre pontos amostrais e número de estudos. Nosso estudo contribui para que Sergipe se destaque como uma área quente de amostragem, uma vez que a densidade foi medida pelo número de pontos amostrais (47 pontos de amostragem) em uma área relativamente pequena no mapa. Além disso, é importante considerar que Sergipe é o menor estado da federação, com apenas 21.938,00

km². Se considerarmos os números de estudo por estado, Pernambuco e Paraíba estão em terceiro e quarto lugar com maior número de estudo por estado, respectivamente. Além disso, estes dois estados são pequenos (98.067,9 e 56.469,8 km², respectivamente) e vizinhos, o que aumenta a densidade de pontos amostrais. O estado da Bahia teve grande número amostral e é o estado com maior quantidade de estudo, porém não está no ponto de alto calor no mapa. Isso ocorre devido a sua extensão (564.722,00 Km²) e por isso, os pontos amostrais estão mais dispersos. As regiões com menores densidades amostrais foram as regiões central, sul e sudoeste do Nordeste brasileiro. Essas regiões abrangem, de maneira geral, os biomas mais secos (Caatinga e Cerrado), onde a densidade populacional humana é mais baixa (Moreira & Fusco, 2015). Além disso, não tem grupos de pesquisadores que estudam as borboletas no Nordeste como um todo. Para o Nordeste, se destacam os seguintes grupos de pesquisadores especialistas em borboletas: na região litorânea e sul da Bahia que tem grupos de pesquisadores (e.g. Márlon Paluch), em Pernambuco (e.g. Douglas Melo e Bruno Filgueiras), e na Paraíba (e.g. Solange Kerpel e Adalberto Medeiros).

Neste estudo trouxemos a riqueza e abundância das espécies, nos resultados abordamos todos os registros de espécies, porém, um limitante foi o nível taxonômico descrito. Alguns registros encontravam-se em nível de família ou gênero (e.g. *Hesperiidae* sp.; *Hamadryas* sp.). Este tipo de classificação foi um fator que causa confusão quando encontrados com a mesma nomenclatura em dois artigos. Como não podemos confirmar que indivíduos que não foram identificados até o nível específico são ou não da mesma espécie, para as análises foram usadas apenas os indivíduos identificados até o epíteto específico (1.110 spp.).

Conclusão

Este consiste no primeiro levantamento de borboletas para a Caatinga sergipana, identificando 46 novos registros de espécies e quatro novas ocorrências para o Nordeste brasileiro. Diminuindo a lacuna de conhecimento da região que há anos não existiu nenhum registro dessa assembléia. Também, foi feita uma compilação bibliográfica de inventários de borboletas para o Nordeste brasileiro, destacando os novos locais prioritários [região central e sudoeste do Nordeste] que devem ser estudados para minimizar as lacunas Wallaceanas da região. Com este estudo, fica evidenciado a necessidade de conhecimento da região, tanto no bioma Caatinga quanto na região Nordeste do Brasil.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação (PPEC/UFS), (CNPq/Capes) e à equipe do LEBIO/UFS. Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) [bolsas CNPq nº 316489/2021-2 para JCS], Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001 [PDPG/CAPES nº 88887.640824/2021-00 para GMV] (nº 88887.820575/2023-00 para ABSF) e Agência Peixe Vivo. Agradecemos também aos revisores anônimos por suas revisões que contribuíram para o manuscrito.

Contribuição dos autores

GMV: conceituação, contribuição para a coleta de dados, redação, revisão, edição e preparação do manuscrito; ABSF: contribuição para a coleta de dados, redação, revisão, edição e preparação do manuscrito; CAI: conceituação, redação, revisão, edição e preparação do manuscrito e JCS: conceituação, contribuição para a coleta de dados, revisão, edição e preparação do manuscrito. Todos os autores participaram ativamente da discussão dos resultados e revisaram e aprovaram a versão final do manuscrito.

Ética

Este estudo não envolveu seres humanos nem ensaios clínicos, o que exigiria autorização de um Comitê Institucional.

Referências

- Almeida, J. V. C. S., Silva, R. F., Dantas, J. O. & Alves, A. E. O. (2024). Diversidade de Borboletas (Lepidoptera), polinização e herbivoria em um remanescente de Mata Atlântica em Sergipe. In C. T. A. Oliveira & F. L. G. Oliveira (Eds.), *zoologia: divulgando o conhecimento científico - volume 2* (pp. 50-70). Editora Científica.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M. & Sparovek, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Amorim, F. W., Ávila, R. S., Camargo, A. J. A., Vieira, A. L. & Oliveira, P.E. (2009). A hawkmoth crossroads? Species richness, seasonality and biogeographical affinities of Sphingidae in a Brazilian Cerrado. *Journal of Biogeography*, 36(4), 662–674. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02033.x>
- Andrade, E. M., Aquino, D. N., Castro, C. C. & Lopes, F. B. (2017) Water as capital and its uses in the Caatinga. In J. M. C. Silva, I. R. Leal. & M. Tabarelli (Eds). *Caatinga the largest tropical dry forest region in South America* (pp. 281-303). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3_10?urlappend=%3Futm_source%3Dresearchgate.net%26utm_medium%3Darticle
- Aragón, P., Sánchez-Fernández, D. & Hernando, C. (2019). Use of satellite images to characterize the spatio-temporal dynamics of primary productivity in hotspots of endemic Iberian butterflies. *Ecological Indicators*, 106, 105449. <https://doi.org/10.1016%2Fj.ecolind.2019.105449>
- Bonebrake, T. C., Ponisio, L. C., Boggs, C. L. & Ehrlich, P. R. (2010). More than just indicators: a review of tropical butterfly ecology and conservation. *Biological conservation*, 143(8), 1831-1841. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.044>
- Braga, L. & Diniz, I. R. (2015). Importance of Habitat Heterogeneity in Richness and Diversity of Moths (Lepidoptera) in Brazilian Savanna. *Environmental Entomology*, 44(3), 499–508. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv026>
- Brito, M. R. M., Lion, M. B., Oliveira, I. F. & Cardoso, M. Z. (2021). Butterflies on the dry edge of the Atlantic Forest: water availability determines community structure at the Northern limit of Atlantic Forest. *Insect Conservation and Diversity*, 14(4), 476–491. <https://doi.org/10.1111/icad.12474>
- Brown, K. S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect conservation*, 1(1), 25-42.
- Brown, K. S. & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic Forest Butterflies : Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica*, 32(4b), 934–956. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00631.x>
- Carneiro, E., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. (2008). Butterfly inventories in Brazil : the state of the art and the priority-areas model for research aiming at conservation . *Natureza e Conservacao*, 6, 178–200.
- Castro, A. & Espinosa, C. I. (2015). Seasonal diversity of butterflies and its relationship with woody-plant resources availability in an Ecuadorian tropical dry forest. *Tropical Conservation Science*, 8(2), 333–351. <https://doi.org/10.1177/194008291500800205>
- Cavalcante, A., Neto, J. V. S., Cavalcante, J. J. T., Ferreira, W. & Souza, J. H. A. (2021). Informações básica municipais de Canindé de são Francisco. https://www.emdagro.se.gov.br/wp-content/uploads/2021/11/Caninde-de-Sao-Francisco_compressed.pdf. Último acesso em 21/02/2025.
- Cavalcante A., Neto, J. V. S., Cavalcante, J. J. T., Ferreira, W., Souza, J. H. A. (2022). Informações básicas municipais de Poço redondo. https://emdagro.se.gov.br/wp-content/uploads/2025/02/Poco_merged.pdf. Último acesso em 21/02/2025.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. & Ellison, A. M. (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67. <https://doi.org/10.1890/13-01331>
- Checa, M. F., Rodriguez, J., Willmott, K. R. & Liger, B. (2014). Microclimate variability significantly affects the composition, abundance and phenology of butterfly communities in a highly threatened

- neotropical dry forest. *Florida Entomologist*, 97(1),1–13. <https://doi.org/10.1653/024.097.0101>
- Chiqueto-Machado, P. I., Amorim, F. W. & Duarte, M. (2018). Long-term stability of the hawkmoth fauna (Lepidoptera , Sphingidae) in a protected area of Brazilian Atlantic Rain Forest. *Journal of Insect Conservation*, 20, 277-286. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0061-0>
- Connell J. H. (1977). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199(4335),1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
- Dantas, C., Zacca, T. & Bravo, F. (2021). Checklist of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of an urban area of Caatinga-Atlantic Forest ecotone in Bahia, Brazil. *EntomoBrasilis*, 14, 1-11. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v14.e959>
- Doré, M., Fontaine, C. & Thébault, E. (2021). Relative effects of anthropogenic pressures, climate, and sampling design on the structure of pollination networks at the global scale. *Global Change Biology*, 27(6), 1266–1280. <https://doi.org/10.1111/gcb.15474>
- Ernst, L. M., Thiele, J., Dieker, P., Temperto, V. M. & Dauber, J. (2025). Biodiversity on old permanent versus restored grassland is driven by small-scale land-use intensity and habitat connectivity. *Restoration Ecology*, 33(4),1-15. <https://doi.org/10.1111/rec.70029>
- Filgueiras, B. K. C., Melo, D. H. A., Uehara-Prado, M., Freitas, A. V. L., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2019). Compensatory dynamics on the community structure of fruit-feeding butterflies across hyper-fragmented Atlantic forest habitats. *Ecological Indicators*, 98, 276–284. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.005>
- Filgueira, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2021). Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(6),545–555. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>
- Fonseca, C.R. & Venticinque, E. M. (2018). Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(2), 61-67. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.03.001>
- Francini, R. B., Duarte, M., Mielke, O. H. H., Caldas, A. & Freitas, A. V. L. (2011). Butterflies (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea) of the “Baixada Santista” region, coastal São Paulo, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 55(1), 55–68. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262011000100010>
- Freitas, A. V. L., Rosa, A. H. B., Nobre, C. E. B., Melo, D. H. A., Mota, L. L., Silva-Brandão, K. L., Machado, P. A. & Carreira, J. Y. O. (2020). Immature Stages, Natural History, Systematics and Conservation of an Endangered Neotropical Butterfly: the Case of *Scada karschina* delicata (Nymphalidae: Ithomiini). *Neotrop Entomol*, 49, 685–695. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00797-4>
- Freitas, A. V. L., Santos, J. P., Rosa, A. H. B., Nobre, C. E. B., Santos, L. N. & Zikán, M. C. (2023). The Butterfly Fauna of the Northern Atlantic Forest. In Filho, G. A. P. F., França, F. G. R., Alves, R. R. N. & Vasconcellos, A. (eds) *Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest*. Springer, Cham, p.33-46. https://doi.org/10.1007/978-3-031-21287-1_4
- Gallardo-Salazar, J. L., Lindig-Cisneros, R. A., Lopez-Toledo, L., Endara-Agramont, A. R., Blanco-García, A. & Sáenz- Romero, C. (2023). Analysis of the Vigor of *Pinus hartwegii* Lindl. along an Altitudinal Gradient Using UAV Multispectral Images: Evidence of Forest Decline Possibly Associated with Climatic Change. *Forests*, 14(6), 1-22. <https://doi.org/10.3390/f14061176>
- Gualberto, E. P., Medeiros, A. D. & Kerpel, S. M. (2024). Butterflies of two atlantic forest conservation units from Paraíba state, northeast of Brazil. *EntomoBrasilis* 17, 1-13. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v17.e1068>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao A. (2025). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 3.0.2 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y. & Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Iserhard, C. A., Uehara-Prado, M., Marini-Filho, O. J., Duarte, M. & Freitas, A. V. L. (2018). Fauna da Mata atlântica: Lepidoptera-Borboletas. Monteiro-Filho, E. L. A. & Conte, C. E. (eds.). *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*. Ed. UFPR, Curitiba, p.57-102
- Kuussaari, M., Toivonen, M., Heliölä, J., Pöyry, J., Mellado, J. & Ekross, J. (2021). Butterfly species ' responses to urbanization : differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems*, 24, 515–527. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2021UrbEc..24..515K/doi:10.1007/s11252-020-01055-6
- Kerpel, S. M., Zacca, T., Nobre, C. E. B., Ferreira-Júnior, A., Araújo, M. X. & Fonseca, A. (2014). Borboletas do Semiárido: conhecimento atual e contribuições do PPBio. In Bravo, F., Calor, A. (Eds.) *Artrópodes do Semiárido: Biodiversidade e Conservação*. Printmídia Feira de Santana, pp (245-272)
- Layek, U., Das, A. D., Das, U. & Karmakar, P. (2024). Spatial and Temporal Variations in Richness, Diversity and Abundance of Floral Visitors of Curry Plants (*Bergera koenigii* L.): Insights on Plant-Pollinator Interactions. *Insects*, 15(2), 83. <https://doi.org/10.3390/insects15020083>
- Levanoni, O., Levin, N., Pe'er, G., Turbé, A. & Kark, S. (2011). Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space?. *Ecography*, 34(3), 372–383. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06460.x?urlappend=%3Futm_source%3Dresearchgate.net%26medium%3Darticle
- Leite, L. A. R., Santos, W. I. G., Queiroz-Santos, L., Uehara-Prado, M., Nobre, C. E. B., Kaminski, L. A., Thompson, B.M. & Dolibaina, D. R. In press. Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) do Parque Nacional da Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. *Iheringia Serie Zoologia*.
- Lessa, T., Dos Santos, J. W., Correia, R. A., Ladle, R. J., & Malhado, A. C. (2019). Known unknowns: Filling the gaps in scientific knowledge production in the Caatinga. *PLoS One*, 14(7), e0219359. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219359>
- Lima, J. N. R. & Zacca, T. (2014). Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de uma área de Semiárido na região nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis*, 7(1), 33–40. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v7i1.351>
- Medeiros, A., Gualberto, E. P., Rodrigues, R. P. & Kerpel, S. M. (2021). Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of the Restinga de Cabedelo National Forest, Paraíba State, Brazil. *EntomoBrasilis*, 14, e970. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v14.e970>
- Melo, D. H. A., Filgueiras, B. K. C., Iserhard, C.A., Iannuzzi, L., Freitas, A. V. L. & Leal, I. R. (2019). Effect of habitat loss and fragmentation on fruit-feeding butterflies in the brazilian atlantic forest. *Canadian Journal of Zoology*, 97(7), 588–596. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0202>
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Figueiras, B. K. C. & Leal, I. R. (2023a). Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. *Biotropica*, 55(1), 173–184. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2023Biotr..55..173M/doi:10.1111/btp.13173
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Leal, I. R. & Figueiras, B. K. C. (2023b). Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Insect Conservation*, 27(3), 467–477. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>
- Mercado-Gómez, Y. L., Mercado-Gómez, J. D. & Giraldo-Sánchez, C. E. (2023). What Do Butterflies Tell Us about an Intermediate Disturbance in a Dry Tropical Forest Context?. *Diversity*, 15(8), 1–16. <https://doi.org/10.3390/d15080927>
- Miao, B. G., Peng, Y. Q., Yang, D. R., Kubota, Y., Economo, E. P. & Liu, C. (2021). Climate and land-use interactively shape butterfly diversity in tropical rainforest and savanna ecosystems of southwestern China. *Insect Science*, 28(4), 1109–1120. <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12824>
- Moreira, M. M., & Fusco, W. (2015). Dinâmica Demográfica do Nordeste. *Fundação Joaquim Nabuco*, 1-184.

- Nobre, C. E. B., Iannuzzi, L., & Schlindwein, C. (2012). Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. *International Scholarly Research Notices*, 2012(1), 268159. <https://doi.org/10.5402/2012/268159>
- Olden, J. D. (2008). Biotic Homogenization. In *eLS*, (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0020471>
- Paluch, M., Mielke, O. H. H., Nobre, C. E. B., Casagrande, M. M., Melo, D. H. & Freitas, A. V. L., (2011). Butterflies (Lepidoptera : Hesperioidea and Papilionoidea) of the Parque Ecológico João Vasconcelos Sobrinho, Caruaru, Pernambuco, Brazil. *Biota Neotropica*, 11(4), 230-238. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000400020>
- Pennington, R. T., Lavin M. & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437–57. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Pérez, J. H., Gaviria-Ortiz, F. G., Santos, W. I. G., Carneiro, E., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. (2017). Long term survey of the butterfly fauna of Curitiba, Paraná, Brazil: How does a scientific collection gather local biodiversity information? (Lepidoptera: Papilionoidea). *SHILAP Revista de lepidopterología*, 45(179), 433–446. <https://doi.org/10.57065/shilap.934>
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L. F., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N., Decaestecker, E., ... Hendrickx, F.. (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 26(3), 1196–1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Pignataro, T., Lourenço, G. M. & Cornelissen, T. (2025). Shot down in grays: an integrative review and meta-analysis of the negative effects of urbanization on butterfly communities. *Urban Ecosystems*, 28(3), 1-16. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2025UrbEc..28..116P/doi:10.1007/s11252-025-01731-5
- Pignataro, T., Bressan, P., Santos, A. L. & Cornelissen, T. (2020). Urban gradients alter the diversity, specific composition and guild distribution in tropical butterfly communities. *Urban Ecosystems*, 23, 723–730. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00975-7>
- QGIS Development Team. (2025). QGIS Geographic Information System (Version 3.40.8). *Open Source Geospatial Foundation*. <https://qgis.org>
- Queiroz-Santos, L., Dias, F. M. S., Dell’erba, R., Casagrande, M. M. & Mielke, O. H. H. (2016). Assessment of the current state of biodiversity data for butterflies and skippers in the state of Mato Grosso, Brazil (Lepidoptera, Papilionoidea and Hesperioidea). *ZooKeys*, 595, 147–161. <https://doi.org/10.3897/zookeys.595.7856>
- Rito, K. F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R. T., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2017). Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105, 828–838. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>
- Rocha-Santos, L., Mayfield, M. M., Lopes, A. V., Pessoa, M. S., Talora, D. C., Faria, D. & Cazetta, E. (2020). The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. *Journal of Ecology*, 108(1), 212–223. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13232>
- Rosa, A. H. B., Ribeiro, D. B. & Freitas, A. V. L. (2023). How data curation and new geographical records can change the conservation status of threatened Brazilian butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 27(3), 403–414. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00464-0>
- R Core Team. (2025). R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing*, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Santos, J. C., Leal, I. R., Almeida-Cortez, J. S., Fernandes, G. W., & Tabarelli, M. (2011). Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, 4(3), 276–286. <https://doi.org/10.1177/194008291100400306>
- Santos P. H. N. & Costa J. E. (2020). Retrato preliminar do território do Alto Sertão Sergipano pelos dados do censo agropecuário 2017. *Geopauta*, 4, 153–179. <https://doi.org/10.22481/rg.v4i3.6748>

- Santos, L. N., Kerpel, S. M. & Medeiros, A. D. (2022). *Borboletas da RPPN Fazenda Almas*. (1st ed). Natal. Edição dos Autores.
- Santos Silva, G., dos Santos da Silva, M., Mates, E. C., Silva, W. G. O., Costa, D. R., Braga, L., Sá Neto, R. J., Oliveira Soares Filho, A., Santos, M. P., Leite, S. A. & Castellani, M. A. (2025). Monitoring Stresses Caused by Gaseous Pollutants: How Can They Affect a Fruit-Feeding Butterfly Community (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Caatinga?. *Stresses*, 5, 3. <https://doi.org/10.3390/stresses5010003>
- Schmitt, T., Ulrich, W., Delic, A., Teuchier, M. & Habel, J.C. (2021). Seasonality and landscape characteristics impact species community structure and temporal dynamics of East African butterflies. *Scientific Reports*, 11(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94274-6>
- Schröder, J .M., Rodríguez, A. L. P. & Günter, S. (2021). Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda?. *Forest Policy and Economics*, 122, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102333>
- Sharma, K., Acharya, B. K., Sharma, G., Valente, D., Pasimeni, M. R., Petrosillo, I. & Selvan, T. (2020). Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators*, 110, 1-13. Doi: https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2020EcInd.11005605S/doi:10.1016/j.ecolind.2019.105605
- Shuo, Z., Jingyu, Z., Zhengxiang, Z. & Jianjun, Z. (2021). Identifying the density of grassland fire points with kernel density estimation based on spatial distribution characteristics. *Open Geosciences*, 13(1), 796-806. <https://doi.org/10.1515/geo-2020-0265>
- Silva, G. S., Silva, M. S., Mates, E. C., Silva, W. G. O., Costa, D. R., Braga, L., Neto, R. J. S., Filho, A. O. S., Santos, M. P., Leite, S. A., & Castellani, M. A. (2025). Monitoring Stresses Caused by Gaseous Pollutants: How Can They Affect a Fruit-Feeding Butterfly Community (Lepidoptera: Nymphalidae) in the Caatinga? *Stresses*, 5(1), 1-13. <https://doi.org/10.3390/stresses5010003>
- Soga, M., Kawahara, T., Fukuyama, K., Sayama, K., Kato, T., Shimomura, M., Itoh, T., Yoshida, T. & Ozaki, K. (2015). Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? *Journal of Insect Conservation*, 19(4), 781–790. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9799-9>
- Sunderland, T., Apgaua, D., Baldauf, C., Blackie, R., Colfer, C., Cunningham, A. B., Dexter, K., Djoudi, H., Gautier, D., Gumbo, D., ... Wilmé, L. (2015). Global Dry Forests: A Prologue. *International Forestry Review*, 17(S2), 1-9. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>
- Sweaney, N., Lindenmayer, D. B. & Driscoll, D. A. (2014). Is the matrix important to butterflies in fragmented landscapes?. *Journal of Insect Conservation*, 18(3), 283–294. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9641-9>
- Uehara-Prado, M., Freitas, A. V. L., Francini, R. B. & Brown Jr., K. S. (2004). Guia das borboletas frugívoras da Reserva Estadual do Morro Grande e região de Caucaia do Alto, Cotia (São Paulo). *Biota Neotropica*, 4(1), 1-25. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100007>
- Vancine, M. H., Muylaert, R. L., Niebuhr, B B, Oshima, J. E.F., Tonetti, V., Bernardo, R, Angelo C., Rosa, M. R., Grohmann, C. H., Ribeiro, M. C. (2024). The Atlantic Forest of South America: Spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, 291, 1-15. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>
- Vila-Verde, G., Dolibaina, D. R., Duarte, O. M. P. & Paluch, M. (2020). Butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) of the private reserve of nature heritage estação veracel, Porto Seguro, Bahia. In Silva, M. E. D. (Eds.), *O meio ambiente e a interface dos sistemas social e natural 2* (pp. 1–45) Atena, Ponta Grossa.
- Warren, A. D., Davis, K. J., Stangeland, E. M., Pelham, J. P., Willmott, K. R., Grishin N. V. (2024). *Illustrated Lists of American Butterflies*. [9-III-2024]< <http://www.butterfliesofamerica.com/> >
- Whittaker, R. J., Araújo, M. B. Jepson P., Ladle, R. J., Watson, J. E. M. & Willis, K. J. (2005). Conservation biogeography: Assessment and prospect. *Diversity and Distributions*, 11, 3-23. <https://doi.org/10.1111/j.1366-9516.2005.00143.x>

- Zacca, T., Paluch, M., Siwert, R., Freitas, A., Barbosa, E., Mielke, O. & Casagrande, M. (2017). Revision of *Godartiana* Forster (Lepidoptera: Nymphalidae), with the description of a new species from northeastern Brazil. *Austral Entomology*, 56(2), 169-191. <https://doi.org/10.1111/aen.12223>
- Zamoner, M. & Barbosa, T. A. S. (2022). Guia de borboletas neotropicais Enfoque em Curitiba e Paraná. *Comfauna Livros*. (pp. 1-66). ISBN: 978-65-995296-4-1.
- Zhang, C., Settele, J., Sun, W., Wiemers, M., Zhang, Y. & Schweiger, O. (2019). Resource availability drives trait composition of butterfly assemblages. *Oecologia*, 190(4), 913–926. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04454-5>
- Zingg, S., Grenz, J. & Humbert, J. Y. (2018). Landscape-scale effects of land use intensity on birds and butterflies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 267, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.014>

Tabelas

Tabela 01. Lista de estudos feitos no nordeste brasileiro, riqueza total do estudo, abundância de cada estudo, métodos de amostragem que foram utilizados, esforço amostral total do estudo, estado que foi realizado e bioma. Legenda: **COD** = código de identificação dos artigos, **NC** = Não Consta no estudo **VSR** = Armadilha modelo *Van Someren-Rydon*, **RE** = Rede entomológica, **FO** = fotos, **SE** = Sergipe, **BA** = Bahia, **PE** = Pernambuco, **PB** = Paraíba, **AL** = Alagoas, **MA** = Maranhão, **CE** = Ceará, **RN** = Rio Grande do Norte, **PI** = Piauí, **CA** = Caatiga, **MAT** = Mata Atlântica, **AM** = Amazônia, **CER** = Cerrado.

COD	Estudo	Riqueza	Abundância	Método de amostragem	Esforço amostral (horas)	Estado de amostragem	Bioma
Art.001	Este estudo	110	2.535	RE; VSR	878	SE	CA
Art.002	Neves & Paluch 2016	59	523	VSR	8.640	BA	MAT
Art.003	Zacca <i>et al.</i> 2011	140	557	RE; VSR	NC	BA	MAT
Art.004	Dantas <i>et al.</i> 2021	96	640	RE; VSR	830	BA	MAT
Art.005	Paluch <i>et al.</i> 2011	197	NC	RE; VSR	216	PE	MAT
Art.006	Gualberto <i>et al.</i> 2024	212	2841	RE; VSR	256	PB	MAT
Art.007	Paluch <i>et al.</i> 2016	260	NC	RE; VSR	288	BA	MAT
Art.008	Vila-Verde <i>et al.</i> 2020	235	NC	RE; VSR	3.384	BA	MAT
Art.009	Melo <i>et al.</i> 2019 a	288	NC	RE; VSR	455	PE	MAT
Art.010	Melo <i>et al.</i> 2019 b	61	833	VSR	34.560	AL	MAT
Art.011	Melo <i>et al.</i> 2023	22	20250	VSR	15.1200	PE	CA
Art.012	Martins <i>et al.</i> 2017	189	NC	RE; VSR	NC	MA	AM, CER
Art.013	Silva <i>et al.</i> 2025	19	8481	VSR	736	BA	CA
Art.014	Nobre <i>et al.</i> 2008	121	NC	RE; VSR	3240	PE	CA
Art.015	Callaghan & Nobre 2014	1	NC	RE	NC	CE	CA
Art.016	Kesselring & Ebert 1979	300	NC	RE; VSR	NC	PB	MAT
Art.017	Medeiros <i>et al.</i> 2021	89	1503	RE; VSR	540	PB	MAT
Art.018	Filgueiras <i>et al.</i> 2019	52	833	VSR	14.400	AL	MAT

Art.019	Pereira <i>et al.</i> 2018	91	413	RE; VSR	1.575	MA	AM
Art.020	Santos <i>et al.</i> 2022	61	NC	RE; VSR	NC	PB	CA
Art.021	Zacca <i>et al.</i> 2017	3	NC	RE	NC	BA; MA	MAT
Art.022	Nobre & Schlindwein 2011	7	71	RE	300	PE	MAT
Art.023	Nobre <i>et al.</i> 2012	15	957	VSR	5.760	PE	CA
Art.024	Araujo <i>et al.</i> 2020	28	493	VSR	7.920	MA	AM
Art.025	Freitas <i>et al.</i> 2020	3	10	VSR	NC	AL; BA; PE	MAT
Art.026	Oliveira <i>et al.</i> 2018	13	635	VSR	120.960	RNe	MAT
Art.027	Vasconcelos <i>et al.</i> 2019	65	6340	VSR	960	BA	MAT
Art.028	Silva <i>et al.</i> 2020	25	868	VSR	1.440	PI	CA
Art.029	Almeida <i>et al.</i> 2024	48	126	RE	168	SE	MAT
Art.030	Lima <i>et al.</i> 2014	121	756	RE; VSR	1.295	BA	CA
Art.031	Ferreira-Júnior 2021	81	2531	RE; FO	80	PB	CA

Legenda das figuras

Figura 1. Local de amostragem entre os municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, Sergipe, Brasil. Os pontos amarelos mostram os locais com amostragem por busca ativa (rede entomológica), e os pontos vermelhos mostram os locais com amostragem utilizando armadilha de isca (modelo *Van Someren-Rydon*).

Figura 2. Imagens dos locais de coletas, ambiente lótico (córregos/riachos) (A), ambiente lêntico (lagos/lagoas) (B), vegetação no período de seca (C), vegetação no período chuvoso (D), amostragem ativa com rede entomológica (E), amostragem com armadilha “Van Someren-Rydon” (F). Todas as imagens foram fotografadas entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 3. Método de amostragem da busca ativa, indicando que os primeiros 30 minutos de coleta (T1) foram realizadas da margem até 10 metros e os últimos 30 minutos (T2) foram realizados depois dos 10 metros do T1 por mais 20 metros de distância, totalizando 30 metros da margem até a distância máxima. Este método foi utilizado tanto ambientes lênticos (A) quanto lóticos (B).

Figura 4. Gráfico em números absolutos da riqueza (A) e abundância (B) das famílias de borboletas amostradas nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, Sergipe entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 5. Rarefação e extrapolação baseadas no tamanho da amostra Curva de amostragem para espécies de borboletas amostradas na vegetação da Caatinga, Sergipe, Brasil. (A) A linha sólida representa a interpolação do número observado de espécies e a linha tracejada mostra a extrapolação do que é esperado com um maior esforço de amostragem. (B) Curvas de amostragem total.

Figura 6. Número de espécies de borboletas por famílias, baseado em uma compilação de dados de artigos de inventários do Nordeste brasileiro.

Figura 7. Mapa de localização delimitando a região nordeste do Brasil e os pontos onde foram amostradas as borboletas. (A) Delimitação dos biomas que ocorrem originalmente na região nordeste do Brasil: [Verde Escuro] Amazon; [Amarelo] Caatinga; [Rosa] Cerrado e [Verde Claros] Atlantic Forest. (B) Mapa de calor mostrando a quantidade de estudos por estado, quanto mais escuro, maior é a quantidade de estudos no estado, (BA) Bahia; (SE) Sergipe; (AL) Alagoas e (PE) Pernambuco.

Figure 8. Mapa de calor com estimador de densidade de Kernel, [Azul Escuro] baixa densidade de amostragem, [Vermelho] alta densidade de amostragem (pontos amostrais). (A) cenário antigo, sem os dados deste estudo de campo na Caatinga de Sergipe; e (B) cenário atual, com os dados de todos os estudos. (PE) Pernambuco; (PB) Paraíba; (RN) Rio Grande do Norte; (CE) Ceará; (PI) Piauí; e (MA) Maranhão.

Figura 9. Rarefação e extrapolação baseadas no tamanho da amostra Curva de amostragem para espécies de borboletas amostradas em inventários da região Nordeste do Brasil. **(A)** A linha sólida representa a interpolação do número observado de espécies e a linha tracejada mostra a extrapolação do que é esperado com um maior esforço de amostragem. **(B)** Curvas de amostragem total.

Figuras

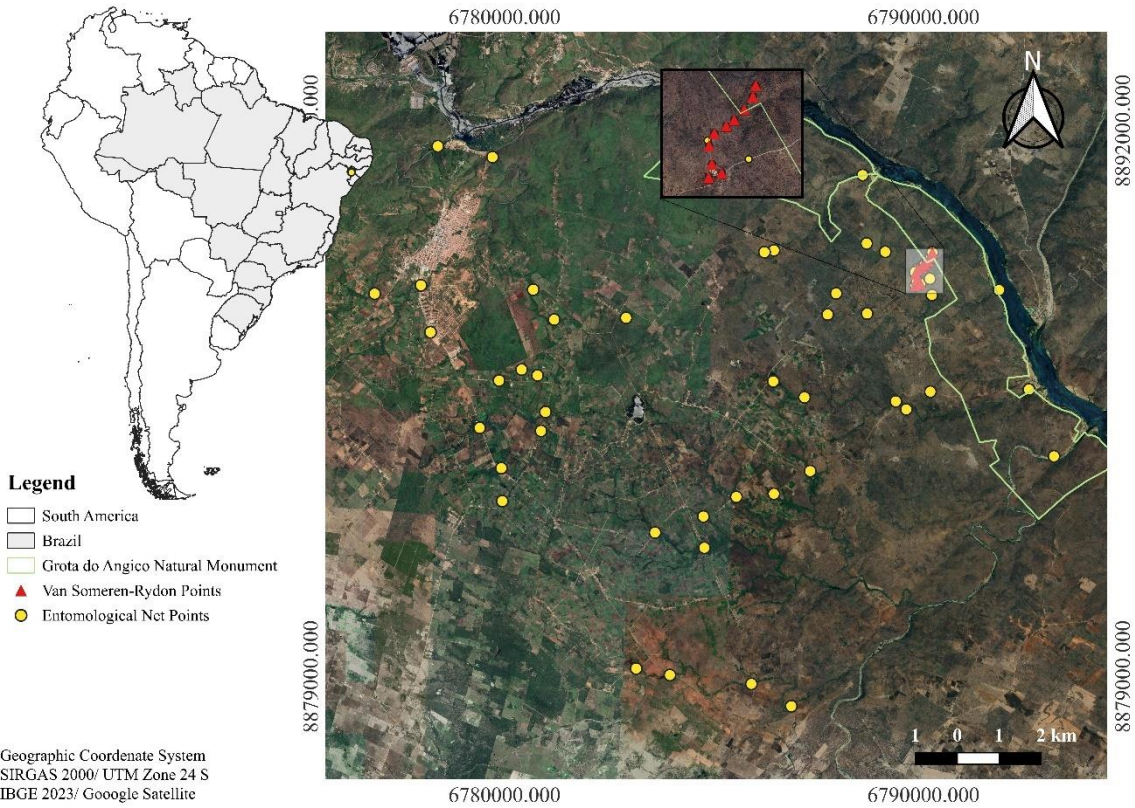


Figura 1.

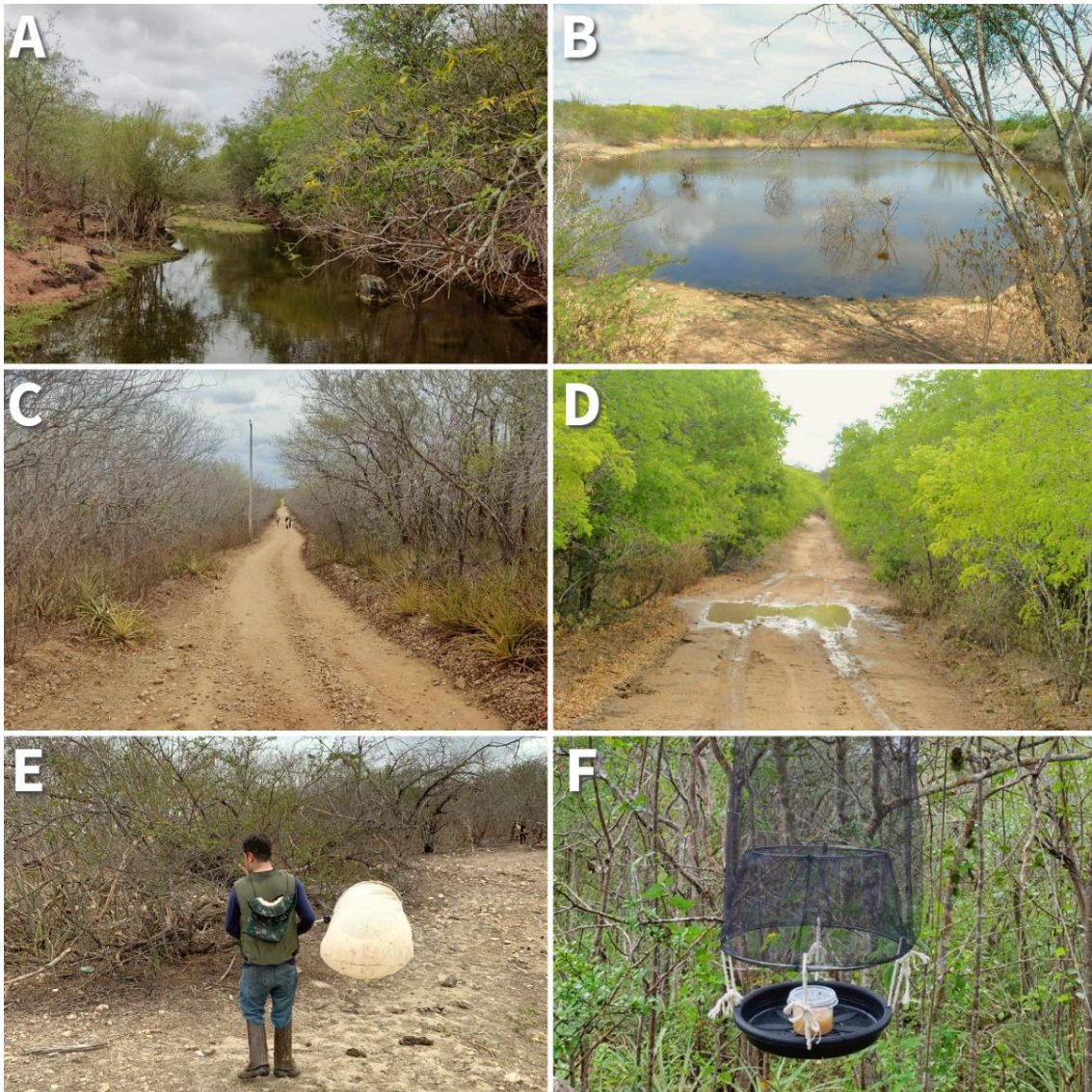


Figura 2.

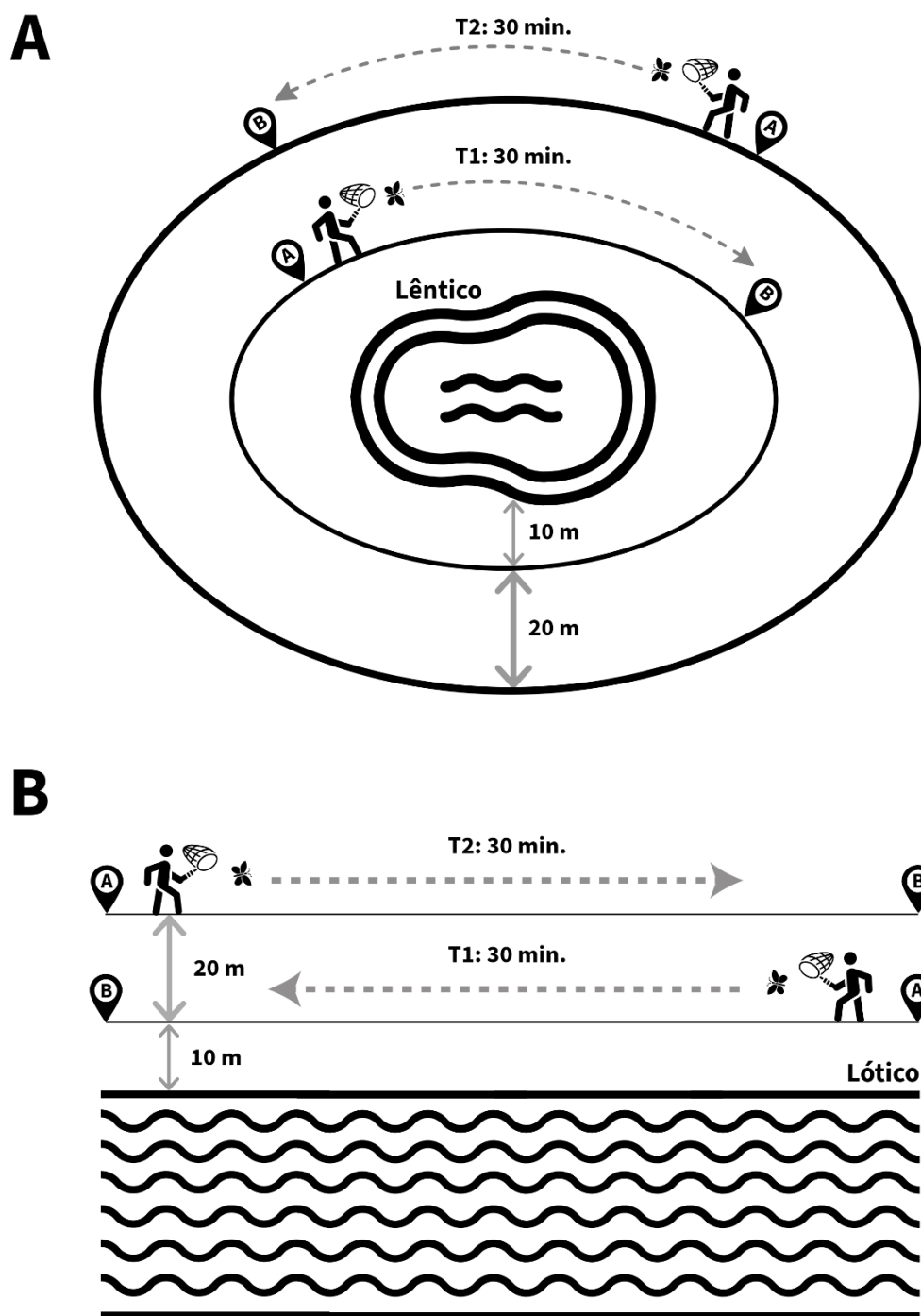


Figura 3.

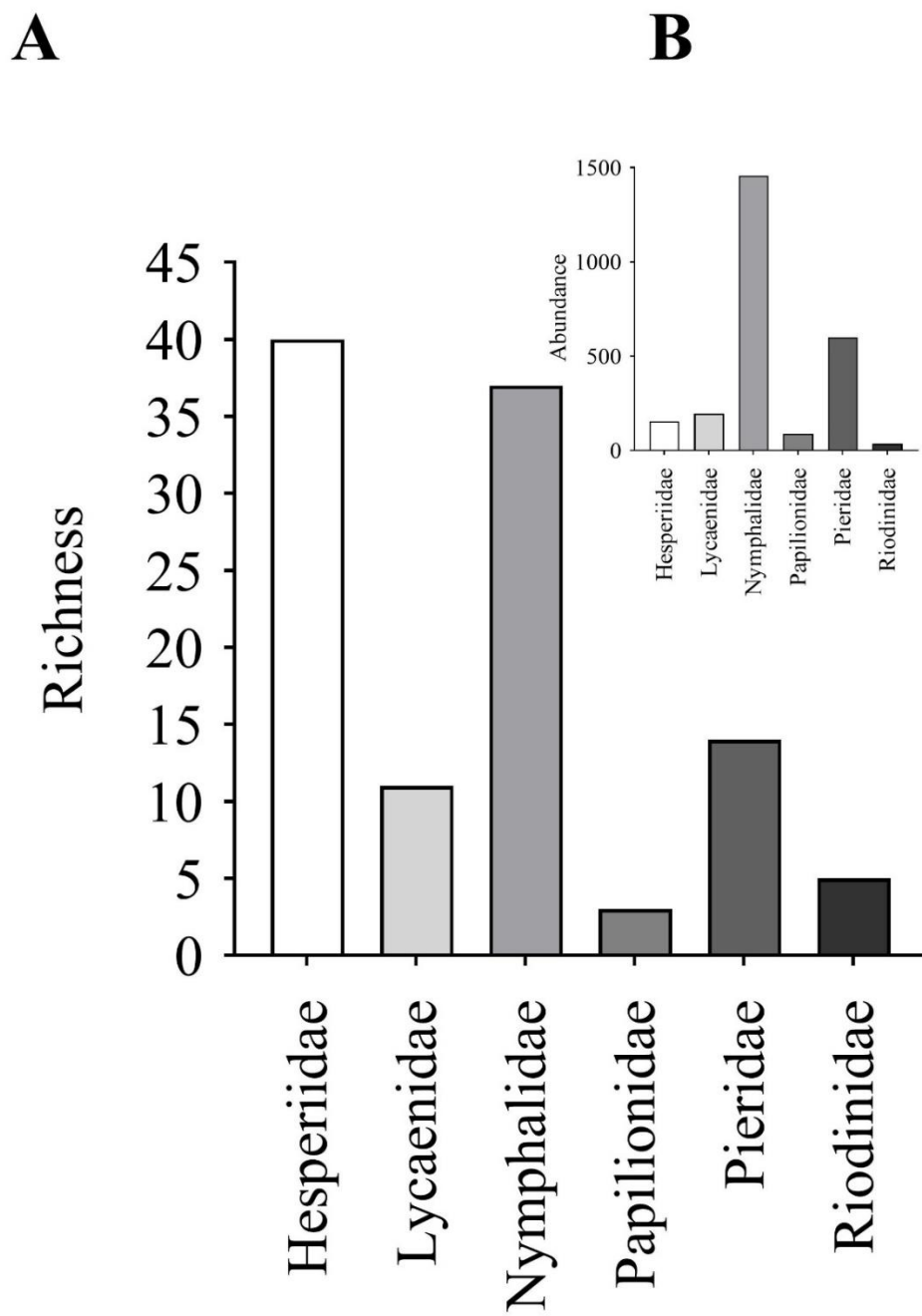


Figura 4.

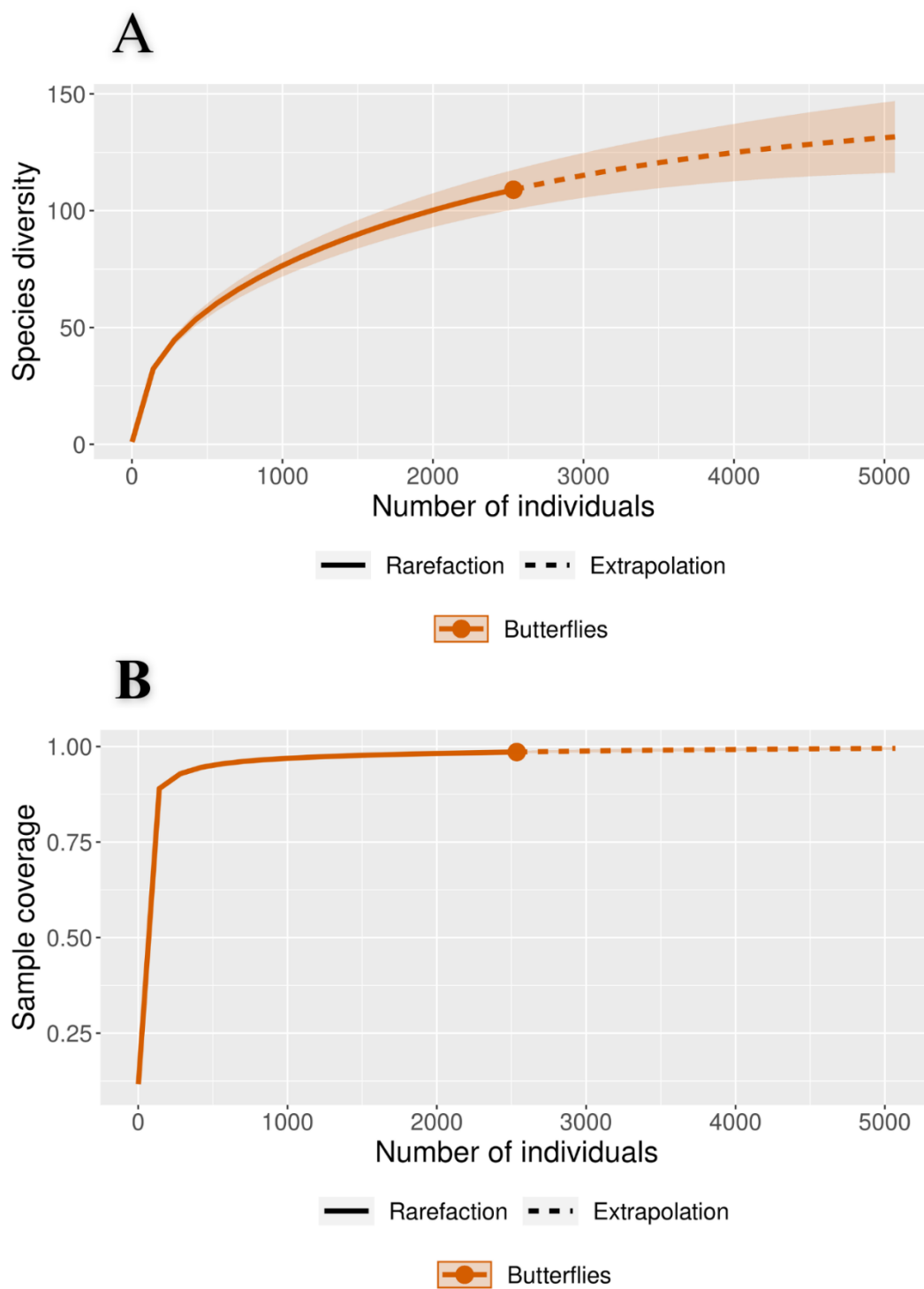


Figura 5.

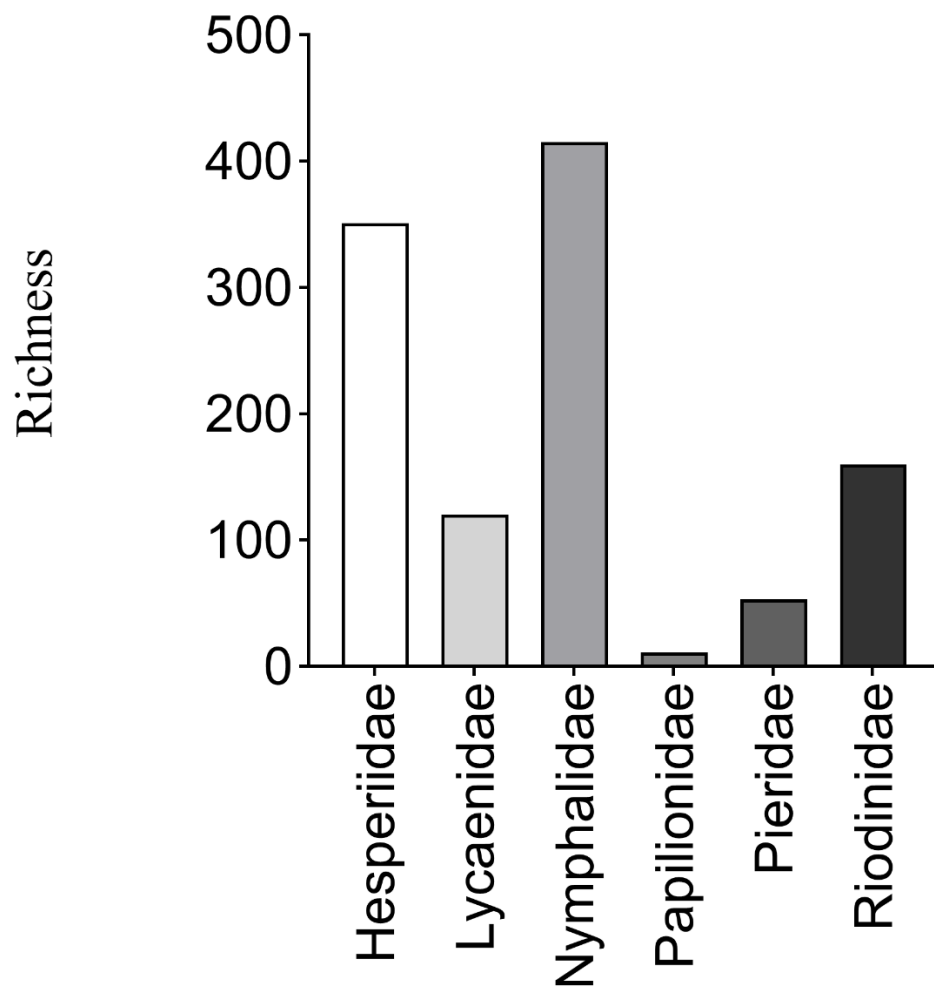


Figura 6.

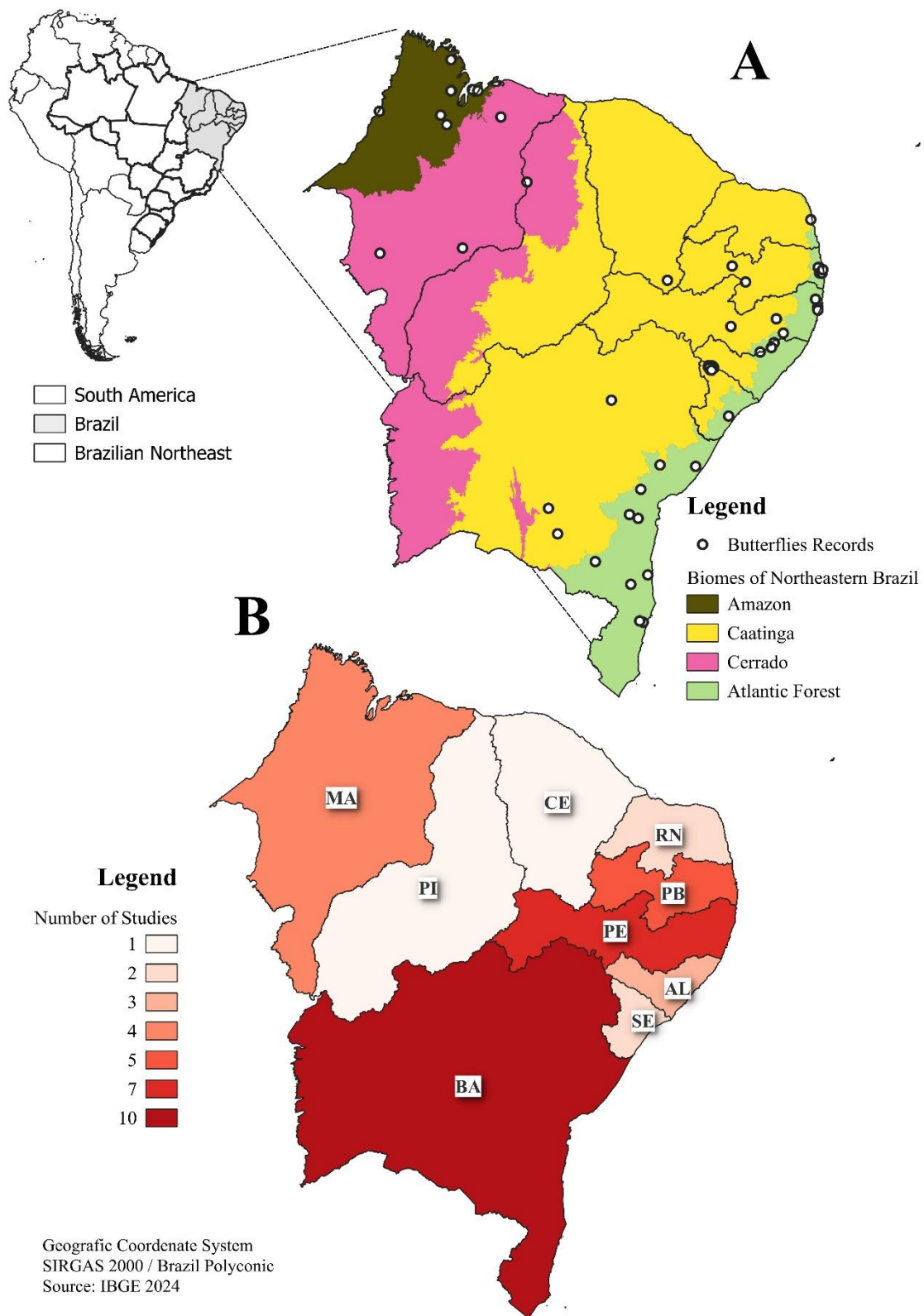


Figura 7.

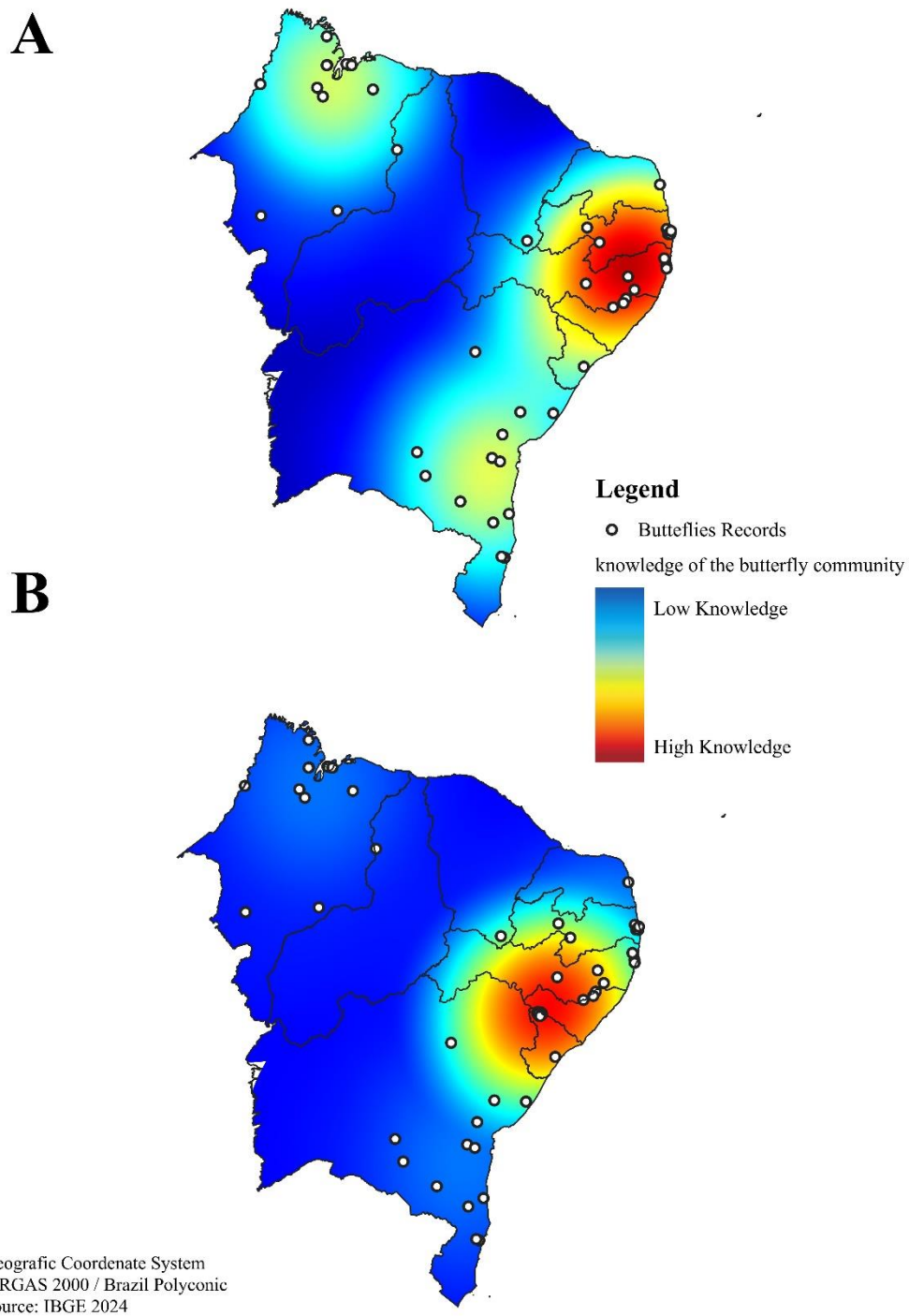


Figura 8.

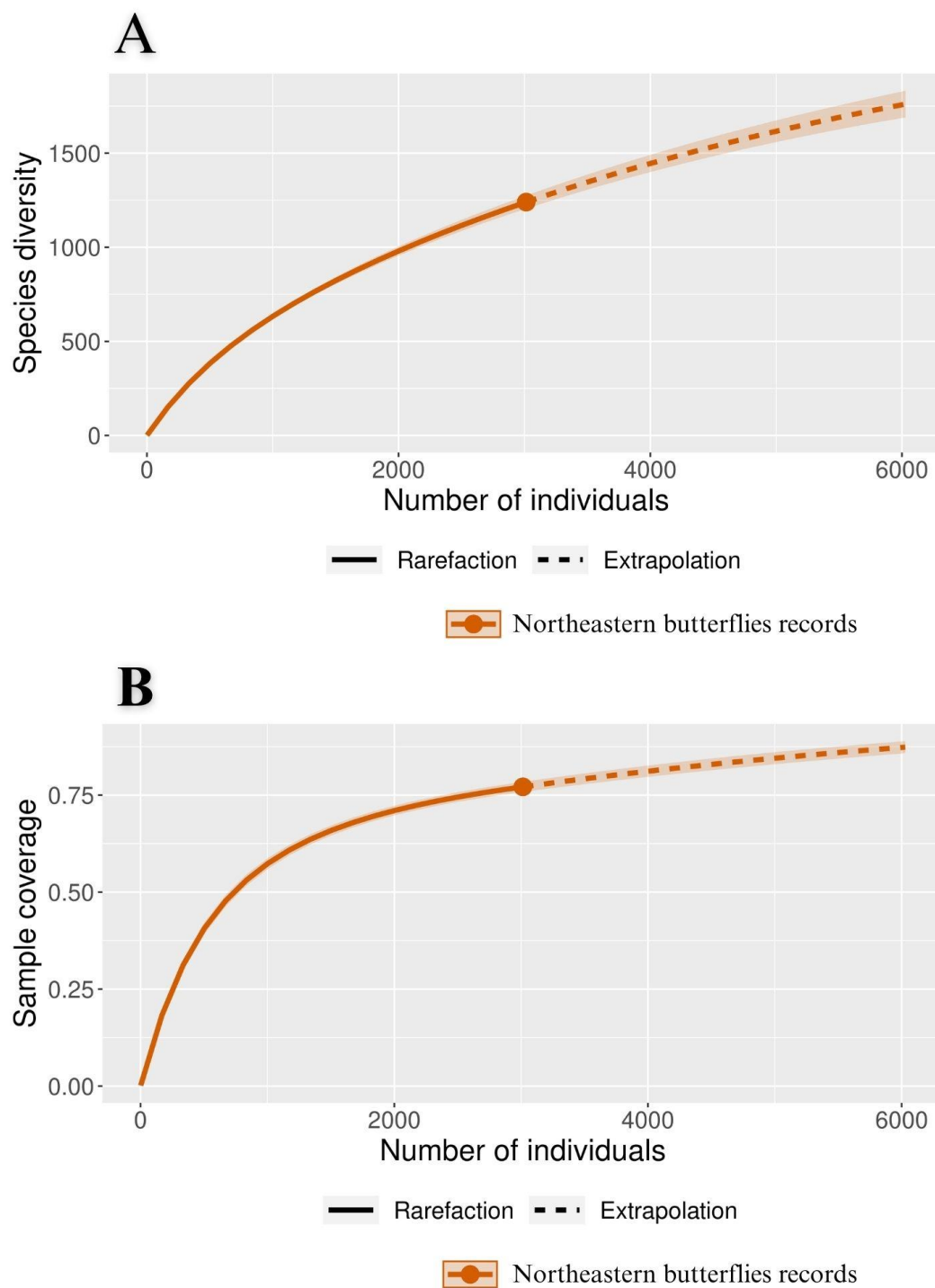


Figura 9.

Material Suplementar

SI-A. Tabela com todos os pontos de coleta da busca ativa, com as coordenadas geográficas, município de amostragem [Canindé de São Francisco (CSF) e Poço Redondo (PR)] pontos dentro e fora da unidade de conservação Monumento Natural Grota do Angico, tipo do corpo hídrico (lêntico ou lótico), sazonalidade (seca ou chuvosa). Todos os dados foram coletados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024 nos municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, Sergipe.

Points	Coordinates		City	Conservation unit	Water body type			Season
	Latitude	Longitude			Lentic	Lotic	Dry	
Point 01	9°40'6.33"S	37°42'10.61"W	CSF	No	X		X	X
Point 02	9°40'22.30"S	37°42'16.49"W	CSF	No	X		X	X
Point 03	9°40'20.24"S	37°41'45.69"W	CSF	No	X		X	X
Point 04	9°41'16.11"S	37°40'53.27"W	PR	No	X		X	X
Point 05	9°41'24.59"S	37°41'20.03"W	PR	No		X	X	X
Point 06	9°41'30.20"S	37°41'11.48"W	PR	No		X	X	X
Point 07	9°41'14.11"S	37°42'56.54"W	PR	No	X		X	X
Point 08	9°40'32.05"S	37°44'53.99"W	CSF	No	X		X	X
Point 09	9°39'36.45"S	37°43'0.83"W	CSF	No		X	X	X
Point 10	9°39'38.17"S	37°43'8.20"W	CSF	No		X	X	X
Point 11	9°38'37.23"S	37°41'54.31"W	CSF	Yes		X	X	X
Point 12	9°39'28.02"S	37°41'48.62"W	CSF	No	X		X	X
Point 13	9°39'33.58"S	37°41'33.82"W	CSF	No	X		X	X
Point 14	9°40'35.91"S	37°45'50.19"W	CSF	No		X	X	X
Point 15	9°40'14.34"S	37°46'7.68"W	CSF	No		X	X	X
Point 16	9°39'47.62"S	37°41'9.59"W	CSF	No	X		X	X
Point 17	9°39'52.07"S	37°40'57.90"W	CSF	No	X		X	X
Point 18	9°41'10.99"S	37°39'36.31"W	PR	Yes		X	X	X
Point 19	9°41'59.81"S	37°39'14.26"W	PR	Yes		X	X	X
Point 20	9°42'41.50"S	37°43'21.17"W	PR	No		X	X	X
Point 21	9°43'20.49"S	37°43'44.31"W	PR	No		X	X	X
Point 22	9°42'57.26"S	37°43'46.25"W	PR	No		X	X	X
Point 23	9°39'57.99"S	37°40'3.40"W	CSF	Yes		X	X	X
Point 24	9°40'4.10"S	37°40'55.67"W	CSF	No		X		X
Point 25	9°41'24.88"S	37°42'31.59"W	PR	No		X	X	X
Point 26	9°38'37.03"S	37°46'44.34"W	CSF	No		X	X	X
Point 27	9°38'30.83"S	37°47'27.50"W	CSF	No		X	X	X
Point 28	9°44'52.95"S	37°44'33.19"W	PR	No		X	X	X
Point 29	9°44'56.59"S	37°44'6.54"W	PR	No		X	X	X
Point 30	9°38'56.46"S	37°47'56.96"W	CSF	No		X		X
Point 31	9°45'0.24"S	37°43'2.52"W	PR	No		X	X	X
Point 32	9°41'59.20"S	37°46'44.48"W	PR	No		X	X	X
Point 33	9°41'23.25"S	37°46'31.05"W	CSF	No		X	X	X
Point 34	9°41'14.24"S	37°46'13.83"W	CSF	No		X	X	X
Point 35	9°40'15.06"S	37°47'35.65"W	CSF	No		X	X	

Point 36	9°40'22.95"S	37°48'11.55"W	CSF	No		X	X
Point 37	9°41'13.90"S	37°48'35.91"W	CSF	No		X	X
Point 38	9°42'37.79"S	37°42'51.89"W	PR	No		X	X
Point 39	9°42'19.58"S	37°42'24.37"W	PR	No		X	X
Point 40	9°42'28.42"S	37°46'26.07"W	PR	No		X	X
Point 41	9°40'49.71"S	37°47'26.47"W	CSF	No	X		X
Point 42	9°42'52.95"S	37°46'24.06"W	PR	No		X	X
Point 43	9°43'10.96"S	37°44'23.44"W	PR	No		X	X
Point 44	9°41'59.30"S	37°45'56.34"W	PR	No		X	X
Point 45	9°41'45.03"S	37°45'53.61"W	PR	No		X	X
Point 46	9°41'18.09"S	37°46'1.19"W	CSF	No		X	X
Point 47	9°45'15.36"S	37°42'30.48"W	PR	No		X	X

SI-B. Tabela com as espécies [(*) são novos registros para o estado de Sergipe e (**) são para novos registros para o Nordeste brasileiro], abundância e status de conservação por três bases de dados [The International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species (**IUCN**), Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade (**SALVE**) and Convention on International Trade in Endangered Species (**CITES**)], sendo não encontrado (-), least concern (**LC**), das espécies coletadas neste estudo de agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Táxons	Abundância	Status de conservação (CITES)	Status de conservação (SALVE)	Status de conservação (IUCN)
Hesperiidae (40)				
Eudaminae (7)				
Eudamini (5)				
<i>Chionides catillus catillus</i> (Cramer, 1779)*	10	-	-	-
<i>Spicauda simplicius</i> (Stoll, [1790])*	2	-	-	-
<i>Spicauda</i> sp	3	-	-	-
<i>Urbanus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	2	-	-	-
<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)*	4	-	-	-
Oileidini (2)				
<i>Cogia calchas</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	30	-	-	-
<i>Cogia undulatus</i> (Hewitson, 1867)*	19	-	-	-
Pyrginae (10)				
Erynnini (3)				
<i>Chiothion asychis autander</i> (Mabille, 1891)*	2	-	-	-
<i>Gesta gesta</i> (Herrich-Schäffer, 1863)*	8	-	-	-
<i>Hoodus simplex</i> (Austin, 2000)**	2	-	-	-
Pyrgini (7)				
<i>Burnsius communis</i> (Grote, 1872)*	1	-	-	-
<i>Burnsius orcus</i> (Stoll, 1780)*	15	-	-	-

<i>Heliopetes orbiger</i> (Mabille, 1888)*	1	-	-	-
<i>Heliopetes willi</i> (Plötz, 1884)*	4	-	-	-
<i>Pyrgus orcus</i> (Stoll, 1780)	2	-	-	-
<i>Trina geometr</i> ina (C. Felder & R. Felder, 1867)**	8	-	-	-
<i>Zopyrion evenor thania</i> Evans, 1953*	9	-	-	-
Hesperiidae sp1.	1	-	-	-
Hesperiidae sp10.	1	-	-	-
Hesperiidae sp11.	2	-	-	-
Hesperiidae sp12.	3	-	-	-
Hesperiidae sp13.	2	-	-	-
Hesperiidae sp14.	1	-	-	-
Hesperiidae sp15.	1	-	-	-
Hesperiidae sp16.	1	-	-	-
Hesperiidae sp17.	2	-	-	-
Hesperiidae sp18.	1	-	-	-
Hesperiidae sp19.	1	-	-	-
Hesperiidae sp2.	1	-	-	-
Hesperiidae sp20.	2	-	-	-
Hesperiidae sp21.	1	-	-	-
Hesperiidae sp22.	1	-	-	-

Hesperiidae sp23.	1	-	-	-
Hesperiidae sp3.	2	-	-	-
Hesperiidae sp4.	2	-	-	-
Hesperiidae sp5.	1	-	-	-
Hesperiidae sp6.	1	-	-	-
Hesperiidae sp7.	2	-	-	-
Hesperiidae sp8.	1	-	-	-
Hesperiidae sp9.	1	-	-	-
Lycaenidae (11)				
Polyommatainae (2)				
Polyommataini (2)				
<i>Hemiargus hanno</i> (Stoll, 1790)	146	-	-	-
<i>Leptotes cassius</i> (Cramer, 1775)	34	-	-	-
Theclinae (7)				
Eumaeini (7)				
<i>Electrostrymon endymion</i> (Fabricius, 1775)*	1	-	-	-
<i>Pseudolycaena marsyas</i> (Linnaeus, 1758)*	1	-	-	-
<i>Rekoa palegon</i> (Cramer, 1780)*	1	-	-	-
<i>Strymon astiocha</i> (Prittwitz, 1865)*	5	-	-	-
<i>Strymon crambusa</i> (Hewitson, 1874)*	2	-	-	-

<i>Strymon eremica</i> (Hayward, 1949)**	2	-	-	-
<i>Strymon rufofusca</i> (Hewitson, 1877)*	3	-	-	-
Lycaenidae sp1.	1	-	-	-
Lycaenidae sp2.	1	-	-	-
Nymphalidae (37)				
Biblidinae (10)				
Ageroniini (3)				
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823])	16	-	-	-
<i>Hamadryas feronia</i> (Linnaeus, 1758)	4	-	-	-
<i>Hamadryas</i> sp.	1	-	-	-
Biblidini (4)				
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	157	-	LC	-
<i>Callicore sorana</i> (Godart, [1824])*	8	-	-	-
<i>Hamadryas amphinome</i> (Linnaeus, 1767)*	2	-	-	-
<i>Mestra hersilia</i> (Fabricius, 1776)*	24	-	-	-
Epiphelini (3)				
<i>Temenis laothoe</i> (Cramer, 1777)*	7	-	-	-
Eunicini (1)				
<i>Eunica tatila</i> (Herrich-Schäffer, [1855])*	7	-	-	-
Charaxinae (8)				

Anaeni (5)				
<i>Fountainea glycerium</i> (E. Doubleday, [1849])*	173	-	LC	-
<i>Fountainea halice</i> (H. Druce, 1877)*	2	-	LC	-
<i>Fountainea ryphea</i> (Cramer, 1775)*	1	-	LC	-
<i>Fountainea</i> sp.	2	-	-	-
<i>Hypna clytemnestra</i> (Cramer, 1777)*	5	-	LC	-
Preponini (3)				
<i>Archaeoprepona</i> sp.	1	-	-	-
<i>Prepona laertes</i> (Hübner, [1811])*	2	-	LC	-
<i>Prepona pylene</i> Hewitson, [1854]*	1	-	LC	-
Danainae (3)				
Danaini (3)				
Danaini sp.	1	-	-	-
<i>Danaus erippus</i> (Cramer, 1775)*	20	-	LC	-
<i>Danaus gilippus</i> (Cramer, 1775)	97	-	LC	LC
Heliconiinae (4)				
Argynnini (1)				
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938*	47	-	-	-
Heliconiini (3)				
<i>Dione vanillae</i> (Linnaeus, 1758)*	4	-	-	-

<i>Eueides isabella</i> (Stoll, 1781)*	6	-	LC	-
<i>Heliconius erato</i> (Linnaeus, 1758)	51	-	LC	-
Ithomiinae (1)				
Ithomiini (1)				
<i>Mechanitis lysimnia</i> (Fabricius, 1793)	22	-	LC	-
Limenitidinae (1)				
limenitidini (1)				
<i>Adelpha iphicleola</i> (H. Bates, 1864)	6	-	LC	-
Nymphalinae (7)				
Melitaeini (1)				
<i>Ithra ithra</i> (W. F. Kirby, 1900)**	1	-	-	-
Junoniini (2)				
<i>Junonia evarete</i> (Cramer, 1779)	18	-	-	-
<i>Junonia</i> sp.	2	-	-	-
Melitaeini (1)				
<i>Phystis simois</i> (Hewitson, 1864)*	1	-	-	-
Victorinini (3)				
<i>Anartia amathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	-
<i>Anartia jatrophae</i> (Linnaeus, 1763)	752	-	-	-
<i>Siproeta stelenes</i> (Linnaeus, 1758)	3	-	-	-

Satyrinae (2)				
Satyrinae sp1.	9	-	-	-
Satyrinae sp2.	2	-	-	-
Nymphalidae sp.	1	-	-	-
Papilionidae (3)				
Papilioninae (3)				
Troidini (3)				
<i>Battus polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	65	-	LC	LC
<i>Parides</i> sp.	1	-	-	-
<i>Parides zacyanthus</i> (Fabricius, 1793)	23	-	LC	LC
Pieridae (14)				
Coliadinae (9)				
Coliadini (2)				
<i>Aphrissa statira</i> (Cramer, 1777)*	4	-	-	-
<i>Phoebis sennae</i> (Linnaeus, 1758)	136	-	-	LC
Euremini (7)				
<i>Eurema agave</i> (Cramer, 1775)*	14	-	-	-
<i>Eurema albula</i> (Cramer, 1775)	14	-	-	-
<i>Eurema elathea</i> (Cramer, 1777)*	112	-	-	-
<i>Eurema flavescens</i> (Chavannes, 1850)*	3	-	-	-

<i>Eurema</i> sp	1	-	-	-
<i>Pyrisitia leuce</i> (Boisduval, 1836)*	216	-	-	-
<i>Pyrisitia nise tenella</i> (Boisduval, 1836)	16	-	-	-
Pierinae (1)				
Pierini (1)				
<i>Ascia monuste</i> (Linnaeus, 1764)	80	-	LC	-
Pieridae sp1.	1	-	-	-
Pieridae sp2.	1	-	-	-
Pieridae sp3.	1	-	-	-
Pieridae sp4.	3	-	-	-
Riodinidae (5)				
Riodininae (1)				
Riodinini (1)				
<i>Calephelis braziliensis</i> McAlpine, 1971	5	-	-	-
Riodininae (3)				
Calydnini (1)				
<i>Calydna sturnula</i> (Geyer, 1837)*	3	-	-	-
Nymphidiini (2)				
<i>Aricoris campestris</i> (H. Bates, 1868)*	20	-	-	-
<i>Synargis calyce</i> (C.Felder & R.Felder, 1862)*	7	-	-	-

Riodinidae sp.	1	-	-	-
----------------	---	---	---	---

Beta diversity patterns of butterflies (Lepidoptera: Papilionoidea) in a human-modified landscape of the Caatinga

Padrões de diversidade beta de borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) em uma paisagem antropizada da Caatinga

Guilherme Magalhães Viana¹, Antonio Bruno Silva Farias¹, Cristiano Agra Iserhard², Jean Carlos Santos¹

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Ecologia, Laboratório de Ecologia e Biodiversidade, São Cristóvão, Sergipe, Brasil.

²Universidade Federal de Pelotas, Departamento de Ecologia, Zoologia e Genética, Laboratório de Ecologia de Lepidoptera, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil.

**Corresponding author: jcsantosbio@gmail.com*

E-mail: vianagm93@gmail.com Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-1842-0236>

E-mail: antoniobrunofarias@gmail.com; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0002-7989-3424>

E-mail: cristianoagra@yahoo.com.br; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-6414-9216>

E-mail: jcsantosbio@gmail.com; Orcid ID: <https://orcid.org/0000-0001-6031-9193>

Resumo

Borboletas são insetos que apresentam grande importância ecológica na polinização das plantas e são bons indicadores de conversão de habitats naturais. Na Caatinga, uma floresta tropical seca marcada por antropização crônica, a aridez e os distúrbios prolongados afetam negativamente a diversidade de borboletas. O aumento da aridez, a sazonalidade (estações seca e chuvosa) e a proximidade de rios perenes influenciam abundância, riqueza e composição de espécies, enquanto corpos hídricos lânticos e lóticos, mesmo artificiais, podem favorecer as assembleias. Este estudo teve como objetivos avaliar: o efeito da sazonalidade, tipos de corpos hídricos e proximidade do Rio São Francisco sobre a estrutura da comunidade de borboletas na Caatinga sergipana. As borboletas foram amostradas em áreas com diferentes níveis de antropização. Sazonalmente, abundância e riqueza diferiram significativamente, assim como a composição de espécies. A diversidade beta foi alta tanto na estação chuvosa quanto na seca, com predominância da substituição de espécies em ambas. Entre habitats lânticos e lóticos, abundância e composição também diferiram, com elevada dissimilaridade beta em ambientes lânticos e lóticos, igualmente marcada por substituição de espécies. A proximidade do rio São Francisco influenciou negativamente a abundância, possivelmente relacionada à hipótese do distúrbio intermediário, que favorece maior abundância em ambientes mais antropizados. As borboletas da Caatinga mostram forte resposta à sazonalidade e à estrutura do habitat, reforçando a importância da umidade e da heterogeneidade ambiental. O Monumento Natural Grota do Angico se destaca para a manutenção da diversidade beta regional. Ambientes lóticos suportam maior abundância que lânticos, possivelmente devido a diferentes níveis de antropização e maior abertura nos lagos. Apesar da influência negativa da proximidade ao rio sobre a abundância, a diversidade se mantém, e ambientes lânticos artificiais também contribuem para a conservação das borboletas na Caatinga. Palavras-Chave: Antropização, Bioindicadores, Corpos hídricos, Polinizadores, Semi-árido

Introdução

A conversão de habitats naturais para ambientes antropizados na paisagem é uma das principais responsáveis pelas alterações da estrutura e dinâmica das comunidades no ecossistema (Checa *et al.* 2014, Mercado-Gómez *et al.* 2023, Pignataro *et al.* 2025). Atividades como criação de animais (bovinos, caprinos etc.), cultivos agrícolas e urbanização alteram o uso e ocupação da terra e modificam as características das paisagens (Filgueiras *et al.* 2021, Melo *et al.* 2023a). Essas conversões antrópicas afetam o ambiente físico, os ecossistemas, comunidades, populações e ainda a disponibilidade de recursos (Mercado-Gómez *et al.* 2023) comprometendo a dispersão dos indivíduos, serviços ecossistêmicos, ciclagem de nutrientes, entre outros processos ecológicos (Ribeiro *et al.* 2025). Estas mudanças, possibilitam o aumento populacional de espécies sinantrópicas, aumento da abundância e dominância de poucas espécies e redução ou extinção de espécies mais sensíveis às alterações no habitat, causando, assim, uma homogeneização biótica (Olden 2008, Sharma *et al.* 2020, Mercado-Gómez *et al.* 2023, Pignataro *et al.* 2025). Além disso, esses distúrbios também alteram a composição das espécies regionalmente (diversidade beta), aumentando o mecanismo de substituição (turnover) entre um local e outro e diminuindo o aninhamento (nestedness) (Beirão *et al.* 2017, Brito *et al.* 2021, Melo *et al.* 2023a, Melo *et al.* 2023b).

Borboletas (Lepidoptera: Papilionoidea) são organismos sensíveis a alterações antrópicas (Checa *et al.* 2014, Schmitt *et al.* 2021, Melo *et al.* 2023a). Este grupo apresenta estreita associação com a vegetação, evidenciando uma relação positiva com a complexidade e heterogeneidade do habitat (Zellweger *et al.* 2017, Walton *et al.* 2021). Essa relação ocorre devido a sua dependência da vegetação tanto em fase imatura (herbívoros) quanto em fase adulta (polinizadores/decompositores) (Checa *et al.* 2014, Braga & Diniz 2015, Schmitt *et al.* 2021); e devido as alterações na vegetação, ocorre aumento da temperatura, luminosidade, diminuição da umidade e alteração na disponibilidade de recursos (Melo *et al.* 2023a, Mercado-Gómez *et al.* 2023). Essas modificações no habitat influenciam o comportamento (Mukherjee & Hossain 2020) e características morfológicas (Thomas *et al.* 2024) das borboletas, modificando assim, a estrutura das comunidades (e.g. riqueza, abundância e composição de espécies) (Zhang *et al.* 2019, Melo *et al.* 2023b).

As florestas secas apresentam elevados níveis de perturbação e estão associadas a um histórico de uso intenso, caracterizado como antropização crônica (Ribeiro-Neto *et al.* 2016, Arnan *et al.* 2018, Melo *et al.* 2023b). Esse processo refere-se a extração contínua de recursos naturais como lenha, madeira e plantas por humanos e animais de criação (Arnan *et al.* 2018, Melo *et al.* 2023a). A Caatinga é a floresta tropical seca mais populosa do mundo, e também está submetida a distúrbios antrópicos crônicos (Sunderland *et al.*

2015, Schröder *et al.* 2021). Historicamente, devido ao seu ambiente árido e de difícil produção voltada para a agropecuária, a Caatinga sempre foi explorada para subsistência humana, com pequenas criações e cultivos (Albuquerque *et al.* 2017). Infelizmente, estudos têm mostrado que essa aridez e os distúrbios crônicos da Caatinga vêm afetando negativamente a diversidade de borboletas (Legal *et al.* 2020, Melo *et al.* 2023a, Melo *et al.* 2023b).

A aridez na Caatinga é um grande desafio para sobrevivência das espécies, as altas temperaturas e falta de recursos hídricos influenciam espacialmente e temporalmente a dinâmica das espécies de borboletas (Nobre *et al.* 2012, Brito *et al.* 2021, Melo *et al.* 2023a). O aumento da aridez (Melo *et al.* 2023a), a proximidade aos rios perenes (Brito *et al.* 2021) e sazonalidade (estação chuvosa) (Nobre *et al.* 2012) são fatores já relatados que influenciam na abundância e diversidade de borboletas na Caatinga. A sazonalidade apresenta forte influência em florestas secas, com períodos secos longos, se tornando um gargalo para as espécies (Nobre *et al.* 2012, Apgaua *et al.* 2014, Maicher *et al.* 2018). Durante a estação seca, as altas temperaturas e a aridez impõem às espécies de plantas adaptações como a caducifolia (queda de folhas), redução do investimento energético na reprodução (ausência de floração e frutificação) (Nobre *et al.* 2012, Arnan *et al.* 2018), afetando diretamente as borboletas que dependem de folhas, flores e frutos para seu desenvolvimento (Nobre *et al.* 2012, Rito *et al.* 2017). Já no período chuvoso a redução da aridez e o aumento da umidade influenciam positivamente a riqueza e a abundância das borboletas (Nobre *et al.* 2012, Melo *et al.* 2023a).

Historicamente na Caatinga, criadores de animais (e.g., bode e gado) criam lagos/lagoas artificiais, como açudes, cacimbas, etc., para servir como bebedouro para seu rebanho. Estes corpos hídricos tanto lênticos (e.g. lagoas, lagos e açudes) quanto lóticos (e.g. riachos, rios e córregos), embora de origem antrópica, podem favorecer a assembleia de borboletas. Evidências recentes indicam que lagoas desempenham papel relevante na manutenção da diversidade de borboletas em florestas secas (Cawood *et al.* 2025). Corpos hídricos mantêm a umidade das plantas, minimizando o efeito da aridez no ambiente e como consequência influenciam positivamente a ocorrência das borboletas (Brito *et al.* 2021, Montejo-Kovacevich *et al.* 2022, Cawood *et al.* 2025). Essa vegetação associada a rios e lagoas é classificada como zona ripária, a qual apresenta elevada diversidade biológica em florestas tropicais úmidas (Ramey & Richardson 2017, Jeong-Seop & Sei-Woong 2021) e principalmente em florestas tropicais secas (Brito *et al.* 2021, Melo *et al.* 2023a, Ramos *et al.* 2023, Cawood *et al.* 2025). No entanto, as lagoas artificiais não foram exploradas/ estudadas como fonte de manutenção da diversidade da assembleia de borboletas.

Diante das características de sazonalidade, aridez e antropização crônica da Caatinga, os objetivos deste estudo foram: (i) avaliar o efeito da diferença entre as estações (seca *versus* chuvosa) na abundância, riqueza, e composição de espécies de borboletas na Caatinga Sergipana; (ii) analisar a beta diversidade e seus componentes ecológicos únicos em cada estação na Caatinga Sergipana; (iii) analisar se o tipo de corpo hídrico (lótico *versus* lêntico) influencia na abundância, riqueza, e composição de espécies de borboletas na Caatinga Sergipana; (iv) analisar a diversidade beta e seus componentes ecológicos únicos em cada tipo de corpo hídrico na Caatinga; (v) avaliar se a heterogeneidade de habitat influencia a abundância e riqueza de borboletas na Caatinga; e (vi) avaliar se a proximidade do Rio São Francisco, um importante corpo hídrico perene, influencia a abundância e riqueza de borboletas na Caatinga. É esperado que: (i) maior abundância e riqueza na estação chuvosa e que a composição das espécies se modifique entre as estações, uma vez que a umidade apresenta importante variável para biodiversidade, possibilitando aumento de recursos, heterogeneidade do habitat e microclimas mais amenos (Checa *et al.* 2014, Richter *et al.* 2023, Kemppinen *et al.* 2024); (ii) em ambas as estações, haverá alta diversidade beta com o componente de maior importância sendo a substituição das espécies. Uma vez que ambientes antropizados apresentam alta substituição de espécies e os locais que mais contribuem para a beta diversidade serão ambientes mais conservados, com menos alterações antrópicas. As espécies que mais contribuem com a diversidade beta serão as mais abundantes sendo que a estação seca apresentará mais espécies especialistas que na estação chuvosa (Legendre & Cáceres 2013, Heino & Grönroos 2017, Kavhu *et al.* 2025); (iii) a abundância e riqueza de borboletas serão menores e a composição das espécies será diferente nos ambientes lênticos. Por serem lagos artificiais utilizados como bebedouro de animais, o nível de antropização é maior, diminuindo assim a diversidade alfa, já a composição deve se diferir devido aos corpos lóticos serem perenes e a vegetação ao redor (matas ripárias) se mantém com maior umidade (Sweaney *et al.* 2014, Brito *et al.* 2021); (iv) a diversidade beta nos ambientes lênticos dominada principalmente pela substituição de espécies por sua maioria ser bebedouro para criação de animais e os principais locais de contribuição da diversidade beta será nos ambientes mais conservados (Dufлот & Vähätalo, 2024); enquanto nos ambientes lóticos terão alta diversidade beta e seu principal componente também será a substituição e os locais de maior contribuição para diversidade beta serão os pontos próximos ao rio São Francisco (Ramey & Richardson 2017, Montejó-Kovacevich *et al.* 2022); (v) a heterogeneidade florestal irá influenciar, positivamente, a abundância e riqueza de borboletas, uma vez que a heterogeneidade ambiental possibilita uma maior diversidade de microhabitats e nichos ecológicos (Braga & Diniz 2015); e (vi) por fim, a abundância e

riqueza de borboletas será aumentada pela proximidade o rio São Francisco, uma vez que as borboletas são influenciadas positivamente pela presença de corpos hídricos (Brito *et al.* 2021).

Materiais e métodos

1. Área de estudo

A área amostral compreende os municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, no estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. O município de Canindé de São Francisco possui 934,167 km² de extensão territorial e um total de 26.834 habitantes, desses, 43% estão na zona rural e 56% estão na zona urbana (Cavalcante *et al.* 2021). O município de Poço Redondo possui 1.220,426 km² de extensão territorial e um total de 33.349 habitantes, destes, 70% estão na zona rural e 29,6% estão na zona urbana (Cavalcante *et al.* 2022). Nos estabelecimentos agropecuários, 63 a 69% referem-se à criação animal (bovinos, caprinos e ovinos), enquanto 23% são referentes a lavouras permanentes e temporárias, sendo os principais cultivos: feijão, milho, mandioca e palma para forrageio (Santos & Costa 2020). O sistema agropecuário da região é baseado em agricultura familiar, e as áreas de criação são menores que 5 hectares (Santos & Costa 2020), normalmente contendo lagoas artificiais para retenção de água como bebedouros para bovinos e ovinos (GMV, *comunicação pessoal*). Entre os dois municípios, e margeando o Rio São Francisco, maior corpo hídrico da região, situa-se a unidade de conservação Monumento Natural Grota do Angico (MNGA), que possui uma extensão de 21,38 km² (Figura 1). Apesar de ser uma unidade de conservação, o MNGA também apresenta distúrbios antrópicos (e.g., criação de bovinos, caprinos, trilhas turísticas, restaurantes) em seu interior (GMV, *comunicação pessoal*).

A vegetação predominante da região de estudo é a Caatinga. A Caatinga, é uma floresta tropical sazonalmente seca, com predominância de arbustos e suculentas (Pennington *et al.* 2009). O clima predominante na região é o semi-árido (Bsh), com chuvas anuais abaixo de 900 mm (Alvares *et al.* 2014). Devido às chuvas irregulares, essa vegetação perde suas folhas entre 5 e 6 meses do ano (período seco), no qual a precipitação é menor que 100 mm (Pennington *et al.* 2009, Sunderland *et al.* 2015, Rito *et al.* 2017).

2. Método de coleta

Para amostrar as borboletas, foi utilizado o método de coleta ativo com rede entomológica (veja Freitas *et al.* 2021). As coletas foram feitas por dois pesquisadores, os quais ficaram uma hora em cada ponto de coleta. Os indivíduos foram amostrados no período entre 08:00 e 16:00 horas, que é o período de maior atividade das borboletas. No total, foram amostrados 32 pontos, esses, foram amostrados na estação

chuvosa, entre 07/2023 e 08/2023; e na estação seca, em 01/2024, totalizando assim, 128 horas de esforço amostral (Figura 2-A- F). Todos os pontos de coletas foram em torno de corpos hídricos, 10 pontos lênticos (lagoas/açudes) e 22 lóticos (rios/riachos) (Tabela 1). Esse método foi adotado porque em ambientes áridos, a disponibilidade de água determina a estrutura da comunidade de borboletas (Brito *et al.* 2021). A fim de padronizar a amostragem aos diferentes corpos hídricos, tanto para lênticos quanto para os lóticos, e abranger áreas mais distantes dos corpos hídricos, o tempo total de coleta por ponto (1 hora) foi dividido em dois tempos T1 (30 minutos) e T2 (30 minutos). No primeiro tempo (T1) a busca foi feita em volta e ao longo do corpo hídrico partindo da margem até 10 metros de distância, enquanto no segundo tempo (T2), a busca foi feita depois dos 10 metros iniciais até 30 metros do ponto hídrico (Figura 3).

3. Identificação dos espécimes

Após a coleta, todos os indivíduos foram armazenados separadamente em envelope entomológico e congelados a 2 °C, para posterior identificação até o menor nível taxonômico possível. Para isso, foram utilizadas referências específicas taxonômicas para o grupo (Uehara-Prado *et al.* 2004, Zamoner & Barbosa 2022, Warren *et al.* 2024). Os espécimes mais difíceis para identificar (45 spp.) foram montados, e fotografados nas posições ventral e dorsal digitalizados com auxílio do scanner Epson® V600 Photo a 1200 dpi; posteriormente, foram enviados para especialistas (Dr. Cristiano Agra Iserhard; Dr. Ricardo Russo Siewert; Dr. Lucas Augusto Kaminski). Após as identificações, todos os espécimes foram depositados na coleção de referência do Laboratório de Ecologia e Biodiversidade (LEBIO) do departamento de Ecologia da Universidade Federal de Sergipe (UFS).

4. Complexidade estrutural

Vários estudos mostram que a complexidade estrutural do ecossistema influencia positivamente a abundância e riqueza das espécies (Levanoni *et al.* 2011, Braga & Diniz 2015, Chiquetto-Machado *et al.* 2018). O ecossistema mais complexo apresenta uma estrutura mais heterogênea, possibilitando condições abióticas mais diversas, aumentando também a heterogeneidade biótica (Sweaney *et al.* 2014, Piano *et al.* 2020). Normalmente este tipo de ambiente é caracterizado por florestas maduras com maior adensamento de plantas (Levanoni *et al.* 2011, Aragón *et al.* 2019, Zhang *et al.* 2019, Doré *et al.* 2021). Como *proxy* de complexidade estrutural, foram utilizados dados de índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Este índice foi obtido através de imagens de satélites e sensoriamento remoto sendo composta por bandas multiespectrais para a composição dessas imagens (Huang *et al.* 2021). Para o índice de vegetação por

diferença normalizada (NDVI), foram utilizadas imagens do Landsat 9 Collection 2 Level-2, na banda de reflectância de superfície (SR) com as bandas SR_B5 infravermelho próximo (NIR) e SR_B4 vermelho (RED), adquiridas com auxílio do software Google Earth Engine (Google Earth Engine 2025). A imagem foi obtida para os municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo. O cálculo do NDVI é feito utilizando a fórmula:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}$$

Onde a variação do índice ocorre de -1 a 1, sendo os valores negativos referentes à superfícies não vegetadas e corpos hídricos; valores próximos a 0 podem ser áreas urbanizadas, solo exposto ou rochas; já os valores mais próximos a 1 referem-se aos ambientes com vegetação mais densa (Huang *et al.* 2021, Gallardo-Salazar *et al.* 2023).

Para a extração dos valores da média do NDVI, foram feitos buffers de 1.000 metros ao redor de todos os pontos de coleta, definido de acordo com Zingg *et al.* (2018), Rocha-Santos *et al.* (2020), sendo o centroide a coordenada geográfica. Dentro de cada buffer, foram extraídos os valores médios de NDVI para cada ponto. Todo o processamento da imagem e extração dos valores foram feitos através de pixels com auxílio do software QGIS versão 3.40.8 (QGIS Development Team 2025).

5. Análise de dados

5.1 Estimativa do número de espécies e esforço amostral, abundância e riqueza

Para estimar o número de espécies e avaliar a suficiência amostral, foi plotada uma curva de interpolação e extrapolação do número total de espécies de borboletas amostradas em cada estação (chuvosa vs seca) e tipo de corpo hídrico (lêntico vs lótico). As curvas foram construídas com base na abundância das espécies dentro de cada tratamento (número de Hill $q=0$, equivalente a um índice de riqueza de espécies) com intervalo de confiança de 95% que foi baseada em 1.000 repetições (Chao *et al.* 2014, Hsieh *et al.* 2016). As curvas de interpolação e extrapolação foram feitas usando o pacote "iNEXT" (Hsieh *et al.* 2024) através do software "R" versão 4.2.2 (R Core Team 2025)

Para testar se a abundância e riqueza de borboletas foram influenciadas pelas diferentes estações (seca vs chuvosa) e pelo tipo de corpo hídrico (lêntico vs lótico) foi criado um modelo linear generalizado misto (GLMM). Para a diferença entre as estações, tivemos como variáveis respostas a abundância e riqueza

e como preditoras a estação chuvosa e seca, e os pontos de amostragem como efeito aleatório. Para isso, foram utilizados os pacotes “glmmTMB” (Brooks *et al.* 2017) para rodar o modelo misto e “DHARMA” (Hartig 2024) para avaliar os resíduos do modelo. Para ambas as variáveis respostas houve sobredispersão com a família Poisson, com isso, foi utilizado a família binomial negativa, a qual houve melhor adequação dos resíduos. Para testar a influência do ambiente (lêntico vs lótico) também foi criado um modelo linear generalizado misto (GLMM) sendo as variáveis respostas a abundância e riqueza de borboletas, as variáveis preditoras são os tipos de ambientes (lêntico vs lóticos) e a variável de efeito aleatório foram os pontos de amostragem. Para a análise, foram utilizados os pacotes “glmmTMB” (Brooks *et al.* 2017) para rodar o modelo misto e “DHARMA” (Hartig 2024) para avaliar os resíduos do modelo. A família utilizada no modelo foi a família Poisson. Todas as análises foram feitas através do software “R” versão 4.2.2 (R Core Team 2025).

5.2 Composição da comunidade, diversidade beta e suas características ecológicas únicas

Para avaliar se existem diferenças na composição de borboletas sazonalmente (chuvosa vs seca) e entre corpo hídrico (lêntico vs lótico), foi feita uma Análise de Variância Multivariada Permutacional (PERMANOVA) com índice de similaridade de Bray-Curtis e 1000 permutações (Anderson 2017). Para avaliar a dispersão dos dados, foi realizado um teste de homogeneidade multivariada das dispersões (PERMDISP). Para visualizar a distribuição dos dados, foi realizada uma ordenação por escala multidimensional não métrica (NMDS) utilizando o pacote “ape” (Paradis & Schliep 2019).

O mecanismo de substituição é uma comparação entre um local e outro, o qual a composição das espécies é alterada de forma que uma substitui outra ou é excluída (Baselga 2010, 2012). Enquanto o aninhamento ocorre quando a composição de espécies de um local é um subconjunto do outro (Baselga 2010, 2012). Para entender como a composição de espécies se modifica entre as estações (chuvosa vs seca) e entre os ambientes (lêntico vs lótico) foi feita uma análise de diversidade beta (BD) total com intuito de examinar os parâmetros de substituição (β_{sim}) e aninhamento (β_{nes}). Com isso, para identificar a diversidade beta, foi utilizado o índice de dissimilaridade de Sørensen ($\beta_{sør}$): $\beta_{sør} = \beta_{sim} + \beta_{nes}$. A diversidade beta foi calculada para todos os pontos amostrais baseado em dados de ocorrência (Baselga 2010, 2012, Baselga & Orne 2012). Para isso, foi usado o método descrito em (Baselga & Orne 2012) a fim de determinar o percentual de contribuição da partição da BD (β_{sim}/β_{ne}). Esta análise foi realizada através do software R (R Core Team 2025), sendo utilizados os pacotes 'betapart' (Baselga *et al.* 2025) e 'vegan' (Oksanen *et al.* 2025).

Para entender as características ecológicas únicas da BD foi utilizado o método descrito por Legendre & Cáceres (2013), que verifica a contribuição local da diversidade beta (LCBD) e a contribuição das espécies na diversidade beta (SCBD). A LCBD representa a singularidade ecológica de um local, fornecendo uma medida da contribuição relativa de uma determinada unidade de amostragem para a diversidade beta. A SCBD indica a magnitude da contribuição de uma espécie para a diversidade beta global no conjunto de dados. Valores elevados de LCBD ou SCBD indicam grande importância do local ou da espécie em questão, respectivamente, para a diversidade beta geral, ou seja, a variação na composição das espécies entre os locais (Anderson *et al.* 2011). A diversidade beta, LCBD e SCBD foram calculados através de uma matriz de abundância da comunidade usando a transformação de Hellinger e a partir dela foi utilizado a função “beta.div” do pacote “adespatial” (Dray *et al.* 2025). Além disso, a identificação de quais são as espécies especialistas de cada estação (chuvosa vs seca) e tipo de corpo hídrico (lêntico vs lótico) e quais são generalistas, foi feito o método de classificação CLAM, esta análise foi realizada com a base de dados de matriz de abundância das espécies, utilizando o pacote “indicspecies” (Cáceres & Legendre 2009) e o “vegan” (Oksanen *et al.* 2025). Todas as análises foram feitas através do software “R” versão 4.2.2 (R Core Team 2025).

5.3 Complexidade estrutural e proximidade do Rio São Francisco

Para testar se a complexidade estrutural (NDVI) e a proximidade do RSF influenciaram na abundância e riqueza de borboletas, foi feito um modelo linear generalizado misto (GLMM), com distribuição de erros Poisson sendo as variáveis respostas a abundância e riqueza de borboletas, as variáveis preditoras a média do NDVI e a distância do ponto até o RSF, e a variável aleatória são os pontos de amostragem. Para a análise, foram utilizados os pacotes “glmmTMB” (Brooks *et al.* 2017) para rodar o modelo misto e “DHARMA” (Hartig 2024) para avaliar os resíduos do modelo. A família utilizada no modelo foi a família Poisson. Todas as análises foram feitas através do software “R” versão 4.2.2 (R Core Team 2025).

Resultados

1 Abundância, riqueza e composição de espécies

No total foram amostrados 2.171 indivíduos, pertencentes a 97 espécies de borboletas, destes, sendo 59 espécies (60,82%) identificadas até o epíteto específico ou subespécie, compreendendo 2.110 espécimes (acurácia de 97%). As espécies foram distribuídas em seis famílias: Hesperiidae, Lycaenidae,

Nymphalidae, Papilionidae, Pieridae e Riodinidae. Dessas, a família com maior riqueza foi Hesperíidae (S=40 spp.; 67,7%), seguida por Nymphalidae (S=24 spp.; 40,6%), Pieridae (S=14 spp.; 23,7%), Lycaenidae (S=11 spp.; 18,6%), Riodinidae (S=5 spp.; 8,4%) e Papilionidae (S=3 spp.; 5%). A família mais abundante foi Nymphalidae (N=1.093; 50,3%), seguida por Pieridae (N=602; 27,7%), Lycaenidae (N=197; 9%), Hesperíidae (N=154; 7%), Papilionidae (N=89; 4%), e Riodinidae (N=36; 1,6%). As espécies, *Anartia jatrophae* (Linnaeus, 1763), *Pyrisitia leuce* (Boisduval, 1836) e *Hemiargus hanno* (Stoll, 1790), foram as mais abundantes com 752 (34%), 216 (10%) e 146 (7%) indivíduos, respectivamente; equivalente a 51% dos indivíduos amostrados.

Na estação chuvosa, foram amostrados 1.498 indivíduos pertencentes a 86 espécies, sendo que as mais representativas foram *A. jatrophae* (N = 512, 34%), *P. leuce* (N = 197, 13%) e *Phoebis sennae* (Linnaeus, 1758) (N = 88, 6%). Na estação seca foram amostrados 673 indivíduos pertencentes a 39 espécies e as espécies mais representativas foram *A. jatrophae* (N = 240, 35%), *H. hanno* (N = 95, 14%), seguida de *Eurema elathea* (Cramer, 1777) (N = 65, 10%). Nos habitats lânticos, foram amostrados 483 indivíduos representados por 47 espécies e as espécies mais representativas foram: *H. hanno* (N = 93, 19%), *A. jatrophae* (N = 85, 18%) e *P. leuce* (N = 49, 10%). Nos habitats lóticos, foram amostrados 1.688 indivíduos pertencentes a 89 espécies, e as espécies mais representativas foram *A. jatrophae* (N = 667, 39%), *P. leuce* (N = 167, 10%) e *P. sennae* (N = 98, 6%) (Tabela 2).

2. Sazonalidade

As curvas de rarefação foram estáveis para as duas estações, indicando uma amostragem de 97% na estação chuvosa e 96% na estação seca (veja material suplementar SI-A). A abundância (GLMM, $Z = -6,31$, $p < 0,001$) e riqueza (GLMM, $Z = -9,20$, $p < 0,001$) foram menores na estação seca do que na estação chuvosa (Figura 4). A composição de espécies de borboletas também diferiu, significativamente, entre as estações chuvosa e seca ($R^2 = 0,144$, $F = 11,88$, $p = 0,001$) (Figura 5).

Tanto na estação chuvosa quanto na seca a diversidade beta mostrou uma alta dissimilaridade entre os pontos (Beta Sørensen = 0,9207 e 0,9306, respectivamente) e grande parte dessa dissimilaridade teve como maior influência a substituição das espécies (substituição = 96,38% e 92,30%, respectivamente) sendo uma pequena parte determinada por aninhamento (aninhamento = 3,61% e 7,69%, respectivamente) (Figura 6-A, B). Os pontos de amostragem com maior valor de contribuição local da diversidade beta (LCBD) na estação chuvosa foram: Ponto 12 ($p = 0,031$) e Ponto 16 ($p = 0,046$) (Figura 7-A), que além de terem maior contribuição foram significativos. Apesar de não apresentar $p < 0,05$, o Ponto 22 teve o LCBD

alto e o valor de p aproximou da significância ($p = 0,058$) (SI-B). Já para a estação seca, os pontos de amostragem significativos de contribuição local da beta diversidade (LCBD) na estação seca foram: Ponto 04 ($p = 0,049$), Ponto 18 ($p = 0,011$) Ponto 19 ($p = 0,022$) (SI-B), estes locais também apresentaram maiores valores de LCBD (Figura 7-B).

As espécies que tiveram maior contribuição para a diversidade beta (SCBD) na estação chuvosa foram: *A. jatrophae* (SCBD = 0,1162320307), *Danaus gilippus* (Cramer, 1775) (SCBD = 0,0776404281), *P. leuce* (SCBD = 0,0639523401), enquanto na estação seca foram: *H. hanno* (SCBD = 0,2224565017), *A. jatrophae* (SCBD = 0,1926842105) e *P. sennae* (SCBD = 0,0999575952) (SI-C). A análise de Clam mostrou que sete espécies são específicas da estação chuvosa, com mais de 66,7% da abundância ocorrendo nesta estação, sendo elas: *Cogia calchas* (Herrich-Schäffer, 1869), *Euptoieta hegesia meridiania* Stichel, 1938, *Leptotes cassius* (Cramer, 1775), *Mechanitis lysimnia* (Fabricius, 1793), *Mestra hersilia* (Fabricius, 1776), *Parides zacyanthus* (Fabricius, 1793) e *P. leuce*. Já na estação seca, apenas três espécies foram consideradas específicas da estação, sendo elas: *H. hanno*, *Eurema elathea* (Cramer, 1777), *Battus polydamas* (Linnaeus, 1758). Por outro lado, sete espécies foram consideradas generalistas, ocorrendo com grande abundância nas duas estações: *A. jatrophae*, *Aricoris campestris* (H. Bates, 1868), *Ascia monuste* (Linnaeus, 1764), *Danaus erippus* (Cramer, 1775), *D. gilippus*, *H. erato*, *P. sennae*.

3. Tipo de corpo hídrico

A curva de rarefação atingiu a assíntota tanto no ambiente lântico lântico (96% da comunidade total) quanto lótico (97% da comunidade total) (SI-D). A abundância variou significativamente entre os corpos hídricos (GLMM, $Z = 2,154$, $p = 0,0312$), mesmo sendo maior nos ambientes lóticos (Figura 8-A). Apesar da riqueza não ter mostrado diferença (GLMM, $Z = 1,74$, $p = 0,081$) entre os corpos hídricos (Figura 08-B). A composição das espécies diferiu significativamente entre os ambientes lânticos e lóticos ($R^2 = 0,075$, $F = 6,147$, $p = 0,001$) (Figura 5).

No ambiente lântico, a diversidade beta apresentou alta dissimilaridade entre os pontos (Beta Sørensen = 0,9622) e o componente com maior influência foi a substituição (substituição = 95,75%), com pouca contribuição do aninhamento aninhamento (4,24%) (Figura 9-A). O ambiente lótico teve uma alta dissimilaridade entre os pontos (Beta Sørensen = 0,7876) com predominância do mecanismo de substituição (89%) em relação ao aninhamento (10,99%) (Figura 9-B). Para a contribuição local da beta diversidade (LCBD), no ambiente lântico não houve local significativo ($p < 0,05$), enquanto nos ambientes lóticos, o local com contribuição significativa para a diversidade beta foi: Ponto 23 ($p = 0,046$) (SI-E). Apesar de não

apresentar locais significativos, os pontos: Ponto 12 e Ponto 16 tiveram maior contribuição de LCBD (Figura 10- A). Já nos ambientes lóticos, os pontos com maiores contribuições de LCBD foram: Ponto 19, Ponto 23, Ponto 22 e Ponto 15 (Figura 10-B).

As espécies que tiveram maior contribuição para a diversidade beta (SCBD) nos ambientes lênticos foram: *D. gilippus* (SCBD = 0,1036), *A. jatrophae* (SCBD = 0,0887), *P. leuce* (Boisduval, 1836) (SCBD = 0,0773). já nos ambientes lóticos, as espécies que tiveram maior contribuição para a diversidade beta (SCBD) foram: *A. jatrophae* (SCBD = 0,1185), *D. gilippus* (SCBD = 0,0617) e *P. leuce* (SCBD = 0,0588) (veja material suplementar SI-F). A análise de Clam mostrou que quatro espécies são específicas para ambientes lênticos, com mais de 66,7% da abundância ocorrendo nestes habitats sendo elas: *C. calchas*, *A. campestris*, *H. hanno* e *Eurema agave* (Cramer, 1775). Duas espécies foram consideradas especialistas para ambientes lóticos: *L. Cassius*, *B. polydamas*, e 19 foram consideradas generalistas, são elas: *A. jatrophae*, *A. monuste*, *Biblis hyperia* (Cramer, 1779), *Burnsius orcus* (Stoll, 1780), *Cogia undulatus* (Hewitson, 1867), *D. gilippus*, *Euptoieta hegesia meridiania*, *Eurema elathea*, *Eurema albula* (Cramer, 1775), *Junonia evarete* (Cramer, 1779), *H. erato*, *M. lysimnia*, *M. hersilia*, *P. zacythus*, *P. sennae*, *P. leuce*, *Pyrisitia nise tenella* (Boisduval, 1836) e *Zopyrion evenor thania* Evans, 1953.

4. Complexidade estrutural e proximidade do Rio São Francisco

Os resultados do modelo linear mostraram que não houve relação entre a complexidade estrutural da vegetação e a abundância (GLMM, $Z = -0,784$, $p = 0,43320$) e a riqueza de borboletas (GLMM, $Z = 0,740$, $p = 0,459$) (Figura 11-A, 12-A-B). No entanto, a proximidade do Rio São Francisco influenciou, negativamente, a abundância das borboletas (GLMM, $Z = 2,584$, $p = 0,00976$), enquanto para a riqueza, não houve uma relação significativa (GLMM, $Z = 1,642$, $p = 0,101$) (Figura 11-B, 12-C-D).

Discussão

1. Sazonalidade

A precipitação e umidade são importantes variáveis para a manutenção da assembleia de borboletas. Nossa hipótese de que a abundância, riqueza e composição de borboletas na estação chuvosa seria maior e diferente que na estação seca, foi corroborada, estando de acordo com o observado em outros estudos (Beirão *et al.* 2017, Arnan *et al.* 2018, Melo *et al.* 2023a). Nas florestas secas, a precipitação e umidade são fatores limitantes para as borboletas (Sunderland *et al.* 2015, Schröder *et al.* 2021), ocasionando variação na abundância e riqueza de borboletas entre as estações (Nobre *et al.* 2012, Checa *et*

al. 2014, Rito *et al.* 2017, Schmitt *et al.* 2021). Nossos resultados mostraram que mesmo amostrando próximo aos corpos hídricos, a sazonalidade teve forte influência nas borboletas, duplicando a abundância e riqueza na estação chuvosa (Tabela 2).

A diversidade beta foi alta para ambas as estações (chuvosa e seca), sendo a substituição o componente predominante. Essa dissimilaridade das espécies entre os locais de coleta já era esperada, uma vez que as borboletas foram amostradas em locais com diversos níveis de antropização (e.g., bovino, caprinos, plantações, resíduos, etc.) (Santos *et al.* 2020, Sharma *et al.* 2020). Localmente, a matriz que as borboletas estão situadas (e.g. urbanização, culturas de criação, florestas conservadas) são importantes componentes para a composição das espécies (Sweaney *et al.* 2014). Por isso, a alta substituição de espécies nas duas estações. Em ambas as estações, a contribuição local da diversidade beta (LCBD) apresentam números semelhantes de pontos significativos.

O LCBD foi semelhante entre as estações, com as duas estações apresentando locais importantes dentro ou próximas da unidade de conservação e próximas ao RSF. Este resultado corroborou com nossa predição e outros estudos que indicam as unidades de conservação como cruciais para a manutenção da biodiversidade (Chiquetto-Machado *et al.* 2018, Anselmo *et al.* 2025). Na estação chuvosa, além dos locais situados na unidade de conservação o ponto 22 também foi importante para a diversidade beta. Porém este local possui alta abundância ($N = 60$) e riqueza (20 spp.) e está situado em ambiente de agricultura e criação de animais. Apresentando resultados diferentes de Ramos *et al.* (2023), que mostram uma maior riqueza e abundância de plantas em ambientes com menor pressão de criação de gado e o índice de atividade humana. E Melo *et al.* (2023a) que encontrou uma relação das atividades antrópicas influenciando negativamente a assembleia de borboletas. Por outro lado, na estação seca, o LCBD corroborou com a hipótese de proximidade do RSF, que segundo Brito *et al.* (2021) em ambientes semiáridos corpos hídricos perenes determinam padrão de distribuição das borboletas.

As espécies com maior contribuição para a diversidade beta (SCBD) foram as mais abundantes em ambas as estações, corroborando com a nossa predição. E elas são características de áreas abertas (Lederhouse *et al.* 1992, Ferreira *et al.* 2024, Koptur *et al.* 2024). Diferente de florestas úmidas, na Caatinga a vegetação é mais espaçada, menor e com grande luminosidade, mesmo na estação chuvosa (Sunderland *et al.* 2015).

2. Tipo de corpo hídrico

Nossos resultados indicaram que o tipo de corpo hídrico influenciou, parcialmente, na diversidade de borboletas. Habitats lóticos (rios e riachos) apresentaram maior abundância de borboletas em comparação aos lênticos (lagos, lagoas e açudes), enquanto a riqueza de espécies não diferiu entre os tipos de ambientes. Mercado-Gómez *et al.* (2023) demonstraram que assembleias de borboletas de uma floresta seca na Colômbia responderam a hipótese do distúrbio intermediário, segundo a qual ambientes conservados e altamente antropizado apresentam menor abundância e riqueza, enquanto níveis intermediários de distúrbios favorecem valores elevados deste atributo. Esta hipótese pode justificar a menor abundância de borboletas nos lagos, uma vez que os ambiente lênticos são bebedouros artificiais associados à criação de animais. Por outro lado, a riqueza de borboletas não apresentou diferença significativa, entre os tipos de habitats, sugerindo ser um fraco preditor para o tipo de corpo hídrico na Caatinga. Lourenço *et al.* (2019) ao investigar borboletas em diferentes habitats na Mata Atlântica, também não encontraram diferença na riqueza entre bordas florestais com e sem lago, embora a abundância tenha sido maior em habitats com transições naturais (borda com lago). No entanto, um importante resultados foi que a composição de espécies foi diferente entre os tipos de habitats, mostrando que os tipos habitats lênticos e lóticos pode moldar a composição da assembleia de borboletas em florestas secas, como a Caatinga. Isso pode ser justificado por algumas características desses habitats: (a) diferenças na composição vegetal em torno dos corpos d'água, que com lagoas são dominadas por gramíneas e herbáceas e separadas do fragmento florestal por uma distância de 10 metros, enquanto que nos riachos não existe essa distância; (b) disponibilidade de recursos, incluindo minerais do solo, frutos, vegetação e macrófitas aquáticas; (c) grau de antropização, geralmente mais elevado em lagoas do que em riachos na Caatinga; (d) diferenças de micro habitats, com lagoas sendo ambientes mais abertos e riachos relativamente mais sombreados.

A diversidade beta apresentou maior dissimilaridade nos ambientes lênticos, em comparação aos lóticos. Os ambientes lênticos possuem diferenças de tamanho (comprimento vs largura), além disso, existe uma variação maior da distância do lago até o fragmento florestal mais próximo e muitas vezes essa distância é uma matriz de solo exposto ou rochas. A variação do tamanho do lago também influencia na dissimilaridade, uma vez que em lagos pequenos algumas espécies conseguem atravessar de uma borda a outra, já em lagos maiores não. Em ambos os ambientes o componente predominante foi a substituição das espécies. Segundo Santos *et al.* (2020) e Melo *et al.* (2023a) na Caatinga, é encontrada uma maior diversidade beta e substituição de espécies em ambientes antropizados que em locais de florestas. Nos ambientes lóticos são encontradas as matas ripárias, (Montejo-Kovacevich *et al.* 2022) mostra em seus

estudos que as matas ripárias apresentam uma diversidade beta semelhante a florestas primárias e o aninhamento é maior. Neste estudo, apesar de não encontrarmos um aninhamento como componente predominante da diversidade beta dos ambientes lóticos, ele foi maior que o que foi encontrado nos ambientes lênticos.

A contribuição local para a diversidade beta (LCBD) nos ambientes lênticos não apresentou locais estatisticamente significativos. Porém o que teve o valor de p mais próximo da significância foi o Ponto 12 ($p = 0,083$). Nos habitats lóticos o Ponto 23 apresentou contribuição significativa, com alta abundância ($N = 73$) e riqueza (20 spp.), além do elevado número de *singletons* (13 spp.). Ambos os locais são próximos ao RSF e o MNGA, o RSF como maior corpo hídrico perene da região, possibilita uma maior umidade para as borboletas e a vegetação (Albuquerque *et al.* 2017, Brito *et al.* 2021). Além disso, a unidade de conservação MNGA possibilita uma maior heterogeneidade, o que vem influenciando o LCBD nos dois tipos de habitats. As espécies específicas dos habitats lênticos são espécies de baixa dispersão, tamanho corporal menor e territorialistas (e.g. *H. hanno*, *A. campestris*, *E. agave*). Estas espécies são características de áreas abertas e são polípagas (Duarte *et al.* 2001, Araújo *et al.* 2024). A espécie *L. cassius* é específica dos ambientes lóticos e possui o mesmo padrão das espécies do ambiente lêntico (Bächtold & Del-Claro 2018). Também de habitats lóticos, *B. polydamas* é uma espécie que é generalista em sua alimentação, também é característica de áreas abertas (Mega *et al.* 2015). No geral, as espécies que são encontradas nos dois habitats são encontradas em áreas abertas, são territorialistas e mimercófilas (Duarte *et al.* 2001, Mega *et al.* 2015, Bächtold & Del-Claro 2018, Araújo *et al.* 2024).

3. Complexidade estrutural e proximidade do Rio São Francisco

As hipóteses relacionadas à complexidade estrutural e à proximidade com o Rio São Francisco, não foram corroboradas. Diversos estudos demonstraram que em ambientes antropizados, a complexidade estrutural influencia positivamente a abundância riqueza e composição das espécies (Levanoni *et al.* 2011, Zhang *et al.* 2019, Majewska *et al.* 2022, Kavhu *et al.* 2025). Contrariando estes estudos supracitados, a complexidade estrutural não foi uma boa preditora para as assembleias de borboletas na Caatinga.

Em relação a proximidade ao RSF, os resultados foram opostos ao esperado para a abundância, que neste caso, a abundância de borboletas apresentou uma relação negativa com a proximidade do RSF. Apesar do RSF ser o maior corpo hídrico da área de estudo, ele não inflenciou a abundância de borboletas como esperado. Isso pode ter ocorrido por alguns motivos: (a) na área de estudo, as alterações antrópicas (e.g. habitações, cultivos, rodovias, etc) são maiores nas regiões mais distantes do rio, isso provavelmente

acontece por causa do relevo acidentado do rio, onde a calha se encontra em um vale. Diante disso, as áreas mais antropizadas ficam mais distantes da calha e a maior abundância de borboletas pode ser explicada pela hipótese do distúrbio intermediário, o qual, em distúrbio intermediário a abundância de espécies sinantrópicas aumentam (Mercado-Gómez *et al.* 2023). (b) áreas mais distantes da calha tem mais lagoas, isso sustentar maiores populações de borboletas por causa da presença destes corpos hídricos. (c) algumas regiões de cultivos são irrigadas, com isso, pode haver interferência no padrão das borboletas (Cavalcante *et al.* 2021, Cavalcante *et al.* 2022).

Conclusão

Este estudo foi pioneiro em avaliar as características ecológicas únicas da diversidade beta (LCBD e SCBD) na Caatinga, além de avaliar a influência dos corpos hídricos (lênticos e lóticos) (naturais e artificiais) para a assembleia de borboletas. A sazonalidade, como esperado, influenciou a comunidade (abundância, riqueza e composição) de borboletas da Caatinga. Também a diversidade beta foi alta nas duas estações. Os locais de maior contribuição para a diversidade beta da estação chuvosa e seca se localizam próximo ao Rio São Francisco e próximos ao Monumento Natural Grota do Angico, mostrando a importância das unidades de conservação e corpos hídricos grandes para a composição de espécies na Caatinga. As espécies com maior contribuição foram as mais abundantes, que são espécies de áreas abertas e antropizadas. Comparando os ambientes lênticos e lóticos, os lagos artificiais estão fazendo a manutenção das borboletas na Caatinga, indicando uma mesma riqueza que os ambientes de rios e riachos, possibilitando maior número de espécies especialistas destes ambientes lênticos. Também foi observado que os locais de maior contribuição para a diversidade beta foram semelhantes aos pontos da sazonalidade. A proximidade do Rio São Francisco indica uma menor abundância de borboletas, podendo ser explicado pelo fato de que a antropização aumenta a dominância e abundância das espécies, corroborando mais uma vez com a importância da unidade de conservação e o Rio São Francisco para a comunidade de borboletas da Caatinga.

Agradecimento

Os autores agradecem ao programa de Ecologia e Conservação (PPEC/UFS), (CNPq/Capes) e corpo técnico do LEBIO/UFS. Também agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) [bolsa CNPq #316489/2024-2 for JCS] e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior – Brasil (CAPES) – Código financeiro Code 001 [PDPG/CAPES

(#88887.640824/2021-00 to GMV) (#88887.820575/2023-00 to ABSF) e a agência peixe vivo pelo apoio e incentivo financeiro a este estudo. Também agradecemos aos revisores anônimos que contribuíram para este manuscrito.

Contribuição dos autores

GMV: Conceitualização, contribuição para coleta de dados, escrita, análise dos dados, revisão, edição e preparação do manuscrito; ABSF: contribuição para coleta de dados, revisão, edição e preparação do manuscrito; CAI: Conceitualização, escrita, análise dos dados, revisão, edição e preparação do manuscrito; JCS: Conceitualização, contribuição para coleta de dados, escrita, análise dos dados, revisão, edição e preparação do manuscrito. Todos os autores participaram ativamente na discussão dos resultados, revisão e aprovação da versão final do manuscrito.

Conflito de interesse

Os autores declaram não ter conflito de interesse.

Ética

Este estudo não envolveu seres humanos nem ensaios clínicos, o que exigiria autorização de um Comitê Institucional.

Referências

- Albuquerque, U. P., Araújo, E. L., Castro, C. C. & Alves, R. R. N. (2017). Chapter 11 People and Natural Resources in the Caatinga. In: Siva, J. M. C., Leal, I. R. & Tabarelli M. (Ed.). *Caatinga the largest tropical dry forest region in South America*. Springer, p. 303–333. ISBN: 978-3-319-88583-4.
- Almeida, J. V. C. S., Silva, R. F., Dantas, J. O. & Alves, A. E. O. (2024). Diversidade De Borboletas (Lepidoptera), Polinização E Herbivoria Em Um Remanescente De Mata Atlântica Em Sergipe. Editora científica.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. L. M. & Sparovek, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>
- Anderson, M. J. (2017) Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). Wiley StatsRef: Statistics Reference Online. 1–15. Doi: <https://doi.org/10.1002/9781118445112.stat07841>
- Anselmo, L., Caprio, E., Baruzzi, A., Serafini, M. & Bonelli, S. (2025) Where and how to conserve butterflies amid climate change: a model-based approach on *Papilio alexanor*. *Biodiversity and Conservation*, 34, 4575–4615. <https://doi.org/10.1007/s10531-025-03170-2>
- Apgaua, D. M. G., dos Santos, R. M., Pereira, D. G. S., Menino, G. C. O., Pires, G. G., Fontes, M. A. L. & Tng, D. Y. P. (2014). Beta-diversity in seasonally dry tropical forests (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 23, 217–232. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0599-9>
- Aragón, P., Sánchez-Fernández, D. & Hernando, C. (2019). Use of satellite images to characterize the spatio-temporal dynamics of primary productivity in hotspots of endemic Iberian butterflies. *Ecological Indicators*, 106, 105449. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105449>
- Araujo, H. F. P., Brito, C. H., Kerpel, S. M. & Filho, M. C. O. (2024). First record of *Aricoris campestris* (Bates, 1868) Lepidoptera: Riodinidae in pitaya in northeastern Brazil. *Revista da Caatinga*, 37, 1-5. <https://doi.org/10.1590/1983-21252024v37i2190rc>
- Anan, X., Arcoverde, G. B., Pie, M. R., Ribeiro-Neto, J. D. & Leal, I. R. (2018). Increased anthropogenic disturbance and aridity reduce phylogenetic and functional diversity of ant communities in Caatinga dry forest. *Science of the Total Environment*, 1(631–632), 429–438. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.037>
- Bächtold, A. & Del-Claro, K. (2018). Ant-partners play a minor role on occurrence of the myrmecophilous butterfly *Leptotes cassius* in its host plant. *Arthropod-Plant Interactions*, 12, 377–384. <https://doi.org/10.1007/s11829-017-9586-5>
- Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. Doi: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21(12), 1223–1232. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00756.x>
- Baselga, A. & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: An R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <http://www.respond2articles.com/MEE/>
- Beirão, M. V., Neves, F. S., Penz, C. M., Devries, P. J. & Fernandes, G. W. (2017). High butterfly beta diversity between Brazilian cerrado and cerrado–caatinga transition zones. *Journal of Insect Conservation*, 21(5–6), 849–860. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-0024-x>

- Braga, L. & Diniz, I. R. (2015). Importance of Habitat Heterogeneity in Richness and Diversity of Moths (Lepidoptera) in Brazilian Savanna. *Environmental Entomology*, 44(3), 499–508. <https://doi.org/10.1093/ee/nvv026>
- Brito, M. R. M., Lion, M. B., Oliveira, I. F. & Cardoso, M. Z. (2021). Butterflies on the dry edge of the Atlantic Forest: water availability determines community structure at the Northern limit of Atlantic Forest. *Insect Conservation and Diversity*, 14(4), 476–491. <https://doi.org/10.1111/icad.12474>
- Brown, K. S. & Freitas, A. V. L. (2000). Atlantic Forest Butterflies: Indicators for Landscape Conservation. *Biotropica* 32(4):934.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378–400. 10.32614/RJ-2017-066.
- Cáceres, M. & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–74. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Carneiro, E., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. (2008). Butterfly inventories in Brazil: the state of the art and the priority-areas model for research aiming at conservation. *Natureza e Conservação* 6(October):178–200.
- Cavalcante, A., Neto, J. V. S., Cavalcante, J. J. T., Ferreira, W. & Souza, J. H. A. (2021). Informações básicas municipais de Canindé de São Francisco. https://www.emdagro.se.gov.br/wp-content/uploads/2021/11/Caninde-de-Sao-Francisco_compressed.pdf. Último acesso em 21/02/2025.
- Cavalcante A., Neto, J. V. S., Cavalcante, J. J. T., Ferreira, W., Souza, J. H. A. (2022). Informações básicas municipais de Poço redondo. https://emdagro.se.gov.br/wp-content/uploads/2025/02/Poco_merged.pdf. Último acesso em 21/02/2025.
- Cawood, R. A., Samways, M. J. & Pryke, J. S. (2025). Viable conservation of pondscape includes the ecotones with dryland. *Biological Conservation journal*, 302, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110944>
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-01331>
- Checa, M. F., Rodriguez, J., Willmott, K. R. & Liger, B. (2014). Microclimate variability significantly affects the composition, abundance and phenology of butterfly communities in a highly threatened neotropical dry forest. *Florida Entomologist*, 97(1), 1–13. <https://doi.org/10.1653/024.097.0101>
- Chiquetto-Machado, P. I., Amorim, F. W. & Duarte, M. (2018). Long-term stability of the hawkmoth fauna (Lepidoptera, Sphingidae) in a protected area of Brazilian Atlantic Rain Forest. *Journal of Insect Conservation*, 20(0), 277–286. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0061-0>
- Doré, M., Fontaine, C. & Thébault, E. (2021). Relative effects of anthropogenic pressures, climate, and sampling design on the structure of pollination networks at the global scale. *Global Change Biology*, 27(6), 1266–1280. <https://doi.org/10.1111/gcb.15474>
- Dray, S., Bauman, D., Blanchet, G., Borcard, D., Clappe, S., Guénard, G., Jombart, T., Larocque, G., Legendre, P., Madi, N. & Wagner, H. H. (2025). *_adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis_*. R package version 0.3-28, <<https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>>.
- Duarte, M., Aalmeida, G. L., Casagrande, M. M. & Mielke, O. H. H. (2001). Notes on the last instar larva and pupa of *Hemiargus hanna*. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18(1241), 1097–1105. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752001000400008>
- Dufлот, R., & Vähätalo, A. V. (2024). Identifying sites with high biodiversity value using filtered species records from a biodiversity information facility. *Diversity and Distributions*, 30, e13864. <https://doi.org/10.1111/ddi.13864>

- Ferreira, P. P. S., Mantuano, D., Campos, M. L. C. & Rodrigues, D. (2024). Exploring the interplay between host plant structural defences and origin on behavioural and life- - history traits of two Neotropical danaines. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 172(11), 992–1007. <https://doi.org/10.1111/eea.13499>
- Filgueira, B. K. C., Peres, C. A., Melo, F. P. L., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2021). Winner–Loser Species Replacements in Human-Modified Landscapes. *Trends in Ecology and Evolution*, 36(6), 545–555. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.02.006>
- Freitas, A. V. L., Santos, J. P., Rosa, A. H. B., Nobre, C. E. B., Santos, L. N. & Zikán, M. C. (2023). The Butterfly Fauna of the Northern Atlantic Forest. In *Animal Biodiversity and Conservation in Brazil's Northern Atlantic Forest* (G. A. P. F. Filho, F. G. R. França, R. R. N. Alves, & A. Vasconcellos, eds) Springer, p.26.
- Freitas, A. V. L., Santos, J. P., Rosa, A. H. B., Iserhard C. A., Ritcher A., Siewert, R. R., Gueratto, P. A., Carreira, J. Y. O. & Lourenço, G. M. (2021). Sampling Methods for Butterflies (Lepidoptera). In: Santos, J.C., Fernandes, G.W. (eds) *Measuring Arthropod Biodiversity*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-53226-0_5
- Gallardo-Salazar, J. L., Lindig-Cisneros, R. A., Lopez-Toledo, L., Endara-Agramont, A. R., Blanco-García, A. & Sáenz-Romero, C. (2023). Analysis of the Vigor of *Pinus hartwegii* Lindl. along an Altitudinal Gradient Using UAV Multispectral Images: Evidence of Forest Decline Possibly Associated with Climatic Change. *Forests*, 14(6), 2-22. <https://doi.org/10.3390/f14061176>
- Hartig, F., (2024). *_DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_*. 10.32614/CRAN.package.DHARMA <<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.DHARMA>>, R package version 0.4.7, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.
- Heino, J. & Grönroos, M. (2017). Exploring species and site contributions to beta diversity in stream insect assemblages. *Oecologia*, 183(1), 151–160. <https://doi.org/10.1007/s00442-016-3754-7>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao A. (2025). iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 3.0.2 URL: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (2016). iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Huang, S., Tang, L., Hupy, J. P., Wang, Y., Shao, G. (2021). A commentary review on the use of normalized difference vegetation index (NDVI) in the era of popular remote sensing. *Journal of Forestry Research*, 32(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s11676-020-01155-1>
- Iserhard, C. A., Romanowski, H. P., Ritcher, A. & Souza Mendonça, M. (2017). Monitoring temporal variation to assess changes in the structure of subtropical Atlantic forest butterfly communities. *Environmental Entomology* 46(4):804–813.
- Iserhard, C. A., Uehara-Prado, M., Marini-Filho, O. J., Duarte, M. & Freitas, A. V. L. (2018). Fauna da Mata atlântica: Lepidoptera-Borboletas. In *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica* (R. Pavim, ed.) Editora UFPR, Curitiba, p.57–102.
- Jeong-Seop, A. & Sei-Woong, C. (2021). Butterflies as an indicator group of riparian ecosystem assessment. *Journal of Asia-Pacific Entomology*, 24(1), 195-200. <https://doi.org/10.1016/j.aspen.2020.12.017>
- Kavhu, B., Mpakairi, K. S., Ngwenya, N., Kuiper, T., Ndaimani, H., Gandiwa, E. (2025). Proximity to water shapes the distribution of natural elephant mortality in Hwange National Park, *Zimbabwe*. *Scientific Reports*, 151–12. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-19902-x>
- Kemppinen, J., Lembrechts, J. J., Meerbeek, K. V., Carnicer, J., Chardon, N. I., Kardol, P., Lenoir, J., Liu, D., Maclean, I., Pergl, J. ... Frenne, P. (2024). Microclimate, an important part of ecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography*, 33(6), 1–23. <https://doi.org/10.1111/geb.13834>

- Koptur, S., Primoli, A. S., Paulino-Neto, H. F. & Whitfield, J. (2024). Pierid Butterflies, Legume Hostplants, and Parasitoids in Urban Areas of Southern Florida. *Insects*, 15(2), 123. <https://doi.org/10.3390/insects15020123>
- Lederhouse, R. C., Codella, S. G., Grossmueller, D. W. & Maccarone, A. D. (1992). Host Plant-Based Territoriality in the White Peacock Butterfly, *Anartia jatrophae* (Lepidoptera : Nymphalidae). *Journal of Insect Behavior*, 5(6), 721–728.
- Legal, L., Valet, M., Dorado, O., De Jesus-Almonte, J. M., López, K. & Céréghino, R. (2020). Lepidoptera are relevant bioindicators of passive regeneration in tropical dry forests. *Diversity*, 12(6), 15–18. <https://doi.org/10.3390/d12060231>
- Legendre, P. & Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16(8), 951–963. <https://doi.org/10.1111/ele.12141>
- Levanoni, O., Levin, N., Pe'er, G., Turbé, A. & Kark, S. (2011). Can we predict butterfly diversity along an elevation gradient from space?. *Ecography*, 34(3), 372–383. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2010.06460.x?urlappend=%3Futm_source%3Dresearchgate.net%26medium%3Darticle
- Lourenço, G. M., Soares, G. R., Santos, T. P., Dáttilo, W., Freita, A. V. L. & Ribeiro, S. P. (2019). Equal but different: Natural ecotones are dissimilar to anthropic edges. *PloS One*, 1-18. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213008>
- Lima, J. N. R. & Zacca, T. (2014). Borboletas (Lepidoptera: Hesperioidea e Papilionoidea) de uma área de Semiárido na região nordeste do Brasil. *EntomoBrasilis* 7(1):33–40.
- Maicher, V., Sáfián, S., Murkwe, M., Przybylowicz, L., Janeček, S., Fokam, E. B., Pyrcz, T. & Tropek, R. (2018). Flying between raindrops: Strong seasonal turnover of several Lepidoptera groups in lowland rainforests of Mount Cameroon. *Ecology and Evolution*, 8, 12761–12772. <https://doi.org/10.1002/ece3.4704>
- Majewska, A. A., Davis, A. K., Altizer, S. & De Roode, J. C. (2022). Parasite dynamics in North American monarchs predicted by host density and seasonal migratory culling. *Journal of Animal Ecology*, 91(4), 780–793. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.13678>
- Mega, N. O., Scalco, V. W., Atencio, G. W. G., Morais, A. B. & Romanowski, H. P. (2015). *Battus polydamas* (Lepidoptera: Papilionidae) uses the open-field *Aristolochia sessilifolia* (Piperaceae: Aristolochiaceae) as its host plant in Uruguayan savanna areas. *Florida Entomological Society*, 98(2), 762–769. <https://doi.org/10.1653/024.098.0255>
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Figueiras, B. K. C. & Leal, I. R. (2023a). Aridity and chronic anthropogenic disturbance as organizing forces of fruit-feeding butterfly assemblages in a Caatinga dry forest. *Biotropica*, 55(1), 173–184. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2023Biotr..55..173M/doi:10.1111/btp.13173
- Melo, D. H. A., Freitas, A. V. L., Tabarelli, M., Leal, I. R. & Figueiras, B. K. C. (2023b). Resilient fruit-feeding butterfly assemblages across a Caatinga dry forest chronosequence submitted to chronic anthropogenic disturbance. *Journal of Insect Conservation*, 27(3), 467–477. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00470-2>
- Mercado-Gómez, Y. L., Mercado-Gómez, J. D. & Giraldo-Sánchez, C. E. (2023). What Do Butterflies Tell Us about an Intermediate Disturbance in a Dry Tropical Forest Context?. *Diversity*, 15(8), 1–16. <https://doi.org/10.3390/d15080927>
- Montejo-Kovacevich, G., Marsh, C. J., Smith, S. H., Peres, C. A. & Edwards, D. P. (2022). Riparian reserves protect butterfly communities in selectively logged tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 59, 1524–1535. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14162>
- Mukherjee, S. S. & Hossain, A. (2020). Role of morphological variables of the visitor butterfly species in relation to their foraging behaviour on *Lantana camara*: Implication for conservation. *Acta Ecologica Sinica*, 42(3), 143–148. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.11.003>

- Nobre, C. E. B., Iannuzzi, L., & Schlindwein, C. (2012). Seasonality of fruit-feeding butterflies (Lepidoptera, Nymphalidae) in a Brazilian semiarid area. *International Scholarly Research Notices*, 2012(1), 268159. <https://doi.org/10.5402/2012/268159>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E. ... Weedon, J. (2025). *_vegan: Community Ecology Package_*doi: 10.32614/CRAN.package.vegan <<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.vegan>>, R package version 2.7-2, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Olden, J. D. (2008). Biotic Homogenization. In *eLS*, (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470015902.a0020471>
- Paradis E, Schliep K (2019). “ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R.”. *Bioinformatics*, 35, 526-528. 10.1093/bioinformatics/bty633.
- Pennington, R. T., Lavin M. & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437–57. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>
- Pérez, J. H., Gaviria-Ortiz, F. G., Santos, W. I. G., Carneiro, E., Mielke, O. H. H. & Casagrande, M. M. 2017. Long term survey of the butterfly fauna of Curitiba, Paraná, Brazil: How does a scientific collection gather local biodiversity information? (Lepidoptera: Papilionoidea). *SHILAP Revista de lepidopterologia* 45(179):433–446.
- Piano, E., Souffreau, C., Merckx, T., Baardsen, L., Backeljau, T., Bonte, D., Brans, K. I., Cours, M., Dahirel, M., Debortoli, N. ... Hendricky, F. (2020). Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales. *Global Change Biology*, 26(3), 1196–1211. <https://doi.org/10.1111/gcb.14934>
- Pignataro, T., Bressan, P., Santos, A. L. & Cornelissen, T. 2020. Urban gradients alter the diversity, specific composition and guild distribution in tropical butterfly communities. *Urban Ecosystems* 23(4):773-730. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00975-7>
- Pignataro, T., Lourenço, G. M. & Cornelissen, T. (2025). Shot down in grays: an integrative review and meta-analysis of the negative effects of urbanization on butterfly communities. *Urban Ecosystems*, 28(3), 1-16. https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2025UrbEc..28..116P/doi:10.1007/s11252-025-01731-5
- QGIS Development Team. (2025). QGIS Geographic Information System (Version 3.40.8). *Open Source Geospatial Foundation*. <https://qgis.org>
- Ramey, T. L. & Richardson, J. S. (2017). Terrestrial Invertebrates in the Riparian Zone: Mechanisms Underlying Their Unique Diversity. *BioScience*, 67(9), 808–819. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix078>
- Ramos, M. B., Maciel, M. G. R., Cunha, S. S., Souza, S. M., Pedrosa, K. M., Souza, J. J. L. L., González, E. J., Meave, J. A. & Lopes, S. F. (2023). The role of chronic anthropogenic disturbances in plant community assembly along a water availability gradient in Brazil's semiarid Caatinga region. *Forest Ecology and Management*, 538, 120980. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120980>
- R Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing. *R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria*. URL <https://www.R-project.org/>
- Ribeiro-Neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M. & Leal, I. R. (2016). Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 25(5), 943–956. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1099-5>
- Ribeiro E. M. S., Wirth R., Tabarelli M. & Leal I. R. (2025). Chronic anthropogenic disturbances reorganize tropical dry forest biota. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2025.09.018>

- Ritcher, A., de Souza Mendonça, M. Jr., Gawlinski, K. & Iserhard, C. A. (2023). Microclimatic Fluctuation throughout the Day Influences Subtropical Fruit-Feeding Butterfly Assemblages between the Canopy and Understory. *Diversity*, 15(4), 560. <https://doi.org/10.3390/d15040560>
- Rito, K. F., Arroyo-Rodríguez, V., Queiroz, R. T., Leal, I. R. & Tabarelli, M. (2017). Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105, 828–838. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>
- Rocha-Santos, L., Mayfield, M. M., Lopes, A. V., Pessoa, M. S., Talora, D. C., Faria, D. & Cazetta, E. (2020). The loss of functional diversity: A detrimental influence of landscape-scale deforestation on tree reproductive traits. *Journal of Ecology*, 108(1), 212–223. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13232>
- Santos, A., Sales, P. C. L., Ribeiro, D. B. & Silva, P. R. R. (2020). Habitat conversion affects beta diversity in frugivorous butterfly assemblages. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 55(3), 180–192.
- Santos P. H. N. & Costa J. E. (2020). Retrato preliminar do território do Alto Sertão Sergipano pelos dados do censo agropecuário 2017. *Geopauta*, 4, 153–179. <https://doi.org/10.22481/rg.v4i3.6748>
- Schmitt, T., Ulrich, W., Delic, A., Teuchier, M. & Habel, J.C. (2021). Seasonality and landscape characteristics impact species community structure and temporal dynamics of East African butterflies. *Scientific Reports*, 11(1), 1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94274-6>
- Schröder, J. M., Rodríguez, A. L. P. & Günter, S. (2021). Research trends: Tropical dry forests: The neglected research agenda?. *Forest Policy and Economics*, 122, 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102333>
- Sharma, K., Acharya, B. K., Sharma, G., Valente, D., Pasimeni, M. R., Petrosillo, I. & Selvan, T. (2020). Land use effect on butterfly alpha and beta diversity in the Eastern Himalaya, India. *Ecological Indicators*, 110, 1–13. Doi: https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/2020EcInd.11005605S/doi:10.1016/j.ecolind.2019.105605
- Sunderland, T., Apgaua, D., Baldauf, C., Blackie, R., Colfer, C., Cunningham, A. B., Dexter, K., Djoudi, H., Gautier, D., Gumbo, D., ... Wilmé, L. (2015). Global Dry Forests: A Prologue. *International Forestry Review*, 17(S2), 1–9. <https://doi.org/10.1505/146554815815834813>
- Sweaney, N., Lindenmayer, D. B. & Driscoll, D. A. (2014). Is the matrix important to butterflies in fragmented landscapes?. *Journal of Insect Conservation*, 18(3), 283–294. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9641-9>
- Thomas, A. N., Richter, A., Spaniol, R. L., Mendonça, M. de S. & Iserhard, C. A. (2024). Hoist the colours: silviculture impacts fruit-feeding butterfly assemblage colouration in the Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 33(6–7), 2175–2193. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.11.003>
- Uehara-Prado, M., Freitas, A. V. L., Francini, R. B. & Brown Jr., K. S. (2004). Guia das borboletas frugívoras da Reserva Estadual do Morro Grande e região de Caucaia do Alto, Cotia (São Paulo). *Biota Neotropica*, 4(1), 1–25. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000100007>
- Walton, R. E., Sayer, C. D., Bennion, H. & Axmacher, J. C. (2021). Improving the pollinator pantry: Restoration and management of open farmland ponds enhances the complexity of plant-pollinator networks. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 320, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107611>
- Warren, A. D., Davis, K. J., Stangeland, E. M., Pelham, J. P., Willmott, K. R., Grishin N. V. (2024). *Illustrated Lists of American Butterflies*. [9-III-2024]< <http://www.butterfliesofamerica.com/> >
- Zamoner, M. & Barbosa, T. A. S. (2022). Guia de borboletas neotropicais Enfoque em Curitiba e Paraná. *Comfauna Livros*. (pp. 1-66). ISBN: 978-65-995296-4-1.

- Zellweger, F., Ruth, T., Bugmann, H. & Bollmann, K. (2017). Beta diversity of plants, birds and butterflies is closely associated with climate and habitat structure. *Global Ecology and Biogeography*, 26(8), 898-906. <https://doi.org/10.1111/geb.12598>
- Zhang, C., Settele, J., Sun, W., Wiemers, M., Zhang, Y. & Schweiger, O. (2019). Resource availability drives trait composition of butterfly assemblages. *Oecologia*, 190(4), 913–926. <https://doi.org/10.1007/s00442-019-04454-5>
- Zingg, S., Grenz, J. & Humbert, J. Y. (2018). Landscape-scale effects of land use intensity on birds and butterflies. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 267, 119–128. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.014>

Tabelas

Tabela 01. Tabela com as características e observações dos pontos (PT) amostrados, identificando o tipo de corpo hídrico (CH): Léntico (Le) ou Lótico (Lo), Localidade (LOC): Canindé de São Francisco (CSF) ou Poço Redondo (PR), se o ponto estava dentro da Unidade de Conservação (UC): sim ou não, distância mínima do corpo hídrico até a vegetação (DMV), corpos hídricos perenes, presença de animais de criação observados no momento da coleta, presença de resíduos sólidos observados no momento da coleta e observações gerais que podem influenciar nas medidas tiradas.

PT	CH	LOC	UC	DMV (m)	CH perenes	Presença de animais de criação	presença de resíduos	Observações gerais
Ponto 01	Le	CSF	Não	8,1	sim	sim	não	
Ponto 02	Le	CSF	Não	4,8	sim	não	sim	
Ponto 03	Le	CSF	Não	8,33	não	não	sim	
Ponto 04	Le	PR	Não	21,17	sim	sim	não	
Ponto 05	Lo	PR	Não	0	sim	sim	sim	
Ponto 06	Lo	PR	Não	0	sim	não	não	
Ponto 07	Le	PR	Não	7,7	sim	sim	sim	represa

Ponto 08	Le	CSF	Não	0	sim	sim	sim	
Ponto 09	Lo	CSF	Não	0	sim	não	não	
Ponto 10	Lo	CSF	Não	0	sim	não	não	
Ponto 11	Lo	CSF	Sim	0	sim	não	não	
Ponto 12	Le	CSF	Não	2,6	não	sim	não	
Ponto 13	Le	CSF	Não	7,7	não	sim	sim	
Ponto 14	Lo	CSF	Não	0	sim	sim	sim	alagadiço
Ponto 15	Lo	CSF	Não	0	sim	não	sim	
Ponto 16	Le	CSF	Não	12,3	não	sim	não	
Ponto 17	Le	CSF	Não	0	não	não	não	
Ponto 18	Lo	PR	Sim	0	não	sim	sim	
Ponto 19	Lo	PR	Sim	0	sim	sim	sim	
Ponto 20	Lo	PR	Não	0	sim	não	sim	
Ponto 21	Lo	PR	Não	0	sim	não	não	

Ponto 22	Lo	PR	Não	0	sim	não	sim	
Ponto 23	Lo	CSF	Sim	0	sim	sim	sim	Rio São Francisco
Ponto 24	Lo	PR	Não	0	sim	sim	não	
Ponto 25	Lo	CSF	Não	4,3	sim	não	sim	
Ponto 26	Lo	CSF	Não	0	sim	não	sim	
Ponto 27	Lo	PR	Não	29	sim	não	sim	represa
Ponto 28	Lo	PR	Não	0	sim	sim	sim	represa
Ponto 29	Lo	PR	Não	0	sim	não	não	
Ponto 30	Lo	PR	Não	0	sim	não	sim	represa
Ponto 31	Lo	CSF	Não	0	sim	sim	sim	
Ponto 32	Lo	CSF	Não	0	sim	sim	sim	

Tabela 02. Tabela com os táxons amostrados e sua respectiva abundância em cada estação (chuvosa e seca) e ambiente quem foi coletado (lêntico e lótico) e a abundância total das espécies por tratamento. Dados amostrados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Táxons	Estação		Habitat	
	Chuvosa	Seca	Lêntico	Lótico
<i>Adelpha iphicleola</i> (H. Bates, 1864)	6	-	-	6
<i>Anartia amathea</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	1
<i>Anartia jatrophae</i> (Linnaeus, 1763)	512	240	85	667
<i>Aphrissa statira</i> (Cramer, 1777)	-	4	-	4
<i>Aricoris campestris</i> (H. Bates, 1868)	9	11	10	10
<i>Ascia monuste</i> (Linnaeus, 1764)	42	38	10	70
<i>Battus polydamas</i> (Linnaeus, 1758)	7	58	1	64
<i>Biblis hyperia</i> (Cramer, 1779)	12	-	7	5
<i>Burnsius communis</i> (Grote, 1872)	-	1	-	1
<i>Burnsius orcus</i> (Stoll, 1780)	15	-	7	8
<i>Calephelis braziliensis</i> McAlpine, 1971	2	3	-	5
<i>Calydna sturnula</i> (Geyer, 1837)	3	-	-	3
<i>Chiodes catillus catillus</i> (Cramer, 1779)	10	-	5	5
<i>Chiothion asychis autander</i> (Mabille, 1891)	1	1	-	2
<i>Cogia calchas</i> (Herrich-Schäffer, 1869)	29	1	17	13
<i>Cogia undulatus</i> (Hewitson, 1867)	17	2	6	13
<i>Danaini_sp</i>	1	-	-	1
<i>Danaus erippus</i> (Cramer, 1775)	8	12	1	19
<i>Danaus gilippus</i> (Cramer, 1775)	78	19	34	63
<i>Dione vanillae</i> (Linnaeus, 1758)	4	-	-	4
<i>Electrostrymon endymion</i> (Fabricius, 1775)	1	-	-	1
<i>Eueides isabella</i> (Stoll, 1781)	6	-	-	6
<i>Eunica tatila</i> (Herrich-Schäffer, [1855])	-	4	3	1
<i>Euptoieta hegesia meridiania</i> Stichel, 1938	42	5	6	41
<i>Eurema agave</i> (Cramer, 1775)	6	8	11	3
<i>Eurema albula</i> (Cramer, 1775)	13	1	4	10
<i>Eurema elathea</i> (Cramer, 1777)	47	65	31	81
<i>Eurema flavescens</i> (Chavannes, 1850)	-	3	-	3
<i>Eurema_sp</i>	-	1	-	1
<i>Fountainea glycerium</i> (E. Doubleday, [1849])	4	-	4	-
<i>Gesta gesta</i> (Herrich-Schäffer, 1863)	8	-	2	6
<i>Hamadryas februa</i> (Hübner, [1823])	5	1	1	5
<i>Hamadryas_sp</i>	1	-	1	-
<i>Heliconius erato</i> (Linnaeus, 1758)	42	9	13	38
<i>Heliopetes orbiger</i> (Mabille, 1888)	1	-	1	-
<i>Heliopetes willi</i> (Plötz, 1884)	4	-	1	3
<i>Hemiargus hanno</i> (Stoll, 1790)	51	95	93	53
<i>Hesperiidae_sp1</i>	1	-	-	1
<i>Hesperiidae_sp10</i>	1	-	-	1

Hesperiidae__sp11	1	1	-	2
Hesperiidae__sp12	3	-	-	3
Hesperiidae__sp13	2	-	-	2
Hesperiidae__sp14	1	-	1	-
Hesperiidae__sp15	1	-	-	1
Hesperiidae__sp16	1	-	1	-
Hesperiidae__sp17	2	-	-	2
Hesperiidae__sp18	1	-	-	1
Hesperiidae__sp19	1	-	-	1
Hesperiidae__sp2	1	-	1	-
Hesperiidae__sp20	1	1	-	2
Hesperiidae__sp21	1	-	1	-
Hesperiidae__sp22	1	-	-	1
Hesperiidae__sp23	1	-	-	1
Hesperiidae__sp3	2	-	1	1
Hesperiidae__sp4	1	1	-	2
Hesperiidae__sp5	1	-	-	1
Hesperiidae__sp6	1	-	-	1
Hesperiidae__sp7	2	-	-	2
Hesperiidae__sp8	1	-	-	1
Hesperiidae__sp9	-	1	-	1
<i>Hoodus simplex</i> (Austin, 2000)	2	-	-	2
<i>Ithra ithra</i> (W. F. Kirby, 1900)	1	-	-	1
<i>Junonia evarete</i> (Cramer, 1779)	16	2	2	16
<i>Junonia</i> sp	2	-	-	2
<i>Leptotes cassius</i> (Cramer, 1775)	34	-	2	32
Lycaenidae_sp1	1	-	1	-
Lycaenidae_sp2	-	1	-	1
<i>Mechanitis lysimnia</i> (Fabricius, 1793)	22	-	2	20
<i>Mestra hersilia</i> (Fabricius, 1776)	24	-	10	14
<i>Parides</i> sp	1	-	-	1
<i>Parides zacyanthus</i> (Fabricius, 1793)	23	-	2	21
<i>Phoebis sennae</i> (Linnaeus, 1758)	88	48	38	98
<i>Phystis simois</i> (Hewitson, 1864)	1	-	-	1
Pieridae_sp1	-	1	-	1
Pieridae_sp2	-	1	-	1
Pieridae_sp3	1	-	-	1
Pieridae_sp4	3	-	-	3
<i>Pseudolycaena marsyas</i> (Linnaeus, 1758)	1	-	-	1
<i>Pyrgus orcus</i> (Stoll, 1780)	-	2	-	2
<i>Pyrisitia leuce</i> (Boisduval, 1836)	197	19	49	167
<i>Pyrisitia nise tenella</i> (Boisduval, 1836)	12	4	5	11
<i>Rekoa palegon</i> (Cramer, 1780)	1	-	-	1
Riodinidae_sp	1	-	-	1
Satyrinae_sp1	8	1	1	8
Satyrinae_sp2	2	-	-	2

<i>Siproeta stelenes</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	1	1
<i>Spicauda simplicius</i> (Stoll, [1790])	2	-	1	1
<i>Spicauda</i> sp	3	-	1	2
<i>Strymon astiocha</i> (Prittwitz, 1865)	3	2	1	4
<i>Strymon crambusa</i> (Hewitson, 1874)	2	-	-	2
<i>Strymon eremica</i> (Hayward, 1949)	2	-	1	1
<i>Strymon rufofusca</i> (Hewitson, 1877)	3	-	1	2
<i>Synargis calyce</i> (C.Felder & R.Felder, 1862)	7	-	1	6
<i>Trina geometrina</i> (C. Felder & R. Felder, 1867)	8	-	-	8
<i>Urbanus proteus</i> (Linnaeus, 1758)	2	-	-	2
<i>Urbanus teleus</i> (Hübner, 1821)	-	4	-	4
<i>Zopyrion evenor thania</i> Evans, 1953	8	1	5	4
Total	1.498	673	483	1.688

Legenda das Figuras

Figura 1. Local de amostragem entre os municípios de Canindé de São Francisco e Poço Redondo, Sergipe, Brasil. Os pontos amarelos mostram onde as borboletas foram amostradas usando rede entomológica.

Figura 2. Imagens da área de estudo durante as estações chuvosa e seca, e alguns exemplos de distúrbios antrópicos encontrados. Ponto 01 na estação chuvosa (A) e seca (B), Ponto 05 na estação chuvosa (C) e seca (D), lagoas artificiais para hidratação de bovinos (E) e animais soltos dentro da unidade de conservação (F). Imagens registradas em agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 3. Método de amostragem da busca ativa, indicando que os primeiros 30 minutos de coleta (T1) foram realizadas da margem até 10 metros e os últimos 30 minutos (T2) foram realizados depois dos 10 metros do T1 por mais 20 metros de distância, totalizando 30 metros da margem até a distância máxima. Este método foi utilizado tanto ambientes lênticos (A) quanto lóticos (B).

Figura 4. Influência das estações chuvosa (azul) e seca (laranja) na abundância (A) e riqueza (B) de borboletas na Caatinga sergipana, com a média dos dados (vermelho), erro padrão (traço preto) e a distribuição dos pontos (cinza). Dados coletados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 5. Gráfico do NMDS representando o resultado da PERMANOVA para sazonalidade, [em azul a estação chuvosa e em laranja a estação seca] e tipo de corpo hídrico, [símbolo triangular representando os corpos lênticos (lagos, açudes) e o círculo representando os pontos lóticos (rios, riachos)] e círculo tracejado indicando a dispersão dos pontos com intervalo de confiança IC 95%. Dados amostrados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 6. Gráfico indicando os componentes da diversidade beta na estação chuvosa Sørensen (β_{sor}) (Total) ($\beta_{sor} = 0,9207$), parâmetro de substituição (β_{sim}) (Turnover) ($\beta_{sim} = 0,8874$) e parâmetro de aninhamento (β_{nes}) (Nestedness) ($\beta_{nes} = 0,0332$) (A) e na estação seca, Sørensen (β_{sor}) (Total) ($\beta_{sor} = 0,9306$), parâmetro de substituição (β_{sim}) (Turnover) ($\beta_{sim} = 0,8590$) e parâmetro de aninhamento (β_{nes}) (Nestedness) ($\beta_{nes} = 0,07159$) (B). No eixo x e y estão os pontos de amostragem e a quadrícula reflete o índice β comparado par a par os pontos.

Figura 7. Imagem mostrando os pontos de amostragem com georreferenciamento (latitude e longitude) nas duas estações chuvosa (A) e estação seca (B). O tamanho do círculo representa a riqueza de espécies encontrada em cada ponto de amostragem e a contribuição local da diversidade beta está representada pelo gradiente de cor, quanto mais amarelo, maior contribuição para a diversidade beta o local tem.

Figura 8. Gráfico mostrando a influência dos ambientes lênticos (azul) e lóticos (laranja) na abundância (A) e riqueza (B) de borboletas, com a média dos dados (vermelho), erro padrão (traço preto) e a distribuição dos pontos (cinza). Dados coletados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Figura 9. Gráfico indicando os componentes da diversidade beta na estação chuvosa Sørensen (β_{sor}) (Total) ($\beta_{sor} = 0,9207$), parâmetro de substituição (β_{sim}) (Turnover) ($\beta_{sim} = 0,8874$) e parâmetro de aninhamento (β_{nes}) (Nestedness) ($\beta_{nes} = 0,0332$) (A) e na estação seca, Sørensen (β_{sor}) (Total) ($\beta_{sor} = 0,9306$), parâmetro de substituição (β_{sim}) (Turnover) ($\beta_{sim} = 0,8590$) e parâmetro de aninhamento (β_{nes}) (Nestedness) ($\beta_{nes} = 0,07159$) (B). No eixo x e y estão os pontos de amostragem e a quadricula reflete o índice β comparado par a par os pontos.

Figura 10. Imagem mostrando os pontos de amostragem com georreferenciamento (latitude e longitude) dos tipos de ambientes lênticos (A) e lóticos (B). O tamanho do círculo representa a riqueza de espécies encontrada em cada ponto de amostragem e a contribuição local da diversidade beta está representada pelos valores em gradiente de cor, quanto mais amarelo, maior contribuição para a diversidade beta o local tem.

Figura 11. Gráfico mostrando a relação da abundância (esquerda) e riqueza (direita) de borboletas com a complexidade estrutural (NDVI médio) (A) e a relação da abundância (esquerda) e riqueza (direita) de borboletas com a proximidade do Rio São Francisco (m) (B). Sombreado em azul é o intervalo de confiança de 95%. Amostragem realizadas entre agosto de 2023 a janeiro de 2024 na Caatinga do estado de Sergipe.

Figura 12. Gráfico mostrando a relação da abundância de borboletas com a complexidade estrutural (NDVI médio) por tipo de corpo hídrico (lêntico e lótico) (A); relação da riqueza de borboletas com a complexidade estrutural (NDVI médio) por corpo hídrico (lêntico e lótico) (B); relação da abundância de borboletas com proximidade do Rio São Francisco (m) por corpo hídrico (lêntico e lótico) (C). relação da riqueza de borboletas com proximidade do Rio São Francisco (m) por corpo hídrico (lêntico e lótico) (D). Sombreado em azul é o intervalo de confiança de 95%. Amostragem realizadas entre agosto de 2023 a janeiro de 2024 na Caatinga do estado de Sergipe.

Figuras

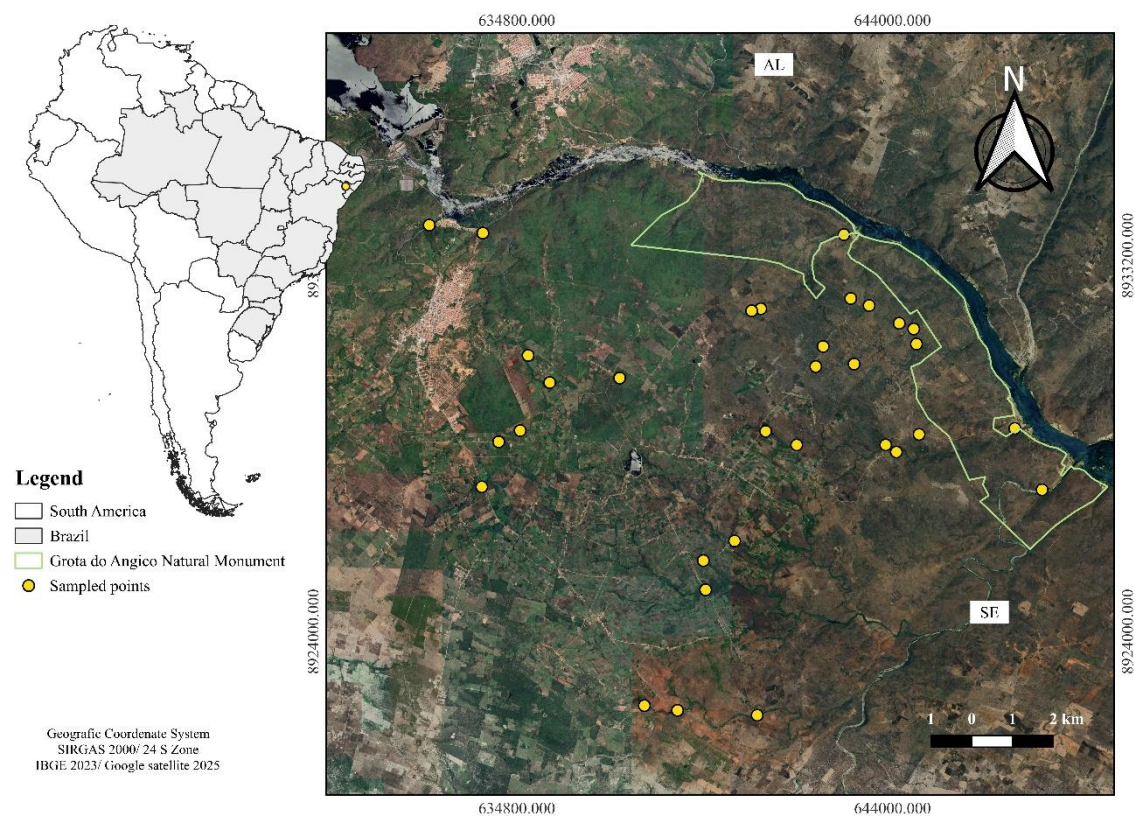


Figura 01.

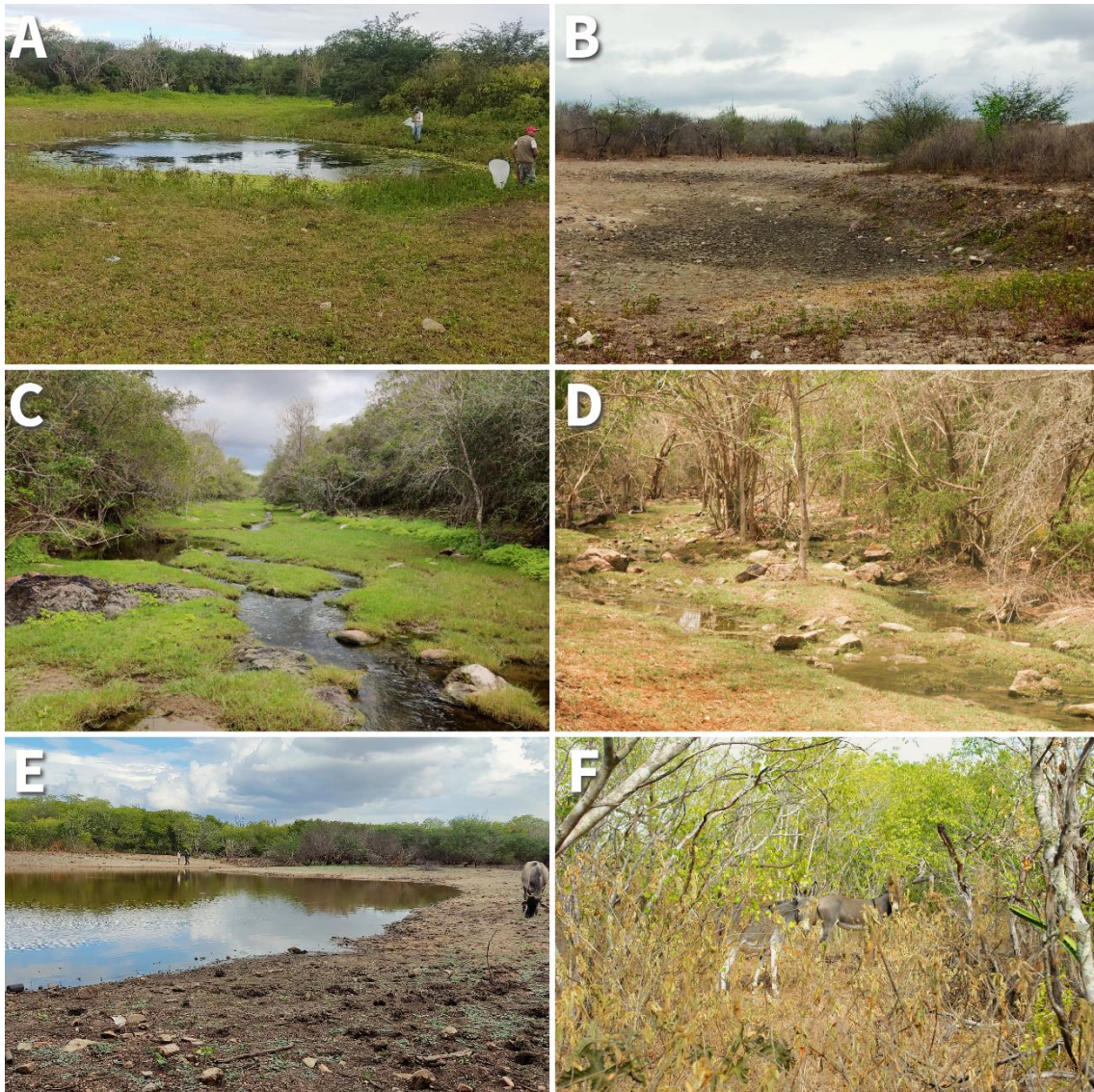


Figura 02.

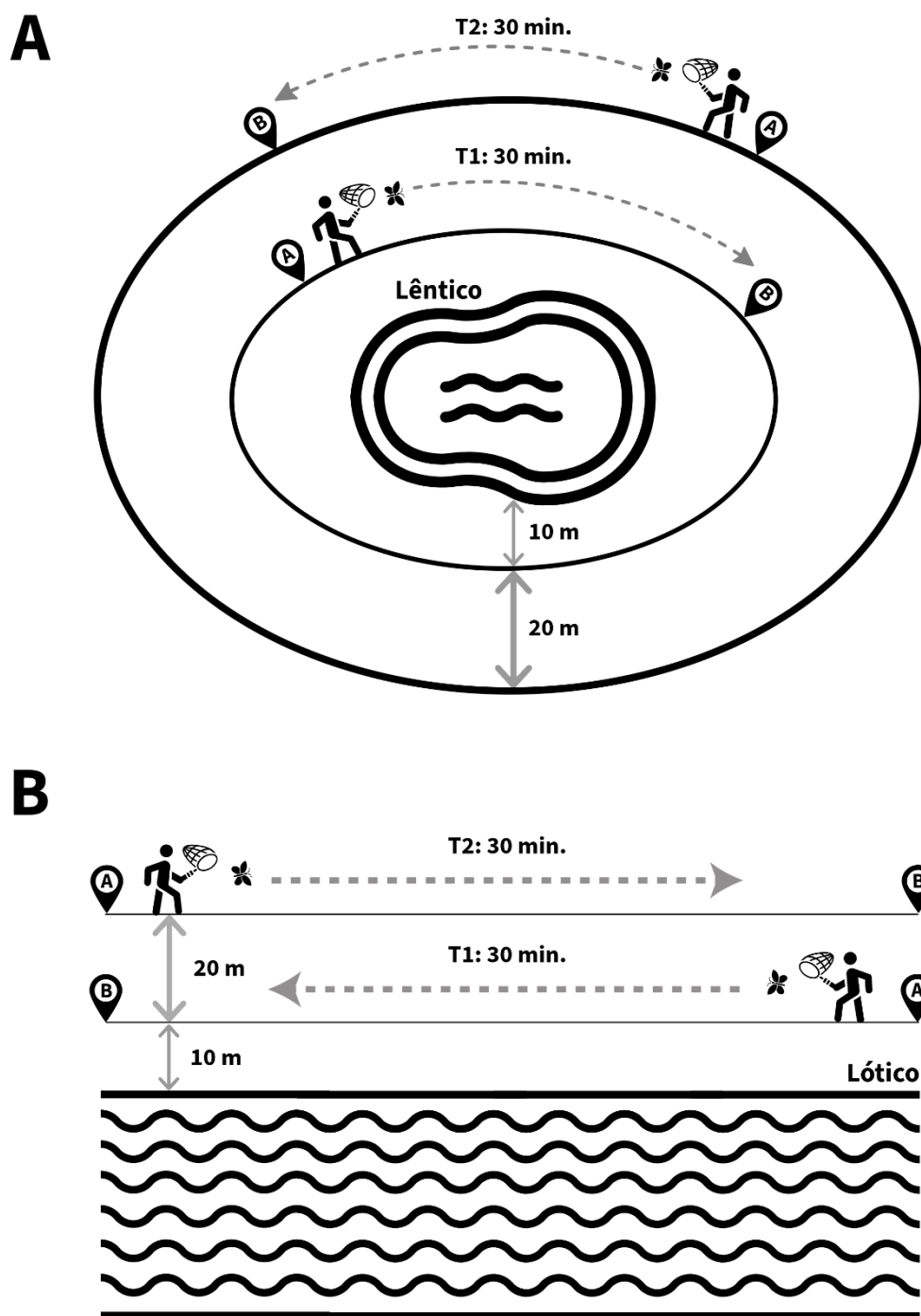


Figura 03.

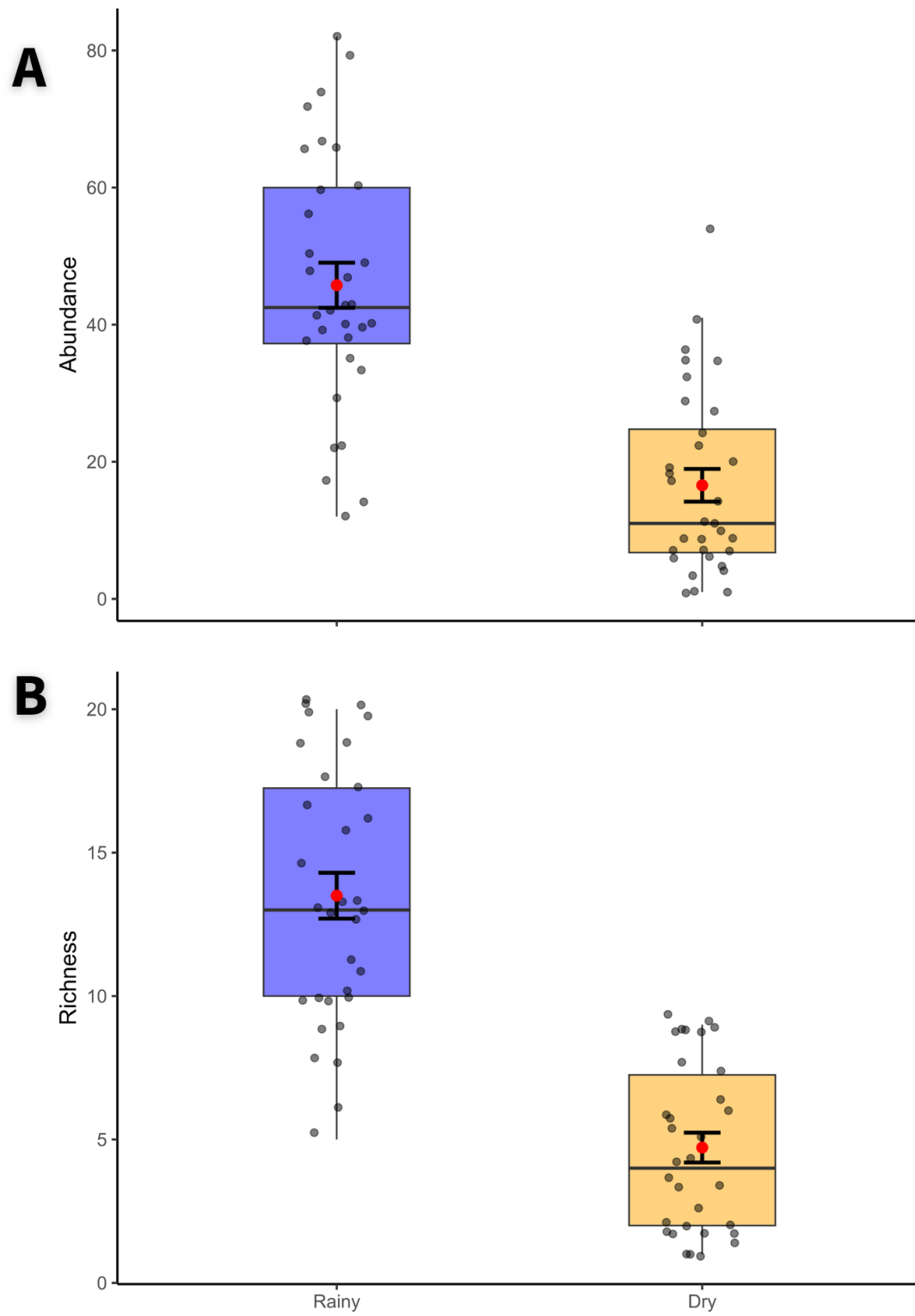


Figura 04.

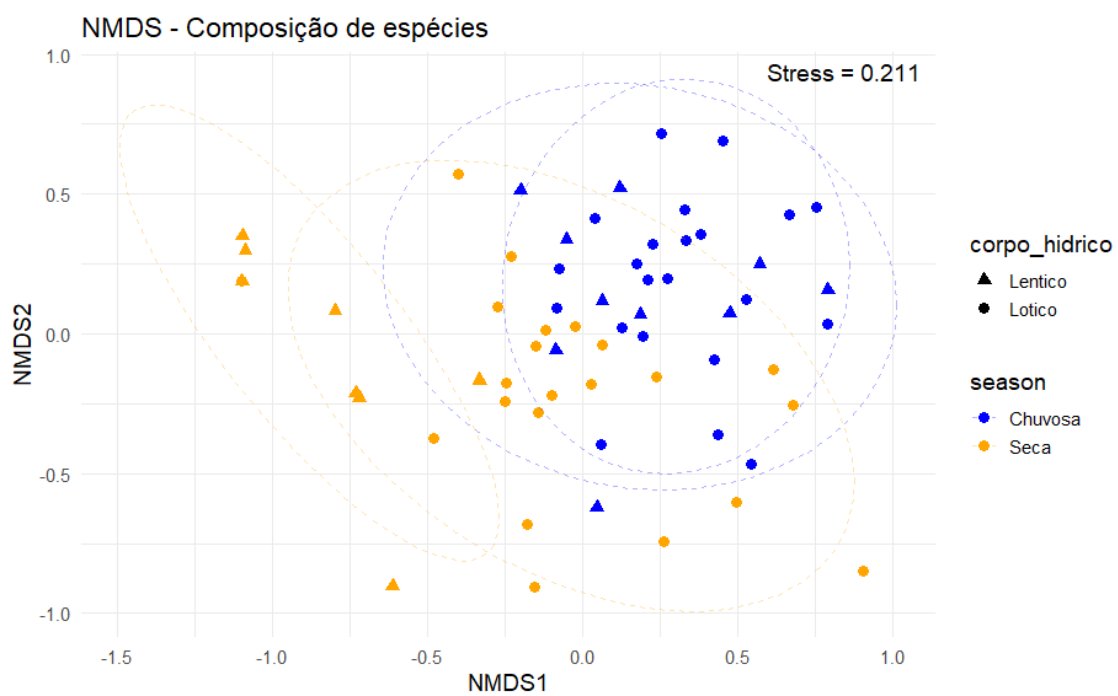
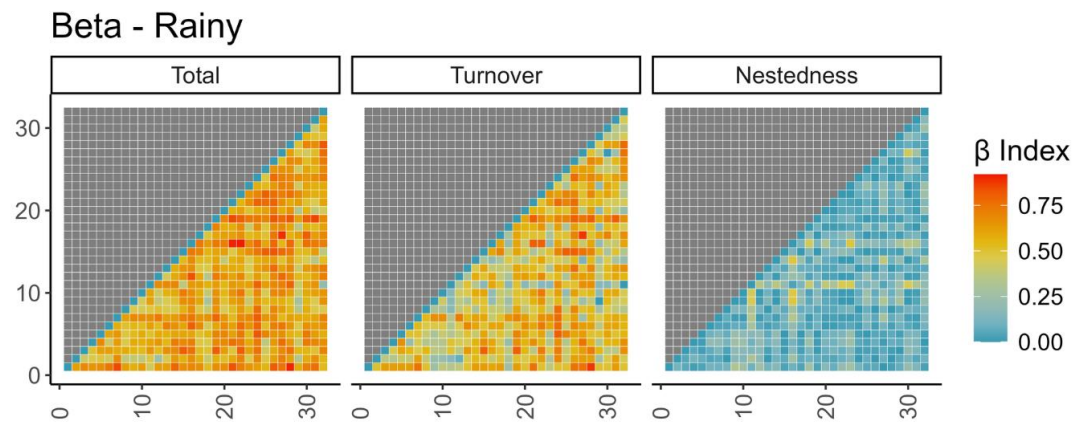


Figura 05.

A



B

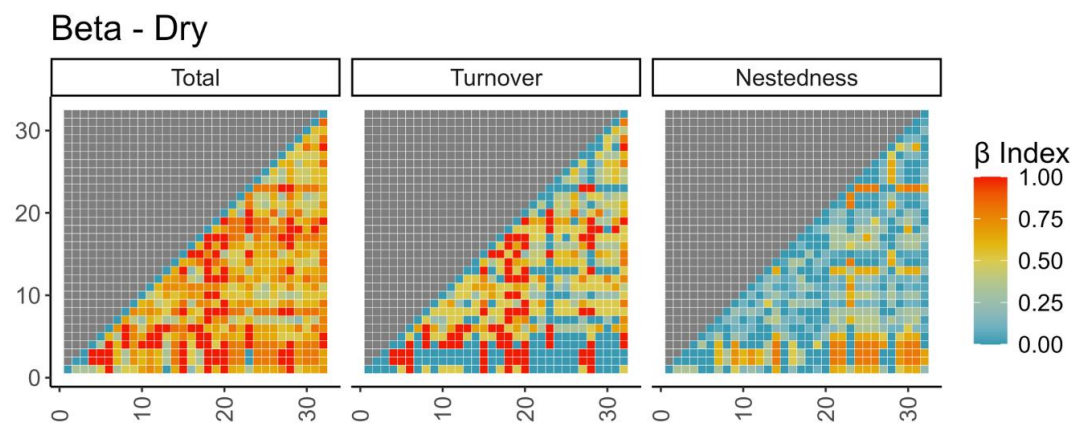


Figura 06.

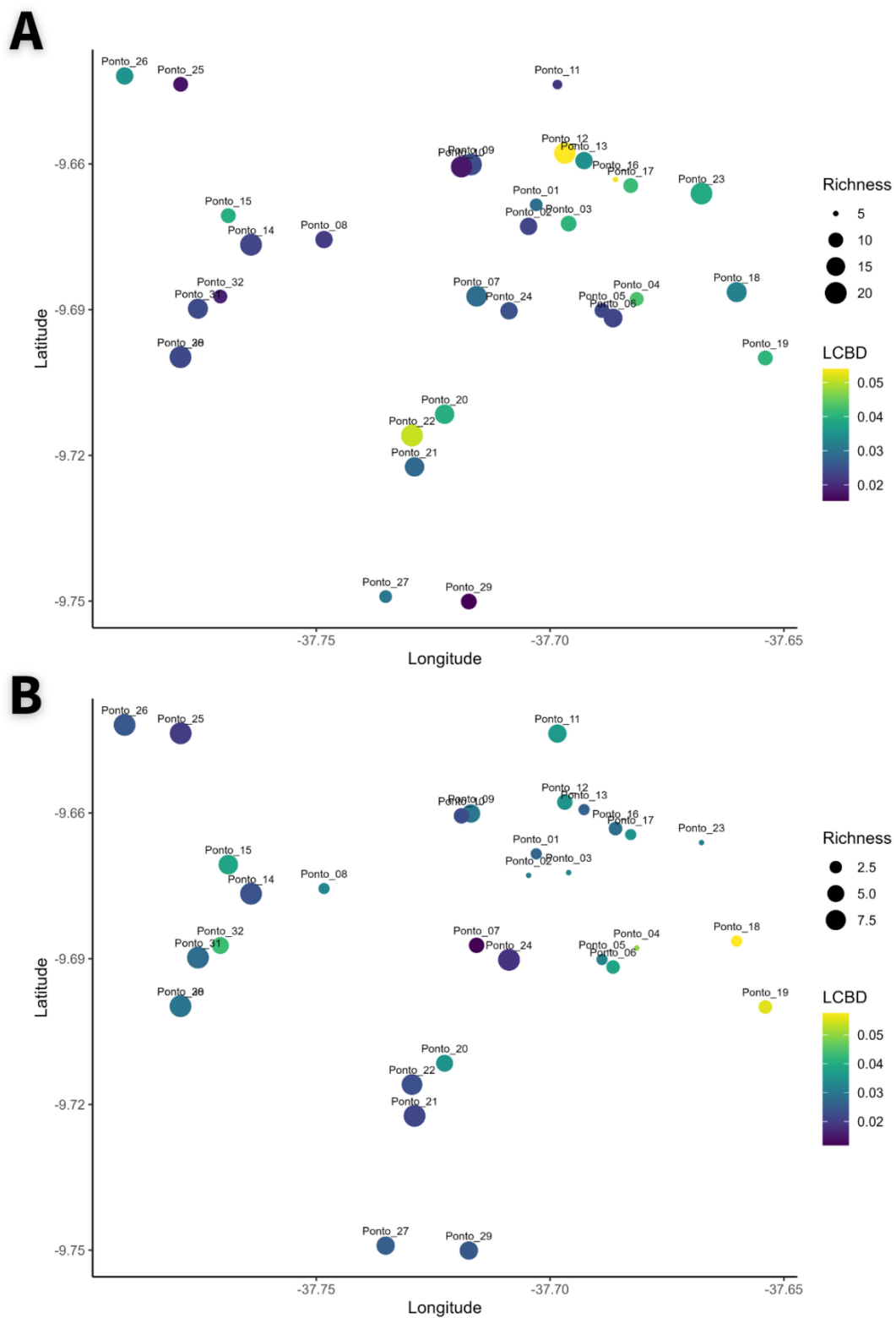


Figura 07.

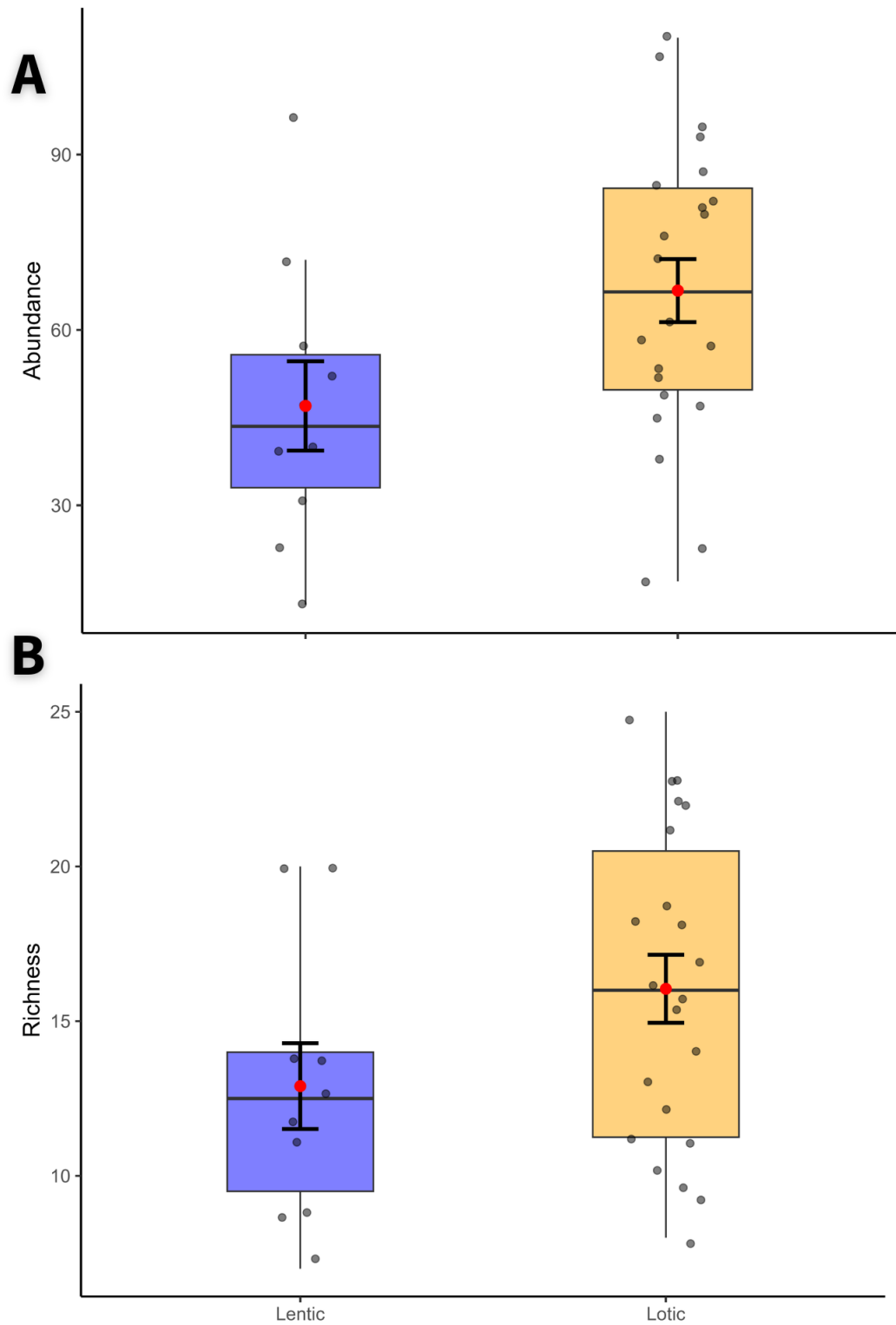


Figura 08.

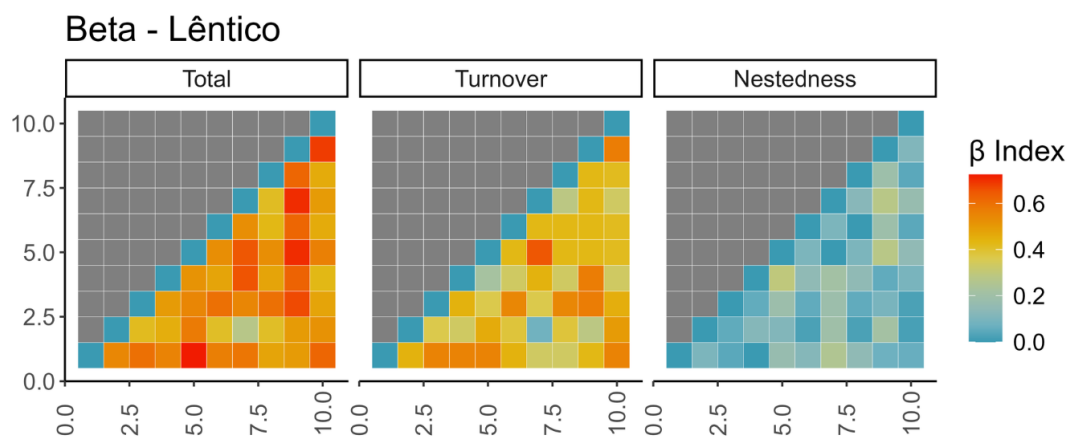
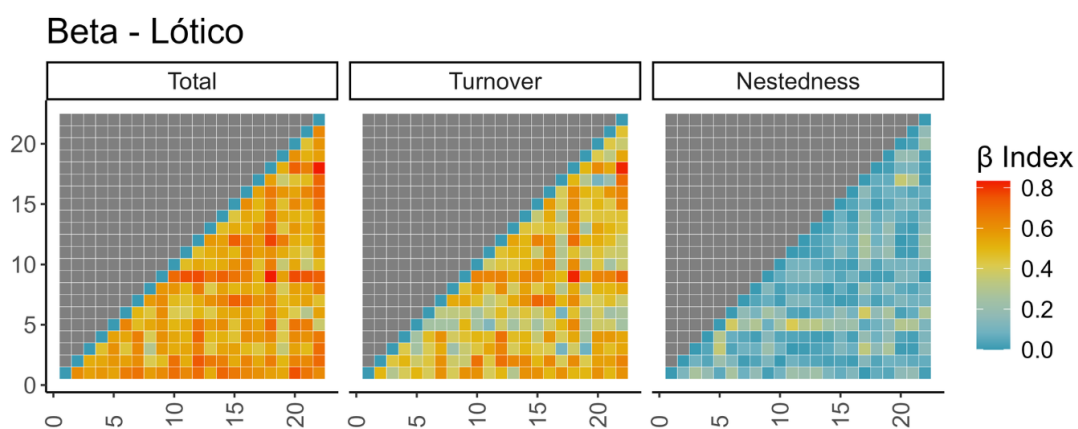
A**B**

Figura 09.

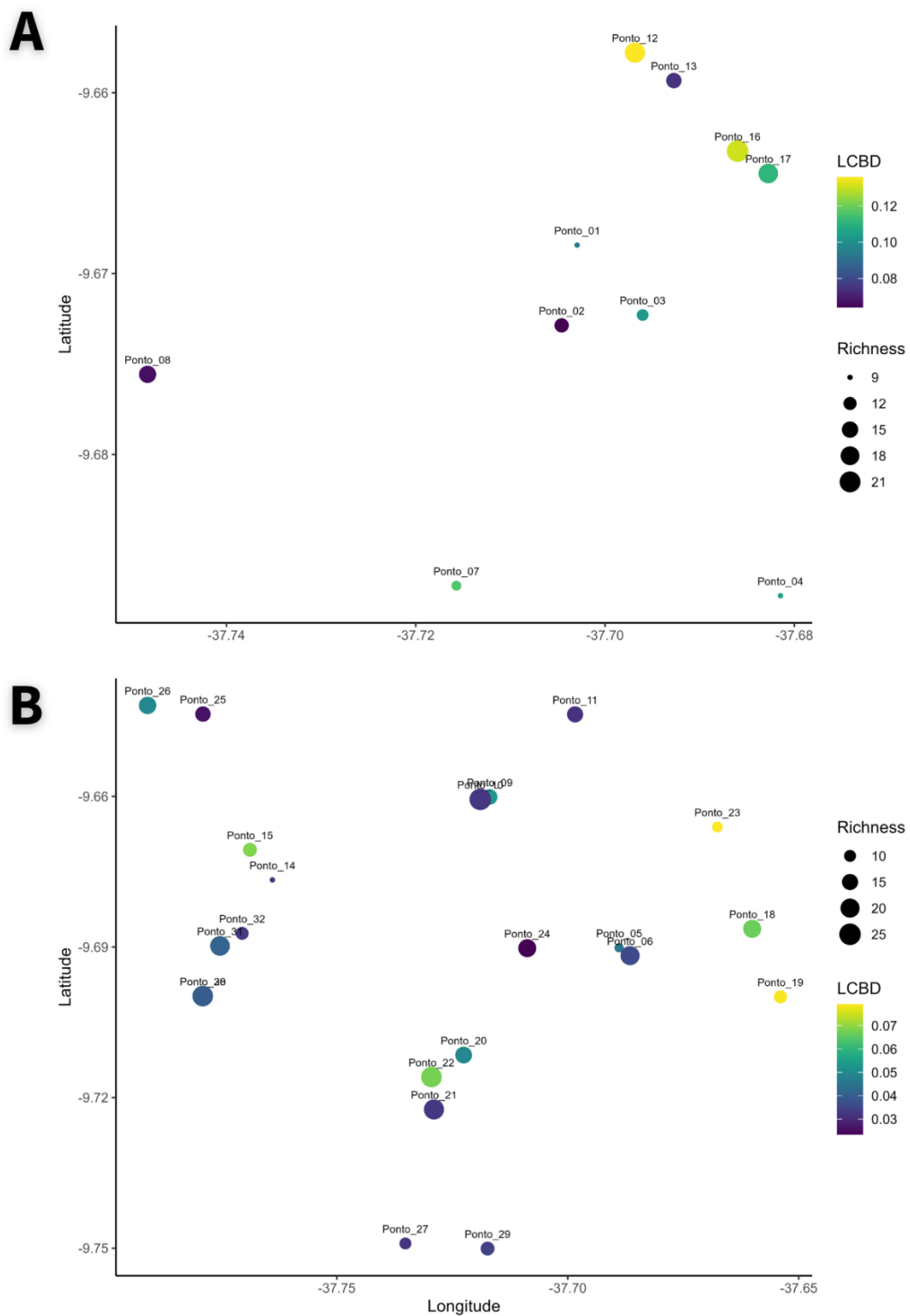


Figura 10.

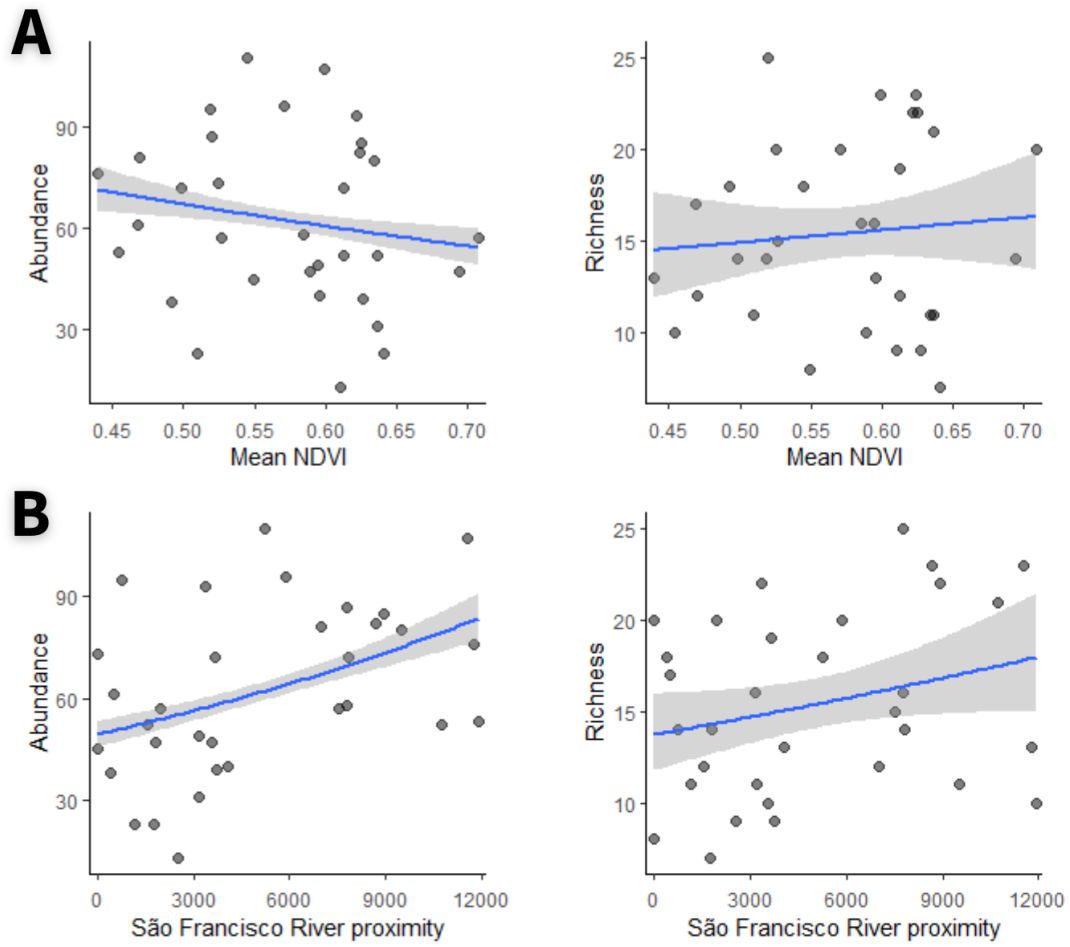


Figura 11.

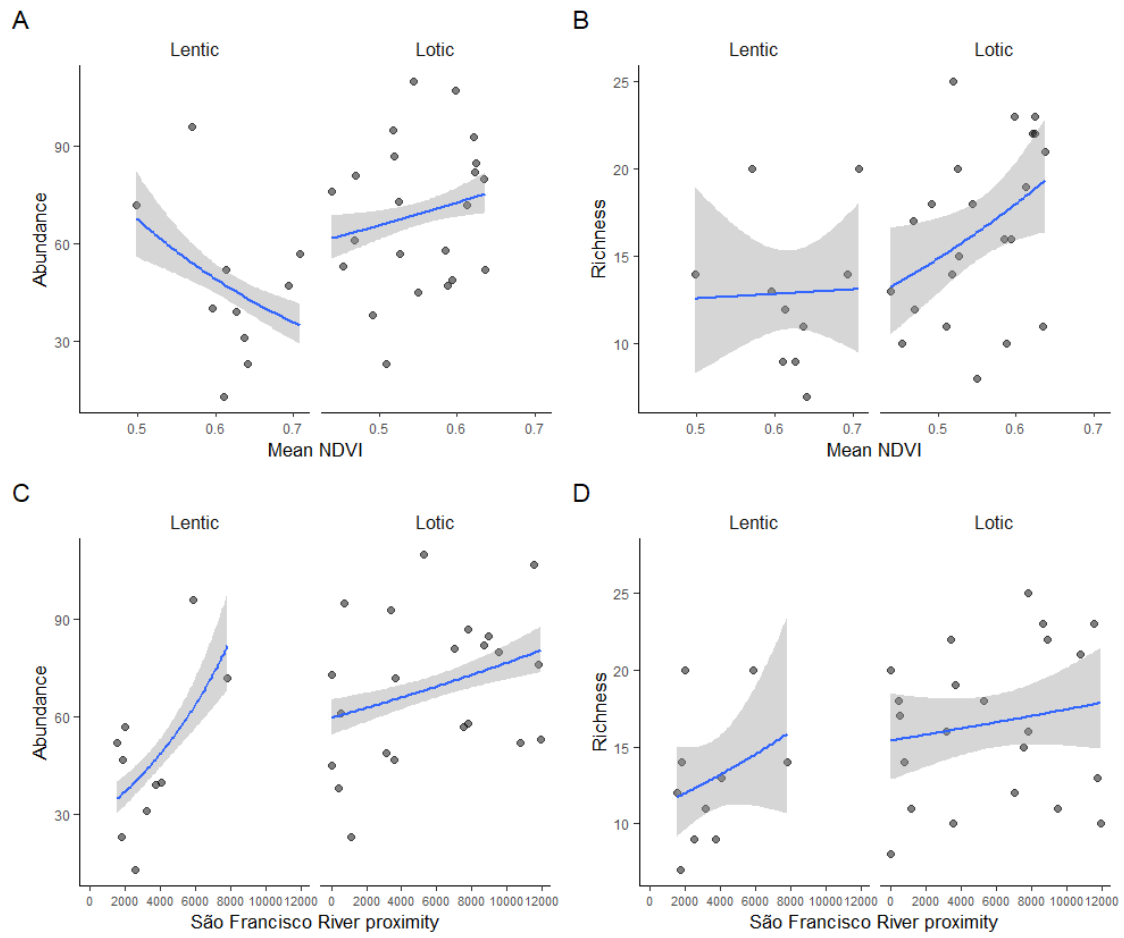
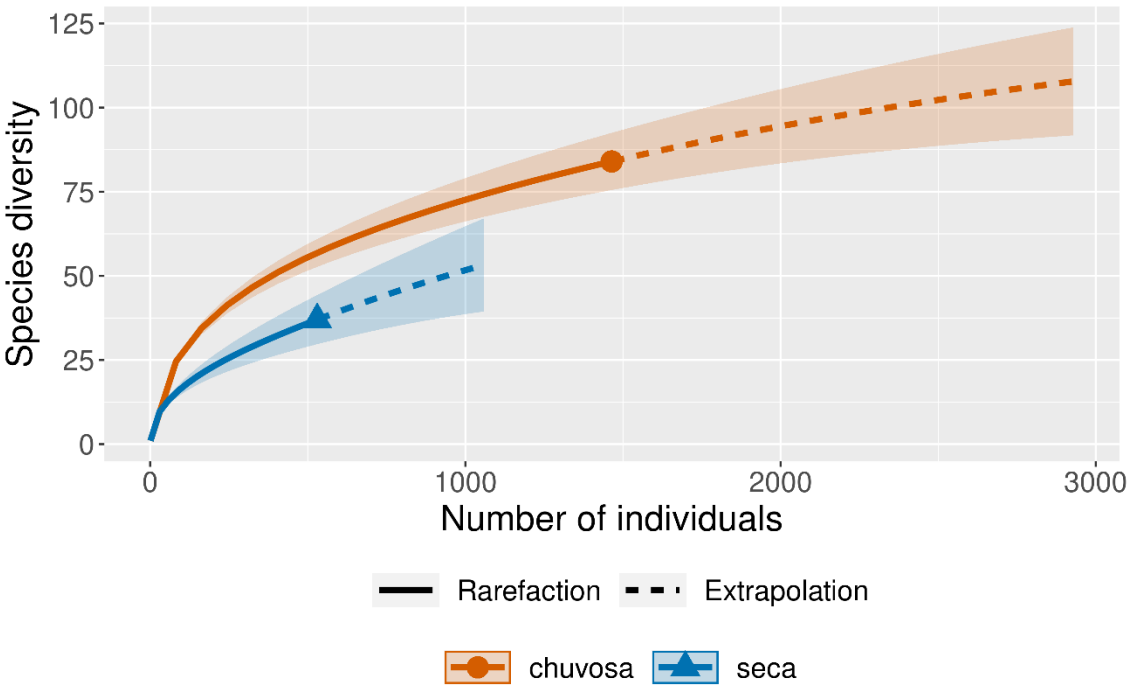


Figura 12.

Material Suplementar



SI-A. Rarefação e extrapolação baseadas no tamanho da amostra Curva de amostragem para espécies de borboletas amostradas na vegetação da Caatinga, Sergipe, Brasil. A linha sólida representa a interpolação do número observado de espécies e a linha tracejada mostra a extrapolação do que é esperado com um maior esforço de amostragem.

SI-B. Pontos de amostragem com os valores de LCBD e valor de p na estação chuvosa e seca, respectivamente. Dados amostrados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Ponto	Chuvosa		Seca	
	LCBD	<i>p</i> _value	LCBD	<i>p</i> _value
Ponto_01	0.02901573	0.542	0.026883852	0.679
Ponto_02	0.023284649	0.749	0.032040629	0.438
Ponto_03	0.040361514	0.205	0.032040629	0.449
Ponto_04	0.042848192	0.155	0.049729795	0.049
Ponto_05	0.023395995	0.751	0.031579859	0.426
Ponto_06	0.023259861	0.764	0.038313092	0.237
Ponto_07	0.028976211	0.54	0.011807138	0.997
Ponto_08	0.022379874	0.776	0.032759829	0.429
Ponto_09	0.024315511	0.694	0.029708097	0.492
Ponto_10	0.017929667	0.95	0.022120147	0.798
Ponto_11	0.021188591	0.842	0.036631035	0.264
Ponto_12	0.054002195	0.031	0.035167591	0.31

Ponto_13	0.034664373	0.348	0.026087899	0.644
Ponto_14	0.023616469	0.752	0.023489132	0.74
Ponto_15	0.039659831	0.211	0.038599634	0.224
Ponto_16	0.05327568	0.046	0.027906816	0.574
Ponto_17	0.041726217	0.139	0.035476119	0.321
Ponto_18	0.032315274	0.389	0.057427928	0.011
Ponto_19	0.040467142	0.197	0.055263914	0.022
Ponto_20	0.039577506	0.184	0.034814119	0.315
Ponto_21	0.028215872	0.527	0.021393495	0.807
Ponto_22	0.050782011	0.058	0.022846184	0.78
Ponto_23	0.038870457	0.187	0.032040629	0.396
Ponto_24	0.025142725	0.609	0.018421916	0.921
Ponto_25	0.017319881	0.97	0.019785498	0.86
Ponto_26	0.035155076	0.281	0.02435035	0.712
Ponto_27	0.030726104	0.438	0.025259475	0.679
Ponto_28	0.035315227	0.296	0.033352874	0.381
Ponto_29	0.015366758	0.994	0.024191393	0.692
Ponto_30	0.023773817	0.718	0.02985016	0.526
Ponto_31	0.024092895	0.686	0.027617432	0.626
Ponto_32	0.018978696	0.906	0.043043339	0.146

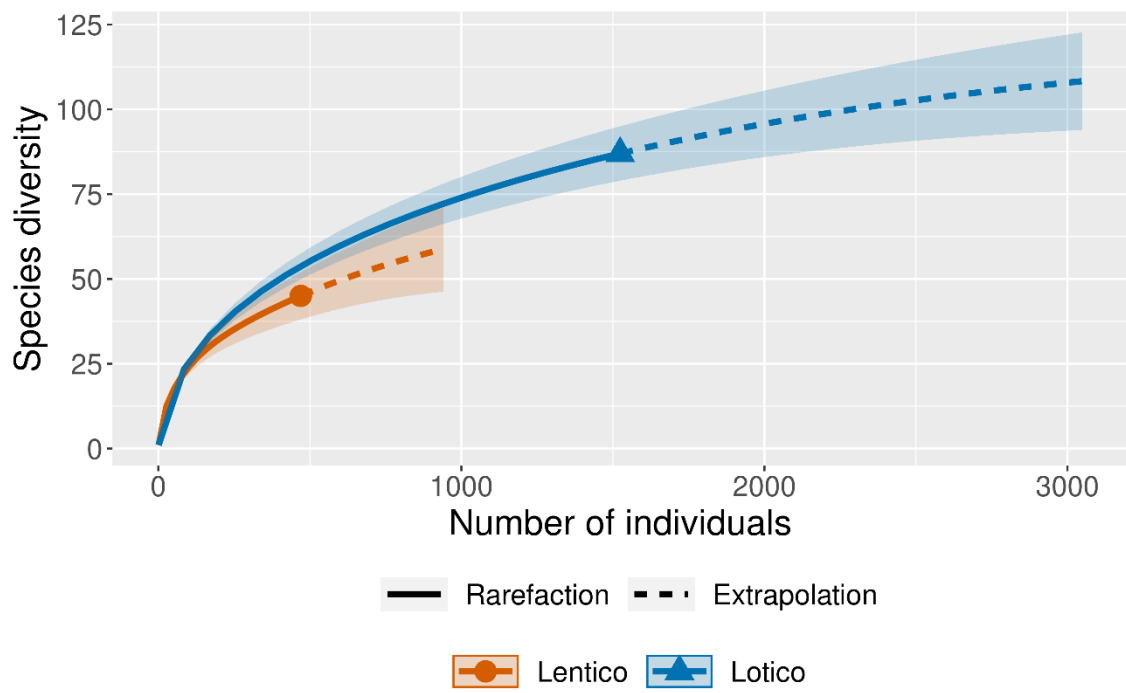
SI-C. Os táxons e seus respectivos valores de contribuição das espécies para a diversidade beta nas estações seca e chuvosa.

Táxons	SCBD seca	SCBD chuvosa
<i>Adelpha_iphicleola</i>	0	0.009522449
<i>Anartia_amatheia</i>	0	0.001055493
<i>Anartia_jatrophae</i>	0.192684211	0.116232031
<i>Aphrissa_statira</i>	0.011132391	0
<i>Aricoris_campestris</i>	0.024568421	0.010711913
<i>Ascia_monuste</i>	0.077003446	0.027026312
<i>Battus_polydamas</i>	0.04608386	0.007385646
<i>Biblis_hyperia</i>	0	0.015683753
<i>Burnsius_communis</i>	0.008385539	0
<i>Burnsius_orcus</i>	0	0.018886736
<i>Calephelis_braziliensis</i>	0.002875042	0.002322085
<i>Calydna_sturnula</i>	0	0.003831501
<i>Chioides_catillus_catillus</i>	0	0.010275767
<i>Chiothion_asychis_autander</i>	0.001572289	0
<i>Cogia_calchas</i>	0.001863453	0.028243023
<i>Cogia_undulatus</i>	0	0.018451004
<i>Danaini_sp</i>	0	0.004097797
<i>Danaus_erippus</i>	0.03600618	0.010919421
<i>Danaus_gilippus</i>	0.05377226	0.077640428

<i>Dione_vanillae</i>	0	0.008750204
<i>Electrostrymon_endymion</i>	0	0.001161043
<i>Eueides_isabella</i>	0	0.006394439
<i>Eunica_tatila</i>	0.014790241	0
<i>Euptoieta_hegesia_meridiana</i>	0.005290299	0.03850747
<i>Eurema_agave</i>	0	0.010429322
<i>Eurema_albula</i>	0.002286965	0.014225665
<i>Eurema_elathea</i>	0.085575915	0.039572707
<i>Eurema_flavescens</i>	0.004312563	0
<i>Eurema_sp</i>	0.003593803	0
<i>Fountainea_glycerium</i>	0	0.005840034
<i>Gesta_gesta</i>	0	0.011685808
<i>Hamadryas_februa</i>	0.001863453	0.007737354
<i>Hamadryas_sp</i>	0	0.001451303
<i>Heliconius_erato</i>	0.014435327	0.035273275
<i>Heliopetes_orbigera</i>	0	0.001741564
<i>Heliopetes_willi</i>	0	0.005646089
<i>Hemiargus_hanno</i>	0.222456502	0.037742906
<i>Hesperiidae_sp1</i>	0	0.004097797
<i>Hesperiidae_sp10</i>	0	0.001741564
<i>Hesperiidae_sp11</i>	0.001863453	0.000967535
<i>Hesperiidae_sp12</i>	0	0.003398119
<i>Hesperiidae_sp13</i>	0	0.003317264
<i>Hesperiidae_sp14</i>	0	0.002402157
<i>Hesperiidae_sp15</i>	0	0.001699087
<i>Hesperiidae_sp16</i>	0	0.001833225
<i>Hesperiidae_sp17</i>	0	0.00225933
<i>Hesperiidae_sp18</i>	0	0.00103974
<i>Hesperiidae_sp19</i>	0	0.00103974
<i>Hesperiidae_sp2</i>	0	0.000881804
<i>Hesperiidae_sp20</i>	0.000931727	0.00103974
<i>Hesperiidae_sp21</i>	0	0.005805213
<i>Hesperiidae_sp22</i>	0	0.001482182
<i>Hesperiidae_sp23</i>	0	0.000967535
<i>Hesperiidae_sp3</i>	0	0.002462412
<i>Hesperiidae_sp4</i>	0.008385539	0.001243974
<i>Hesperiidae_sp5</i>	0	0.001243974
<i>Hesperiidae_sp6</i>	0	0.001055493
<i>Hesperiidae_sp7</i>	0	0.002322085
<i>Hesperiidae_sp8</i>	0	0.001161043
<i>Hesperiidae_sp9</i>	0.001734939	0
<i>Hoodus_simplex</i>	0	0.00245698
<i>Ithra_ithra</i>	0	0.001741564
<i>Junonia_evarete</i>	0.001437521	0.0204561
<i>Junonia_sp</i>	0	0.002060198
<i>Leptotes_cassius</i>	0	0.034745937

<i>Lycaenidae_sp1</i>	0	0.001451303
<i>Lycaenidae_sp2</i>	0.000931727	0
<i>Mechanitis_lysimmia</i>	0	0.022986982
<i>Mestra_hersilia</i>	0	0.02283283
<i>Parides_sp</i>	0	0.001055493
<i>Parides_zacynthus</i>	0	0.032813881
<i>Phoebis_sennae</i>	0.099957595	0.062791851
<i>Phystis_simois</i>	0	0.001741564
<i>Pieridae_sp1</i>	0.004573931	0
<i>Pieridae_sp2</i>	0.001227152	0
<i>Pieridae_sp3</i>	0	0.000849543
<i>Pieridae_sp4</i>	0	0.003594923
<i>Pseudolycaena_marsyas</i>	0	0.001699087
<i>Pyrgus_orcus</i>	0.009147861	0
<i>Pyrisitia_leuce</i>	0.039987782	0.06395234
<i>Pyrisitia_nise_tenella</i>	0.003593803	0.014382787
<i>Rekoa_palegon</i>	0	0.000967535
<i>Riodinidae_sp</i>	0	0.001161043
<i>Satyrinae_sp1</i>	0.004573931	0.009713413
<i>Satyrinae_sp2</i>	0	0.002953808
<i>Siproeta_stelenes</i>	0.004573931	0.000881804
<i>Spicauda_simplicius</i>	0	0.002786692
<i>Spicauda_sp</i>	0	0.006269373
<i>Strymon_astiocha</i>	0.002096385	0.0041815
<i>Strymon_eremica</i>	0	0.000881804
<i>Strymon_rufofusca</i>	0	0.007563404
<i>Synargis_calyce</i>	0	0.013733628
<i>Trina_geometrina</i>	0	0.010337746
<i>Urbanus_proteus</i>	0	0.002322085
<i>Urbanus_teleus</i>	0.002993044	0
<i>Zopyrion_evenor_thania</i>	0.001437521	0.012727245

SI-D. Rarefação e extrapolação baseadas no tamanho da amostra Curva de amostragem para espécies de borboletas amostradas na vegetação da Caatinga, Sergipe, Brasil. A linha sólida representa a interpolação do número observado de espécies e a linha tracejada mostra a extrapolação do que é esperado com um maior esforço de amostragem.



SI-E. Pontos de amostragem com os valores de LCBD e valor de p nos ambientes lênticos e lóticos respectivamente. Dados amostrados entre agosto de 2023 e janeiro de 2024.

Lêntico			Lótico		
Ponto	LCBD	p_value	Ponto	LCBD	p_value
Ponto_01	0.093573	0.561	Ponto_05	0.045302	0.411
Ponto_02	0.064064	0.957	Ponto_06	0.035835	0.673
Ponto_03	0.102738	0.432	Ponto_09	0.052794	0.265
Ponto_04	0.10484	0.382	Ponto_10	0.032229	0.793
Ponto_07	0.116238	0.223	Ponto_11	0.031274	0.83
Ponto_08	0.066395	0.932	Ponto_14	0.030938	0.83
Ponto_12	0.135875	0.083	Ponto_15	0.068633	0.134
Ponto_13	0.074502	0.876	Ponto_18	0.066538	0.131
Ponto_16	0.130716	0.104	Ponto_19	0.078675	0.073
Ponto_17	0.111059	0.319	Ponto_20	0.049444	0.325
			Ponto_21	0.032148	0.754
			Ponto_22	0.067553	0.131
			Ponto_23	0.079154	0.046
			Ponto_24	0.023422	0.976
			Ponto_25	0.025859	0.959
			Ponto_26	0.049554	0.298
			Ponto_27	0.031702	0.797
			Ponto_28	0.05223	0.244
			Ponto_29	0.034026	0.728
			Ponto_30	0.039449	0.532
			Ponto_31	0.041052	0.52
			Ponto_32	0.032189	0.806

SI-F. Os táxons e seus respectivos valores de contribuição das espécies para a diversidade beta nos ambientes lênticos e lóticos.

Táxons	SCBD lêntico	SCBD Lótico
Adelpha_iphicleola	0	0.01532858
Anartia_amathea	0	0.00117085
Anartia_jatrophae	0.08873691	0.11852066
Aphrissa_statira	0	0.00640747
Aricoris_campestris	0.04317194	0.00958043
Ascia_monuste	0.02411716	0.02524329
Battus_polydamas	0	0.04470339
Biblis_hyperia	0.03110172	0.00619013
Burnsius_communis	0	0.00156601
Burnsius_orcus	0.02865229	0.01045146
Calephelis_braziliensis	0	0.00710242
Calydna_sturnula	0	0.00427349
Chioides_catillus_catillus	0.01633674	0.00525103

Chiothion_asychis_autander	0	0.00154668
Cogia_calchas	0.03335649	0.01804712
Cogia_undulatus	0.0269875	0.0137739
Danaini_sp	0	0.005447
Danaus_erippus	0	0.02240468
Danaus_gilippus	0.10360633	0.06172818
Dione_vanillae	0	0.00925652
Electrostrymon_endymion	0	0.00144001
Eueides_isabella	0	0.00839712
Eunica_tatila	0.01268365	0.00131875
Euptoieta_hegesia_meridiana	0.02795744	0.04559585
Eurema_agave	0.02538202	0.00117085
Eurema_albula	0.01425408	0.01208005
Eurema_elathea	0.065467	0.04611984
Eurema_flavescens	0	0.00659374
Eurema_sp	0	0.00205379
Fountainea_glycerium	0.01433152	0
Gesta_gesta	0.00956709	0.01299028
Hamadryas_februa	0.00814506	0.00702274
Hamadryas_sp	0.0035069	0
Heliconius_erato	0.03295832	0.03611347
Heliopetes_orbigera	0.00537227	0
Heliopetes_willi	0.00647428	0.0057881
Hemiargus_hanno	0.03331897	0.02596365
Hesperiidae_sp1	0	0.005447
Hesperiidae_sp10	0	0.00164843
Hesperiidae_sp11	0	0.00300647
Hesperiidae_sp12	0	0.00554837
Hesperiidae_sp13	0	0.00511351
Hesperiidae_sp14	0.00647428	0
Hesperiidae_sp15	0	0.00240925
Hesperiidae_sp16	0.00442977	0
Hesperiidae_sp17	0	0.00324248
Hesperiidae_sp18	0	0.00174001
Hesperiidae_sp19	0	0.00174001
Hesperiidae_sp2	0.00263018	0
Hesperiidae_sp20	0	0.00274486
Hesperiidae_sp21	0.01942283	0
Hesperiidae_sp22	0	0.00205379
Hesperiidae_sp23	0	0.00171618
Hesperiidae_sp3	0.00263018	0.00255676
Hesperiidae_sp4	0	0.00257774
Hesperiidae_sp5	0	0.00113892
Hesperiidae_sp6	0	0.00131875
Hesperiidae_sp7	0	0.00305564
Hesperiidae_sp8	0	0.00152782

Hesperiidae_sp9	0	0.00131875
Hoodus_simplex	0	0.00307695
Ithra_ithra	0	0.00216002
Junonia_evarete	0.00885954	0.02253248
Junonia_sp	0	0.00300647
Leptotes_cassius	0.01241419	0.03199252
Lycaenidae_sp1	0.0035069	0
Lycaenidae_sp2	0	0.00113892
Mechanitis_lysimmia	0.00526035	0.02500826
Mestra_hersilia	0.03297219	0.01813368
Parides_sp	0	0.00117085
Parides_zacynthus	0.0070138	0.02820158
Phoebis_sennae	0.06665512	0.05244653
Phystis_simois	0	0.00216002
Pieridae_sp1	0	0.00134711
Pieridae_sp2	0	0.00117085
Pieridae_sp3	0	0.00134711
Pieridae_sp4	0	0.00412976
Pseudolycaena_marsyas	0	0.00240925
Pyrgus_orcus	0	0.0048185
Pyrisitia_leuce	0.07733703	0.05885582
Pyrisitia_nise_tenella	0.0202564	0.00894819
Rekoa_palegon	0	0.00171618
Riodinidae_sp	0	0.00152782
Satyrinae_sp1	0.00485571	0.01255653
Satyrinae_sp2	0	0.00384577
Siproeta_stelenes	0.00263018	0.00240925
Spicauda_simplicius	0.00263018	0.00329687
Spicauda_sp	0.00263018	0.00764835
Strymon_astiocha	0.0035069	0.00438975
Strymon_eremica	0.00263018	0
Strymon_rufofusca	0.01097812	0.00480878
Synargis_calyce	0.01942283	0.00968345
Trina_geometrina	0	0.01310544
Urbanus_proteus	0	0.00305564
Urbanus_teleus	0	0.0024872
Zopyrion_evenor_thania	0.0253673	0.00486783

Conclusão geral

Este estudo trouxe o primeiro levantamento sistemático de borboletas para a Caatinga sergipana, ampliando significativamente o conhecimento sobre as espécies de borboletas da região, registrando 46 novas ocorrências de espécies, incluindo quatro inéditas para o Nordeste brasileiro. Esses resultados evidenciam a grande lacuna de conhecimento ainda existente na região, especialmente em áreas historicamente subamostradas, contribuindo diretamente para a redução das lacunas Linneana e Wallaceana. A compilação de inventários para o Nordeste reforçando esse cenário, destacando regiões prioritárias, como o centro e sudoeste nordestino, que demandam esforços amostrais urgentes.

Além do avanço no conhecimento taxonômico e biogeográfico, este estudo também foi pioneiro ao investigar padrões de diversidade beta na Caatinga, incorporando métricas como LCBD e SCBD, bem como ao avaliar a influência de corpos hídricos, tanto naturais quanto artificiais, sobre a assembleia de borboletas. A sazonalidade demonstrou ser um fator determinante na estruturação das comunidades, influenciando riqueza, abundância e composição de espécies. Os locais com maior contribuição para a diversidade beta concentraram-se em áreas próximas ao Rio São Francisco e ao Monumento Natural Grotas do Angico, evidenciando o papel fundamental de grandes corpos hídricos e unidades de conservação na manutenção da diversidade regional. A predominância de espécies mais abundantes e associadas a ambientes abertos e antropizados sugere efeitos da pressão antrópica na estruturação da comunidade. Também, os resultados indicaram que corpos hídricos artificiais, como lagoas e açudes, podem desempenhar papel semelhante aos ambientes naturais na manutenção da diversidade de borboletas, sustentando níveis comparáveis de riqueza e favorecendo a ocorrência de espécies associadas a ambientes lênticos. Esses achados permitem uma reflexão sobre a importância desses elementos na paisagem semiárida, especialmente diante de cenários de aridez e distúrbios crônicos.

Dessa forma, o estudo não apenas preenche lacunas importantes de conhecimento sobre a diversidade de borboletas na Caatinga, mas também ressalta a importância da integração entre fatores ambientais, como sazonalidade e disponibilidade hídrica, e aspectos antrópicos na compreensão da dinâmica das comunidades. Esses resultados fornecem subsídios relevantes para estratégias de conservação e destacam a necessidade de ampliação de estudos em regiões ainda negligenciadas do Nordeste brasileiro.