



# AMAZÔNIA

M A R A N H E N S E

## Dinâmicas Geoambientais e Biodiversidade

Orgs.: Andreza dos Santos Louzeiro • Flávio Kulaif Ubaid • Giselle Chrystina do Vale Martins  
Luiz Carlos Araújo dos Santos • Weslem Jhony de Oliveira Rodrigues

Organizadores

Andreza dos Santos Louzeiro

Flávio Kulaif Ubaid

Giselle Chrystina do Vale Martins

Luiz Carlos Araújo dos Santos

Weslem Jhony de Oliveira Rodrigues

**AMAZÔNIA LEGAL: Dinâmicas Geoambientais e Biodiversidade**

Qualquer parte desta publicação pode ser reproduzida, desde que citada a fonte.  
Todos os direitos desta edição reservados à EDITORA UEMA.

## **GEOGRAFIA NA PÓS-GRADUAÇÃO: NATUREZA E DINÂMICA DO ESPAÇO**

### **EDITOR RESPONSÁVEL**

Jeanne Ferreira de Sousa da Silva

### **CONSELHO EDITORIAL**

Alan Kardec Gomes Pachêco Filho  
Ana Lucia Abreu Silva  
Ana Lúcia Cunha Duarte  
Cynthia Carvalho Martins  
Eduardo Aurélio Barros Aguiar  
Emanoel Cesar Pires de Assis  
Denise Maia Pereira  
Fabiola Hesketh de Oliveira  
Helciane de Fátima Abreu Araújo  
Helidacy Maria Muniz Corrêa  
Jackson Ronie Sá da Silva  
José Roberto Pereira de Sousa  
José Sampaio de Mattos Jr  
Luiz Carlos Araújo dos Santos  
Marcos Aurélio Saquet  
Maria Medianeira de Souza  
Maria Claudene Barros  
Rosa Elizabeth Acevedo Marin  
Wilma Peres Costa

**Capa:** Matheus Costa Araujo

Amazônia Maranhense: dinâmicas geoambientais e biodiversidade [recurso eletrônico]./ organizadores Andreza dos Santos Louzeiro, Flávio Kulaif Ubaid, Giselle Chrystina do Vale Martins, Luiz Carlos Araújo dos Santos, Weslem Jhony de Oliveira Rodrigues. - São Luís, MA: EDUEMA, 2026.

190p.il.color.

ISBN: 978-85-8227-734-8

1. Biogeografia. 2. Sustentabilidade ambiental. 3. Remoção de carbono.  
I. Louzeiro, Andreza dos Santos [et.al.] II. Título.

CDU: 574.9:543.272.6(812.1)

**Elaborado por Luciana de Araújo – CRB 13/445**

**EDITORA UEMA**

Cidade Universitária Paulo VI - CP 09 Tirirical - CEP - 65055-970 São Luís – MA

www.editorauema.uema.br – [editora@uema.br](mailto:editora@uema.br)



## COMISSÃO CIENTÍFICA

Everton Sousa Ferreira  
Universidade Estadual da Região Tocantina (UEMASUL)

Fabricio Sousa da Silva  
Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão – SEMA  
Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

Gilberlene Serra Lisboa  
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Leo Nava Piorsky Dominici Cruz  
Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz-RJ)

Luiz Carlos Araújo dos Santos  
Universidade Estadual do Maranhão – UEMA

Nayara Marques Santos  
Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico do Rio Grande do Norte - Sedec/RN

Thiara Oliveira Rabelo  
Centro de Ensino Superior do Seridó CERES - UFRN

## Sumário

APRESENTAÇÃO.....	8
INTRODUÇÃO.....	10
CAPÍTULO 1 - ANÁLISE DA DINÂMICA AMBIENTAL E DOS ASPECTOS FÍSICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ - MA .....	13
CAPÍTULO 2 - ANÁLISE DO POTENCIAL EROSIVO DO RELEVO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ, AMAZÔNIA ORIENTAL, MARANHÃO, BRASIL.....	35
CAPÍTULO 3 - EMISSÃO E REMOÇÃO DE CARBONO NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI, MARANHÃO, BRASIL.....	52
CAPÍTULO 4 - ÍNDICE DE GEODIVERSIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ, MARANHÃO: Avaliação e caracterização ambiental.....	73
CAPÍTULO 5- BIOGEOGRAFIA E COMPOSIÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL.....	93
CAPÍTULO 6- EVOLUÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL EM TERRAS PROTEGIDAS NO NORDESTE DA AMAZÔNIA: UMA ANÁLISE DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BAIXADA MARANHENSE.....	117
CAPÍTULO 7 - DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES DE FLEBOTOMÍNEOS (DIPTERA: PSYCHODIDAE), INCLUINDO VETORES DE <i>LEISHMANIA</i> , NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI, AMAZÔNIA ORIENTAL.....	140
CAPÍTULO 8 - AVES DA BACIA DO RIO PINDARÉ, MARANHÃO, BRASIL: COMPOSIÇÃO, BIOGEOGRAFIA E CONSERVAÇÃO .....	170

## ÍNDICE REMISSIVO

### A

*Aburria Cujubi* ..... 176, 179  
*Agamia Agami* ..... 176, 181  
Amarante do Maranhão .. 15, 47, 74, 79, 80, 81, 173  
Amazônia Maranhense .... 56, 57, 78, 143, 151, 165, 183  
Amazônia oriental ..... 70  
Amplitude altimétrica..... 35, 41, 42  
Amplitude interfluvial ..... 35, 41, 42, 43, 48  
Araribóia 36, 175, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185  
Arco Amazônico..... 14  
Áreas de endemismo ..... 95  
Áreas protegidas ..... 52, 56, 71, 172, 181  
*Arthropoda* ..... 104, 105, 106, 110, 114  
Awá ..... 54, 144, 175, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185

### B

Baixada Maranhense 22, 26, 30, 36, 44, 45, 82, 101, 108, 110, 119, 134, 138, 173  
Barômetro da Sustentabilidade.. 117, 118, 121, 127, 128, 136, 138  
BEA ..... 121, 122, 123, 129, 130, 132, 133, 134  
BEE ..... 118  
BEH ..... 118, 121, 122, 123, 129, 130, 131, 134  
BHRP ..... 14, 15, 24, 28, 75, 78, 80, 81, 82, 83, 89  
*Bi. Flaviscutellata* ..... 152  
Biodiversidade 2, 8, 10, 71, 116, 141, 145, 164, 168, 169, 186, 189, 190, 191  
Biomassa ..... 52, 57, 58, 59, 68  
Bom Jesus das Selvas ... 18, 26, 47, 82, 88, 182, 183  
BRP ... 171, 172, 173, 174, 175, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185  
*Bryophyta* ..... 100, 101, 102  
BS 118, 119, 121, 122, 127, 129, 130, 131, 133, 135  
Buriticupu.... 15, 36, 47, 49, 74, 79, 81, 82, 88, 146, 147, 148, 149, 150, 165, 173, 181

### C

Carú ..... 53, 54, 74, 79, 141  
*Celeus obrieni*..... 175, 177, 182, 190  
*Celeus torquatus pieteroyensi* ..... 175, 177, 182  
Centro de Endemismo Belém.. 53, 70, 93, 100, 103, 104, 106, 107, 109, 111, 112, 114, 115, 116, 143, 171, 176  
Cerrado .... 10, 14, 53, 70, 71, 94, 96, 159, 167, 171, 173, 174, 179, 180, 182, 185, 187, 188

### Ch

*Chelicerata* ..... 104, 105  
*Chordata*..... 107, 108, 109, 110, 114

### C

Coberturas lateríticas ..... 21, 36, 79, 80

Colinas e morros..... 23  
Conectividade ecológica... 93, 94, 99, 101, 107, 110  
Conservação da biodiversidade . 8, 19, 93, 102, 111, 115, 158, 170  
Conservação da biodiversidade ..... 115  
Corredor ecológico ..... 53  
Correlação de spearman ..... 121, 127  
*Crax fasciolata pinima* ..... 171, 175, 176, 179, 186

### D

Declividade ... 17, 24, 35, 37, 38, 41, 43, 46, 48, 49, 50, 75, 81  
*Dendrexetastes paraensis paraensis* .. 175, 178, 184  
*Dendrocincla merula badia*..... 175, 177, 184, 188  
Densidade de kernel ..... 77  
Depósitos aluvionares..... 21, 36, 79, 80, 84  
Depósitos flúvio-lagunares..... 21, 79, 80  
Desmatamento .... 10, 55, 60, 62, 123, 125, 132, 187  
Dimensão interfluvial ..... 38, 40  
Dissecação horizontal..... 35, 38, 40  
Dissecação vertical..... 35, 38, 40

### E

EDL ..... 121  
Emissão de carbono..... 52, 53, 59, 67, 68  
Equitabilidade..... 99

### F

FAPESPA..... 118, 119, 121, 123, 136  
Flebotomíneos ..... 159, 160, 162, 165, 167  
Floresta Amazônica..... 67, 69, 170  
Formação Florestal..... 29, 61, 62, 63, 67  
Formação Itapecuru..... 20, 21, 33, 36, 79, 80, 84

### G

*Gymnospermae* ..... 99, 100, 101, 102  
Golfão Maranhense ..... 79, 83  
*Grallaria varia distincta* ..... 177, 183  
Grau de dissecação ..... 35, 36, 41, 42, 82  
Grau de entalhamento..... 38, 40, 41, 48

### H

*Harpia harpyja*..... 54, 177, 181  
*Hexapoda* ..... 104, 105  
*Hylopezus paraensis*..... 177, 183, 186

### I

IBA Baixada Maranhense ..... 173  
IBA Gurupi..... 173  
IBGE ..... 16, 17, 32, 37, 38, 45, 46, 51, 75, 99, 113, 121, 132, 136, 144  
Índice de dissecação do relevo 35, 38, 40, 41, 45, 51

Índice de geodiversidade .....	11, 83, 86, 87, 89
Índice de geologia .....	84
Índice de polos turísticos .....	78, 85
Índice de potencial mineral .....	85
Índice de solos .....	78, 84
Índice de ZEE .....	85
Índice paleontológico .....	84

## K

Krikati.....	15, 36
--------------	--------

## L

<i>L. (L.) amazonensis</i> .....	153, 154
<i>L. (L.) infantum</i> .....	153, 154, 155
<i>L. (V.) braziliensis</i> .....	153, 154, 155
<i>Leishmania</i> .. 11, 140, 141, 142, 145, 151, 152, 153, 154, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 164, 165, 166, 167, 168	
<i>Leishmania spp.</i> .....	140, 153, 157, 159, 162, 164
Leishmaniose Tegumentar.....	142
Leishmaniose Visceral.....	142
<i>Leishmanioses</i> .....	159, 166, 168
<i>Lepidothrix iris</i> .....	178, 184, 186, 190
<i>Lu. Longipalpis</i> .....	152
<i>Lutzomyia longipalpis</i> 140, 147, 159, 160, 162, 166, 167, 168	
<i>Lycopodiophyta</i> .....	99, 100, 101, 102

## M

<i>Magnoliophyta</i> .....	99, 100, 101, 102
<i>Malacoptila minor</i> .....	175, 177, 182, 190
MapBiomias .....	17, 99
Maranhão4, 9, 10, 11, 12, 14, 15, 31, 32, 34, 47, 50, 51, 53, 58, 60, 63, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 74, 75, 79, 80, 81, 82, 85, 90, 94, 101, 110, 111, 112, 114, 116, 119, 129, 131, 132, 133, 135, 136, 137, 138, 139, 140, 141, 143, 144, 145, 146, 147, 148, 149, 150, 151, 152, 153, 154, 155, 156, 157, 158, 159, 160, 161, 162, 163, 165, 166, 167, 168, 169, 171, 172, 173, 174, 176, 178, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186, 187, 188, 189, 190, 191	
<i>Megascops ater</i> .....	175, 177, 182
<i>Monilophyta</i> .....	100, 101, 102
<i>Morphnus guianensis</i> .....	177, 181, 188
Mosaico Gurupi.....	101, 110, 173, 175, 187
<i>Myriapoda</i> .....	104, 105
<i>Myrmornis torquata</i> .....	183, 187

## N

<i>Ny. Antunesi</i> .....	152
<i>Ny. whitmani</i> .....	141, 151, 152, 153, 154, 155
<i>Ny. Whitmani</i> .....	152

## P

Padrão espinha de peixe .....	55
-------------------------------	----

Padrão geométrico.....	55
Pará.58, 97, 100, 101, 105, 108, 110, 119, 137, 138, 139, 152, 153, 155, 160, 167, 171, 172, 180, 181, 183, 184	
Pastagem .30, 36, 49, 56, 61, 64, 102, 104, 105, 108	
<i>Periporphyrus erythromelas</i> .....	184, 187
<i>Phlegopsis nigromaculata paraensis</i> .	175, 177, 183
Pindaré-Mirim .....	11, 18, 31, 84, 129, 190
Planalto Dissecado do Gurupi- Grajaú.....	22
Planície Costeira da Baixada Maranhense.....	22
Planície fluviolacustre .....	22
Planícies fluviais .....	22, 24, 27, 79, 82
Planícies fluviomarinhas .....	22
Processos erosivos.....	10
<i>Ps. Complexus</i> .....	152
<i>Ps. Davisi</i> .....	152
<i>Psophia obscura</i> .....	175, 176, 181, 186, 188
<i>Psophia obscura</i> , .....	175

## Q

Queimadas 11, 52, 53, 57, 58, 61, 62, 63, 64, 65, 66, 67, 68, 70, 71, 93, 138, 182	
--	--

## R

REBIO Gurupi.....	11, 172, 173, 175, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185, 186
Regeneração .....	60, 61, 62
Reserva Biológica do Gurupi .. 8, 10, 11, 52, 53, 55, 67, 69, 71, 140, 141, 143, 172, 188, 189	
<i>Rhea americana</i> .....	176, 179
Rio Pindaré.....	10, 11, 14, 15, 20, 21, 28, 31, 36, 74, 78, 83, 85, 86, 87, 89, 90, 91, 171, 173, 174, 175, 176, 178, 179, 190

## S

Shannon.....	99, 100, 101, 104, 107, 144, 150, 161
<i>Spizaetus ornatus</i> .....	177, 182, 188, 189
Sustentabilidade .. 70, 116, 117, 118, 120, 121, 127, 128, 130, 134, 136, 137, 138	

## T

<i>Tangara velia signata</i> .....	175, 178, 185
TI Araribóia.....	175, 179, 185
TI Awá .....	54, 181, 182, 184, 185
TI Caru .....	175, 179, 180, 181, 182, 183, 184, 185

## V

Viana .....	18, 22, 27, 36, 47, 74, 79, 80, 81, 88, 129, 133, 161
Vulnerabilidade geomorfológica ... 8, 11, 35, 41, 47, 50	

## Z

Zona de amortecimento .....	54, 175
-----------------------------	---------

## APRESENTAÇÃO

A presente obra, intitulada “Amazônia Legal: Dinâmicas Geoambientais e Biodiversidade”, reúne uma coletânea de trabalhos científicos que refletem o esforço investigativo de pesquisadores voltados à compreensão integrada dos aspectos físicos, ambientais, ecológicos e antrópicos de regiões inseridas no domínio da Amazônia Legal.

Este e-book é resultado do projeto desenvolvido no âmbito do Programa de Desenvolvimento da Pós-Graduação (PDPG) – Amazônia Legal, uma iniciativa da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), voltada ao incentivo e ao fortalecimento da pós-graduação stricto sensu nas instituições de ensino superior.

O projeto foi desenvolvido por meio de uma parceria entre o Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço (PPGEO/UEMA – São Luís) e o Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Ambiente e Saúde (PPGBAS/UEMA – Caxias), com o objetivo de promover a consolidação de linhas de pesquisa, fortalecer a produção científica regional e incentivar os pesquisadores que compõem ambos os programas a aprofundarem suas investigações sobre os temas relacionados ao desenvolvimento sustentável da Amazônia Maranhense.

Os capítulos que compõem este e-book demonstram a complexidade e a riqueza ambiental, biológica e social da região amazônica, abordando temas que perpassam desde a caracterização geológica e geomorfológica da paisagem até as relações sociais construídas por comunidades tradicionais. A diversidade temática é uma marca desta publicação, que busca oferecer subsídios científicos para o planejamento ambiental, a conservação da biodiversidade e o fortalecimento de políticas públicas.

Entre os temas abordados, destacam-se os estudos sobre geodiversidade e vulnerabilidade geomorfológica da bacia hidrográfica do rio Pindaré, que apontam para a relevância da caracterização físico-ambiental como base para o ordenamento territorial e gestão de riscos erosivos. Estes trabalhos fazem uso de geotecnologias e análises integradas de dados geoambientais, evidenciando o potencial e as fragilidades naturais da região.

A obra também contempla discussões importantes sobre a diversidade biológica, com ênfase na avifauna da bacia e na fauna flebotomíneos da Reserva Biológica do Gurupi. Tais estudos reforçam a necessidade urgente de conservação dos habitats naturais frente ao avanço do desmatamento e às ameaças à biodiversidade, principalmente de espécies endêmicas e em risco de extinção.

Outro eixo temático relevante está voltado às mudanças no uso da terra e suas implicações nos processos de emissão e remoção de carbono. A análise histórica da dinâmica

do desmatamento e da regeneração florestal da REBIO do Gurupi apresenta os impactos das ações antrópicas e a importância da recuperação da vegetação nativa para a mitigação das mudanças climáticas.

Reafirmamos aqui a importância da pesquisa interdisciplinar e do diálogo entre diferentes áreas do saber para a compreensão e o enfrentamento dos desafios ambientais contemporâneos. O apoio da CAPES foi essencial para a concretização desta produção científica.

Agradecemos aos autores, orientadores, colaboradores e instituições envolvidas nesta publicação, sem os quais esta obra não teria se concretizado. Desejamos que este livro possa contribuir para o avanço do conhecimento científico, para a formação de novos pesquisadores e para a promoção de ações mais sustentáveis em prol da Amazônia e de seus povos.

Giselle Chrystina do Vale Martins

São Luís, 02 de agosto de 2025



## INTRODUÇÃO

Nayara Marques Santos<sup>1</sup>

Os estudos ambientais consolidaram-se como instrumentos fundamentais para entender as dinâmicas naturais e antrópicas que moldam os territórios. Em um cenário global de mudanças climáticas, perda de biodiversidade e pressão crescente sobre os recursos naturais, a produção de conhecimento científico torna-se indispensável para embasar políticas públicas, promover o uso sustentável dos ecossistemas e conservar patrimônios naturais e culturais.

No Maranhão, esses desafios assumem aspectos singulares, devido a sua extensão territorial, situado na transição entre os biomas: Amazônia e Cerrado, o Estado abriga uma riqueza ecológica e sociocultural diversa, mas enfrenta ameaças exponenciais quanto ao desmatamento acelerado, degradação de corpos hídricos, expansão agropecuária desordenada e vulnerabilidade de comunidades tradicionais.

Essas pressões ocorrem de maneira intensa na porção maranhense da Amazônia Legal, onde áreas como a Bacia do Rio Pindaré e a Reserva Biológica do Gurupi, regiões que prestam importantes serviços ecossistêmicos em diferentes escalas temporais e espaciais.

Este ebook reúne pesquisas interdisciplinares sobre aspectos ambientais da Amazônia Legal, com foco na Bacia do Pindaré. Seus capítulos exploram temas como:

- Geodiversidade;
- Processos erosivos e impactos na dinâmica fluvial;
- Biodiversidade de aves;
- Desmatamento e impactos ambientais.

A Amazônia Maranhense, situada no encontro entre os domínios amazônico e nordestino, revela-se como um espaço com vasta diversidade natural e socioambiental. Os estudos reunidos neste e-book destacam diferentes dimensões dessa complexidade, abrangendo desde a geodiversidade e os aspectos físico-ambientais até a biodiversidade, e os impactos antrópicos.

---

<sup>1</sup> nayaramarques3@hotmail.com; ID Lattes: 0118254313681533

No primeiro capítulo “Índice de Geodiversidade da Bacia Hidrográfica do rio Pindaré, Maranhão: avaliação e caracterização ambiental”, a análise do Índice de Geodiversidade mostra que municípios como Monção, Cajari, Bom Jardim e Pindaré-Mirim concentram grande variedade de fósseis, minerais e potenciais turísticos, reforçando a importância do planejamento territorial e da conservação ambiental.

Seguindo para o capítulo dois “Análise da dinâmica ambiental e dos aspectos físicos da bacia hidrográfica do rio Pindaré-MA”, evidencia a heterogeneidade geoambiental, caracterizada por solos e unidades geológicas distintas, ao mesmo tempo em que alerta para as intensas pressões humanas ligadas à agropecuária e à urbanização, que ameaçam a integridade dos ecossistemas locais.

A biodiversidade também ocupa lugar central nas análises, temática discutida no capítulo três “Distribuição das espécies de flebotomíneos (Diptera: Psychodidae), incluindo vetores de Leishmania, na Reserva Biológica do Gurupi”, que mapeou a ocorrência de flebotomíneos, identificando espécies de alta relevância epidemiológica, o que evidencia a necessidade de estratégias de conservação e controle da doença.

Ainda na perspectiva biológica, no quarto capítulo “Aves da bacia do rio Pindaré, Maranhão – Brasil: composição, biogeografia e conservação” catalogaram 592 espécies de aves na Bacia do Rio Pindaré, incluindo endêmicas e ameaçadas de extinção, como o mutum-pinima e o jacamim-de-costas-escuras. A pesquisa reforça a importância de terras indígenas e da própria REBIO Gurupi como áreas de preservação para a avifauna, especialmente diante das altas taxas de desmatamento.

O e-book apresenta um estudo sobre a análise de processos erosivos e transformações ambientais no capítulo 5 – Análise do potencial erosivo do relevo da bacia hidrográfica do rio Pindaré, Amazônia Oriental – que revelou maior vulnerabilidade geomorfológica em áreas centrais da bacia, destacando a necessidade de ações de ordenamento territorial para mitigar riscos ambientais. Nesse sentido, o último capítulo “Emissão e Remoção de Carbono na reserva biológica do Gurupi, Maranhão – Brasil” mostra como o desmatamento e as queimadas, principalmente entre 2000 e 2015, intensificaram as emissões de carbono, enquanto os processos de regeneração florestal, a partir de 2015, contribuíram para remoções significativas. Esses resultados evidenciam a dualidade entre destruição e resiliência da floresta amazônica maranhense.

Os estudos apresentados oferecem uma visão abrangente da Amazônia Maranhense, articulando aspectos abióticos, bióticos e socioculturais. Revelam um território de grande potencial ecológico e econômico, mas que enfrenta desafios de conservação, gestão sustentável e valorização das comunidades locais. Este ebook representa uma contribuição essencial para o entendimento integrado das dinâmicas ambientais no Maranhão, em especial na Amazônia Legal Maranhense, onde a complexidade ecológica e sociocultural demanda abordagens específicas.

Ao reunir estudos sobre temáticas ambientais, o livro não apenas evidencia os desafios enfrentados pela região, mas também oferece subsídios científicos para políticas públicas e estratégias de conservação alinhadas à realidade local. Essa pluralidade de perspectivas reforça a necessidade de estratégias integradas que considerem tanto a riqueza natural quanto a dimensão humana, para o desenvolvimento equilibrado do território maranhense.

### **Biografia dos Autores**

**Nayara Marques Santos:** Doutora em Geografia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Graduada em Geografia Bacharelado pela Universidade Federal do Maranhão. Mestre em Geografia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Atuou como Pesquisadora-Bolsista no IGARN, IDEMA E SEDEC. Membro do Grupo de Pesquisa em Geoecologia e Biogeografia de Ambientes Tropicais (TRÓPIKOS), pesquisadora do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais (NEPA) e do Grupo de Estudos dos Sistemas Ambientais Maranhenses cadastrado na Capes. Atua principalmente nas áreas de Serviços Ecossistêmicos, Análise da Paisagem, Geotecnologia Aplicada as Análises Ambientais, Ecossistemas Costeiros, Sustentabilidade e Gestão.

Email: [nayaramarques3@hotmail.com](mailto:nayaramarques3@hotmail.com); Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0118254313681533>



## **CAPÍTULO 1 - ANÁLISE DA DINÂMICA AMBIENTAL E DOS ASPECTOS FÍSICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ - MA**

Débora Frazão Ferreira<sup>1</sup>  
Rafael Brugnolli Medeiros<sup>2</sup>  
Jackson Sousa dos Santos<sup>3</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

Identificar os parâmetros geoambientais é uma etapa essencial da análise ambiental, pois permite reconhecer tanto as potencialidades quanto às limitações de uso, ocupação e exploração sustentável do território. Esses parâmetros, que incluem características geológicas, geomorfológicas, pedológicas e hidrológicas, são diretamente influenciados e explorados por atividades econômicas, como agricultura, mineração, urbanização e implantação de infraestrutura. Portanto, compreendê-los é crucial para orientar o uso racional dos recursos naturais e minimizar impactos negativos ao meio ambiente (Farias; Silva; Nascimento, 2015).

A exploração dos parâmetros geoambientais sem o devido planejamento pode resultar em processos de degradação ambiental, sendo a erosão do solo um dos impactos mais recorrentes em regiões com uso intensivo da terra. Nesse contexto, a caracterização detalhada dos elementos naturais — como solos, relevo, cobertura vegetal e recursos hídricos — constitui uma ferramenta fundamental para subsidiar políticas públicas e ações de gestão territorial. Além de apoiar o ordenamento do uso do solo, essa caracterização permite a identificação de áreas prioritárias para conservação ambiental, tais como Áreas de Preservação Permanente (APP), zonas de recarga de aquíferos, habitats de espécies ameaçadas e regiões com elevada fragilidade edáfica. Essas informações são imprescindíveis para a formulação de estratégias eficazes de preservação e recuperação ambiental, contribuindo para a manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais à qualidade de vida das populações locais e ao equilíbrio dos sistemas naturais (Guerra e Cunha, 2015; Ross, 2006).

Nesse contexto, a integração de dados geoambientais com práticas de planejamento territorial e gestão sustentável é um desafio que exige a colaboração entre diferentes setores, como poder público, academia científica, setor privado e comunidades locais. A adoção de tecnologias como sensoriamento remoto, sistemas de informação geográfica (SIG) e

---

<sup>1</sup> [ferreiradeboraa05@gmail.com](mailto:ferreiradeboraa05@gmail.com); Id Lattes: 6332236524598008

<sup>2</sup> [rafaelmedeiros@ufgd.edu.br](mailto:rafaelmedeiros@ufgd.edu.br); Id Lattes: 4983120676722029

<sup>3</sup> [jacksousasts@gmail.com](mailto:jacksousasts@gmail.com) Id lattes: 459524641883872

modelagem ambiental pode aprimorar a precisão das análises e subsidiar ações mais eficazes (Santiago et al., 2015). Dessa forma, a identificação e o monitoramento contínuo dos parâmetros geoambientais não apenas auxiliam na mitigação de impactos, mas também promovem o desenvolvimento econômico em harmonia com a conservação dos recursos naturais, assegurando sua disponibilidade para as gerações futuras. Lembrando que essa harmonia dependerá de muitos fatores e seu alcance não é algo fácil dentro da ótica ambiental.

Neste sentido, destaca-se a bacia hidrográfica do rio Pindaré, localizada na região oeste do Maranhão, inserida na chamada Amazônia Maranhense — uma sub-região da Amazônia Oriental que apresenta peculiaridades ecológicas e socioambientais em relação a outras porções do bioma amazônico. Essa área é marcada por uma elevada diversidade geoambiental, típica da transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, e por intensos processos de uso e ocupação do solo, especialmente para atividades agropecuárias, extrativistas e expansão urbana. Essas pressões antrópicas, observadas também em outras regiões da Amazônia Oriental, como nas bacias dos rios Tocantins, Capim e Turiaçu (Souza Filho et al., 2006; Lima & Cunha, 2020), afetam diretamente a dinâmica ambiental, aqui compreendida como o conjunto de interações e transformações espaciais e temporais nos elementos físicos da paisagem — como relevo, solos, cobertura vegetal e rede hidrográfica — em resposta às intervenções humanas. Tais componentes refletem a geodiversidade local e conferem ao sistema ambiental uma sensibilidade variável às perturbações antrópicas. Quando essas pressões ultrapassam a capacidade de suporte dos ecossistemas, observa-se um processo progressivo de degradação ambiental, evidenciado por fenômenos como erosão, assoreamento de corpos hídricos e perda da biodiversidade funcional (Nogueira et al., 2011; Silva & Costa, 2018).

Para a caracterização geoambiental dos elementos que compõem a bacia hidrográfica do Rio Pindaré (BHRP), optou-se por apresentar alguns dos elementos constituintes da paisagem. Assim, o presente trabalho tem como objetivo caracterizar algumas das variáveis ambientais (geologia, geomorfologia, solos, uso e cobertura) com o intuito de contribuir com o desenvolvimento de ações de planejamento e gestão ambiental.

### **a) Área de estudo**

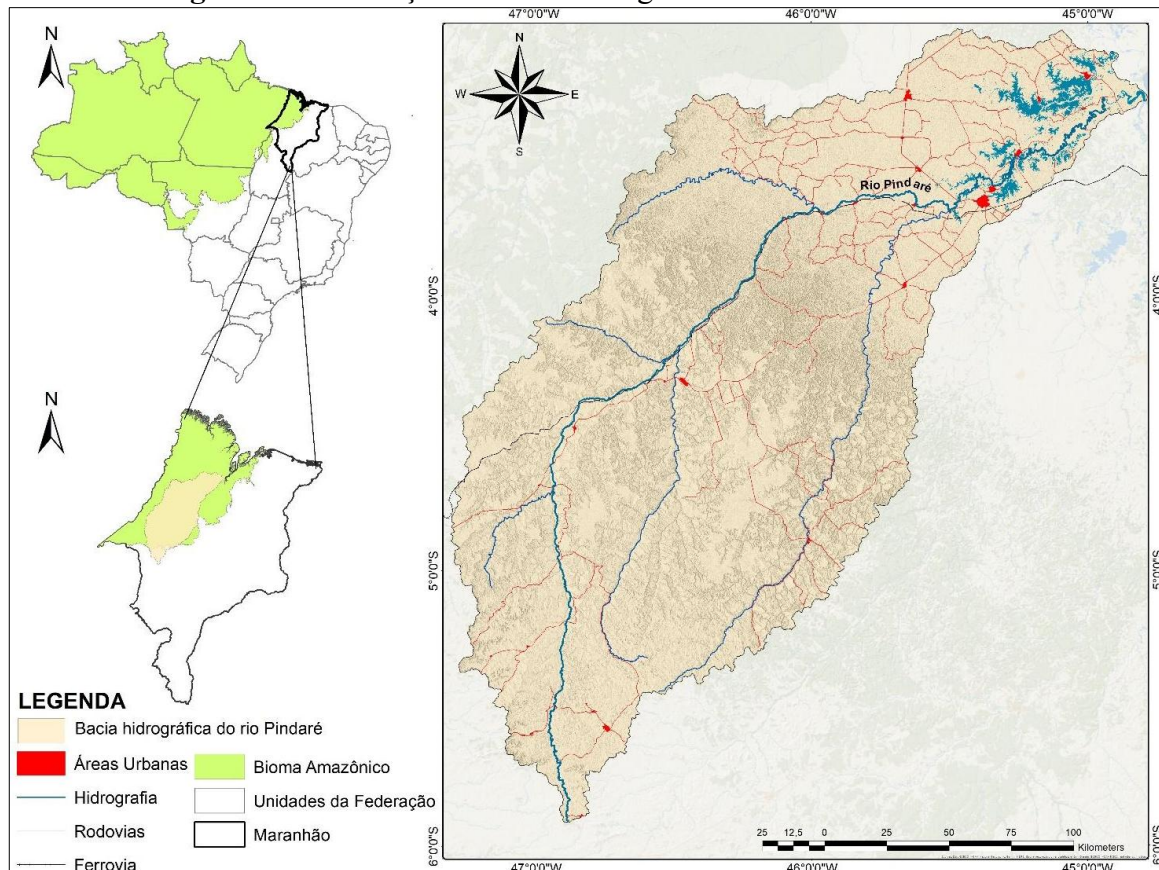
A bacia hidrográfica do rio Pindaré está localizada na região Oeste do estado do Maranhão, situando-se na borda oriental da Amazônia (Figura 1). A organização do espaço na Bacia Hidrográfica do rio Pindaré, está integrada dentro do arco Arco Amazônico (fronteira do desmatamento, em que a destruição das florestas alcança níveis drásticos atualmente) tendo

grande influência de atividades agropecuárias, atrelados com a aglomeração urbana, causando grandes impactos ambientais, econômicos e sociais.

É parte componente da Bacia Hidrográfica do rio Mearim, possuindo uma extensão de 40.222 km<sup>2</sup>. Sua nascente está situada nas proximidades das cidades de Montes Altos e Amarante do Maranhão, na serra do Gurupi, em uma área que se localiza no território indígena Krikati. Ressalta-se que o rio Pindaré recebe uma grande contribuição afluentes ao longo de seu curso, como os rios Buriticupu, Negro, Caru e Zutiua, ampliando a sua importância hidrológica e ecológica.

O rio Pindaré, principal curso d'água da bacia, se destaca com 620,87 km de extensão, configurando-se como um rio caudaloso e navegável, desempenhando um papel crucial não apenas nos aspectos ambientais, mas também nas dinâmicas sociais e econômicas da região Oeste do Maranhão, uma vez que a grande abundância de peixes no rio contribui para a pesca local, enquanto sua navegabilidade facilita o transporte e a integração entre os municípios da região. Em decorrência da sua extensão territorial, a BHRP abrange um total de 32 municípios, além de diferentes tipos de ecossistemas, contribuindo para a grande geodiversidade da região.

**Figura 1.** Localização da bacia hidrográfica do Rio Pindaré – MA



Elaboração: FERREIRA, 2025.

## 2. METODOLOGIA

A metodologia adotada neste estudo foi desenvolvida em etapas sequenciais, com o objetivo de garantir uma análise abrangente e precisa dos componentes físico-naturais da bacia hidrográfica. Para tanto, foram utilizadas abordagens integradas que combinaram técnicas de geoprocessamento, trabalho de campo e revisão bibliográfica. A seguir, detalham-se as etapas metodológicas:

### a) Definição da área de estudo

A base para se iniciar os procedimentos inseridos neste artigo se vincula a definição da área de estudo. Desta forma, avança-se para o levantamento das primeiras informações sobre a área de estudo (informações cartográficas) como sua delimitação, que é disponibilizada gratuitamente por meio da Agência Nacional das Águas (ANA, 2021), sendo verificada a delimitação de acordo com o Modelo Digital de Elevação – SRTM, disponível nos sites da National Aeronautics and Space Administration – NASA/Earth Explorer (resolução de 30 metros). As imagens SRTM passaram por uma correção, a fim de corrigir as imperfeições refletidas no raster, no intuito de adequar todo o conjunto de pixels ao cálculo numérico de elevação, condizente com a realidade terrestre. Toda a base cartográfica e os mapas derivados deste trabalho foram projetados em sistema de coordenada Universal Transversa de Mercator (UTM) segundo o Datum SIRGAS 2000 – Zona 23 Sul.

### b) Produção de mapas temáticos

Para o mapeamento dos componentes físico-naturais e socioeconômicos da área de estudo, foram aplicadas técnicas de Geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), utilizando o software QGIS 3.20. A seguir, são descritas as etapas metodológicas empregadas para a geração dos mapas temáticos e a análise integrada dos dados.

- **Geologia:** Foram consultados dados cartográficos secundários obtidos do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE, 2000) da Amazônia Legal (2000), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006) e do Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos (IMESC, 2011). No entanto, foi utilizado a base oficial do IBGE, uma vez que melhor atendeu aos resultados propostos. Esses dados foram organizados e espacializados em ambiente SIG para a construção de mapas temáticos, com o objetivo de identificar e delimitar as formações geológicas predominantes.

- Solos: Os dados pedológicos foram analisados das mesmas bases institucionais (ZEE da Amazônia Legal – 2000; IBGE – 2006; IMESC – 2011), e extraído da base oficial do IBGE (2006), sendo processados em SIG e complementados com imagens de satélite e observações de campo pontuais, a fim de refinar a interpretação das unidades de solos. Essa etapa permitiu identificar a distribuição de classes como Argissolos, Latossolos, Gleissolos, entre outras.
- Hidrografia: A rede de drenagem foi delimitada com base em dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA, 2021), integrados ao Modelo Digital de Elevação (SRTM). A análise incluiu a espacialização dos corpos hídricos e a aplicação de métricas morfométricas de acordo com a metodologia proposta por Christofolletti (1980), contemplando parâmetros como densidade de drenagem, hierarquia fluvial e coeficiente de compacidade, com vistas ao suporte à gestão dos recursos hídricos.
- Relevo: A caracterização do relevo foi realizada a partir do processamento do Modelo Digital de Elevação (SRTM), permitindo a elaboração de mapas hipsométricos, de compartimentos geomorfológicos e de declividade. As classes de declividade foram definidas conforme os critérios estabelecidos pelo Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (2018).
- Uso e cobertura: Foi adotada a base de dados disponibilizada pela plataforma MapBiomas com o objetivo de mapear o uso e a cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Pindaré. Essa plataforma fornece dados matriciais de cobertura e uso da terra para todo o território brasileiro, abrangendo o período de 1985 a 2020, com base na Coleção 6. Os dados são derivados de mosaicos de imagens Landsat, processados por meio de algoritmos de classificação que resultam em mapas anuais de uso e cobertura. Conforme a metodologia adotada pelo MapBiomas, os mapas são periodicamente atualizados sempre que há aprimoramentos nos algoritmos ou nas técnicas de classificação. Trata-se, portanto, de uma abordagem metodológica dinâmica e em constante evolução, voltada ao aperfeiçoamento da acurácia e da coerência das classes temáticas representadas.

#### **d) Trabalho de campo**

Para complementar e validar os dados obtidos por geoprocessamento, foram realizadas campanhas de campo. Durante essas atividades, foram registradas coordenadas geográficas de pontos de interesse e feitas observações *in loco* sobre os recursos hídricos, cobertura vegetal, solos e as intervenções antrópicas. Os municípios visitados foram: Viana, Bom Jesus das Selvas e Pindaré-Mirim.

### **3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA**

A crescente exploração dos recursos naturais, impulsionada pelas demandas do desenvolvimento humano, tem intensificado as pressões sobre os sistemas ambientais, sobretudo sobre os recursos hídricos. Nesse contexto, torna-se fundamental considerar as bacias hidrográficas como unidades territoriais estratégicas para o planejamento e a gestão ambiental. Christofolletti (1980, p. 3) conceitua a bacia hidrográfica como “um sistema geomorfológico aberto que está constantemente realizando trocas de energia e matéria entre os elementos climáticos dominantes e a estrutura em que se dá o escoamento, resultando em equilíbrio dinâmico”. Tal definição evidencia a complexidade sistêmica dessas unidades, que operam de forma integrada e interdependente.

Menezes (2009) complementa essa abordagem ao afirmar que, à medida que o ser humano interfere no ciclo hidrológico, ocorrem alterações que podem comprometer o equilíbrio do sistema, ocasionando impactos significativos tanto para os ecossistemas quanto para a sociedade. Assim, compreende-se que a dinâmica das bacias hidrográficas está subordinada a múltiplos fatores físicos, biológicos e antrópicos, configurando-se como sistemas abertos e altamente sensíveis a intervenções externas. As ações antrópicas, operadas dentro dos limites de uma bacia, como o desmatamento, a agricultura intensiva e a urbanização desordenada, interferem diretamente em sua funcionalidade, desencadeando uma série de impactos, como a degradação do solo, perda de biodiversidade, intensificação de processos erosivos e diminuição da capacidade de infiltração da água no solo, comprometendo os serviços ecossistêmicos e a sustentabilidade ambiental da paisagem.

Nesse sentido, a análise da dinâmica ambiental em bacias hidrográficas requer uma abordagem integradora, capaz de articular os aspectos físicos — como relevo, geologia, e solos — com os processos de uso e ocupação do solo. Segundo Rodrigues et al. (2015), esses elementos condicionam a resposta hidrológica da bacia e influenciam diretamente nos fluxos de água, sedimentos e nutrientes. A compartimentação do relevo, por exemplo, interfere nos padrões de escoamento superficial e na erosão dos solos, enquanto o tipo de cobertura vegetal

atua na regulação hídrica e na estabilidade ecológica do sistema (Ross, 2006). Seguindo essa perspectiva, o entendimento desses fatores é essencial para identificar áreas mais suscetíveis à degradação ambiental e estabelecer estratégias de manejo compatíveis com a conservação dos recursos naturais. Adicionalmente, a intensificação de processos como desmatamento, expansão agrícola, impermeabilização do solo e alterações nos cursos d'água contribui para o desequilíbrio da dinâmica ambiental, evidenciando a necessidade de monitoramento contínuo e gestão territorial integrada (Tricart, 1977; Guerra e Cunha, 2015).

Mediante a isso, as transformações antrópicas nas bacias hidrográficas têm intensificado a fragmentação da paisagem, o desmatamento de matas ciliares, a impermeabilização do solo e a poluição hídrica. Esses processos alteram o equilíbrio dos sistemas naturais e comprometem os serviços ecossistêmicos relacionados à regulação hídrica, à conservação da biodiversidade e à estabilidade geomorfológica (RODRIGUES et al., 2013; FERREIRA & COELHO, 2015). Segundo Forman & Godron (1986), essas alterações têm forte impacto sobre a estrutura e o funcionamento da paisagem, interferindo nos fluxos de energia e nos ciclos ecológicos em escalas locais e regionais.

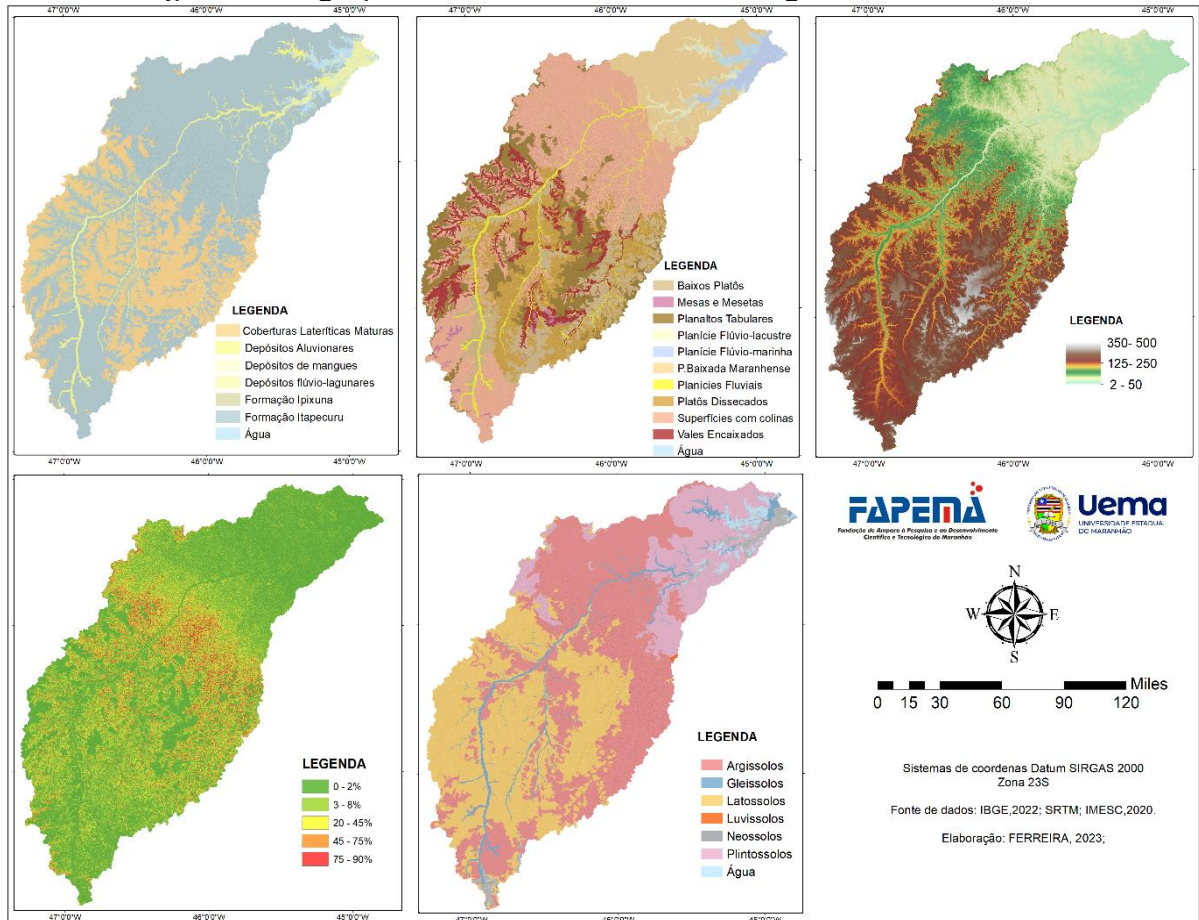
Nesse cenário, o uso de geotecnologias — como sensoriamento remoto, análise multitemporal de imagens orbitais e sistemas de informações geográficas (SIG) — tem se consolidado como uma ferramenta indispensável para a análise da dinâmica ambiental em bacias. As técnicas de mapeamento de uso e cobertura da terra permitem monitorar a evolução do território, identificar áreas vulneráveis à degradação e subsidiar o planejamento territorial e a gestão ambiental integrada (Anderson et al., 1976; Novo, 2010; Batista & Silva, 2021). Além disso, imagens de sensores como Landsat, Sentinel e CBERS possibilitam o acompanhamento contínuo de alterações no regime hídrico, nas manchas de vegetação e nos padrões de ocupação do solo (Ferreira et al., 2022).

A compreensão dos aspectos físicos e da dinâmica ambiental em bacias hidrográficas, portanto, deve envolver uma abordagem interdisciplinar, integrando dados biofísicos e socioeconômicos. Essa perspectiva é fundamental para subsidiar políticas públicas voltadas à conservação ambiental, à segurança hídrica e à resiliência frente às mudanças climáticas.

#### **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

Para compreender a dinâmica ambiental da região, torna-se necessário correlacionar com os aspectos naturais que integram uma bacia hidrográfica (Figura 2).

**Figura 2.** Integração do meio físico da bacia hidrográfica do Rio Pindaré



Elaboração: FERREIRA, 2024.

A bacia do rio Pindaré está inserida na Província Estrutural do Parnaíba, a qual é constituída predominantemente por sedimentos cenozoicos (Pessoa; Borghi, 2004, p. 1). Na área de estudo, por meio de mapeamento, foram identificadas seis unidades geológicas. Dentre essas, a Formação Itapecuru destaca-se por ser composta por arenitos, argilitos, folhelhos, siltitos e arenitos arcoseanos (Lopes; Teixeira, 2013) estando presente em toda a extensão da bacia hidrográfica, abrangendo o baixo médio e alto curso. Essa formação é a mais predominante, representando 62% das unidades geológicas da bacia, o que corresponde a 25.047,6 km<sup>2</sup> das unidades geológicas (Tabela 1). Segundo Lima (1978), essas rochas são as que apresentam a maior disponibilidade hídrica subterrânea da bacia, desempenhando um papel fundamental no armazenamento e na circulação de água no subterrâneo.

**Tabela 1.** Área das formações geológicas da Bacia hidrográfica do Rio Pindaré

<b>Unidades Geológicas</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentagem</b>
Formação Itapecuru	25.047,6	63%
Coberturas Lateríticas Maturas	10.029,5	25%
Formação Ipixuna	2.538,79	6%
Depósitos Aluvionares	1.477,42	4%
Depósitos flúvio-lagunares	671,355	2%
Depósitos pântanos e mangues	7,63154	0%

Elaboração: FERREIRA, 2024.

Os Depósitos Aluvionares são constituídos a partir de areias e argilas, sendo transportadas e depositadas pelos rios e igarapés (Lopes; Teixeira, 2013). Esses depósitos formados a partir de areias médias, mal selecionadas, quartzosas, submaturas a maduras, apresentando intercalações de pelitos, formando os depósitos de canal, de barras de canal e da planície de inundação dos cursos médios dos rios (CPRM, 2000). Esta unidade geológica encontra-se presente no curso d'água principal que drena a bacia hidrográfica. Representando uma área de 1.477,42 km<sup>2</sup>, representando apenas 4%.

As Coberturas Lateríticas são encontradas no alto e médio curso do rio Pindaré, sendo a segunda unidade geológica de maior predominância (25%), apresentando uma área de 10.029,5 km<sup>2</sup>. Desta forma, para se originar, seu material sofre influência do intemperismo físico e químico.

Os Depósitos flúvio-lagunares são encontrados no sistema lacustre da planície de inundação da baixada maranhense, localizada na porção norte da bacia hidrográfica e em toda extensão no leito do Rio Pindaré, com uma área de 671,35 km<sup>2</sup> (2%). Formado através de um evento transgressivo, no qual deu origem ao afogamento dos baixos cursos do rio Pindaré. Resultando na deposição de argilas adensadas com areia fina disseminada (Lopes; Teixeira, 2013). Já a formação Ipixuna, está presente em todo o médio curso da bacia hidrográfica, apresentando uma área total de 2538,79 km<sup>2</sup> (6%). Esta unidade geológica, forma-se a partir de conglomerados, arenitos e pelitos depositados ao longo dos meandros do Rio Pindaré (Lopes; Teixeira, 2013).

No que diz respeito ao relevo, Ab'Saber (1969) propôs uma análise para entender a dinâmica da geomorfologia aplicada aos estudos ambientais. Através da relação entre três fatores que influenciam no relevo. Sendo eles, a identificação de uma compartimentação morfológica dos terrenos (I), levantamento da estrutura superficial das paisagens (II), e os processos morfodinâmicos (III). A partir dessa perspectiva, para a identificação da compartimentação morfológica do terreno, ou seja, as observações decorrentes da topografia e

suas características morfológicas, foi necessário, inicialmente, o mapeamento do perfil morfológico encontrado na região de estudo, sendo eles a Planície Costeira da Baixada Maranhense e as Superfícies Aplainadas do Planalto Dissecado do Gurupi- Grajaú com suas subdivisões.

De acordo com Dantas (2013), a baixada maranhense consiste em uma vasta planície fluviomarina de topografia extremamente plana e praticamente ajustada ao nível de base geral, denominada Planície da Baixada Maranhense. Esta forma de relevo compõe 13% da bacia hidrográfica, com uma área de 5.114,53 km<sup>2</sup>. Em superfície, registra-se um diversificado conjunto de ambientes deposicionais de origem fluvial, fluviomarina, lacustre. Respectivamente, apresenta amplas planícies fluviais nos fundos de vales dos rios, principalmente na extensão principal da drenagem do rio Pindaré, totalizando 3% da área, correspondendo a 321,40 km<sup>2</sup> de extensão. Em toda a região destaca-se grande domínio das planícies fluviomarinhas, com uma área de 679,52 km<sup>2</sup>, correspondendo a 2% da área total da bacia. Seguida das planícies lacustre com 531,54 km<sup>2</sup>, correspondendo a 1% do relevo presentes em todo baixo cursos do rio Pindaré. A exemplo disso, a figura 4 evidencia a presença de planície fluvio-lacustre, localizada no município de Viana, na baixada maranhense, situada no baixo curso da região.

**Figura 4.** Planície Fluvio-lacustre no município de Viana - MA



Fonte: Registro da pesquisa, 2022.

O Planalto Dissecado Gurupi-Grajaú está localizado na porção centro-ocidental da região e é caracterizado por um conjunto de superfícies tabulares elevadas, que correspondem a 12% do relevo da região, com 4.646,14 km<sup>2</sup>. Esse planalto é modelado em cotas variadas,

formando vales encaixados, predominantes no alto curso da bacia, representando 7% da área, ou 2.948,74 km<sup>2</sup>. Além disso, também é possível observar baixos platôs ao longo do médio curso, que equivalem a 10% do relevo da região, e platôs dissecados, que correspondem a 15% da área.

As colinas e morros dissecados também compõem significativamente a paisagem da bacia hidrográfica, representando 36% da superfície, com uma área de 14.291,99 km<sup>2</sup>, distribuídos ao longo do médio e alto curso da bacia hidrográfica. Conforme destacado por Dantas (2013), essas formas de relevo são marcadas por zonas de desmatamento e apresentam alta vulnerabilidade a processos erosivos. O autor ainda ressalta a importância de compreender a dinâmica desses relevos para a gestão ambiental e a prevenção de impactos negativos associados à degradação do solo e à perda de cobertura vegetal. Seguindo essa perspectiva, o autor menciona que:

Segundo Marçal e Guerra (2003), o relevo de colinas amplas ou aplainado, embutido entre os baixos platôs, consiste na zona mais desmatada e suscetível à ocorrência de processos erosivos em escala regional. Castro et al. (2006) destacam a ocorrência de processos de erosão induzida pela Rodovia BR-222 em Açailândia. A recente obra de alargamento dessa rodovia, que interliga São Luís e Açailândia, expõe diversos trechos suscetíveis a processos de erosão laminar, ravinamentos e deslizamentos rasos ao longo dos taludes recém-implantados (Dantas, 2013, p.7).

A Figura 5 ilustra a predominância de superfícies com colinas no município de Santa Luzia, destacando-se que essa forma de relevo apresenta, em sua maior parte, uma extensa cobertura florestal ao longo de sua área. Essas colinas, com suas encostas íngremes e vales profundos, são caracterizadas por uma vegetação densa e biodiversa, composta principalmente por espécies nativas que desempenham um papel crucial na regulação do ciclo hidrológico e na manutenção da estabilidade do solo.

Em contraste, no lado direito da região, observam-se áreas desmatadas, com solos expostos e uma escassa cobertura vegetal, característica de baixos platôs. Além disso, é possível observar a formação de erosão na base da colina, conforme a seta indica. Essas áreas, que outrora possuíam uma vegetação exuberante, agora apresentam sinais evidentes de degradação ambiental, como a compactação do solo, a redução da infiltração de água e o aumento da susceptibilidade à erosão. A ausência de vegetação nesses platôs não apenas compromete a qualidade do solo, mas também impacta negativamente o microclima local, contribuindo para o aumento das temperaturas superficiais e a redução da umidade relativa do ar.

Figura 5 Superfície com colinas em Santa Luzia - MA



Fonte: Registro da Pesquisa, 2022.

Seguindo a dinâmica da paisagem proposta por Ab'Saber (1969), tornou-se necessário o mapeamento topográfico para a realização da análise (Figura 6). Arbrecht e Martz (1999) analisaram a importância da topografia na distribuição de fluxo de água sobre a superfície terrestre, sendo relevantes para a obtenção de dados de uma bacia hidrográfica, tais como a sua delimitação, comprimento do rio principal, forma da bacia, orientação das vertentes e características dos canais de drenagem, (Moore et al., 1993).

Na BHRP as menores altitudes correspondem ao intervalo de 8 -140 metros, que estão presentes predominantemente, em todo baixo curso e ao longo das planícies fluviais. Isto posto, destaca-se a região da baixada maranhense, formada por baixos intervalos morfométricos (8-140 metros), no qual favorece o desenvolvimento de algumas práticas econômicas, tais como, a pecuária e a utilização de lagos para a pesca. Já as maiores altitudes (350 - 500m), por sua vez, estão presentes em todo médio e alto curso, nas áreas que formam os planaltos dissecados do Gurupi.

Em sequência, ressalta-se a declividade, pois é um fator primordial para diagnosticar as pressões de uso, visto que através da inclinação do solo é possível proporcionar o desenvolvimento de algumas práticas econômicas ou dificultar a instalação da mesma, uma vez que em zonas de inclinações superiores a 45 graus podem afetar: a utilização de uso de máquinas, assim como a velocidade de enxurradas, infiltração no solo e a forma de disponibilidade hídrica no solo (Pires; Souza, 2006).

Nesse sentido, o comportamento da declividade apresenta a predominância no médio e alto curso com inclinações superiores a 45 graus, e no baixo curso áreas com declividade de até 20 graus. Desta forma, algumas áreas que formam o alto e médio curso possuem restrição quanto ao uso do solo, em decorrência do alto grau de suscetibilidade, dificultando a instalação

de práticas econômicas e favorecendo a velocidade do escoamento. Sendo assim, ao observar a dinâmica morfológica e morfométrica, percebe-se como estes fatores influenciam em uma bacia hidrográfica.

Com relação aos solos, ele é o suporte não só dos ecossistemas, mas também das atividades humanas sobre a terra, diante disso seu estudo torna-se de fundamental importância para entender a dinâmica ocorrentes em uma bacia hidrográfica. Desta forma, torna-se necessário analisar suas potencialidades e fragilidades como elemento natural, podendo ser de recurso produtivo, substrato de atividades e principalmente como concentrador de impactos (Santos, 2004). Visto isso, identificou-se as seguintes classes de solos presentes na bacia hidrográfica do rio Pindaré, sendo eles: Argissolo, Latossolos, Gleissolos, Luvisolos, Plintossolos e Neossolos.

Os Argissolos cobrem cerca de 42% (Figura 8) da bacia, com uma área de 16.679 km<sup>2</sup> (Tabela 3), envolvendo parte do alto e baixo curso. Os argissolos, apresentam normalmente o teor de argila no horizonte B (subsuperficial) é bem maior que no horizonte A (superficial), caracterizando o horizonte B textural (EMBRAPA 2018). Conforme a EMBRAPA (2015), esses solos apresentam limitações quanto ao seu manejo, devido a grandes quantidades de cascalhos e fragipó. Também são poucos suscetíveis a processos erosivos, assim como apresentam redução na infiltração.

**Tabela 3.** Solos da Bacia hidrográfica do rio Pindaré

<b>Solos</b>	<b>Áreas (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentagem</b>
Argissolos	16.679	42%
Latossolo	14.835	38%
Plintossolos	5.786,10	15%
Gleissolos	1.549,96	4%
Neossolos	268,792	1%

Elaboração: Dados da Pesquisa, 2022.

Os Latossolos representam 38% dos solos existentes na bacia hidrográfica, com área de 14.835 km<sup>2</sup>, concentrando-se em todo alto e médio curso. São solos minerais, não hidromórficos, São altamente intemperizados e sem incremento de argila em profundidade, geralmente profundos, com horizontes A e B (EMBRAPA, 2018). Esses solos destacam-se pelas boas condições físicas para o desenvolvimento radicular das culturas, assim como baixa susceptibilidade à erosão e condições favoráveis às atividades de mecanização, porém quando apresenta teores elevados de areia e assemelha-se às Areias Quartzosas, são muito suscetíveis

à erosão. As principais restrições ao uso agrícola referem-se ao baixo nível de fertilidade natural e à baixa capacidade de água disponível, além da elevada taxa de infiltração (EMBRAPA 2015, p. 2.).

Em razão disso, foram identificadas a ocorrência de voçorocas no grupo dos latossolos no município de Bom Jesus das Selvas (Figura 6). Este fenômeno é decorrente do processo histórico de desmatamento na região para ocupações, atividades pecuaristas, exploração madeireira e construção de rodovias. Como também tem relação direta com a elevada erodibilidade da cobertura pedológica vinculadas com as formas de uso e ocupação não planejadas que ocorrem na região. A princípio a retirada de vegetação é considerado o primeiro passo para a erosão, condicionado aos processos exógenos do relevo.

**Figura 6.** Voçorocas no grupo Latossolo em Bom Jesus das Selvas – MA



Fonte: Registro da pesquisa, 2022.

Os Plintossolos correspondem a 15% da área, com 5.786,10 km<sup>2</sup>. São solos minerais que apresentam horizonte plíntico, litoplíntico ou concrecionário, caracterizados por baixa fertilidade natural (EMBRAPA, 2018). Esses solos possuem limitações significativas, como a reduzida capacidade de retenção de água e a inadequação para atividades mecanizadas. Ocorrem predominantemente em relevos planos, localizados no baixo e médio curso da bacia hidrográfica, especialmente na região da Baixada Maranhense (Figura 7), onde formam planícies de campos alagados.

Apesar das restrições, os Plintossolos apresentam potencialidades para atividades agropecuárias, desde que submetidos a um manejo adequado (EMBRAPA, 2015, p. 2). Essas características favorecem práticas econômicas como a criação de búfalos, o cultivo de espécies adaptadas a solos alagados e a pesca, atividades tradicionalmente desenvolvidas na região.

Assim, o manejo sustentável desses solos pode contribuir para a manutenção das atividades produtivas locais, garantindo o equilíbrio entre exploração econômica e conservação ambiental.

Figura 7 – Lago de Viana formado por solos Plínticos.



Fonte: Costa, 2022.

Os Gleissolos representam 4,0% dos solos presentes na bacia, ocupando uma área de 1.549,95 km<sup>2</sup>. Esses solos estão dispersos ao longo das planícies fluviais da região. Caracterizam-se como solos minerais hidromórficos, com horizonte glei nos primeiros 50 cm de profundidade, geralmente associados a materiais sedimentares próximos aos cursos d'água (EMBRAPA, 2018). Apresentam fertilidade variada, mas são inadequados para a maioria das práticas agrícolas devido ao excesso de água. No entanto, são aptos para o cultivo de arroz inundado, uma atividade tradicional em áreas com essas características (EMBRAPA, 2015).

Já os Neossolos correspondem a apenas 1% dos solos da bacia, sendo os menos predominantes, com uma área de 268,79 km<sup>2</sup>. De acordo com a EMBRAPA (2018), esses solos são pouco desenvolvidos, formados por material mineral de textura arenosa (classes texturais areia e areia franca). Possuem baixa fertilidade natural, com reduzidos teores de matéria orgânica e capacidade hídrica limitada, o que os torna altamente suscetíveis aos processos erosivos. Por essas razões, seu uso deve ser racional para evitar a degradação. Não são recomendados para atividades agrícolas, sendo mais indicados para a preservação da flora e fauna (EMBRAPA, 2015). A Figura 8 ilustra a formação dos Neossolos Quartzarênicos às margens do rio Pindaré. No entanto, é importante destacar as pressões antrópicas sobre esses solos, especialmente devido à expansão urbana nas proximidades do leito do rio (Figura 9). Essa ocupação desordenada resulta na substituição da cobertura vegetal por áreas destinadas à construção de moradias, expondo os solos e aumentando a vulnerabilidade do rio aos processos

de sedimentação. Esse cenário é preocupante, pois compromete a estabilidade do ecossistema e a qualidade dos recursos hídricos da região.

Figura 8 – Presença do Neossolo Quartzarênico nas margens do Rio Pindaré



Fonte: Registro da Pesquisa, 2022

Figura 9 – Evolução urbana próxima ao Rio Pindaré



Fonte: Registro da Pesquisa, 2022

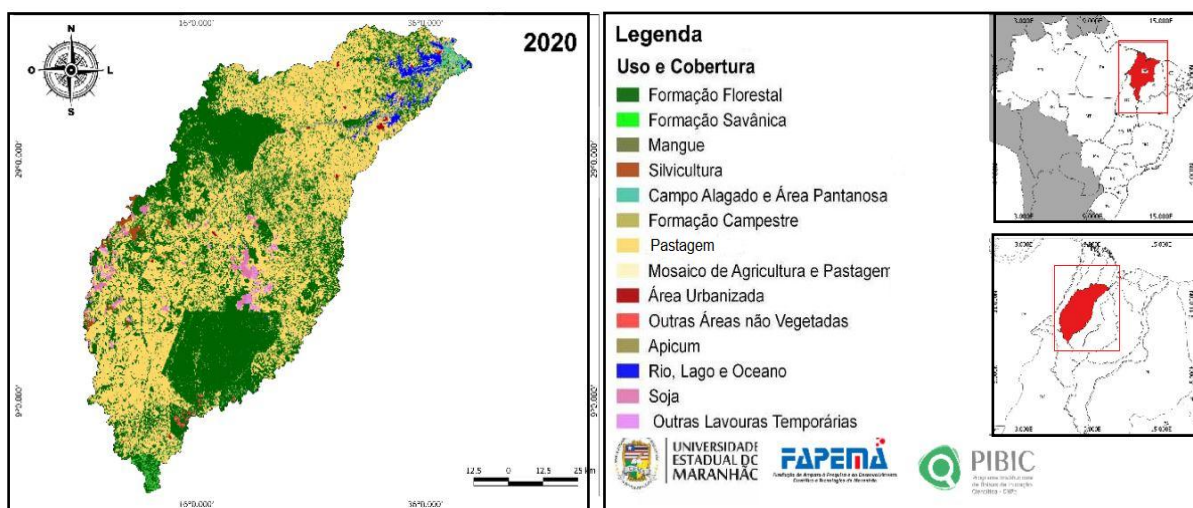
Portanto, ao analisar as diferentes classes de solos presentes na BHRP, pode-se afirmar que este estudo é de grande relevância para a implementação de usos adequados em uma determinada região. A forma como o solo é utilizado exerce influência direta sobre uma bacia hidrográfica, uma vez que o processo de infiltração da água está intrinsecamente relacionado ao tipo de solo e à cobertura vegetal existente. Isso ocorre devido ao arranjo das partículas sólidas e à sua distribuição granulométrica, que determinam a capacidade de armazenamento e a movimentação da água no solo. Conforme destacado por Paiva e Paiva (2001, p. 246), essas

características são fundamentais para compreender a dinâmica hídrica e os impactos das atividades humanas no ambiente.

#### Uso e Cobertura

Realizou-se a análise do uso e cobertura da terra no período de 2020, o mapeamento evidenciou as principais transformações ambientais na região avaliada (figura 10). Por conseguinte, a tabela 1, apresenta os valores das classes de uso e cobertura da bacia hidrográfica do rio Pindaré para o ano de 2020, permitindo identificar padrões espaciais diretamente relacionados à dinâmica de ocupação e às pressões ambientais incidentes sobre esse território

**Figura 10.** Mapa de uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Pindaré - 2020



Elaboração: FERREIRA, 2024.

**Tabela 1:** Valores das classes de uso e cobertura da bacia hidrográfica do rio Pindaré - 2020.

Classes	Ano 2020	
	Área (km <sup>2</sup> )	%
Formação Florestal	18.038,46	44,70%
Formação Savânica	252,75	0,60%
Mangue	3,03	0,00%
Silvicultura	218,77	0,50%
Campo Alagado	241,82	0,60%
Formação Campestre	238,75	0,60%
Pastagem	19.739,96	48,90%
Agricultura e Pastagem	75,38	0,20%
Área Urbanizada	86,47	0,20%
Áreas não vegetadas	71,67	0,20%
Apicum	0,16	0,00%
Rio, Lago e Oceano	591,81	1,50%
Soja	525,8	1,30%
Lavouras Temporárias	306,89	0,80%
<b>Total</b>	<b>40.391,72</b>	<b>100,00%</b>

Elaboração: FERREIRA, 2022.

A análise do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Pindaré no ano de 2020 evidencia transformações significativas na dinâmica ambiental da região, resultado direto da intensificação das atividades antrópicas. Observa-se uma ampla dominância das áreas de pastagem, com 48% da cobertura da bacia hidrográfica, o que indica a consolidação de uma matriz de uso voltada à pecuária extensiva, com fortes impactos sobre a vegetação nativa e o solo. Vale destacar que a pastagem está presente em toda a extensão dos cursos da PHRP. Apesar da presença ainda expressiva de formações florestais (44,70%) no setor centro-sul da bacia, estas aparecem fragmentadas e sob pressão, especialmente diante da emergência de novas classes de uso como a soja (1,30%) e a silvicultura (0,50%) associadas ao avanço do agronegócio. As áreas urbanizadas (0,20%) presentes no baixo curso, embora pontuais, ampliam os vetores de degradação por meio da impermeabilização do solo e aumento da demanda por recursos naturais. A presença de áreas não vegetadas e de lavouras temporárias reforça o caráter sazonal e expansivo da exploração agrícola.

Essa reorganização do espaço geográfico altera os fluxos ecológicos, compromete a conectividade entre habitats e afeta diretamente a dinâmica hidrológica local — com potencial redução da infiltração e ampliação do escoamento superficial —, conforme discutem Ribeiro et al. (2009) e Silva et al. (2020). Além disso, a persistência de formações alagadas e corpos hídricos na porção norte da bacia reforça a importância dessa área como zona de transição entre terra firme e ecossistemas úmidos, especialmente no contexto da Baixada Maranhense. Em síntese, a configuração espacial observada em 2020 expressa uma dinâmica ambiental marcada pela fragmentação dos ecossistemas, pela substituição de usos e pela necessidade urgente de ações integradas de ordenamento e conservação ambiental.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Ao analisar a paisagem natural da bacia hidrográfica, constatou-se a fundamental importância de estudos voltados para os seus processos formadores, ou seja, os componentes da geodiversidade. Diante dos aspectos apresentados, evidencia-se que a região sofre intervenções antrópicas significativas em seus componentes naturais, principalmente devido à remoção da vegetação para a implantação de novos usos do solo, tais como: áreas de pastagens, silvicultura, lavouras temporárias e áreas urbanas. Esse cenário torna-se ainda mais preocupante quando a supressão vegetal ocorre próximo às matas ciliares, podendo ocasionar o assoreamento dos canais, o desequilíbrio da fauna e flora locais, além de diversos outros impactos ambientais. Portanto, qualquer alteração nos componentes naturais pode provocar desequilíbrios nos sistemas ambientais. Diante do exposto, a caracterização geoambiental da

bacia hidrográfica do Rio Pindaré evidencia a complexidade dos sistemas naturais e sua interação com as atividades humanas. A análise das variáveis ambientais, permite compreender a dinâmica desse território e fornecer subsídios essenciais para estratégias de planejamento e gestão sustentável.

A utilização de tecnologias, como o sensoriamento remoto e os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) demonstrou ser uma ferramenta indispensável para o monitoramento contínuo e a mitigação dos impactos ambientais, reforçando a necessidade de políticas públicas integradas e ações interinstitucionais. O equilíbrio entre o desenvolvimento socioeconômico e a conservação dos recursos naturais dependerá da implementação de práticas sustentáveis e do fortalecimento da participação social na gestão ambiental.

Por fim, as informações geradas por este estudo têm como objetivo subsidiar a elaboração de medidas preventivas por parte dos órgãos gestores responsáveis pelo planejamento estadual e municipal, visando mitigar os possíveis danos ambientais e promover a gestão integrada e sustentável da região.

## REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. N. **Contribuição à geomorfologia do estado do Maranhão**. Notícia Geomorfológica, Campinas, v. 3, n. 5, p. 35-45, 1960.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO (ANA). Base hidrográfica do Brasil: bacia do rio Pindaré. Brasília: ANA, 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/ana>. Acesso em: 12/10/2022

ANDERSON, J. R. et al. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Geological Survey Professional Paper 964. Washington: U.S. Government Printing Office, 1976.

BATISTA, G. T.; SILVA, D. M. L. Geotecnologias aplicadas ao estudo ambiental: teorias, métodos e práticas. São Paulo: Oficina de Textos, 2021.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. 5. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CHRISTOFOLETTI, Antonio, **Modelagem de Sistemas Ambientais**. 2ª edição, São Paulo: Editora Edgard Blücher LTDA, 2002.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de Pindaré-Mirim, Estado do Maranhão. São Luís: CPRM, 2010.

DANTAS. M. E, **Compartimentação Geomorfológica**. Geodiversidade do estado do Maranhão. Teresina: CPRM, 2013. 294 p.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília: Embrapa, 2018.

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Potencialidades e limitações ao uso agrícola de solos do Matopiba. Natal 2015.** Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/138359/1/2015-177.pdf>

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos.** 5. ed. rev. ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

FARIAS, J. F.; SILVA, E. V. da.; NASCIMENTO, F. R. do. **Caracterização de sistemas ambientais como base metodológica para o planejamento ambiental em bacias hidrográficas semiáridas.** Revista GeoAmazônia, Belém, v. 3, n. 6, p. 14-27, 2015.

FERREIRA, R. M. et al. Monitoramento multitemporal de uso da terra com imagens Sentinel. Revista Sensoriamento Remoto & Geotecnologias, v. 10, n. 1, 2022.

FERREIRA, R. M.; COELHO, M. C. S. Indicadores ambientais em bacias hidrográficas: uma abordagem integrada para gestão sustentável. Revista Brasileira de Geografia Física, v. 8, n. 5, 2015.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Landscape Ecology. New York: John Wiley & Sons, 1986.

GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. (Orgs.). Geomorfologia e meio ambiente. 6. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2015.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Mapa de solos do Brasil: escala 1:5.000.000.* Rio de Janeiro: IBGE, 2006.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Mapa geológico do Brasil e da área oceânica adjacente: escala 1:1.000.000.* Brasília: IBGE, 2006.

Disponível em: <https://www.ibge.gov.br>. Acesso em: 15/07/2022.

IMESC – INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS. *Mapa de solos e geologia do estado do Maranhão.* São Luís: IMESC, 2011.

LIMA, R. A.; CUNHA, D. A. Geodiversidade e vulnerabilidade ambiental na bacia do rio Capim (PA). *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 13, n. 6, 2020.

LOPES, E.; TEIXEIRA, S. Contexto geológico. In: BANDEIRA, I. (org.). Geodiversidade do estado do Maranhão. Teresina: CPRM, 2013. 294 p.

MENEZES, R. S. C. de. Interações entre uso do solo e qualidade da água em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 2, n. 3, p. 65–78, 2009.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. *Zoneamento Ecológico-Econômico da Amazônia Legal: documento síntese.* Brasília: MMA, 2000.

- MOORE, I.D.; TURNER, A.K.; WILSON, J.P.; JENSON, S.K.; BAND, L.E. **GIS and landsurface- subsurface process modeling**. In: Goodchild, M.F.; Parks, B.O.; 68 Steyaert, L.T.; ed. *Environmental modeling with GIS*. New York, Oxford University Press, 1993. Cap. 19, p. 196-230.
- NOGUEIRA, E. M. et al. Carbon stock loss from deforestation through 2010 in Brazilian Amazonia. *Global Change Biology*, v. 17, 2011.
- NOVO, E. M. L. M. *Sensoriamento remoto: princípios e aplicações*. 3. ed. São Paulo: Blucher, 2010.
- PAIVA, J.B.D.de.; PAIVA, E.M.C.D. **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. 625 p.
- PESSOA, V.C.O. **Análise Faciológica da Formação Itapecuru (bacia do Parnaíba) em testemunhos de sondagem**. [Rio de Janeiro] 2005.
- PIRES, F. R; SOUZA, C. M. **Práticas mecânicas de conservação do solo e da água**. 2º ed. Viçosa. 2006. 216p.
- RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, p. 1141–1153, 2009.
- RODRIGUES, R. R. et al. Fragmentação e conectividade: desafios para a conservação das paisagens. *Ciência & Ambiente*, n. 46, p. 99-116, 2013.
- RODRIGUES, S. C.; MOURA, R. G.; OLIVEIRA, E. F. Diagnóstico físico-ambiental de bacias hidrográficas: uma proposta metodológica aplicada ao semiárido nordestino. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 5, p. 1451–1468, 2015.
- ROSS, J. L. S. *Ecogeografia do Brasil: subsídios para o planejamento ambiental*. São Paulo: EDUSP, 2006.
- SANTIAGO, C.; GOMES, L.; SALES, M.; PAULA, J. Arranjo espacial da bacia hidrográfica do Rio São Nicolau-Piauí a partir da análise morfométrica e dos aspectos ambientais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 8, n. 2, p. 402-421, 2015.
- SANTOS, R.F.dos. **Planejamento ambiental: teoria e prática**. São Paulo: Oficina de Textos, 2004. 184 pp.
- SILVA, J. D. S. et al. Mudanças no uso e cobertura da terra e seus impactos nos recursos hídricos: um estudo em bacia hidrográfica amazônica. *Revista Ambiente & Água*, v. 15, n. 1, 2020.
- SILVA, M. S.; COSTA, L. F. Paisagens e processos de degradação ambiental na Amazônia Oriental. *Amazônia: Ciência e Desenvolvimento*, v. 14, n. 2, 2018.
- SOUZA FILHO, P. W. M. et al. Land-use impacts on the hydrogeomorphology of Amazonian floodplains. *Journal of South American Earth Sciences*, v. 21, n. 1, 2006.
- TRICART, J. *Ecodinâmica*. São Paulo: Editora da USP, 1977.

## Biografia dos Autores

**Débora Frazão Ferreira:** Mestranda pelo PPPGEO-UEMA. Faz parte do Grupo de Pesquisa Geomorfologia e Mapeamento - GEOMAP e do Grupo de Estudos da Amazônia Oriental - GEOAMAZON. Tem experiência na área da Geografia Física, e possui interesse nos assuntos que envolvem: Planejamento Ambiental, Bacias Hidrográficas, Geoprocessamento e Uso e Cobertura.

Email: [ferreiradeboraa05@gmail.com](mailto:ferreiradeboraa05@gmail.com) Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6332236524598008>

**Bruno Brugnolli Medeiros:** Doutor (2020) em Geografia pela Universidade Federal da Grande Dourados e Pós-doutorado em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço pela Universidade Estadual do Maranhão - São Luís. Atualmente é Professor Adjunto do Curso de Geografia da Universidade Federal da Grande Dourados e docente do PPGG - UFGD. Desenvolve pesquisas na área da Geografia Física, com ênfase em Planejamento e Gestão Ambiental, Recursos Hídricos, Geoprocessamento, Paisagem e Dinâmicas Territoriais.

Email: [rafaelmedeiros@ufgd.edu.br](mailto:rafaelmedeiros@ufgd.edu.br) Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4983120676722029>

**Jackson Sousa dos Santos:** Doutorando em Geografia pelo PPGEU-UFGD. Tem interesse nas interfaces entre Geografia, Literatura e Arte, Geografia Cultural-Humanista com aproximações fenomenológicas, Ensino de Geografia e Educação Geográfica, com ênfase nas formas como o espaço é vivido, sentido, narrado e significado.

Email: [jacksousasts@gmail.com](mailto:jacksousasts@gmail.com) Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4459524641883872>



## **CAPÍTULO 2 - ANÁLISE DO POTENCIAL EROSIVO DO RELEVO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ, AMAZÔNIA ORIENTAL, MARANHÃO, BRASIL**

Thayrlan Silva Souza<sup>4</sup>

Luiz Carlos Araújo dos Santos<sup>5</sup>

Neise Mare de Souza Alves<sup>6</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

Os processos erosivos, em relação aos componentes de fragilidade natural da paisagem, correspondem a uma inter-relação de elementos de cunho natural, bem como a ações de uso e cobertura da terra. Tal ocorrência é entendida no meio geográfico como uma interação sociedade/natureza, na qual os parâmetros geoambientais sofrem alterações em virtude das interferências antrópicas.

O relevo, como um desses componentes geoambientais impactados, compreende múltiplos fatores nos quais há consequências de vulnerabilidades e perturbações ambientais. O grau de desenvolvimento dos solos, o nível de denudação das rochas e até mesmo outros impactos, como a supressão da vegetação, correspondem a estados onde o relevo está passível a vulnerabilidades.

Nesse sentido, um estudo que abarque os parâmetros referentes à energia potencial erosiva, ou seja, ao grau de dissecação do relevo, mostra-se de grande importância a fim de entender os agentes morfodinâmicos que influenciam diretamente na declividade, dissecação vertical e dissecação horizontal, como indicadores. Segundo Bertolini e Deodoro (2018), compreender os níveis de dissecação de uma área mostrará o processo atuante dos agentes morfodinâmicos na paisagem, demonstrando particularidades em sua energia.

Assim, a presente pesquisa tem como objetivo analisar os componentes da energia potencial erosiva do relevo da bacia hidrográfica do rio Pindaré, sendo esses a declividade, amplitude interfluvial e amplitude altimétrica. Por conseguinte, serão apresentados: o índice de

---

<sup>4</sup> thayrlansilvageo@gmail.com; <http://lattes.cnpq.br/6767448909325846>

<sup>5</sup> luizcarlos.uema@gmail.com; <http://lattes.cnpq.br/5358639682324334>

<sup>6</sup> neisemare@gmail.com; <http://lattes.cnpq.br/2987378657873693>

dissecação do relevo, como proposto por Ross (1994), a partir da correlação entre a dissecação horizontal e dissecação vertical; e a vulnerabilidade geomorfológica proposta por Crepani *et. al.* (2001), a partir de pesos de vulnerabilidade para os temas: declividade, grau de dissecação e amplitude altimétrica.

#### **a) Área de estudo**

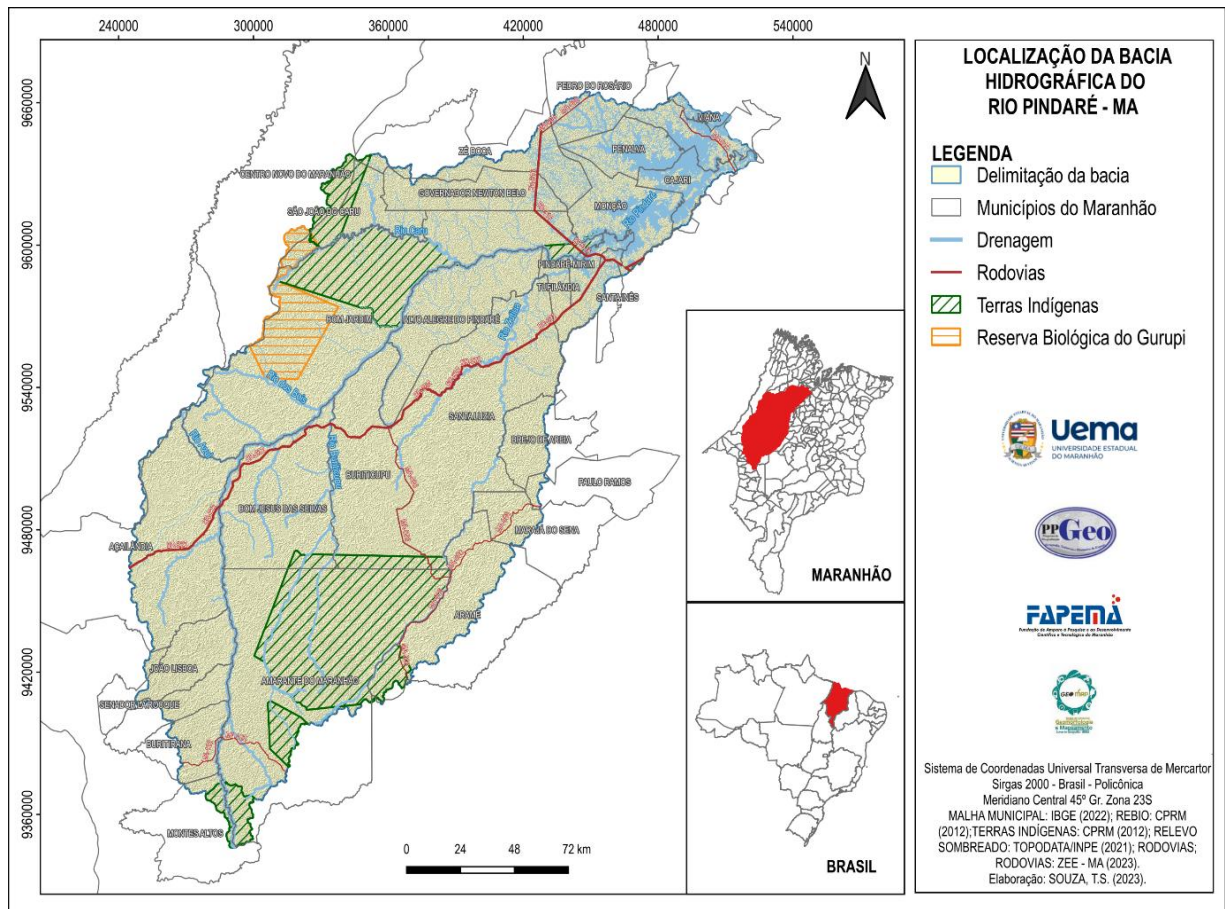
A área de estudo, a bacia hidrográfica do rio Pindaré, corresponde à porção oeste do território maranhense, sendo parte componente da rede hidrográfica da Amazônia Oriental. O local em questão é afluente da bacia hidrográfica do rio Mearim, correspondendo a 40.998 km<sup>2</sup>. A BHRPind compõe as terras indígenas Araribóia, Rio Pindaré, Caru, Krikati e Awa e a Reserva Biológica do Gurupí, a oeste.

A bacia é cortada pelas BRs 316 e 222, sendo importantes redes de conexão econômica da capital São Luís com o restante do Brasil. Ao Norte constata-se a presença de grandes massas de água nos limites da Baixada Maranhense, abrangendo principalmente os municípios de Viana, Cajari, Penalva e Monção. A região conta com importantes afluentes como os rios Caru, dos Bois, Buriticupu, Azul, e o maior deles, o rio Zutuia.

Nos aspectos litoestratigráficos, a área da bacia hidrográfica do rio Pindaré corresponde a Coberturas Lateríticas Maturas; Depósitos Aluvionares; Depósitos de Pântanos e Mangues; Depósitos Flúvio-lagunares; Formação Ipixuna e Formação Itapecuru. Os solos com maior diversidade na área da bacia são representados pelos Gleissolos, com o Gleissolo Háptico Ta Eutrófico, Gleissolo Háptico Tb Distrófico, Gleissolo Melânico Alítico, Gleissolo Tiomórfico Órtico; e os Plintossolos, com o Plintossolo Argilúvico Distrófico, Plintossolo Argilúvico Eutrófico, Plintossolo Háptico Distrófico, e Plintossolo Pétrico Concrecionário.

A bacia, no ano de 2021, apresentou uma intensidade pluviométrica variante entre 361,97 mm e 473,60 mm, com os municípios centrais e ao norte correspondendo as menores intensidades de chuva da faixa temporal. Quanto ao uso e cobertura da terra, nos últimos trinta anos observa-se o aumento nas áreas com predominância da pastagem, e grande incidência de áreas descobertas, caracterizando-se como ambiente com vulnerabilidade ambiental, suscetíveis a processos erosivos.

Figura 1 – Mapa de localização da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA.



Fonte: Autores (2023).

## 2. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Para a operacionalização dos objetivos propostos no presente trabalho, foi determinada a utilização de elementos cartográficos universais presentes no *layout* padrão, além da adoção do *software* QGIS e da escala de 1:250.000. Os demais procedimentos metodológicos foram descritos a seguir:

Quanto ao mapeamento da geomorfologia, utilizou-se do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA), proveniente do IBGE, para obtenção dos dados referentes às unidades geomorfológicas, tanto arquivos *shapefiles*, como arquivos textuais para a descrição. No ambiente do Qgis, utilizou-se das ferramentas de “reprojeção” e “recortar”, para alteração do *datum* WGS 84 para SIRGAS 2000, e recorte para os limites da bacia hidrográfica do rio Pindaré.

No processo de mapeamento da declividade, utilizou-se o algoritmo *slope* (declividade) pertencente ao GDAL (Biblioteca de Abstração de dados Geoespaciais), no qual, durante a execução do algoritmo, realizou-se a inserção do mosaico MDE na camada de entrada e marcação do indicador de declividade expresso em porcentagem. Após esse procedimento, seguiu-se para o processamento de reclassificação da declividade, na qual se teve como orientação a classificação proposta pelo Manual Técnico de Geomorfologia, proporcionado pelo IBGE (2009), em que a declividade é dividida em cinco classes com intervalos distintos: Muito Fraca, Fraca, Moderada, Forte e Muito Forte.

Após essa etapa, realizou-se a reclassificação, por meio do algoritmo *r.reclass*<sup>7</sup> do GRASS GIS, no qual, na camada de entrada, inseriu-se o algoritmo da declividade obtida na fase anterior e, em seguida, as regras de reclassificação por meio de arquivo do tipo texto (extensão.txt) (Tabela 1). Feito tal procedimento, iniciou-se a fase de recorte da declividade utilizando-se, como camada máscara, o limite da área de pesquisa.

Tabela 1 – Regras para reclassificação dos intervalos de declividade

Regras de Reclassificação	Formas de Relevo	Declividade (%)
0.0000 thru 3.0000 = 1	Muito Fraca (Mfa)	0-3
3.0001 thru 8.0000 = 2	Fraca (Fa)	3-8
8.0001 thru 20.0000 = 3	Moderada (Mo)	8-20
20.0001 thru 45.0000= 4	Forte (Fo)	20-45
45.0001 thru 150.0000= 5	Muito Forte (Mfo)	45-75

Fonte: Autores (2023).

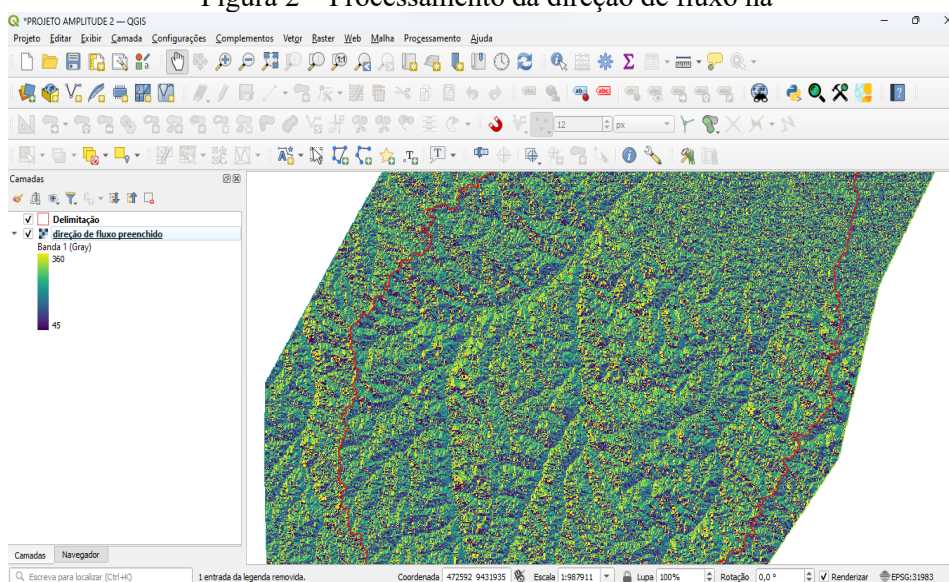
No processo de construção do mapa de índice de dissecação do relevo, levou-se primeiramente em consideração os parâmetros metodológicos que devem ser seguidos para este acidente geográfico. Para o presente trabalho, a dissecação caminhará na perspectiva de uma análise vertical e horizontal. Assim, o índice de dissecação do relevo representará a soma da dissecação horizontal – também denominada dimensão interfluvial ou densidade de drenagem –, a qual expressará a “o afastamento horizontal médio de diferentes interflúvios de uma mesma unidade morfológica” (Sampaio; Augustin, 2008, p. 3); com a dissecação vertical, denominada grau de entalhamento, “medida que se refere à amplitude vertical do processo de dissecação” (Sampaio; Augustin, 2008, p. 3).

<sup>7</sup> Cria uma nova camada de mapa cujos valores de categoria são baseados em uma reclassificação das categorias em uma camada de mapa *raster* existente.

Para o processamento do IDR no *software* Qgis, seguiu-se o caminho metodológico proposto por Lima (2018), no qual primeiramente realizou-se a aquisição do Modelo Digital de Elevação (MDE), no Banco de Dados Geomorfométricos do Brasil TOPODATA/INPE, em que se utilizaram das folhas 03S48\_ZN, 03S465ZN, 04S48\_ZN, 04S465ZN, 02S45\_ZN, 05S465ZN e 05S48\_ZN.

Posteriormente realizou-se, com a ferramenta *r.fill.dir*<sup>8</sup>, a aquisição do MDE sem depressão, na qual ele foi invertido por meio da calculadora *raster*. Com o MDE invertido, também com a ferramenta *r.fill.dir*, adquiriu-se a direção de fluxo, ou *Flow direction*, na qual Lima (2018 p. 27) afirma que tal processo serve “para que o fluxo seja calculado em direção aos topos dos morros” e, após isso, o uso da ferramenta “preencher sem dados” para a correção e preenchimento das áreas que não apresentaram dados (Figura 2).

Figura 2 – Processamento da direção de fluxo na



Fonte: Autores (2023).

Em seguida, com o uso da ferramenta *r.watershed*<sup>9</sup>, realizou-se a obtenção das meias-bacias, com tamanho mínimo do exterior da bacia definido como 300, sendo este último arquivo gerado no formato *raster*, realizando-se sequencialmente a vetorização do mesmo para o formato *shapefile*. Obtida tal camada vetorial, procedeu-se com a mesma o uso da ferramenta “estatísticas zonais” sobre o MDE com a correção das depressões, em que, após tal execução, foi gerada uma coluna denominada “RANGE”, a qual representará a Dissecação Vertical, ou Amplitude Altimétrica.

<sup>8</sup> Filtra e gera uma camada de elevação sem depressão e uma camada de direção de fluxo a partir de uma determinada camada raster de elevação.

<sup>9</sup> Programa de análise de bacias hidrográficas.

Para se chegar na Dissecação Horizontal, realizou-se, inicialmente, os cálculos propostos por Lima (2018 p. 28), nos quais, primeiramente, realizou-se a obtenção da área e do perímetro dos interflúvios ou meias-bacias. Após isso, procedeu-se o cálculo do comprimento da bacia, representado pela equação:  $L=P/2$ , em que (L) representa o comprimento da bacia e (P) representa o perímetro. Realizado tal procedimento, partiu-se para a segunda equação,  $LM=A/L$ , em que (LM) representa a largura média, (A) a área da bacia, e (L) o comprimento da bacia, sendo esta denominada por Dissecação horizontal.

Obtida a dissecação horizontal e a dissecação vertical, realizou-se a reclassificação de ambas de acordo com Ross (1994), utilizando a matriz dos índices de dissecação do relevo (Figura 3), como regras de reclassificação para a DV (Grau de entalhamento) e a DH (Densidade de drenagem ou Dimensão interfluvial média).

Figura 3 – Matriz dos índices de dissecação do relevo

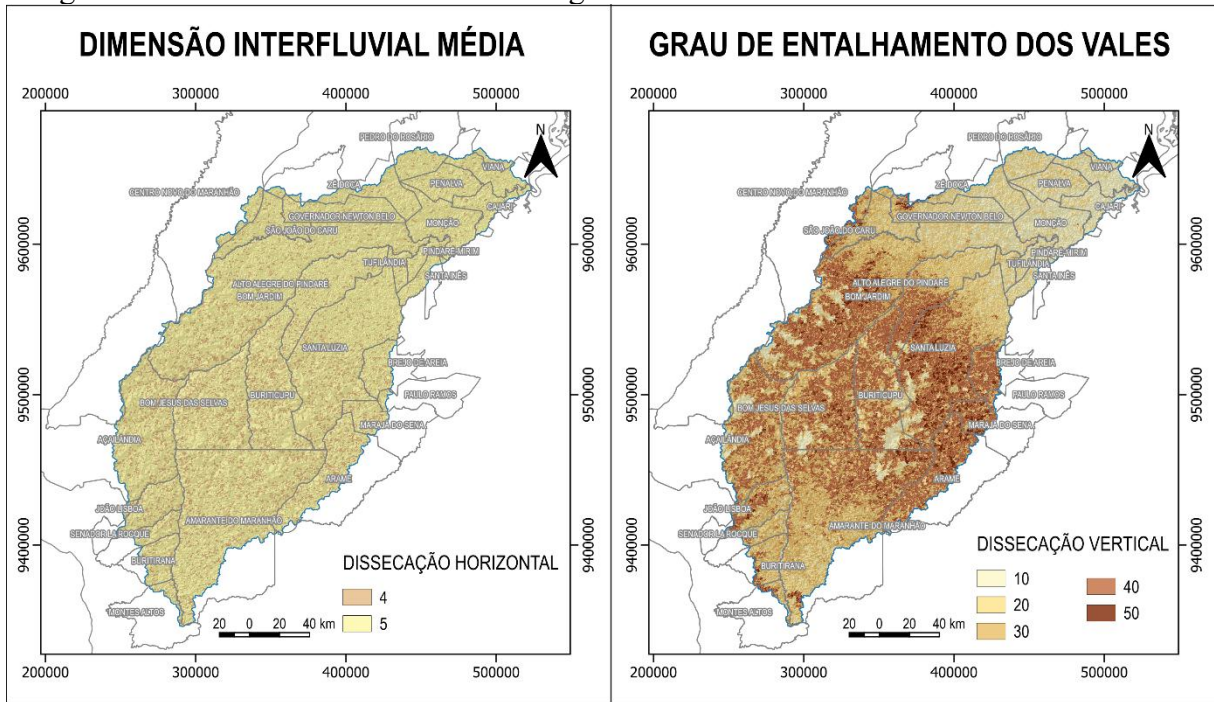
Densidade de Drenagem ou Dimensão Interfluvial Média (Classes)	MUITO BAIXA (1) >3750m	BAIXA (2) 1750 a 3750m	MÉDIA (3) 750 a 1750m	ALTA (4) 250 a 750m	MUITO ALTA (5) < 250m
Graus de Entalhamento dos vales (Classes)	> 15 mm	3 a 15 mm	3 a 5 mm	1 a 3 mm	1 mm
Muito Fraco (1) ( < de 20m)	11	12	13	14	15
Fraco (2) (20 a 40m)	21	22	23	24	25
Médio (3) (40 a 80m)	31	32	33	34	35
Forte (4) (80 a 160m)	41	42	43	44	45
Muito Forte (5) ( > 160m)	51	52	53	54	55

Fonte: Ross (1994).

A criação do índice de dissecação do relevo partiu assim da soma da dissecação vertical com a dissecação horizontal ( $IDR=DV+DH$ ). Classificando-os individualmente (DH, dimensão interfluvial média; e a DV, grau de entalhamento dos vales) (Figura 4), a partir de Guimarães *et. al.* (2017 p. 161), baseado em Ross (1994):

A dimensão interfluvial média é segmentado da seguinte forma: 0 a 250 m (5); 250 a 750 m (4); e o grau de entalhamento dos vales é segmentado da seguinte forma: 0 a 20 m (10); 20 a 40 m (20); 40 a 80 m (30); 80 a 160 m (40); > que 160 (50)”.

Figura 4 – Dimensão interfluvial média e grau de entalhamento dos vales na BHRPindaré.



Fonte: Autores (2023).

Para a classificação do índice de dissecação do relevo utilizou-se a proposta alternativa 3 de classificação da dissecação, feita por Ross (1994). Esta proposta foi sugerida por Guimarães *et. al.* (2017) (Figura 5).

Figura 5 – Proposta alternativa 3 para classificação do índice de dissecação do relevo na BHRPindaré.

Proposta alternativa 3					Legenda	
11	12	13	14	15	<div style="display: flex; flex-direction: column; align-items: center;"> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #006400; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #90EE90; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #FFFF00; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #FFA500; margin-bottom: 5px;"></div> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #8B0000; margin-bottom: 5px;"></div> </div>	Muito fraca (1)
21	22	23	24	25		Fraca (2)
31	32	33	34	35		Moderada (3)
41	42	43	44	45		Forte (4)
51	52	53	54	55		Muito forte (5)

Fonte: Guimarães *et. al.* (2017).

Após tais procedimentos para a obtenção do índice de dissecação do relevo, utilizaram-se todos os elementos universais presentes no *layout* padrão para obtenção do mapeamento das áreas dissecadas e seus respectivos níveis de intensidade, em escala de 1:250.000.

Para a obtenção da vulnerabilidade geomorfológica, levou-se em consideração três parâmetros: amplitude altimétrica, também denominada grau de entalhamento; grau de dissecação, também de nomenclatura amplitude interfluvial; e a declividade. Assim, segundo

Crepani *et. al.* (2001), a vulnerabilidade a geomorfologia é composta pela média entre tais componentes, na qual R: Vulnerabilidade para o tema Geomorfologia, G: Vulnerabilidade atribuída ao Grau de Dissecação, A: Vulnerabilidade atribuída à Amplitude Altimétrica, e D: Vulnerabilidade atribuída à Declividade.

A amplitude altimétrica, em formas gerais, representa o aprofundamento da dissecação, na qual quanto maior for a amplitude, maior será a energia potencial, levando em consideração que as águas pluviais receberão maior energia cinética das partes mais altas do terreno para as partes mais baixas e, por consequência, causarão erosão e morfogênese. Como parâmetro para classificação da vulnerabilidade a amplitude altimétrica, utilizou-se a Tabela 2 como regra de reclassificação.

Tabela 2 – Valores de vulnerabilidade para a amplitude altimétrica

AMPLITUDE ALTIMÉTRICA (m)	V/E	AMPLITUDE ALTIMÉTRICA (m)	V/E	AMPLITUDE ALTIMÉTRICA (m)	V/E
<20	1,0	77 - 84,5	1,7	141,5 - 151	2,4
20 - 29,5	1,1	84,5 - 94	1,8	151 - 160,5	2,5
29,5 – 39	1,2	94 - 103,5	1,9	160,5 - 170	2,6
39 - 48,5	1,3	103,5 - 113	2,0	170 - 179,5	2,7
48,5 – 58	1,4	113 - 122,5	2,1	179,5 - 189	2,8
58 - 67,5	1,5	122,5 - 132	2,2	189 - 200	2,9
67,5 – 77	1,6	132 - 141,5	2,3	>200	3,0

Fonte: Crepani *et al.* (2001).

O grau de dissecação, ou amplitude interfluvial, representa o distanciamento dos interflúvios, no qual a sua vulnerabilidade será medida a partir desta distância, associada à intensidade da drenagem. Assim, bacias com maiores interflúvios ou com menor intensidade de drenagem apresentarão maior estabilidade; enquanto as com menores interflúvios e maior intensidade de drenagem apresentaram maior vulnerabilidade (Crepani *et. al.* 2001). A Tabela 3 apresenta as regras de reclassificação feitas para a obtenção da vulnerabilidade para o referido tema.

Tabela 3 – Valores de vulnerabilidade para a amplitude interfluvial.

AMPLITUDE DO INTERFLÚVIO (m)	V/E	AMPLITUDE DO INTERFLÚVIO (m)	V/E	AMPLITUDE DO INTERFLÚVIO (m)	V/E
>5000	1,0	3250 - 3500	1,7	1500 - 1750	2,4
4750 – 5000	1,1	3000 - 3250	1,8	1250 - 1500	2,5
4500 – 4750	1,2	2750 - 3000	1,9	1000 - 1250	2,6
4250 – 4500	1,3	2500 - 2750	2,0	750 - 1000	2,7
4000 – 4250	1,4	2250 - 2500	2,1	500 - 750	2,8
3750 – 4000	1,5	2000 - 2250	2,2	250 - 500	2,9
3500 – 3750	1,6	1750 - 2000	2,3	<250	3,0

Fonte: Crepani *et al.* (2001).

Para a declividade, levaram-se em consideração as regras de reclassificação dos níveis de acordo com a declividade proposta por Crepani *et al.* (2001) (Tabela 4). Tal classificação propõe atribuir maior grau de vulnerabilidade às áreas nas quais a declividade se mostra mais intensa. Para o mapeamento, tais regras de classificação foram sintetizadas, levando em consideração os intervalos do grau de vulnerabilidade, visando assim uma melhor visualização e, respectivamente, um melhor entendimento.

Tabela 4 – Critério para atribuição de pesos (Declividade).

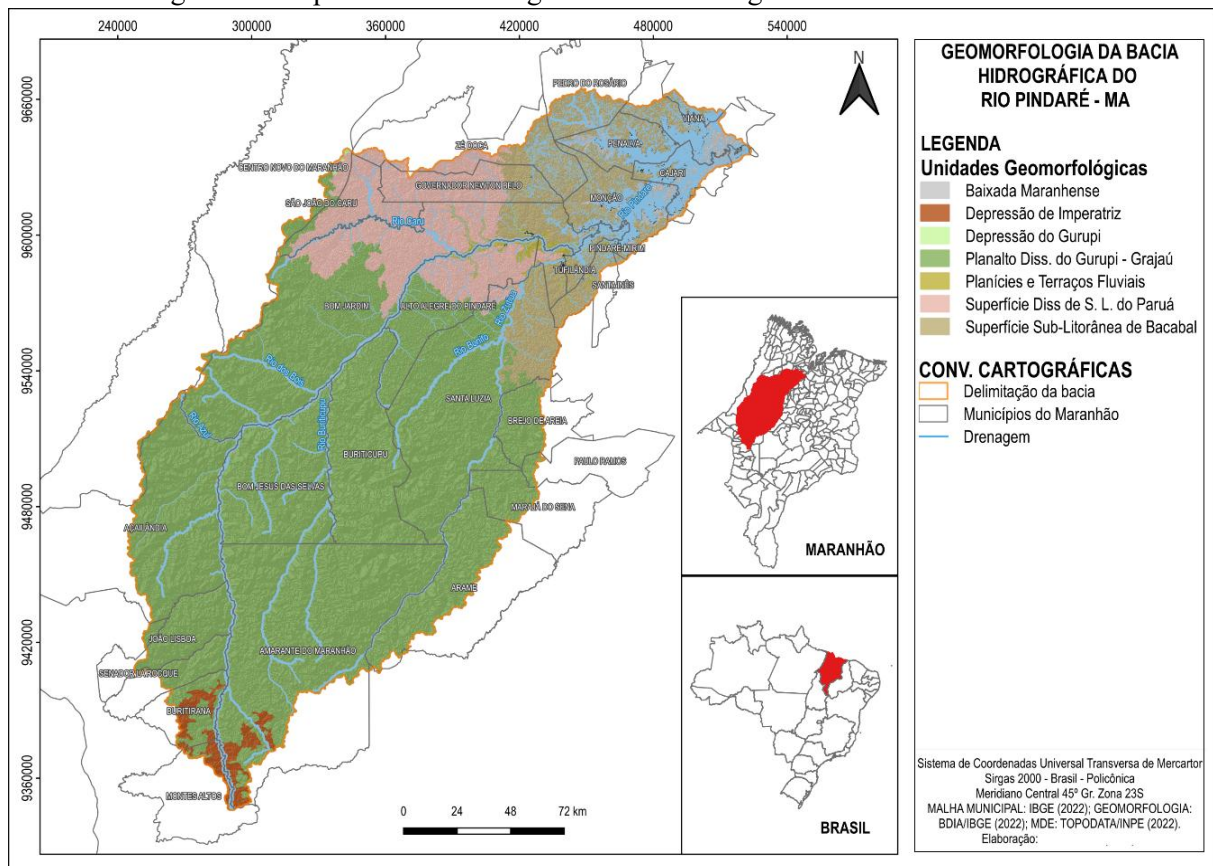
Regras de Reclassificação	Média	Grau de Vulnerabilidade
0 thru 3.5	1	Estável
3.5 thru 5.8	1.1	
5.8 thru 8.2	1.2	
8.2 thru 10.3	1.3	
10.3 thru 12.9	1.4	Moderadamente Estável
12.9 thru 15.1	1.5	
15.1 thru 17.4	1.6	
17.4 thru 19.8	1.7	
19.8 thru 22.2	1.8	Medianamente Estável/Vulnerável
22.2 thru 24.5	1.9	
24.5 thru 27.2	2	
27.2 thru 29.6	2.1	
29.6 thru 32.1	2.2	Moderadamente Vulnerável
32.1 thru 34.6	2.3	
34.6 thru 37.2	2.4	
37.2 thru 39.8	2.5	
39.8 thru 42.4	2.6	Vulnerável
42.4 thru 45.3	2.7	
45.3 thru 48.1	2.8	
48.1 thru 50	2.9	
50 thru 1000	3	

Fonte: Crepani *et al.* (2001).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na geomorfologia da bacia hidrográfica do rio Pindaré, identificaram-se as unidades geomorfológicas Baixada Maranhense, Depressão de Imperatriz, Depressão do Gurupi, Planalto Dissecado do Gurupi – Grajaú, Planícies e Terraços Fluviais, Superfície Dissecada de Santa Luzia do Paruá, Superfície Sub-Litorânea de Bacabal (Figura 6).

Figura 6 – Mapa de Geomorfologia da Bacia Hidrográfica do rio Pindaré – MA



Fonte: Autores (2023).

O Planalto Dissecado do Gurupi-Grajaú compreende a maior unidade geomorfológica da bacia, com 26.920,026 km<sup>2</sup> (Tabela 5). Esta representa um conjunto de “superfícies tabulares elevadas por epirogênese e bruscamente delimitadas em rebordos erosivos, por onde se encaixam vales incisos e aprofundados apresentando desnivelamentos locais, por vezes, superiores a 100 m” (Dantas *et. al.*, 2013 p. 49). Ela também abrange toda a parte centro-sul da bacia, formando um quadrante indo de São João do Caru até Brejo de Areia, e Senador La Rocque a Montes Altos.

Tabela 5 – Unidades Geomorfológicas da bacia hidrográfica do rio Pindaré e suas respectivas concentrações.

<b>Unidade Geomorfológica</b>	<b>Área em (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área em %</b>
Baixada Maranhense	959,892	2,38%
Corpo d'água continental	605,4	1,50%
Depressão de Imperatriz	764,879	1,89%
Depressão do Gurupi	14,622	0,04%
Planalto Dissecado do Gurupi – Grajaú	26.920,026	66,63%
Planícies e Terraços Fluviais	855,436	2,12%
Superfície Dissecada de Santa Luzia do Paruá	4.930,488	12,20%
Superfície Sub-Litorânea de Bacabal	5.351,215	13,24%
<b>Total</b>	<b>40.401,96</b>	<b>100,00%</b>

Fonte: IBGE (2022). Organização: Autores (2022).

Quanto ao índice de dissecação do relevo (Figura 7), sendo classificado de acordo com a sugestão alternativa à proposta de Ross (1994), abrangeram-se um total de quatro classes: Fraca, Moderada, Forte e Muito Forte, sendo a menor unidade, a Muito Fraca, não evidente na área da bacia hidrográfica do rio Pindaré.

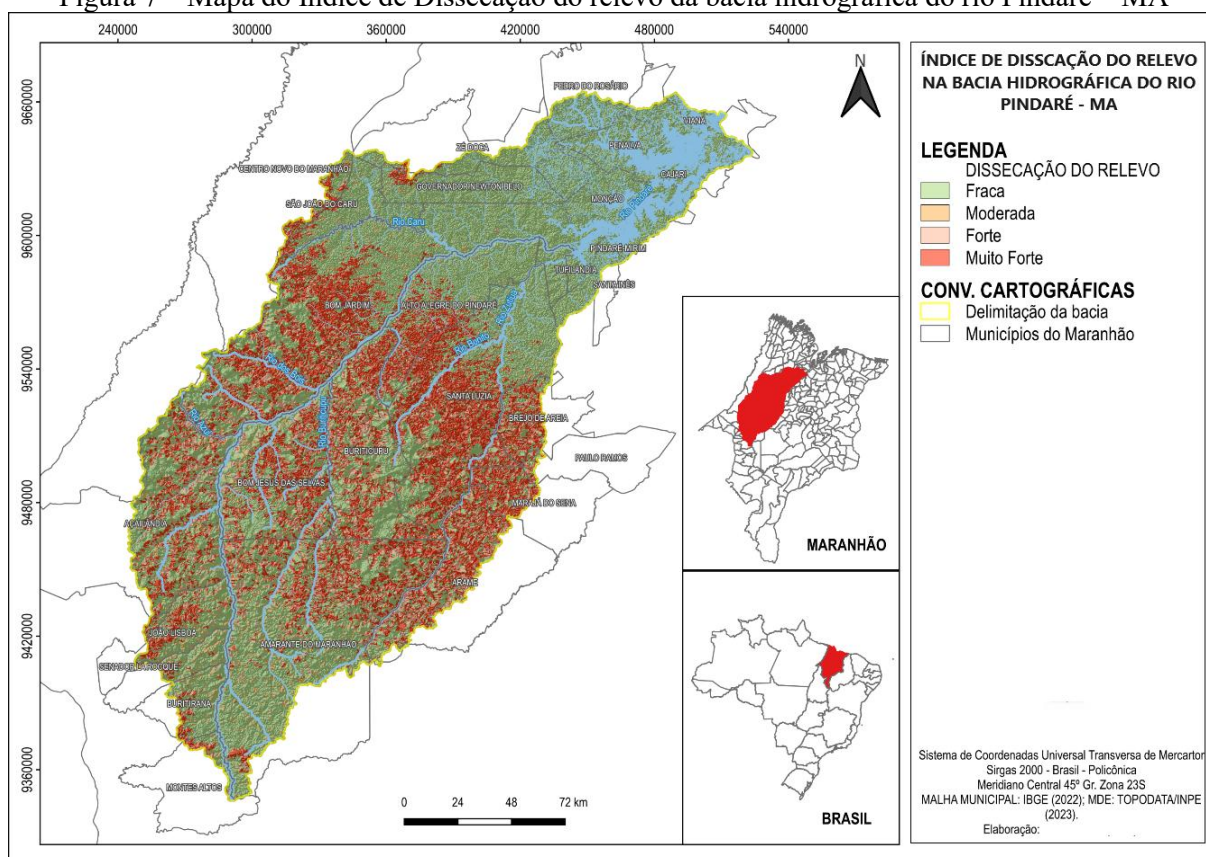
A dissecação do relevo classificada como fraca abrangeu a maior parte da área, com um tal de 25.714,656 km<sup>2</sup> (Tabela 6), correspondendo um total de mais de 63% do total da área da bacia. Esta constitui grande parte dos municípios ao norte e nordeste da bacia, indo desde Governador Newton Belo até a parte norte do município de Santa Luzia.

Tabela 6 – Dissecação do relevo na bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA.

<b>Dissecação</b>	<b>Área (Km<sup>2</sup>)</b>	<b>Área (%)</b>
Fraca	25.714,656	63,65%
Moderada	1.427,467	3,53%
Forte	3.365,817	8,33%
Muito Forte	9.894,02	24,49%
<b>Total</b>	<b>40.401,96</b>	<b>100%</b>

Fonte: Autores (2023).

Figura 7 – Mapa do Índice de Dissecação do relevo da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA



Fonte: Autores (2023).

A declividade, de modo geral, vem a ser um dos parâmetros essenciais como indicador de vulnerabilidade ambiental. Segundo a EMBRAPA (2018, p. 294):

As fases do relevo qualificam condições de declividade, comprimento de encostas e configuração superficial dos terrenos, que afetam as formas de modelado (formas topográficas) de áreas de ocorrência das unidades de solo.

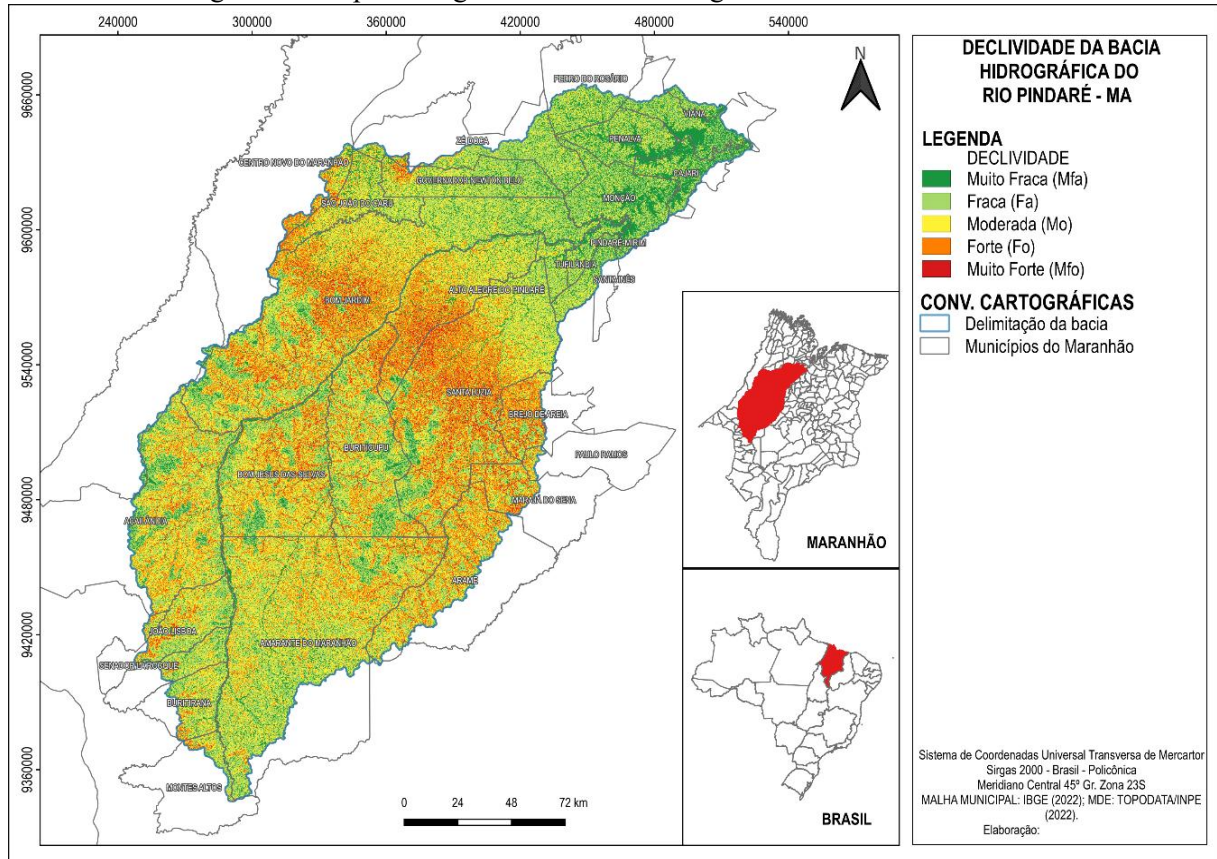
A bacia hidrográfica do rio Pindaré, para a presente pesquisa, foi analisada de acordo com as classes de avaliação morfodinâmica, a partir da própria classificação dos ambientes em categorias ecodinâmicas de Tricart (1977), sendo estas classificadas de acordo com o Manual Técnico de Geomorfologia<sup>10</sup>, proporcionado pelo IBGE (2009).

O relevo moderado, representado pelo intervalo de 8 a 20% de declividade (Figura 8), correspondeu ao de maior extensão na área de estudos, ocupando 13.196,17 km<sup>2</sup> na região centro-sul da bacia. Este está ligeiramente ligado às bordas dos cursos d'água, predominante

<sup>10</sup> Proposta alternativa ao Sistema de Classificação do Solos – SIBCS (EMBRAPA, 2018).

nos municípios de Amarante do Maranhão, Alto Alegre do Pindaré, Bom Jesus das Selvas, Buriticupu, entre outros.

Figura 8 – Mapa Clinográfico da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA



Fonte: Autores (2023).

Assim, como resultados da vulnerabilidade geomorfológica, dentro dos valores de vulnerabilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Pindaré, observou-se a estabilidade mais recorrentes nos municípios de Viana, Penalva, Monção, Pindaré Mirim, Tufilândia e Santa Inês (Figura 9). Tal resultado se dá ao fato de que tais municípios correspondem à foz da bacia e, proporcionalmente, a relevos planos e suave ondulados.

As bordas dos cursos de drenagem nos municípios ao sul da bacia, como Amarante do Maranhão, Buritirana, Montes Altos, Senador Larocque, Açailândia, entre outros, correspondem a classificação moderadamente estável, assim como também moderadamente estáveis/vulneráveis, estando associados principalmente a relevos ondulados e fortes ondulados, possuindo declives mais suscetíveis a morfogênese a partir de processos erosivos.

Na região central da bacia, correspondente aos municípios de Bom Jardim, Alto Alegre do Pindaré, Santa Luzia, Brejo de Areia e Buriticupu, apresentam os maiores valores de

vulnerabilidade aos parâmetros de declividade, sendo esta associada, principalmente, a relevos montanhosos, com nomenclaturas de serras, como também a ambientes com alto grau de entalhamento e amplitude interfluvial.

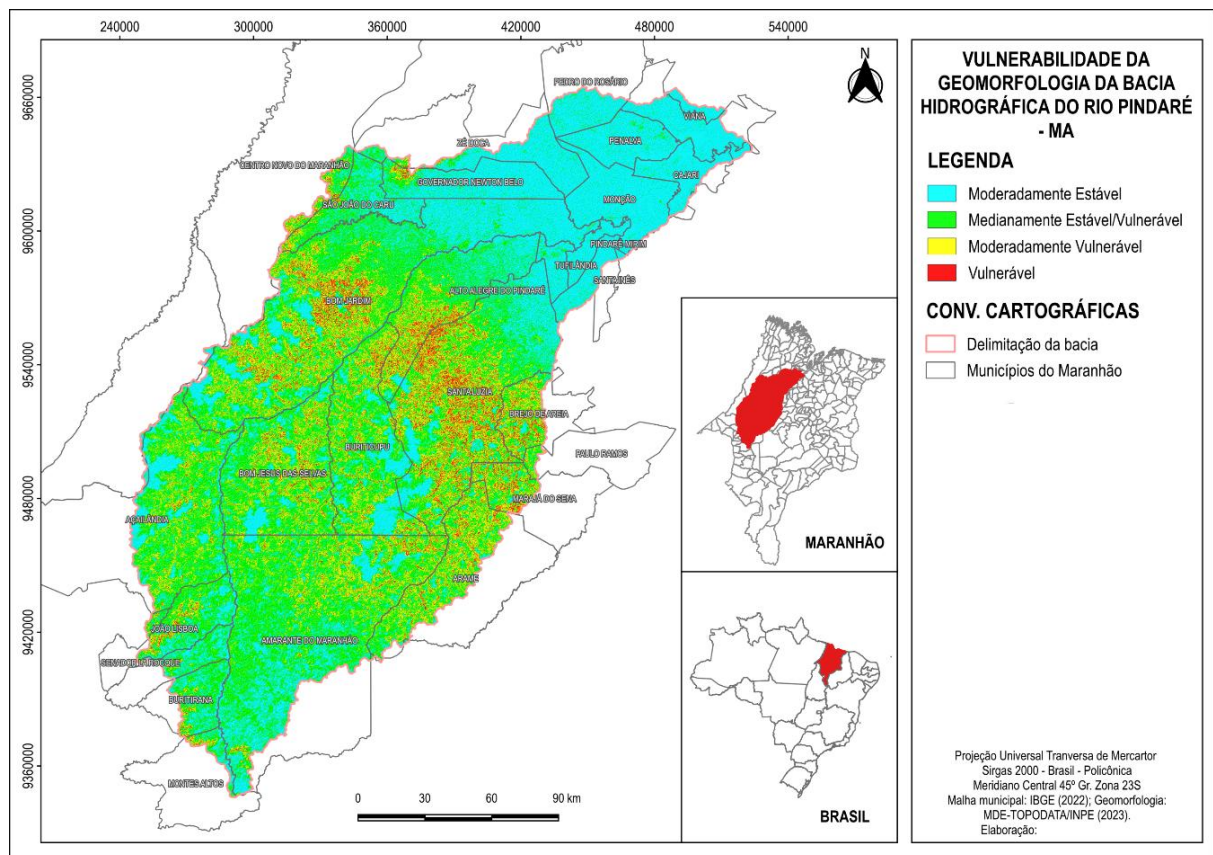
Quanto a espacialização, observou-se que a parte central concentrou os valores mais altos de vulnerabilidade, com a classe Vulnerável correspondendo a um total de 13,547 km<sup>2</sup> (Tabela 7). Já as áreas mais estáveis corresponderam à parte mais ao norte, sendo a classe Moderadamente Vulnerável abrangendo 36.238,363 km<sup>2</sup>.

Tabela 7 – Vulnerabilidade do Fator Geomorfológico da Bacia Hidrográfica do rio Pindaré – MA

Vulnerabilidade	Área (Km <sup>2</sup> )	Área em %
Moderadamente Estável	36.238,363	89,69%
Medianamente Estável/Vulnerável	3.777,283	9,35%
Moderadamente Vulnerável	372,767	0,92%
Vulnerável	13,547	0,03%
Total	40.401,96	100%

Fonte: Autores (2023).

Figura 9 – Mapa do fator geomorfológico de vulnerabilidade da bacia hidrográfica do rio Pindaré – MA



Fonte: Autores (2023).

No município de Buriticupu identificou-se o processo de Erosividade em ação, com a formação de voçorocas nos limites do perímetro urbano (Figura 10). Este processo foi principalmente resultado da fraca densidade de cobertura vegetal, da forte declividade, do potencial erosivo causado pela energia cinética nas partes mais baixas do relevo, além da intensidade de drenagem nos interflúvios. Apesar da estabilidade do escoamento superficial inerente à pavimentação, entende-se a área urbanizada como um dos fatores deflagradores dos processos erosivos devido à ausência de infiltração e do sistema radicular oriundos das formações vegetais, com inclinação a status de vulnerabilidade e efetiva ocorrência do evento.

Figura 10 – Voçoroca nas proximidades do município de Buriticupu



Fonte: Arquivo pessoal (2023).

Assim, percebe-se que, para a bacia hidrográfica do rio Pindaré, a dissecação do relevo e declividade, variando entre forte e muito forte nas partes centrais, proporciona um potencial a processos erosivos resultantes do escoamento superficial, principalmente em ambientes com baixa incidência de cobertura vegetal. Tais supressões se dão devido ao avanço da pastagem perante as formações florestais naturais, que impulsionam cada vez mais o processo de morfogênese associada à perda de cobertura do solo e do sistema radicular, intensificando múltiplas dissecações.

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na dissecação do relevo da BHRPind, notou-se que a classificação fraca representou a maior parte da extensão da área da bacia, com mais de 25.000 km<sup>2</sup>. Apesar desta representar mais da metade do total da área da bacia, entende-se que a dissecação do relevo na bacia hidrográfica do rio Pindaré não se encontra estável, uma vez que a classe muito forte, associada à instabilidade ambiental, também apresenta uma grande extensão, com 9894,02 km<sup>2</sup>.

Quanto à declividade, a bacia hidrográfica do rio Pindaré apresentou a forma de relevo Moderada (8-20%) como a de maior extensão, representando 13.196,17 km<sup>2</sup> da área total da bacia. Já a forma de relevo de menor proporção foi a muito forte (45-75%), correspondendo a pouco mais de 1.292 km<sup>2</sup>.

Assim, na vulnerabilidade geomorfológica, a classe Moderadamente Estável prevaleceu em grande parte da BHRPind, com 89,69% de sua área total. A classe Medianamente Estável/Vulnerável aparece em seguida, com 9,35%, sendo a Moderadamente Vulnerável e a Vulnerável menos de 1% na representação.

Com tais fatos obtidos, entende-se que se faz necessário um planejamento quanto às áreas centrais da bacia, visando principalmente formas e processos mitigatórios para essa região. Isso ao considerar que esta localidade apresenta uma vulnerabilidade recorrente quanto aos elementos da energia potencial erosiva, passível, assim, de sofrer impactos ambientais negativos de difícil reversão e múltiplos problemas ambientais.

#### AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço - Peso, pelo apoio e auxílio. À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão (FAPEMA), pelo financiamento da pesquisa.

#### REFERÊNCIAS

BERTOLINI, W.Z., DEODORO, S.C., ZAMBOT, N. Estudo da dissecação do relevo no alto rio piranga (MG). **Revista Geociências/UNESP**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 183 - 192, 2018.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. de; HERNANDEZ, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento remoto e geoprocessamento aplicado ao zoneamento ecológico-econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: SAE/INPE, 2001.

DANTAS, M. E; SHINZATO, E; BANDEIRA, I. C. N; SOUZA, L. V; RENK, J. F. C. **Compartimentação Geomorfológica**. In: BANDEIRA, I. C. N. (Org.) **Geodiversidade do Estado do Maranhão**. Teresina: CPRM, 2013.

EMBRAPA, EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. Brasília, 2018.

GUIMARÃES, F. S., CORDEIRO, C. M., BUENO, G. T., CARVALHO, V. L. M., NERO, M. A. Uma proposta para automatização do índice de dissecação do relevo. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 18, n. 1, p. 155-167, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual Técnico de Geomorfologia**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2009. 182p. (Manuais técnicos em geociências, ISSN 0103-9598; n. 5).

LIMA, J.S. **Estudo integrado da paisagem, geomorfologia e geotecnologias: proposta de automatização dos índices de dissecação do relevo**. 2018. Monografia (Graduação em Geografia) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2018.

QGIS Development Team, 2023. **QGIS Desktop 3.30.3**. Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**. v. 8, p. 63-74, 1994.

SAMPAIO, T. V. M., AUGUSTIN, C. H. R. R. Análise das incongruências dos índices de dissecação e rugosidade. **Anais do VII Encontro Nacional de Geomorfologia**. Belo Horizonte, 2008.

TRICART, Jean. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro: IBGE/SUPREN, 1977. 97 p.

### **Biografia dos autores**

**Thayrlan Silva Souza** – Mestre pelo Programa de Pós-graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço/PPGEO da Universidade Estadual do Maranhão. Doutorando pelo Programa de Pós-graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço/PPGEO da Universidade Estadual do Maranhão UEMA. E-mail: thayrlansilvageo@gmail.com, Link do currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6767448909325846>.

**Luiz Carlos Araujo dos Santos** – Doutor em Geografia pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho; Professor Associado I do Departamento de Geografia, e professor do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço PPGEO da Universidade Estadual do Maranhão. E-mail: luizcarlos.uema@gmail.com, Link do currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5358639682324334>.

**Neise Mare de Souza Alves** – Doutora em Geografia pela Universidade Federal de Sergipe; Professora Associado da Universidade Federal de Sergipe. E-mail: neisemare@gmail.com, Link do currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2987378657873693>.



## **CAPÍTULO 3 - EMISSÃO E REMOÇÃO DE CARBONO NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI, MARANHÃO, BRASIL**

Juciana da Conceição Birino de Souza<sup>1</sup>

Izadora Santos de Carvalho<sup>2</sup>

Swanni T. Alvarado<sup>3</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

Na Amazônia Maranhense, a emissão de carbono é intensificada pelo desmatamento, que está diretamente relacionado à ocupação e ao uso desordenado da terra e dos recursos naturais. Esse processo provoca uma série de impactos ambientais, como a perda de biodiversidade, a erosão do solo, o assoreamento dos rios e prejuízos significativos para o setor econômico (Santos, 2017). Estima-se que 76% da vegetação florestal do estado tenha sido desmatada, com apenas 24% das florestas ainda conservadas, concentradas principalmente em unidades de conservação (Silva-Junior et al., 2020).

Além do desmatamento, as queimadas são um fator agravante, resultando na emissão de CO<sub>2</sub> e outros gases de efeito estufa (GEE), na eliminação de espécies sensíveis ao fogo, na degradação do solo e no aumento de doenças respiratórias (Alves; Alvarado, 2019). Essas práticas, especialmente nas áreas protegidas sem manejo adequado, contribuem para a redução da biomassa e afetam diretamente a capacidade de captura de carbono, exacerbando as mudanças climáticas (Santos et al., 2020).

Segundo Gouvello, Britaldo e Nassar (2010), a conversão de terras florestais para outros usos é a principal fonte de emissão de carbono, pois as florestas atuam como sumidouros de carbono. Quando desmatadas e queimadas para a criação de pastagens, essas áreas podem liberar entre 0,6 e 0,9 PgC (+/- 0,5) para a atmosfera (Santos et al., 2017). Além disso, eventos climáticos extremos, como as secas intensas de 1997, 1998 e 2005, exacerbadas pelo fenômeno El Niño, reduziram ainda mais a capacidade de absorção de carbono, devido à morte da vegetação nas florestas tropicais (Rosan, 2017).

---

<sup>1</sup> E-mail: jucianasouza16@gmail.com. ID do Lattes: 3605262394046174

<sup>2</sup> E-mail: izadorasccs@gmail.com. ID do Lattes: 7613890460951014

<sup>3</sup> E-mail: stalvarador@unal.edu.co. ID do Lattes: 3927657233887527

A conservação de áreas protegidas por lei, como a Reserva Biológica do Gurupi (REBIO), se torna fundamental. A REBIO, localizada na região Nordeste do Brasil, no estado do Maranhão, está dentro do Centro de Endemismo Belém – CEB (Pereira; Vieira, 2019) que é o centro mais desmatado da Amazônia Brasileira e tem perdido drasticamente os recursos florísticos e faunísticos devido as atividades ligadas a extração de madeira, avanço da pecuária, expansão da produção de grãos, entre outros, que têm gerado conflitos fundiários com a expulsão de grupos sociais que vivem na extensão das estradas (Mesquita *et al.*, 2019).

Neste contexto, o objetivo geral desta pesquisa<sup>4</sup> é analisar a dinâmica dos fatores de emissão de carbono na Reserva Biológica do Gurupi entre os anos de 1985 e 2020. Para isso, objetiva-se analisar as transformações nas classes de uso e cobertura da terra, com foco no comportamento do desmatamento e nas áreas em processo de regeneração. Posteriormente, busca-se compreender a relação entre as transformações das classes de uso e a incidência de queimadas, mensurando as áreas que contribuíram tanto para as emissões quanto para as remoções de carbono.

A relevância desta pesquisa é destacada pela necessidade de compreender as interações complexas entre o desmatamento, a regeneração das áreas florestais e as emissões e remoções de carbono, especialmente em um bioma importante. A análise dessa dinâmica fornece dados essenciais para a gestão e preservação da REBIO, além de contribuir para o entendimento de como as mudanças no uso da terra impactam a captura e emissão de carbono, informações valiosas para políticas públicas de conservação e mitigação das mudanças climáticas.

## 2. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

De acordo com Celentano *et al.* (2017), a REBIO possui uma área aproximada de 2.711,82 km<sup>2</sup>, estando situada na região Nordeste do Brasil, no estado do Maranhão, região ecótona entre os biomas Amazônia e Cerrado (ICMBIO, 2020). Abrange três municípios de diferentes extensões territoriais que são Centro Novo do Maranhão (59,08%), Bom Jardim (35,59%) e São João do Carú (5,33%) (Silva *et al.*, 2020). Tem relação direta com duas Terras Indígenas (TI's) justapostas próximas da reserva: TI Awa e TI Carú, as quais desempenham papel fundamental para a REBIO, visto que são consideradas como um corredor ecológico

---

<sup>4</sup> Este trabalho faz parte da dissertação da primeira autora intitulada “*Uso e cobertura da terra com incidência de queimadas na reserva biológica do gurupi entre os anos de 1985 a 2020*”, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço (PPGEO) da Universidade Estadual do Maranhão.

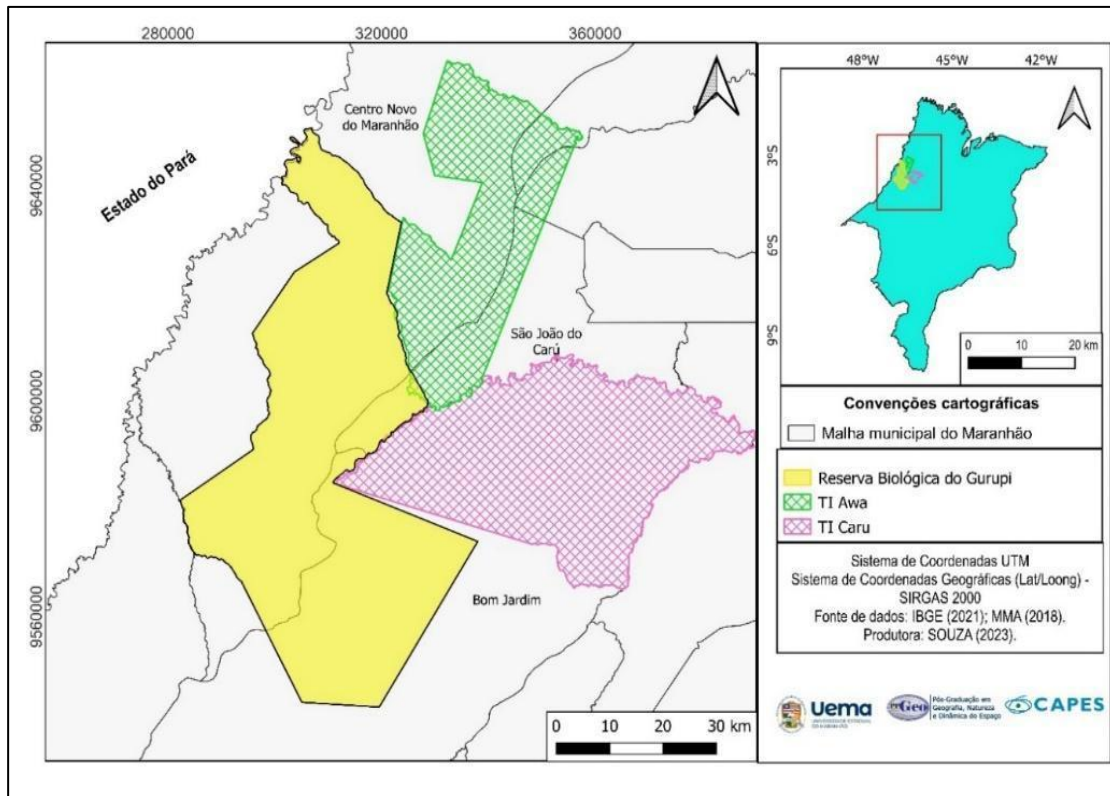
para a região (De Oliveira Hessel; Lisboa, 2015).

A reserva foi criada pelo Decreto de nº 95.614 de 12 de janeiro de 1988 e é assegurada pela Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000 que instaurou o Sistema Nacional de Unidades de conservação da Natureza – SNUC, a qual afirma que a Reserva Biológica tem como objetivo a preservação integral da biota e os demais atributos naturais existentes em seus limites, sem nenhuma interferência humana direta ou com modificações ambientais (Brasil, 2003).

Segundo Souza (2021), a REBIO é banhada pelas bacias hidrográficas dos rios Gurupi e Pindaré, sendo marcada por um clima caracterizado por altas temperaturas, tanto no período chuvoso quanto no seco. A vegetação predominante da REBIO é a Floresta Ombrófila Densa Montanhosa, típica da Amazônia, e abriga uma fauna diversificada, com espécies ameaçadas de extinção, como o Gavião-real (*Harpia harpyja*) e o primata Cairara Ka'apor (*Cebus kaapori*).

A economia local é fortemente baseada na pecuária, no extrativismo vegetal e na agricultura, além de uma presença significativa do trabalho informal. A zona de amortecimento da REBIO inclui importantes Terras Indígenas (TIs), como a TI Carú e TI Awá, que sofrem com ameaças como a exploração ilegal de recursos naturais e conflitos fundiários. Essas TIs desempenham papel crucial na proteção da reserva, e a pesquisa sobre as interações entre os povos indígenas, as populações locais e o ecossistema são fundamentais para a preservação da área (Silva *et al.*, 2022). A Figura 1 mostra a localização geográfica da REBIO juntamente com as terras indígenas adjacentes.

**Figura 1** - Localização geográfica da Reserva Biológica do Gurupi



Fonte: Reprodução da pesquisa (2023).

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Desmatamento como fator de degradação da Amazônia

Para Moretti (2018), o desmatamento seria o corte raso de uma floresta madura que envolve mudança no uso da terra para outro uso, independente se a cobertura das árvores foi removida ou não, uma alteração intencional de floresta para não floresta (urbanização, agricultura, pecuária e entre outros). O desmatamento, visto por Santos *et al.* (2017) é a retirada da cobertura vegetal que está ligada a ocupação e ao uso desordenado dos recursos naturais, que ocasiona perdas da biodiversidade vegetal e animal, erodibilidade e empobrecimento do solo etc.

Os diferentes padrões de desmatamento amazônico são devido aos processos de ocupação e uso da terra, em que o mais comum é o padrão espinha de peixe, ocorridas próximo a estradas e rodovias, representando “a ocupação de pequenos agricultores rurais em projetos de assentamento do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) ou o padrão geométrico que representa grandes fazendas de produção agropecuária de larga escala” (Maurano; Escada; Renno, 2019).

Embora o desmatamento na Amazônia esteja ligado à execução de atividades socioeconômicas, causa danos adversos para regiões agrícolas do Brasil e em outros países da América do Sul. Em conformidade com Silva-Júnior *et al.* (2022), o desmatamento na Amazônia maranhense dos últimos remanescentes florestais resulta diretamente da atividade madeireira ilegal, especialmente, dentro de áreas protegidas, que são responsáveis por conter cerca de 70% da cobertura florestal remanescente, seguida pelas propriedades rurais particulares com 20% e, em menor concentração, os assentamentos (10%).

Contudo, desde o início do século XXI, os processadores e compradores de carne e soja são os principais agentes que impulsionam o desmate na Amazônia, em que áreas destinadas a pastagem ocupam entre 60% e 80% da área desmatada, com aumento das cabeças de gado (Moretti, 2018). Esse processo não gerou riqueza para a região amazônica, uma vez que se encontra como uma das mais pobres do país (Silva-Júnior *et al.*, 2018).

A partir da década de 60, a Amazônia Maranhense acumulou um total de 74% de área desmatada ligado a atividades da agricultura e da pecuária. Em concordância com Silva-Júnior *et al.* (2022), esse efeito tem causado inúmeras consequências para o bioma, uma vez que altera a configuração espacial da cobertura florestal devido a fragmentação florestal, aumentando a áreas de borda e tornando a região mais suscetível ao fogo. Já o desmatamento em florestas secundárias é maior que as florestas nativas, devido as florestas secundárias receberem menos proteção.

O desmatamento na Amazônia Maranhense é impactado principalmente por *commodities* voltado para a carne bovina, soja e a plantação de eucalipto, concentrados especialmente, nos municípios de Açailândia e Imperatriz, Araguaína e Carolina (Sodré, 2017). Segundo Celentano *et al.* (2017), a retirada da cobertura nativa sempre teve a justificativa pautada no desenvolvimento econômico, contudo, não contribui positivamente para a vida da população local, provocando assim sérios danos sociais, econômicos e ambientais. Acompanhando a dinâmica territorial, a pobreza é um dos fatores que impulsiona o fenômeno do desmatamento, pois, o estado possui um dos piores indicadores socioeconômicos do país, onde os municípios amazônicos são os mais pobres (Celentano *et al.*, 2017).

Apesar das áreas protegidas na Amazônia Maranhense serem instrumentos de governança territorial e ambiental, enfrentam também a questão da instauração de criação, zoneamento, limites, resultado de forças divergentes que se relacionam e interpretam as formas de acesso e controle dos recursos ambientais (Zanatto; Rosa, 2020). Não é tarefa fácil tratar sobre o desmatamento uma vez que abrange diversas outras problemáticas que precisam ser minimizadas atentamente nas áreas protegidas. Assim, as unidades de conservação são

ferramentas eficientes na conservação da cobertura da floresta nativa (Sousa et al. 2023, Silva et al 2022).

### 3.2 O fogo em ecossistemas florestais

O uso do fogo precede as grandes civilizações, sendo um marco importante para o conhecimento e aprimoramento das ferramentas humanas. O fogo é um elemento que produz calor pela combustão, liberando energia. Considerado um recurso de manejo mundial, o fogo possui inúmeras finalidades como a limpeza de áreas, expansão de fronteiras agrícolas, renovação do pasto, aperfeiçoamento da cultura da cana-de-açúcar, controle de pragas em culturas (Fonseca *et al.*, 2021), inclusive como meio de manifestação política e social dos povos (Kull, 2022).

As queimadas são eventos naturais ou antrópicos que acontecem em áreas vegetadas, provocada pela combinação de fatores climáticos ou estimulada pelos seres humanos, de forma controlada, para a produção e manejo em atividades agropecuárias ou florestais, uma prática prejudicial ao solo, mas viável economicamente para agricultores (Figueira; Santana, 2021). No Brasil, as queimadas ocorrem geralmente no meio rural, pois são relacionadas ao intenso uso do fogo como alternativa rápida e econômica para geração de renda, especialmente na agricultura (Gabardo; Sarzedas; Da Silva, 2021).

A Amazônia é um bioma com características de floresta primária de clima úmido, árvores densas com copas que ajudam a manter a umidade do solo e do ar, aspectos que a tornam um ambiente que não queima naturalmente, pois a biomassa e o clima úmido fazem com que a biomassa não seja inflamável (Van der Werf et al., 2008). O desmatamento aparece como o principal causador da queima na Amazônia, pois gera um microclima seco e mudanças nas características da biomassa combustível, favorecendo com que a floresta seja sensível ao fogo (Santos *et al.*, 2017).

Como visto, as práticas que utilizam fogo para limpeza de áreas estão associadas a um desmatamento prévio, ou seja, ambos caminham juntos no processo de transformação da cobertura da terra (Santos *et al.*, 2017). A dispersão das queimadas na Amazônia maranhense, de modo geral, é influenciada pelo clima seco de curto a longo período em conjunto de fontes de ignição antropogênica (Junior *et al.*, 2023). A região requer maior atenção nessas épocas, pois a umidade diminui e, após a retirada da vegetação, aumenta a erosão, altera a composição química do solo, aumenta as doenças respiratórias e contribui para a emissão de CO<sub>2</sub> (Aragão *et al.*, 2018; Alves; Alvarado, 2019).

A área tem sido alvo das queimas não supervisionadas, ligadas ao manejo agropecuário e ao monocultivo da soja (Garbado; Sarzedas; Da Silva, 2021), gerando incêndios que tem atingido as unidades de conservação, um fato preocupante, uma vez que são áreas legalmente protegidas e instrumentos essenciais na manutenção da biota original (Alves Leão *et al.*, 2023).

O estado do Maranhão é o quinto entre as unidades da federação com maior número de queimadas em hectare, ficando atrás apenas do Mato Grosso, Pará, Tocantins e Amazonas, segundo o Monitor do Fogo do MAPBIOMAS (2024). O ZEE (2019) afirma que cerca de 7% da Amazônia Maranhense caracteriza-se por apresentar altas taxas de incêndios, com graves alterações ambientais.

As áreas mais vulneráveis e com alto risco de ocorrências situam-se dentro das terras indígenas Urubur Kabor, Awa e Guajajaras próximas dos municípios de Centro Novo do Maranhão, Nova Olinda do Maranhão e Amarante. Já as unidades de conservação com maiores focos de queimadas são a APA (Área de Preservação Ambiental) da Baixada das Reentrâncias Maranhense – que concentram 78,6% das ocorrências de queimadas em todo bioma amazônico maranhense – e a REBIO com 20% das ocorrências ao longo dos últimos vinte e quatro anos (INPE, 2023).

### 3.3 A Influência do desmatamento e das queimadas na emissão e remoção de carbono

O carbono está presente na atmosfera como Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) e como Monóxido de Carbono (CO). Esses dois gases são responsáveis pelos desequilíbrios no efeito estufa do planeta. O CO<sub>2</sub> é formado por uma molécula composta por três átomos, um de Carbono (C) e dois átomos de Oxigênio (O<sub>2</sub>), produzido a partir da oxidação do Monóxido de Carbono (CO), elemento altamente nocivo.

O ciclo carbônico ocorre há milhões de anos na biosfera, hidrosfera e atmosfera, que interagem por meio de processos com fluxos que entram e saem dos sistemas por meio de transformações do carbono de moléculas orgânicas a inorgânicas e vice-versa. Diversos organismos liberam esse gás por meio do processo de respiração, como as plantas e os animais, com a ajuda da luz solar e a água que contribuem para a transformação da energia solar em biomassa (fotossíntese) e evapotranspiração (Gouvello; Soares Filho; Nassar, 2010). Assim, a captação natural do CO<sub>2</sub> ocorre por meio da fotossíntese das plantas, resultando na biomassa, que serve de alimento para animais herbívoros e carnívoros (Bessa *et al.*, 2019).

A remoção de CO<sub>2</sub> ocorre quando há o crescimento da vegetação com mudança de CO<sub>2</sub> em carbono fixado e a liberação de oxigênio durante a fotossíntese. Por outro lado, as emissões de CO<sub>2</sub> ocorrem quando há perda de carbono para a atmosfera pelo processo de oxidação,

comumente pela combustão de combustíveis fósseis ou atividades industriais. Porém, a contagem das emissões e remoções ocorrem também por meio das atividades humanas atreladas ao desmatamento (emissão) que costumam ser compensadas pelo reflorestamento, vegetação secundária e áreas manejadas (remoção) (Brasil, 2016).

As árvores removem CO<sub>2</sub> da atmosfera e armazenam carbono no tronco, galhos e folhas (Gouvello; Soares Filho; Nassar, 2010). Sendo assim, a cobertura vegetal cumpre um papel intrínseco no ciclo, estocando aproximadamente 610 pentagramas de carbono (PgC) acima do solo, correspondendo a mesma quantidade de estoque na atmosfera que tem 750 PgC, elevando a importância das Florestas Tropicais (Rosan, 2017). Devido à queimada de combustível fóssil e a mudança da terra, anualmente, o Planeta emite cerca de 8 bilhões de toneladas de carbono para a atmosfera. Desses, 3,2 bilhões permanecem na atmosfera, provocando o aumento do Efeito Estufa (Nobre; Nobre, 2002). Entretanto, esse valor ainda é superestimado, pois a comunidade científica ainda tem incertezas sobre a quantidade do balanço de carbono nessas áreas (Rosan, 2017).

Contudo, de acordo com Bessa et al. (2019), a emissão de CO<sub>2</sub> varia de 10 a 25% dependendo da posição de reflexão do sol na terra, onde transforma o comprimento das ondas que intercepta os Gases de Efeito Estufa (GEE), aprisionando o calor para dentro da atmosfera ao invés de refletir a energia para o espaço. A mudança de uso da terra afeta os reservatórios naturais de carbono, os sumidouros e sequestradores de carbono, pois interferem no ciclo, elevando a concentração de dióxido de carbono, originando diversos problemas ambientais, sociais e econômicos.

A floresta amazônica, por exemplo, contém em média 123 PgC armazenado na biomassa superior e inferior do solo, onde 1 PgC equivale a 1015g, localizadas em mais ou menos 16 mil espécies de árvores (Gatti, et al., 2021), vista como uma ferramenta crucial de estoque de carbono (Gabardo; Sarzedas; Da Silva, 2021). Estudos demonstram que o desmatamento tem avançado sobre áreas com maior biomassa na Amazônia, porém, as estimativas são imprecisas visto que dados de emissão por incêndio não são totalmente sistematizados e há incertezas na fração da biomassa viva e morta em áreas de perturbação (Rosan, 2017).

Atualmente, o Brasil é o sétimo país que mais contribui para a emissão de carbono, uma preocupação que estimulou na criação de leis nacionais que visam a baixa emissão de carbono. Cita-se a Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, conhecida como Plano Nacional em Mudanças Climáticas (PNMC), que tem como uma de suas diretrizes reduzir as emissões de carbono (Brasil, 2009). O compromisso do país foi selado em Copenhague no ano de 2009, e

tinha como meta reduzir emissões de GEE entre 36,1% e 38,9% até o ano de 2020, juntamente com redução do desmatamento (Juras, 2010).

Apesar desses desafios, tem-se observado avanços significativos no Brasil e, especificamente, no estado do Maranhão. Nos últimos anos, foram desenvolvidas e implementadas políticas ambientais eficazes para a redução das emissões de CO<sub>2</sub>. No entanto, ainda existe um caminho considerável a ser percorrido para que essas ações sejam efetivamente realizadas. Os sistemas de produção predominantes ainda apresentam defasagens e causam impactos significativos ao meio ambiente. Continuar a aprimorar e adaptar as estratégias de mitigação é crucial para superar esses desafios e alcançar resultados mais sustentáveis.

#### 4. METODOLOGIA

A pesquisa fundamentou-se na revisão literária da temática, onde os artigos científicos, revistas científicas, livros, dissertações, teses, legislações, relatórios técnicos, entre outros, contribuíram para as discussões propostas. Os principais repositórios concentram-se na CAPES, Google Acadêmico, *Scielo*, *Scopus*, *Science*, *Researchgate*, Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Universidade Federal do Maranhão (UFMA), Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos (IMESC), Zoneamento Ecológico-Econômico do estado do Maranhão (ZEE – MA).

Os formatos gráficos usados para composição dos mapas foram o matricial ou raster (GeoTIFF) e o *Shapefile* (SHP), processados nos softwares Quantum Gis (QGis) versão 3.24 e no ArcMap 10.5. Os gráficos, quadros e tabelas foram produzidos no Excel e no Word.

##### 4.1. Obtenção dos dados de desmatamento e regeneração

Os dados de Desmatamento e Regeneração foram extraídos do produto de uso e cobertura da Terra da Coleção 8 do MAPBIOMAS (<https://mapbiomas.org/en/colecoes-mapbiomas->). O produto tem um bom nível de acurácia de 82.4% e discordância de 10.3% para o território brasileiro, além de dispor de imagens desde a década de 80, possibilitando na agilidade do processamento de dados (MAPBIOMAS, 2023).

Realizou-se o modelo de reclassificação de pixel no software ArcMap, elaborado por Souza (2024). No procedimento, realizou-se as operações das funções de álgebra de mapas, por meio da análise quantitativa de pixels por pares de anos. Para tanto, utilizou-se os rasters dos anos de 1985 a 2020 no software, combinando as tabelas de cada década e produzindo um novo campo com classificações que identificassem pixels de perda ou ganho de cobertura vegetal e

uso. Após, realizou-se a união das camadas, reduzindo a quantidade de classes para combinar com as tipologias da Coleção 8.

De acordo com Souza (2024), os pixels reclassificados referem-se a áreas que antes eram Formação Florestal e no ano seguinte viraram Pastagem ou atividade agrícola, de acordo com a classificação do MAPBIOMAS, enquanto as áreas de Regeneração referiam-se a Floresta secundária que resultam da retirada da floresta madura, transformando a área resultante em agricultura, pastagem ou outro uso.

O cálculo de área foi feito por meio contagem de pixel de cada categoria em quilômetros quadrados (km<sup>2</sup>) multiplicando cada célula por 0,0009 (que é o fator de conversão da área de um 1 pixel em km<sup>2</sup> dividido por 1.000.000). Os valores das porcentagens (P%) de cada classe foram obtidos por meio da divisão da área de cada uso ou cobertura em km<sup>2</sup> pela área total de usos e coberturas, multiplicando o resultado por 100. conforme mostra a expressão matemática a seguir:

$$\textit{Área da classe} = \left( \frac{X * Fc}{At} \right) * 100$$

Onde: **A** = o valor da área de cada classe em quilômetros quadrados;

**X** = a contagem de pixels para cada tipo de uso ou cobertura;

**Fc** = fator de conversão da área do pixel para os dados de uso e cobertura (0,0009) e de queimadas (1000000) para km<sup>2</sup>.

#### 4.2. Obtenção dos dados de queimadas

Os dados de queimadas foram adquiridos pelo produto MAPBIOMAS Fogo, que é um subproduto da plataforma MAPBIOMAS que monitora as ocorrências de queimadas e incêndios. A série baixada foi coletada da Coleção 2 do GEE, por meio do *Google Colaboraty*, executando os produtos do fogo por meio de códigos Python, possibilitando o acesso aos dados do GEE de forma ágil. Adquiriu-se os dados anuais e de frequência de queimadas pelos intervalos 1985 a 2020, reclassificados em algoritmos 0 (para áreas que não foram queimadas) e 1 para áreas queimadas. Multiplicou-se os raster de transformação de uso e cobertura da Terra com os rasters anuais de queimas, obtendo um raster resultante com os pixels das classes que queimaram ao longo da série temporal.

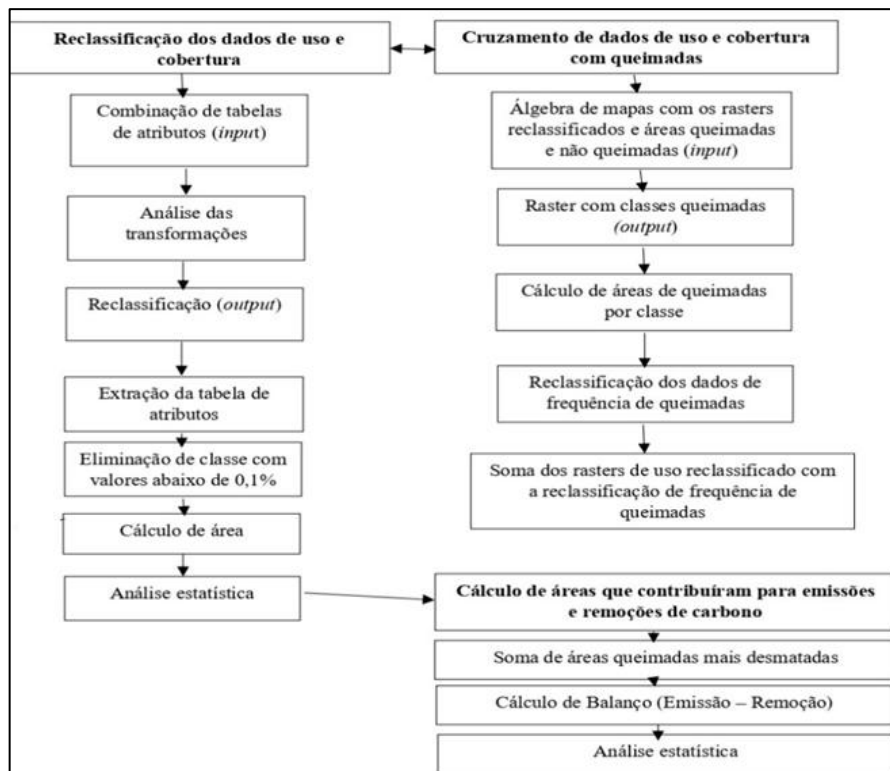
Esses produtos foram importados no RStudio para gerar o Diagrama de Sankey, uma representação de fluxo de energia, em que cada direção é representada por uma linha “cuja espessura indica a sua proporção ou quantidade de energia. As linhas mais espessas representam maior quantidade de energia, enquanto linhas mais finas representam menor energia transmitida” (Antunes et al., 2019). O diagrama foi essencial para compreender a dinâmica das áreas que queimaram durante as transições das classes Formação Florestal, Pastagem, Desmatamento e Regeneração, entre 1985 e 2020.

#### 4.3. Obtenção das áreas de emissão e remoção de carbono

Para a realização desta etapa, utilizou-se a relação entre emissão (E) e remoção (R) de carbono, onde a primeira, seria representada pelas áreas desmatadas somadas as áreas queimadas e, a segunda, as áreas de floresta regenerada. Os dados aplicados foram de uso e cobertura da Terra e de fogo do MAPBIOMAS.

No Excel, realizou-se a soma de áreas de emissão e remoção, adquirindo a porcentagem para cada item. O saldo final seria o quantitativo positivo ou negativo entre a diferença da emissão e remoção, verificando a dinâmica na escala de 35 anos em gráficos. A Figura 2 apresenta o fluxograma metodológico que resume o procedimento metodológico aplicado durante a elaboração dos dados quantitativos.

**Figura 2** - Fluxograma metodológico da pesquisa



Fonte: Reprodução da pesquisa (2024).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Transformações das classes de uso e cobertura da terra

De acordo com as análises, as classes com maiores alterações dentro da escala temporal de 1985 a 2020 foram a Formação Florestal e a Pastagem. A Formação Florestal diminuiu cerca de 9,97% nesse período de 35 anos, com a maior redução ocorrendo entre 2000 e 2005 (4,62%). Por outro lado, a Pastagem aumentou 9,9% no mesmo intervalo de 35 anos, com os maiores índices de crescimento também ocorrendo entre 2000 e 2005 (4,62%). Entre 2010 e 2020, as áreas florestais voltaram a crescer em relação à Pastagem entre os anos de 2010 e 2020, oscilando positivamente entre 0,35% e 2,78%, enquanto as áreas de Pastagem reduziram no mesmo período, com percentuais negativos variando entre 0,36% e 2,78%.

Essas transformações evidenciaram que, entre os anos de 1985 e 1990, as áreas regeneradas contabilizaram 23,94 km<sup>2</sup>, enquanto o período compreendido entre 1990 e 1995 foi de 68,79 km<sup>2</sup>. Em contrapartida, as áreas regeneradas apresentaram maior expressividade no intervalo de 2015 a 2020, totalizando cerca de 233,46 km<sup>2</sup>. Verifica-se também que as áreas desmatadas e regeneradas localizaram-se próximas à Pastagem, ao norte da reserva e na porção oeste, nos municípios de Centro Novo do Maranhão e Bom Jardim. As maiores alterações ocorreram na porção norte, em direção ao centro e ao sul, a oeste da reserva, nos municípios de Centro Novo do Maranhão e Bom Jardim, respectivamente.

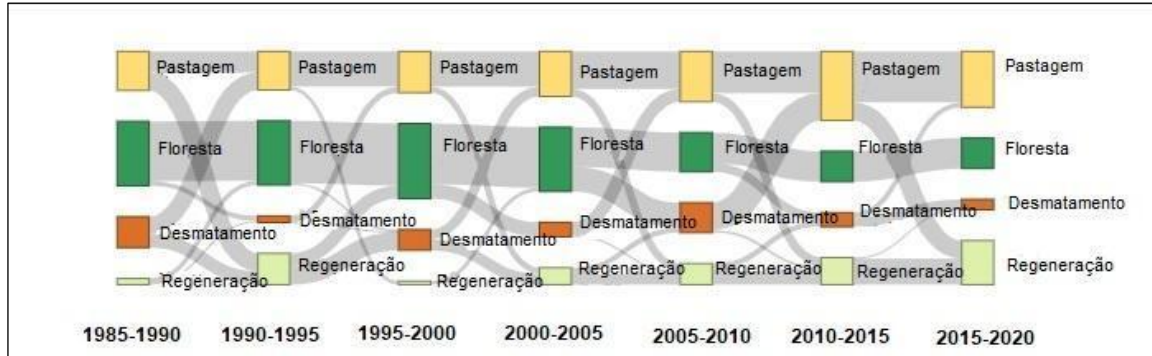
### 5.2 Dinâmica das queimadas nas classes em transformações

Consoante as análises elaboradas com base no Diagrama de Sankey, verifica-se que as queimadas se concentraram nas classes da Formação Florestal e a Pastagem, representadas pelas maiores barras e linhas de fluxo (Figura 3). A Figura 3 apresenta o Diagrama de Sankey para as classes transformadas durante a atividade do fogo. As maiores áreas de queima da Pastagem permaneceram na mesma classe em todos os anos e em pequenas incidências em áreas regeneradas em Formação secundária, com destaque para os intervalos de 1990 a 1995 e 2015 a 2020. Trocando fluxos na mesma categoria em todos os anos, a queimada na Formação Florestal obteve as maiores trocas de fluxos na mesma classe e em áreas queimadas durante o desmatamento, onde as maiores trocas foram nos anos de 2000 a 2005 e de 2005 a 2010.

Ao analisar as classes de desmatamento, o diagrama apresenta trocas de fluxos entre a própria classe, Pastagem e regeneração, onde os maiores fluxos de queimadas ocorreram na transição para a Pastagem entre os anos de 2005 e 2010 e de 2010 a 2015. Já a classe

regeneração compartilhou fluxo dentro da mesma classe, em áreas florestadas e no desmatamento, destacando as maiores energias em 1990 a 1995 e de 1995 a 2000.

**Figura 3** - Diagrama de Sankey das classes em transição que queimaram entre 1985 e 2020



Fonte: Reprodução da pesquisa (2023).

É importante ressaltar que tanto as atividades humanas quanto a dinâmica atmosférica foram elementos primordiais para as incidências de queimadas. De acordo com Miranda (2014), a transformação da cobertura florestal ocorreu pela extração seletiva a partir do ano de 2005, sendo um fator que pode ter desencadeado incêndios florestais devido ao aumento da inflamabilidade da floresta, ligada a atividades de pecuaristas, madeireiros, assentados e pequenos produtores, estes dois últimos concentrados ao sul da REBIO. Além disso, a autora afirma que as médias e grandes propriedades localizadas nas porções norte e centro impulsionam as queimadas durante a renovação da pastagem e áreas de roçado.

### 5.3 Análise das áreas de emissão e remoção de carbono

Observando o comportamento das transformações ocorridas na REBIO pelas taxas de área queimada, desmatada e regenerada, verificou-se que, no período compreendido entre os anos de 1985 e 1990, cerca de 23,94 km<sup>2</sup> (21%) de áreas regeneradas contribuíram para a remoção (R) de carbono, enquanto 88,32 km<sup>2</sup> (79%) das áreas queimadas e desmatadas contribuíram para as emissões (E), resultando em um desequilíbrio. A diferença entre as áreas de remoção e emissão foi de 64,38 km<sup>2</sup> (57%), com saldo positivo para as emissões, pois houve mais áreas de emitidas do que de removidas.

Entre os anos de 1990 e 1995, as áreas de emissão continuaram a superar as áreas de remoção. A remoção foi de 26,35 km<sup>2</sup> (24%), enquanto a área de emissão foi de 85,02 km<sup>2</sup> (76%). De modo geral, a diferença entre as taxas E-R foi de 53%, correspondendo a 57,67 km<sup>2</sup>, índice menor que o intervalo anterior.

De 1995 a 2000, cerca de 16,54 km<sup>2</sup> (11%) de áreas de regeneração contribuíram para a remoção de carbono da atmosfera, enquanto as áreas de emissões quase que duplicaram em relação ao ano anterior, com 129,35 km<sup>2</sup> (89%) de áreas desmatadas e queimadas. A variação resultou em 77% (112,8 km<sup>2</sup>) da diferença entre emissão e remoção.

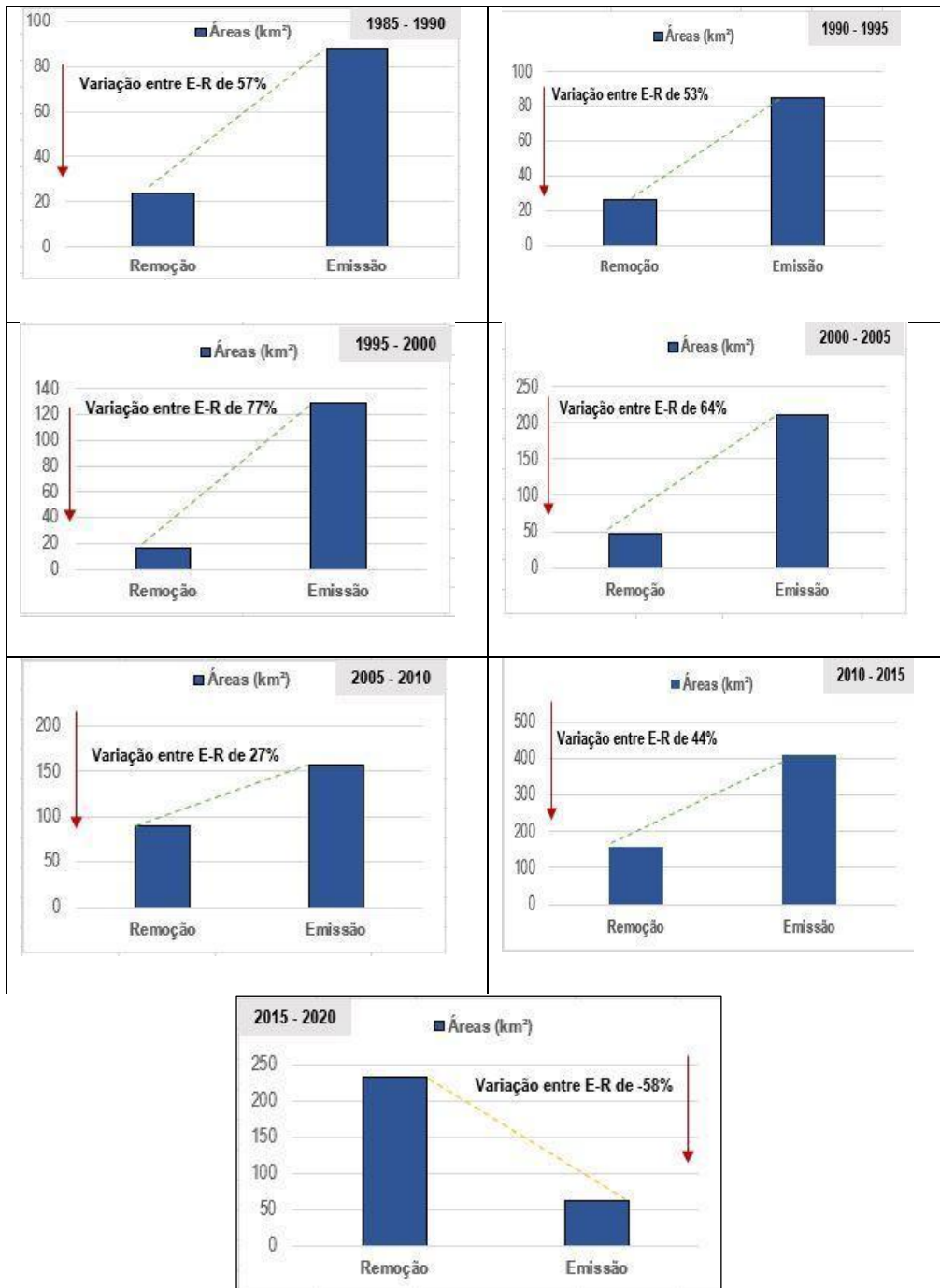
Nos anos de 2000 a 2005, houve aumento das áreas que contribuíram para a remoção de carbono, apesar das emissões continuarem crescendo. As áreas regeneradas aumentaram para 46,46 km<sup>2</sup> (18%), e as áreas desmatadas e queimadas juntas resultaram em 210,73 km<sup>2</sup> (82%), com 64% de áreas que emitiram carbono (164,27 km<sup>2</sup>).

Entre 2005 e 2010, as áreas de regeneração quase dobraram em relação ao período anterior, contabilizando cerca de 89,3 km<sup>2</sup> (3%) de áreas de remoção de carbono. As áreas que contribuíram para a emissão reduziram para 156,27 km<sup>2</sup> (64%) através do desmatamento e das queimadas. Apesar da redução das áreas de emissões, estas superaram as áreas que removeram carbono, com cerca de 27% de diferença (66,97 km<sup>2</sup>) entre áreas de emissão e remoção.

Com ritmo de crescimento em relação ao intervalo anterior, a área de remoção de carbono entre 2010 e 2015 foi de 158,06 km<sup>2</sup> (28%), menor que a área que contribuiu para a emissão. As queimadas e o desmatamento tiveram 411,08 km<sup>2</sup> (72%) do total de áreas que auxiliaram para a emissão. A área de emissão foi de 253,01 km<sup>2</sup> (44%), saldo superior ao período anterior.

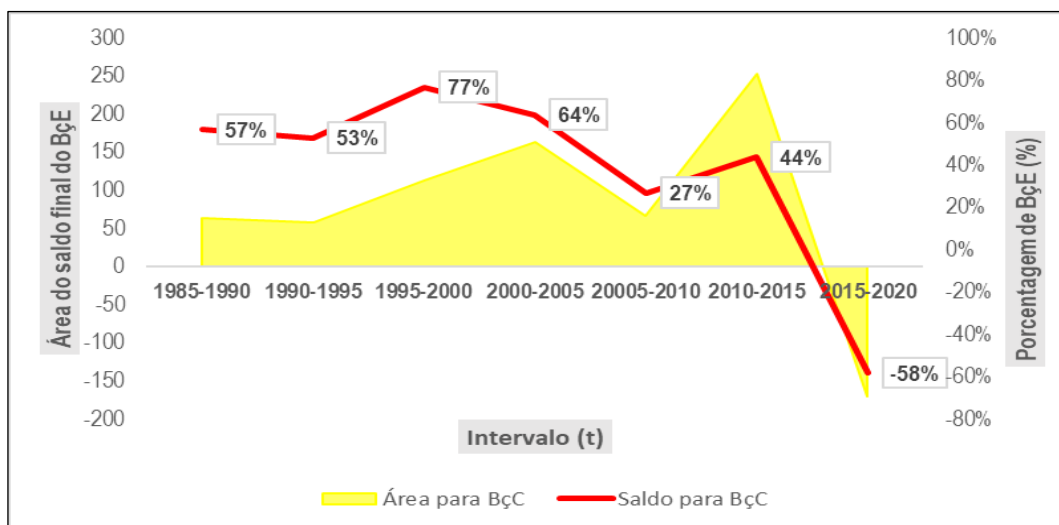
No último intervalo (2015 a 2020), verificou-se o cenário inverso aos anos anteriores: a área que contribuiu para a remoção superou as áreas de emissão, com 233,46 km<sup>2</sup>, equivalendo a 79% da área total. A área de emissão foi de 21% (62,73 km<sup>2</sup>), um valor em queda. A porcentagem manteve-se em queda de 58% (170,73 km<sup>2</sup>). A Figura 4 expressa a área em km<sup>2</sup> entre emissões e remoções para os anos estudados.

**Figura 4** - Gráficos de distribuição entre Emissões e Remoções de carbono entre 1985 e 2020



Fonte: Reprodução da pesquisa (2023).

Na REBIO do Gurupi, a relação entre áreas emitidas e removidas variou significativamente, considerando as atividades de uso que ocorreram na área. O resultado da diferença entre o que foi emitido e o que foi removido mostra que, em todos os anos, as áreas regeneradas estiveram abaixo das áreas desmatadas e queimadas, como ilustrado na Figura 5.

**Figura 5** - Distribuição das áreas e porcentagem das emissões e remoções

Fonte: Reprodução da pesquisa (2023).

As queimadas e o desmatamento eram constantes nas duas primeiras décadas dos anos analisados, uma vez que a exploração de madeira para comercialização em outros estados, a expansão de áreas de pasto e atividades agrícolas, além dos assentamentos, contribuíram para o aumento das áreas responsáveis pela emissão entre 1995 e 2005. Entre os anos de 2010 e 2015, as queimadas e o desmatamento aumentaram devido ao período de seca que se estendeu na área, resultando em uma alta emissão de carbono para a atmosfera (Silva-Júnior 2020). O Políticas ambientais como o Novo Código Florestal de 2012 pode ter auxiliado no declínio da emissão, havendo assim a recuperação das áreas desflorestadas para floresta secundária, o que contribuiu para a remoção do carbono na floresta.

## 6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Floresta Amazônica brasileira tem sido afetada pelos projetos econômicos de grandes impactos, tal como a construção de rodovias que facilitaram a exploração de recursos naturais, como a madeira, principalmente dentro de áreas legalmente protegidas, como a Reserva Biológica do Gurupi. A reserva é o último vestígio de floresta amazônica no Maranhão, representando 25% da vegetação florestal conservada no estado, mas tem sido continuamente impactada por projetos de desenvolvimento e ocupação.

A pesquisa revelou que fatores como a exploração madeireira, a instalação de fazendas e assentamentos têm contribuído para a redução da cobertura florestal. Entre 1985 e 2015, observou-se uma significativa diminuição da Formação Florestal, enquanto a Pastagem, que

abrange tanto a criação de gado quanto agricultura e assentamentos, se expandiu, especialmente na porção sul da reserva, onde a interação entre assentados e órgãos ambientais é complexa.

Os dados indicaram que, durante o período de redução da cobertura florestal, as áreas regeneradas foram importantes para a captura de carbono, enquanto as áreas desmatadas e queimadas contribuíram para a emissão de carbono. Os anos de 2015 a 2020 destacaram-se como o único período com remoções de carbono positivas e emissões negativas. O estudo também evidenciou que a REBIO do Gurupi não pode ser vista isoladamente, mas como um ecossistema que integra complexidades ambientais e sociais. Embora tenha havido uma recuperação gradual após 2010, a área ainda precisa de esforços locais contínuos para sua preservação, destacando a importância da REBIO como um dos últimos remanescentes florestais conservados da Amazônia Maranhense.

## 7. AGRADECIMENTOS

À UEMA e à CAPES pela concessão da bolsa (Processo nº 88887.688260/2022-00), ao Projeto MAP-Fire Maranhão (FAPESP Nº 2020/16457-3), ao CNPq (Processo nº409531/2021-9) e FAPEMA (Nº. CACD 02989/20), pelo auxílio financeiro durante os eventos científicos e trabalhos de campo.

## REFERÊNCIAS

ALVES LEÃO, Paulo Henrique Leão *et al.* Influência da recorrência do fogo no estoque de biomassa do Maranhão. In: **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, 2023, Florianópolis. Anais eletrônicos. São José dos Campos, INPE, 2023. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2023/trabalhos/influencia-da-recorrencia-do-fogo-no-estoque-de-biomassa-do-maranhao?lang=pt-br>>. Acesso em: 28 de jul. 2023.

ALVES, Daniel Borini; ALVARADO, Swanni Tatiana. Variação espaço- temporal da ocorrência do fogo nos biomas brasileiros com base na análise de produtos de sensoriamento remoto. **Geografia**, v. 44, n. 2, p. 321-345, 2019.

ANTUNES, João Francisco Gonçalves *et al.* Análise das mudanças do uso e cobertura da Terra no estado de mato grosso por meio do geoportal terraclass. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE, Santos-SP, 2019.

ARAGÃO, Luiz EOC *et al.* 21st Century drought-related fires counteract the decline of Amazon deforestation carbon emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, pág. 1-12, 2018.

BESSA, Daniela de Moraes *et al.* **Ciclo do carbono na floresta amazônica: percepções ambientais de moradores da Reserva Extrativista do Baixo Juruá, Amazônia Ocidental, Brasil**, 2019.

BRASIL. **Estimativas Anuais Das Emissões de Gases de Efeito Estufa No Brasil**. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações: Brasília, 2016.

BRASIL. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**; decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC: 3. ed. aum. Brasília: MMA/SBF, 2003.52p.

BRASIL. Presidência da República Casa Civil. **Lei nº 12.114, de 9 de dezembro de 2009**. Disponível em: <[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2009/lei/112114.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/112114.htm)>. Acesso em: 1 de abr. 2023.

CELENTANO, Danielle *et al.* Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. **Land use policy**, v. 68, p. 692-698, 2017.

DE OLIVEIRA HESSEL, Fabiana; LISBOA, Evane Alves. Mapa do estado de conservação da Reserva Biológica do Gurupi: identificação das áreas conservadas e das áreas antropizadas. Rio Grande do Sul - Brasil. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR**, João Pessoa-PB, Brasil, v. 25, 2015.

FILGUEIRA, ANDRESSA PERES; SANTANA, ROMULO RENATO CRUZ. Incêndio Florestal, Queima Controlada e seus prejuízos. **Revista a Fortiori**, v. 2, n. 2, 2021.

FONSECA, Rossane Keile Sales *et al.* **Queimadas na Amazônia 2020**: Um estudo sobre as causas e consequências em longo prazo Dissertação de Mestrado. 2021.

GABARDO, Gislaine; SARZEDAS, Carolina Galvão; SILVA, Henrique Luis da. **Queimadas na Amazônia brasileira**: Brasil em chamas. A educação ambiental em uma perspectiva interdisciplinar. Disponível em: <<https://downloads.editoracientifica.org/articles/200800872.pdf>>. Acesso em, v. 4, 2021.

GATTI, Luciana V. *et al.* Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, n. 7867, p. 388-393, 2021.

GOUVELLO, C; SOARES-FILHO, Britaldo S.; NASSAR, A. Estudo de Baixo Carbono para o Brasil - Uso da Terra, **Mudanças do uso da terra e florestas**, 2010.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBIO). **REBIO do Gurupi**, 2020. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/unidadesdeconservacao/biomasbrasileiros/amazonia/unidades-de-conservacao-amazonia/1998-rebio-do-gurupi>>. Acesso em 10 de fev. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Programa Queimadas**, 2023. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/deter/pdfs/relatoriomonitoramento.pdf>>. Acesso em: 13 de mai. 2023.

JUNIOR, Raymond Nonato Piedade *et al.* **Dinâmica dos incêndios florestais sobre os tipos de uso e cobertura da Terra na Floresta Amazônica do estado do Maranhão**, Brasil. Sete Editora, 2023.

JURAS, Ilidia da Ascensão Garrido Martins. **Legislação brasileira sobre mudança do clima**, 2010. Localização: Norma técnica. Disponível em: <<https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/images/legislacao%20juras.pdf>>. Acesso em: 5 de abr. 2023.

KULL, Christian A. Madagascar aflame: landscape burning as peasant protest, resistance, or a resource management tool?. **Political Geography**, v. 21, n. 7, p. 927-953, 2002.

MAPBIOMAS, **O projeto**, 2023. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>>. Acesso em: 12 jun. 2023.

MAPBIOMAS. **Monitor do Fogo**. Disponível em:<<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/monitor-do-fogo>>. Acesso em: 25 mar. 2025.

MAURANO, Luis Eduardo Pinheiro; ESCADA, Maria Isabel Sobral; RENNO, Camilo Daleles. Padrões espaciais de desmatamento e a estimativa da exatidão dos mapas do PRODES para Amazônia Legal Brasileira. **Ciência florestal**, v. 29, p. 1763-1775, 2019.

MESQUITA, Beto; COUTINHO, Bruno, NAMIKAWA, Ivone; PEREIRA, Marcelo; ARMELIN, Mauro; Dias, Tulio. **Diálogo do Uso do Solo - Centro de Endemismo Belém (CEB) Resumo dos Co-Líderes**, 2019. Disponível em: <[https://dialogoflorestal.org.br/wpcontent/uploads/2020/03/Cochairs\\_Summary\\_Final\\_PT.pdf](https://dialogoflorestal.org.br/wpcontent/uploads/2020/03/Cochairs_Summary_Final_PT.pdf)>. Acesso em: 12 de mar. 2021.

MIRANDA, Magda Valéria Corrêa *et al.* Análise temporal das alterações na cobertura florestal na REBIO do Gurupi (Maranhão) utilizando dados do DETER– B de 2012 a 2015. **Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto– SBSR**. INPE, 2017.

MORETTI, Mariana Soares. **Extração seletiva e produção de madeira nativa no estado de Mato Grosso**. 2018.

NOBRE, Carlos A.; NOBRE, Antônio D. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos avançados**, v. 16, p. 81-90, 2002.

PEREIRA, F. da S.; VIEIRA, IC. G. Transformação antrópica na bacia do rio Gurupi, Amazônia oriental. **Sustentabilidade em Debate**, [S. l.], v. 10, n. 3, pág. 212–235, 2019. Disponível em: <<https://periodicos.unb.br/index.php/sust/article/view/23799>>. Acesso em: 10 de dez. 2021.

ROSAN, T. M. **Estimativa de emissões de CO2 por desmatamento e degradação florestal utilizada como subsídio para definição de municípios prioritários para monitoramento e controle**. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE: São José dos Campos SP, Brasil, 2017.

SANTOS, Jessflan Rafael Nascimento *et al.* Tendências de extremos climáticos na região de transição Amazônia-Cerrado no Estado do Maranhão. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 26, 2020.

SANTOS, Thiago Oliveira *et al.* Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. **Revista Geográfica Acadêmica**, v. 11, n. 2, p. 157-181, 2017.

SILVA, Carlos FA *et al.* Highway network and fire occurrence in Amazonian indigenous lands. **Sustainability**, v. 14, n. 15, p. 9167, 2022.

SILVA JUNIOR, Celso HL *et al.* Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific data**, v. 7, n. 1, p. 269, 2020.

SILVA-JUNIOR, Celso HL *et al.* Brazilian Amazon indigenous territories under deforestation pressure. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 5851, 2023.

SILVA - JUNIOR, Celso H. L. Dinâmica do fogo em bordas florestais no sul da bacia Amazônica. [**Dissertação**]. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2018.

SILVA-JUNIOR, Celso HL *et al.* Forest Fragmentation and Fires in the Eastern Brazilian Amazon–Maranhão State, Brazil. **Fire**, v. 5, n. 3, p. 77, 2022.

SILVA-JUNIOR, Celso HL Silva *et al.* Amazon forest on the edge of collapse in the Maranhão State, Brazil. **Land Use Policy**, v. 97, p. 104806, 2020

SODRÉ, Ronaldo Barros; SAMPAIO, José de Mattos Júnior. **Contradições e possibilidades nos conflitos por terra: o caso do maranhão**. ENANPEGE, p. 1-11, 2017.

SOUSA, Marcos Vinicius Lima de *et al.* Importance of Protected Areas by Brazilian States to Reduce Deforestation in the Amazon. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 12, n. 5, p. 190, 2023.

SOUZA, Juciana da Conceição Birino de. Análise multitemporal das mudanças de uso e cobertura da Terra na Reserva Biológica do Gurupi (MA) entre os anos de 1985 a 2019. Monografia (**Graduação em Geografia**) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2021, p. 1-98.

SOUZA, Juciana da Conceição Birino de. Uso e cobertura da Terra com incidência de queimadas na Reserva Biológica do Gurupi entre os anos de 1985 a 2020. Dissertação (**Mestrado em Geografia**) - Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2024, p. 1-96.

SPOSITO, E. S. Minicurso: **Geografia e Filosofia: o método e ensino do pensamento geográfico**. 2004. (Apresentação de Trabalho/Outra).

VAN DER WERF, Guido R. et al. Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 22, n. 3, 2008.

ZANATTO, Vinicius Galvão; ROSA, Patrícia Carvalho. Conflitos socioambientais em áreas protegidas: disputas territoriais nas reservas de desenvolvimento sustentável Amirauá e Amanã–AM. INTERthesis: **Revista Internacional Interdisciplinar**, n. 17, p. 1-18, 2020.

ZONEAMENTO ECOLÓGICO-ECONÔMICO DO ESTADO DO MARANHÃO - ZEE - MA **Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão - etapa bioma amazônico**, 2019. Disponível em:  
<<http://www.zee.ma.gov.br/src/upload/docs/sumarioexecutivocompletobioma.pdf>>.  
Acesso em: 15 de nov. 2020.

## Biografia dos autores

### Juciana da Conceição Birino de Souza

Doutoranda em Geografia pela Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Mestre e bacharel em Geografia pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). É pesquisadora do Grupo de Estudos da Amazônia Oriental (GEOAMAZON) e do Grupo de Pesquisa Geotecnologias Aplicadas à Gestão do Território (GeoGet). Tem experiência em Geoprocessamento, Cartografia e Sensoriamento Remoto.

**Email:** jucianasouza16@gmail.com

**Link do currículo lattes:** <https://lattes.cnpq.br/3605262394046174>

### Izadora Santos de Carvalho

Engenheira Florestal, Mestre em Agricultura e Ambiente e Doutora em Agroecologia pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). É professora substituta do Centro de Educação, Ciências Exatas e Naturais da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), e pesquisadora no Laboratório de Ciências Ambientais e Biodiversidade (LCAB). Desenvolve pesquisas na área de ecologia de ecossistemas tropicais, com destaque para os ecossistemas savânicos (Cerrado) e áreas protegidas, aplicando técnicas e ferramentas de geoprocessamento e sensoriamento remoto.

**Email:** izadorasccs@gmail.com

**Link do currículo lattes:** <https://lattes.cnpq.br/7613890460951014>

**Swanni Tatiana Alvarado Romero**

Professora do Departamento de Biología da Universidad Nacional de Colômbia (UNAL), é bióloga de formação, doutora e pós doutora em Ecología. Coordena o Grupo de Restauración Ecológica de la Universidad Nacional de Colombia (Greunal), possui cooperações com Pós-graduação em Geografía – PPGE e Pós-graduação em Agroecología – PPGA da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA). Desenvolve pesquisas sobre a biología da conservação, dinâmica do fogo, modelagem, geoprocessamento, sensoriamento remoto.

**Email:** swanni\_ta@yahoo.es

**Link do currículo lattes:** <http://lattes.cnpq.br/3927657233887527>



## **CAPÍTULO 4 - ÍNDICE DE GEODIVERSIDADE DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PINDARÉ, MARANHÃO: Avaliação e caracterização ambiental**

Giselle Chrystina do Vale Martins<sup>1</sup>  
Kelvin Barbosa Cantanhede da Silva<sup>2</sup>  
Andreza dos Santos Louzeiro<sup>3</sup>  
Thiara Oliveira Rabelo<sup>4</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

A geodiversidade, parte abiótica do meio natural, tem sua utilidade desde os primórdios da vida humana. Desde a utilização de rochas para a produção do fogo até o molde do ferro para a produção de ferramentas e armas, demonstra-se essa variedade de funções agregada a geodiversidade, tendo em vista que ela, assim como a biodiversidade contribui para o desenvolvimento da sociedade em diversas esferas como a saúde, a educação, a economia, cultura, dentre outros.

Nieto (2001) definiu a geodiversidade como o número e variedade de estruturas, formas e processos geológicos que formam o substrato de uma região, sobre as quais estão inseridas as interações bióticas e antrópicas.

Para Silva *et al.* (2008), a construção desse conceito foi iniciada a partir de 1990 e foi consolidada ao final da década. Muitos autores seguem parâmetros similares ao definir a geodiversidade, considerando-a como a diversidade natural de rochas, minerais, fósseis, acidentes geográficos, sedimentos e solos, juntamente com os processos naturais que os formam.

Geodiversidade é o conceito específico para enfatizar a diversidade abiótica presente na natureza. De acordo com Gray (2004, p.8), geodiversidade é o estudo “de aspectos geológicos (minerais, rochas e fósseis), geomorfológicos (formas de relevo e processos) e pedológicos, incluindo suas coleções, relações, propriedades, interpretações e sistemas”. Esse é o conceito que norteia o presente artigo.

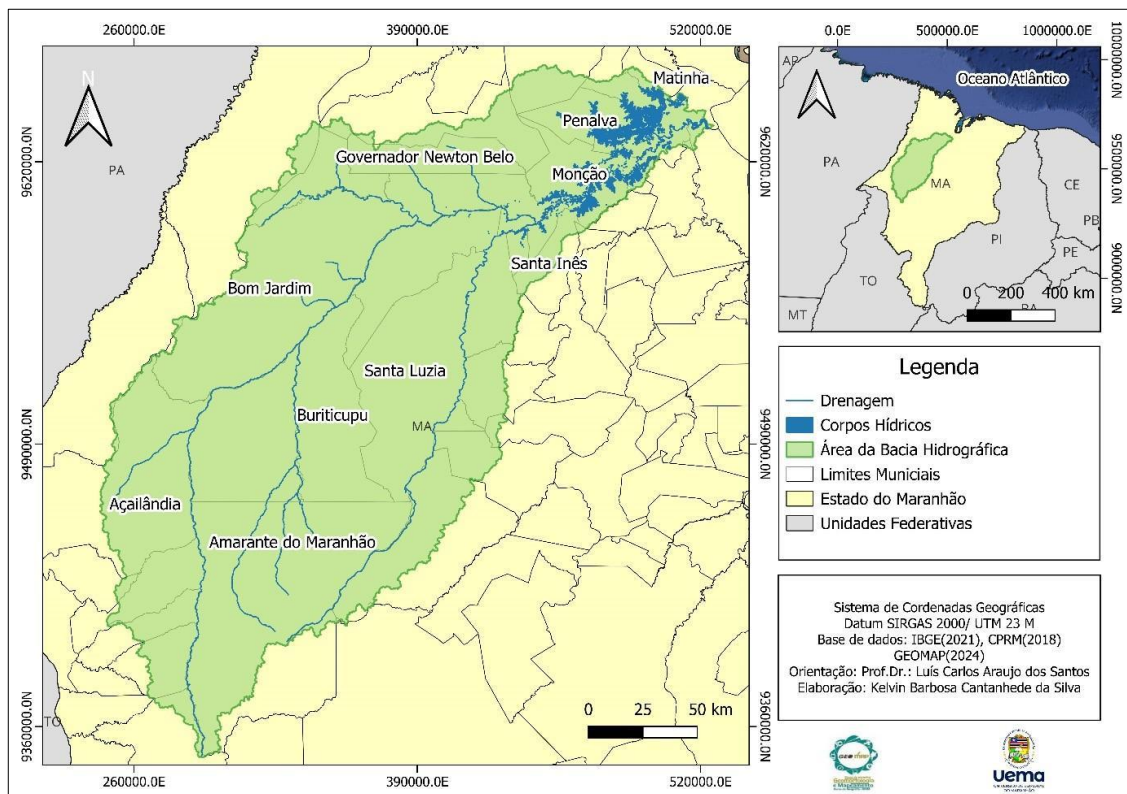
Para o Serviço Geológico do Brasil – CPRM (2006), a geodiversidade diz respeito à variedade de ambientes, composição, fenômenos e processos geológicos que dão origem à natureza abiótica (meio físico), tendo valores intrínsecos, como cultural, estético, econômico, científico, educativo e turístico. Para compreensão destes valores, é importante que se compreenda melhor os graus de diversidade abiótica de uma área, desta forma esta pesquisa

corresponde a um estudo de fatores característicos da bacia hidrográfica do rio Pindaré, com o objetivo de avaliar e apresentar o índice de geodiversidade presente na bacia.

A análise da Geodiversidade de um determinado ambiente deve levar em consideração que o mesmo apresente características abióticas diversas em sua paisagem, ou seja, diferentes tipos de rochas, minerais, solos, entre outros. Em si, a bacia hidrográfica pode ser considerada um ambiente onde essa variedade abiótica se encontra em grande quantidade, seja no contexto geológico, geomorfológico, pedológico, hídrico e climático. A análise desta diversidade contribuirá para identificação de diagnósticos positivos ou negativos sobre a bacia, seja relacionado à degradação geoambiental ou à má gestão dos recursos proporcionados pela mesma.

A bacia hidrográfica do rio Pindaré está situada em 32 municípios maranhenses: Açailândia, Alto alegre do Pindaré, Amarante do Maranhão, Arame, Ararí, Bela vista do Maranhão, Bom Jardim, Bom Jesus das selvas, Brejo de Areia, Buriticupu, Buritirana, Cajari, Cento Novo do Maranhão, Governador Newton Belo, João Lisboa, Marajá do sena, Matinha, Monção, Montes altos, Paulo Ramos, Pedro do rosário, Penalva, Pindaré-mirim, Santa Inês, Santa Luzia, São Francisco do Brejão, São João do Carú, Senador La Rocque, Tufilândia, Viana, Zé Doca e Itinga do Maranhão.

**Figura 1 – Localização da bacia hidrográfica do Rio Pindaré – MA**



Fonte: Autores da pesquisa, 2024.

Esta bacia apresenta também uma diversidade e complexidade ambiental inerente à região amazônica. Por isso, o emprego das geotecnologias traz consigo a possibilidade de empregar métodos, ferramentas e tecnologias para coleta e tratamento de dados georreferenciados. Esses auxiliam tais pesquisas a possibilitarem o norteamento de ações para prever e corrigir possíveis degradações e pressões sobre os recursos naturais.

## 2. MATERIAIS E MÉTODOS

### Caracterização geoambiental

Para a realização do estudo sobre a geodiversidade da área, além do trabalho de gabinete, foi iniciada a construção de mapas dos componentes físico-naturais (orbitais, altimétricos e morfométricos), utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG) a partir do QGis 3.10.

A escala, em geral, foi definida com o intervalo entre 1:100.000 até 1:1.000.000, possibilitando uma análise mais compatível com os dados levantados, assim como a própria abrangência espacial da BHRP. Todas as bases cartográficas presentes no atual trabalho estão em Datum SIRGAS 2000 – Zona 23Sul.

Para a estruturação do mapa de geologia foram utilizados dados do Serviço Geológico do Brasil (CPRM), referentes ao mapeamento litoestratigráfico do Estado do Maranhão do ano de 2018.

Para o mapa de solos, foram utilizados dados disponibilizados pelo Banco de Dados de Informações Ambientais (BDIA), da plataforma do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) do ano de 2023, como base o Sistema Brasileiro de Classificação dos Solos – SIBCS.

A elaboração dos mapas altimétricos de declividade se deu pela aquisição de dados Geomorfométricos do Brasil – TOPODATA dispostos no portal do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE.

Para a produção do mapa Hipsométrico foi utilizado Sistema de Informação Geográfica (SIG), este sendo o software livre *Qgis* versão 3.34.14. Neste ambiente, foi possível o tratamento do arquivo SRTM 30m, obtido com o *Plugin OpenTopography (DEM) Downloader*. No qual fornece dados de modelos digitais de elevação, essa ferramenta permite a obtenção e a utilização destes dados de maneira rápida e prática dentro do ambiente SIG, facilitando o tratamento e análise dos dados nos trabalhos que necessitem da análise dos parâmetros topográficos e diagnósticos geomorfológicos.

O arquivo *raster* foi recortado com a ferramenta, *Clip*, utilizando a *shapefile* da área da BHRP como “camada máscara” de recorte. O arquivo raster obtido, possibilitou reclassificação

por tabela, onde foi definido 5 classes, pelo método “discreto” e intervalo contínuo. As classes foram: 0 -100; 100 – 200; 200 – 300; 300 – 400 e 400 – 500.

### **Quantificação da geodiversidade**

A metodologia para o cálculo de geodiversidade caminha de acordo com a metodologia proposta por Pereira *et al.* (2013). Segundo o autor, a metodologia para a análise da geodiversidade “baseia-se na definição de índices numéricos parciais calculados sobre diferentes mapas representativos do maior número de elementos da geodiversidade, assim, o “índice de Geodiversidade é obtido a partir da soma desses índices parciais, sendo o último resultante da soma das unidades e ocorrências em áreas definidas por uma grade” (Pereira *et al.*, 2013, p.544).

O presente trabalho caminha de acordo com tal metodologia, porém, com especificações e adaptações que levam em consideração tanto a área de estudos, no caso, a bacia hidrográfica do rio Pindaré, como também os objetivos que se almejam obter.

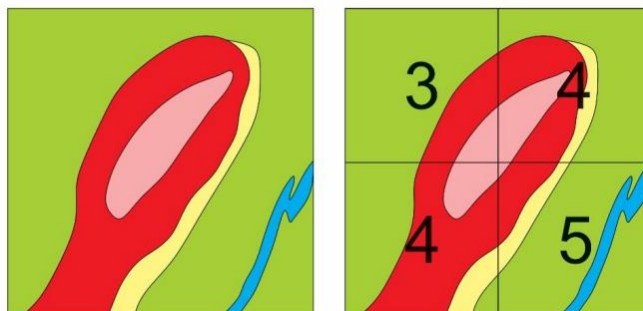
Os elementos escolhidos para o cálculo foram a geologia, solos, ocorrência de fósseis, recursos minerais (potencial mineral), polos turísticos e áreas de estudo científico/didático, aqui representadas pelas delimitações propostas pelo Zoneamento Ecológico Econômico.

Assim, para operacionalizar o mapeamento do índice de geodiversidade, primeiramente, foi necessária a quantificação dos aglomerados de elementos de geodiversidade na bacia para cada subíndice proposto no cálculo, já que a geodiversidade é expressa pela diversidade desses parâmetros. Tal procedimento, em análise geral, torna-se desafiador pela dificuldade em extrair agregados dessas unidades, nas quais se faz necessário a delimitação das áreas com grande ocorrência na bacia.

Para essa delimitação, recorreu-se ao uso de grades (quadrículas) para cada mapa temático. “A sobreposição de uma grade em um mapa é considerada uma ferramenta básica para a avaliação da geodiversidade de qualquer território. A grade fornece quadrados nos quais as unidades e ocorrências podem ser contadas e a discriminação dos resultados alcançados” (Pereira *et al.*, 2013, p.544).

Com a geração da grade (*grid*) regular formada por polígonos sobre cada mapa temático utilizado como fonte cartográfica, a quantidade de elementos internamente a cada polígono representará o valor ou subíndice (Figura 2) (Silva, 2018).

Figura 2 – Exemplificação do grid de amostragem e da composição dos valores de subíndices segundo o método de Pereira et al. (2013)



Fonte: Silva (2018)

Assim, a grade definida para o presente trabalho foi de 20x20 km, em uma escala de (1:500.000), sendo essas definições atribuídas com o objetivo de melhor adaptação das bases cartográficas. Após a criação de todos os subíndice a partir das etapas de união grade/mapa do índice, aquisição dos centróides para cada polígono dentro das quadrículas e contagem desses pontos em cada polígono das quadrículas; é feita a somatória para a geração do índice total de geodiversidade.

Obtida a geodiversidade total, esta apresentou-se no formato de origem da junção dos fatores. Para melhor visualização, realizou-se uma interpolação utilizando a densidade de Kernel a partir da conversão dos polígonos em pontos centrais. A fórmula proposta, a densidade de Kernel, realizada no Qgis a partir da ferramenta Mapa de Calor, é dada pelo somatório dos eventos, nos quais quanto mais próximos forem os pontos, uma maior densidade será obtida, o que no método aqui operacionalizado corresponderá uma maior diversidade de elementos abióticos, sendo assim um índice de riqueza de geodiversidade proporcionalmente maior (Silva, 2018).

Para a definição dos subíndices foram estabelecidos quais aspectos seriam considerados no cálculo dos valores por meio da soma desses elementos. Os parâmetros dos índices são apresentados na tabela abaixo (tabela 1)

Tabela 1 – Pontuação designada para cada subíndice

Subíndices	Pontuação	Descrição
Índice Geológico	1	Tipos de unidades litoestratigráficas presentes na bacia hidrográfica do Pindaré
Índice de Solos	1	Classes identificadas na bacia hidrográfica do Pindaré
Índice de Ocorrência de Fósseis	1	Ocorrências identificadas na bacia hidrográfica do Pindaré
Índice de Recursos Minerais	1	Tipos de extração identificados na bacia hidrográfica do Pindaré
Índice de Polos Turísticos	1	Polos identificados na bacia hidrográfica do Pindaré
Índice de Zoneamento Ecológico Econômico	1	Áreas identificadas na bacia hidrográfica do Pindaré

Fonte: Elaborado pelos autores (2024)

### Definição dos intervalos de geodiversidade

Para o processo de representação cartográfica da geodiversidade da bacia hidrográfica do rio Pindaré, fez-se necessário, como ferramenta para a determinação dos cinco intervalos, o método proposto por Jenks (1977) denominado “Quebra natural”. Sobre esse, Sallun *et al.* (2007 *apud* Filho, 2019) explicam que tal método adapta os limites dos níveis correspondendo a distribuição dos dados, detecta pontos de quebra entre as classes, usando uma análise estatística que se baseia na variabilidade dos dados, que minimiza a soma da variância dentro de cada um dos níveis.

O método foi utilizado para a determinação dos intervalos de quadrículas de geodiversidade e para a reclassificação da interpolação (mapa de calor), da geodiversidade da BHRP, atribuindo a mesma a síntese de resultados. A Quebra Natural de Jenks foi realizada separadamente no *software* SAGA 9.0.2.

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Caracterização dos elementos geoambientais

Componente base da Bacia Hidrográfica do Rio Mearim, a Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré está situada em uma área de 40.222 km<sup>2</sup>, o que corresponde à boa parte da Amazônia maranhense. Seu curso principal apresenta cerca de 620,87km de extensão, sendo um rio caudaloso.

A Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré apresenta grande diversidade geológica, pedológica e de relevo. Sua litoestratigrafia é composta por formações como Coberturas

Lateríticas Maturas, Depósitos fluviais e costeiros, além das Formações Ipixuna e Itapecuru, com registros importantes para a geologia regional e paleontologia. No que se refere aos solos, a área é dominada por Argissolos, Gleissolos, Latossolos, Neossolos, Luvisolos e Plintossolos, evidenciando uma complexa dinâmica de formação e uso. O relevo varia de aplainado a fortemente ondulado, com predominância de superfícies suaves a moderadas, influenciando diretamente na ocupação do solo e no escoamento superficial.

### **Geologia**

A área de pesquisa possui uma litoestratigrafia diversificada, composta por unidades como Coberturas Lateríticas Maturas, Depósitos Aluvionares, Depósitos de pântanos e mangues, Depósitos flúvio-lagunares, Formação Ipixuna e Formação Itapecuru. As Coberturas Lateríticas Maturas são formações cenozoicas resultantes de intemperismo químico em climas tropicais, com perfis que incluem horizontes argilosos, bauxíticos e crostas ferruginosas, sendo recobertas pela Argila de Belterra. Associadas à Superfície de Aplainamento Sul-Americana, ocorrem principalmente no centro-oeste do Maranhão, em municípios como Amarante do Maranhão e Buriticupu (Lopes; Teixeira, 2013).

Os Depósitos Aluvionares são sedimentos clásticos inconsolidados do Holoceno, associados a planícies fluviais dos rios Tocantins, Itapecuru e Pindaré, abrangendo áreas como Alto Alegre do Pindaré e Bom Jardim. Já os Depósitos de pântanos e mangues, comuns no litoral noroeste do Maranhão, como em Viana, são ricos em matéria orgânica e formados por sedimentos lamosos. Esses ecossistemas costeiros são influenciados por marés e possuem alta relevância ecológica, funcionando como filtros naturais e áreas de proteção costeira (Lopes; Teixeira, 2013).

Por fim, os Depósitos Flúvio-lagunares ocorrem na região do Golfão Maranhense, compostos por argilas cinzentas com areia fina, localizados em municípios como Ararí e Vitória do Mearim. A Formação Ipixuna, composta por arenitos e argilitos caulíníticos, representa antigos sistemas flúvio-estuarinos e é encontrada em áreas como Açailândia e Bom Jardim. Já a Formação Itapecuru, com idade cretácea, contém arenitos, siltitos e fósseis importantes para estudos paleontológicos, estando presente em diversos municípios, como São João do Carú, Viana e Zé Doca (Lopes; Teixeira, 2013).

**Tabela 1** - Unidades litoestratigráficas da bacia hidrográfica do rio Pindaré e suas respectivas concentrações

Unidades litoestratigráficas	Sigla	Área em (km <sup>2</sup> )	Área em (%)
Água		619,429	
Coberturas Lateríticas Maturas	E13lm	10.029,5	25,22%
Depósitos Aluvionares	Q2a	1.477,42	3,71%
Depósitos de pântanos e mangues	Q2pm	7,63154	0,02%
Depósitos flúvio-lagunares	Qfl	671,355	1,69%
Formação Ipixuna	K2Eip	2.538,79	6,38%
Formação Itapecuru	K12it	25.047,6	62,98%
<b>Total</b>		<b>40.391,72</b>	<b>100%</b>

Fonte: CPRM, (2012). Organização: Autores (2024)

## Solos

A BHRP apresenta uma grande diversidade pedológica, composta por Argissolos, Gleissolos, Latossolos, Luvisolos, Neossolos e Plintossolos. Os Argissolos, predominantes na região, são solos minerais com horizonte B textural, moderadamente drenados, variando em profundidade e textura, e bastante suscetíveis à erosão (EMBRAPA SOLOS, 2018). São amplamente distribuídos em municípios como Açailândia, Santa Luzia e Zé Doca. Já os Gleissolos, comuns em áreas permanentemente úmidas, apresentam coloração acinzentada devido à saturação hídrica prolongada e estão presentes em locais como Penalva, Viana e Monção.

Os Latossolos, altamente intemperizados e profundos, são conhecidos como “solos velhos” e ocorrem em municípios como Amarante do Maranhão e Bom Jardim. Os Luvisolos, por sua vez, são solos férteis com bom potencial agrícola, encontrados em áreas como Brejo de Areia e Santa Luzia. Já os Neossolos são pouco desenvolvidos, com baixa presença de argila, formados por materiais inertes e recém-expostos ao intemperismo, presentes em localidades como Santa Inês, Cajari e Vitória do Mearim (EMBRAPA SOLOS, 2018).

Os Plintossolos, por sua vez, se destacam pela presença de plintita, um material que endurece ao contato com o ar, e são comuns em áreas tropicais mal drenadas. Esses solos ocorrem em diversos municípios da BHRP, como Pindaré Mirim, Viana, Matinha e Zé Doca (EMBRAPA SOLOS, 2018). A variedade de solos na região evidencia a complexidade ambiental e a necessidade de um manejo adequado, considerando as características específicas de cada tipo para uso sustentável do solo e da água.

## Declividade

Em relação à Declividade da BHRP, a EMBRAPA (2018), apresenta a composição de cinco classes, que puderam ser identificadas na bacia, sendo elas: Aplainado, Suave Ondulado, Ondulado, Fortemente Ondulado e Montanhoso. O relevo foi organizado segundo as classes de

declividade, levando em consideração a porcentagem de declive de acordo com EMBRAPA (2018), conforme a seguir:

**Tabela 2** – Classes de relevo e declividade na BHRP

<b>Classes de Relevo</b>	<b>Declividade (%)</b>
Aplainado	0 – 3%
Suave Ondulado	3% - 8%
Ondulado	8% - 20%
Forte Ondulado	20% - 45%
Montanhoso	45% - 75%

**Fonte:** EMBRAPA (2018)

Na elaboração do mapa de declividade foi desconsiderada a classe de relevo Montanhoso dentro do Estado do Maranhão, sendo considerada apenas a porcentagem da declividade (Martins, 2023). Constatou se que, o relevo Aplainado de concentra na porção nordeste da BHRP, que abriga os municípios Cajari, Igarapé do Meio, Monção, Penalva, Viana e Vitória do Mearim. Esta forma de relevo caracteriza pela superfície de topografia esbatida ou horizontal, onde os desnivelamentos são muito pequenos, com declividades variáveis de 0 a 3%.

Na porção norte da BHRP, onde estão localizados os municípios de Governador Newton Belo, Pedro do rosário e Zé Doca se encontra as declividades de 3% a 8% , assim como em porções centrais da BHRP, nos municípios de Açailândia, Amarante do Maranhão Buriticupu e Bom Jardim, configurando o relevo Suave Ondulado. O relevo Ondulado possui uma topografia pouco movimentada, um conjunto de colinas, que apresenta declives de 8% a 20%, o município de Amarante do Maranhão abriga boa parte deste relevo, seguidos de Senador la Roque e Buritirana (Martins, 2023). As porções centrais da BHRP abrigam as maiores declividades, 20% a 45%, portanto os municípios: Arame, Alto Alegre do Pindaré, Brejo de Areia, Marajá do Sena e Santa Luzia.

## Hipsometria

Dada a Hipsometria da BHRP, observa-se que os maiores patamares são identificados no alto curso, onde segundo CPRM (2013), corresponde a porção norte da Depressão do Médio Vale do Rio Tocantins, segundo a compartimentação geomorfológica do Estado do Maranhão.

Essa estrutura apresenta feições geomorfológicas representadas por mesetas e morros-testemunhos e abrange o sudoeste do estado, na porção sul da BHRP, segundo a CPRM (2013), este domínio é representado por superfícies modeladas em colinas com significativo grau de dissecação, ocorrendo também serras esparsas e pequenas cristas com cotas elevadas. Nesta porção, acima da latitude de Imperatriz, se desenvolveu a Floresta Ombrófila Aberta em clima subequatorial úmido.

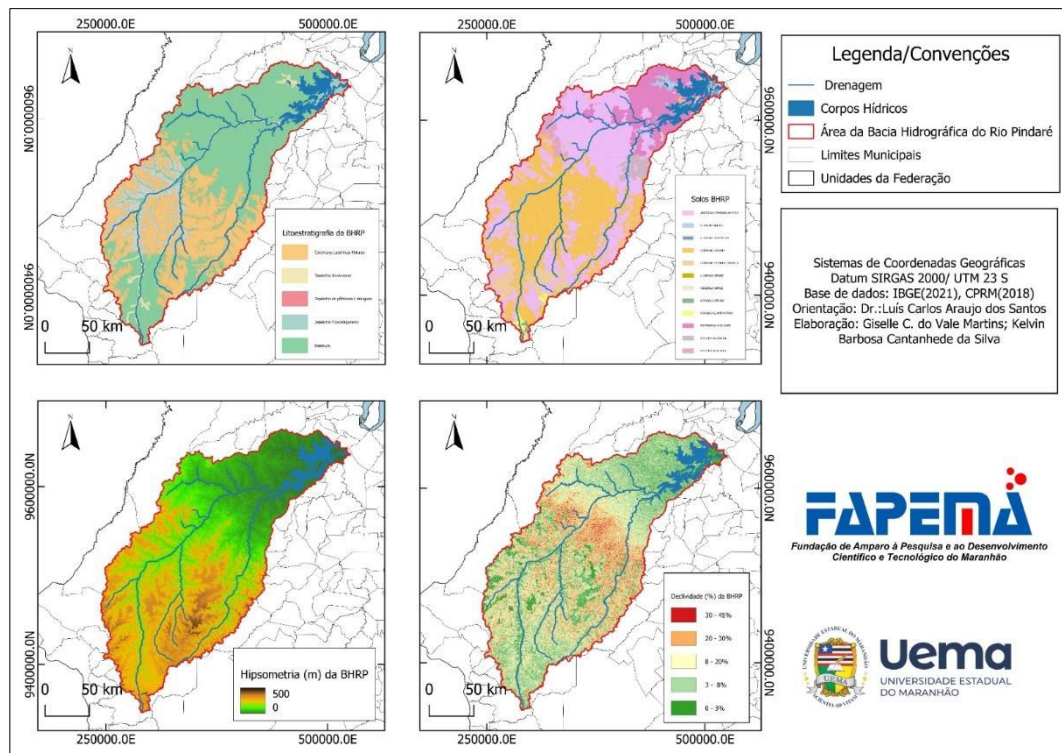
Na porção correspondente ao seu médio curso, encontra-se as estruturas geomorfológicas do Planalto Dissecado Gurupí-Grajaú, este domínio é caracterizado pelo relevo tabular de topos planos (Medeiros; Santos, 2024). Essa porção é representada por superfícies tabulares elevadas por epirogênese e delimitadas por rebordos erosivos onde se encaixam vales incisos com desníveis de até 100m (CPRM, 2013).

Os planaltos apresentam variações altimétricas crescentes e irregulares variando entre 200 e 450 m de forma crescente do sentido de leste a oeste. Nessa área, predominam planaltos elevados, fortemente dissecados, com vales profundos e encaixados. Em sua porção oeste, está inserido os terrenos florestais da Amazônia Oriental, estes os principais fragmentos florestais do Estado, onde encontram-se as cidades de Bom Jesus das Selvas e Buriticupu.

A rede de drenagem apresenta padrão subdendrítico a treliça, indicando uma influência significativa da erosão sobre a morfologia da região. Segundo Medeiros e Santos (2024), esta região foi elevada durante o Neógeno, formando camadas de sedimentos terciários no topo dos planaltos, onde se concentram grande parte das monoculturas da região. Desde então a erosão fluvial tem sido intensa, escavando profundamente os vales e reduzindo o nível do terreno. Hoje a BHRP, apresenta grandes planícies fluviais nos fundos de seus vales, enquanto o relevo ao redor continua bem desgastado pela erosão.

A porção norte da BHRP corresponde ao domínio do Golfão e Baixada Maranhense, essa área corresponde à uma extensa planície com terras férteis e niveladas (Figura 3), sujeita a inundações sazonais entre janeiro e junho.

**Figura 3 – Geologia, Pedologia, Declividade e Hipsometria da bacia Hidrográfica do Rio Pindaré**



Sua superfície é predominantemente aplanada, com presença de igarapés, lagoas e lagos interligados. Esses corpos d’água estão fortemente influenciados pelas flutuações de maré, o que impacta a hidrodinâmica e as características sedimentares da região do Golfão Maranhense, no que tange a Baía de São Marcos, onde deságua. O baixo curso da BHRP é afetado por essa dinâmica, com áreas inundáveis e ecossistemas adaptados às variações do nível da água. Esses fatores tornam a baixada um ambiente único, com grande importância ecológica, econômica e turística.

### 3.2 Índice de geodiversidade da bacia hidrográfica do Rio Pindaré – MA

O Índice de Geodiversidade da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré – MA representa uma importante ferramenta para compreensão da diversidade dos elementos abióticos presentes na região, como geologia, solos, relevo, potencial paleontológico, mineralógico e aspectos relacionados ao zoneamento ecológico-econômico. A análise integrada desses parâmetros evidencia uma expressiva variação espacial, com áreas que concentram formações litoestratigráficas distintas, grande diversidade pedológica, relevância científica em registros fósseis e potencial para uso mineral e turístico. Essa abordagem permite não apenas a caracterização física da bacia, mas também subsidia ações de planejamento territorial,

conservação ambiental e uso sustentável dos recursos naturais, reforçando a importância da geodiversidade como base para estratégias de desenvolvimento e proteção ambiental na região do Pindaré.

### **Índice de Geologia (litológico)**

A ocorrência da geodiversidade do índice de geologia na área da bacia se mostra bastante notável. A parte centro-sul e próximas à foz apresentam grande quantidade de quadrículas variando entre média e alta diversidade abiótica. Tal afirmação se fomenta levando em consideração que as mesmas áreas concentram o encontro de diversas das unidades litoestratigráficas identificadas, sendo os Depósitos de Pantanos e Mangues, a Formação Itapecuru e os Depósitos Aluvionares as principais classes que se entrelaçam nos polígonos de quadrículas analisados.

### **Índice de Solos**

Analisando o índice de geodiversidade para o parâmetro solos, observa-se que tal diversidade se destaca na parte sul da bacia, principalmente com os encontros das variações de latossolos, ou seja, os Latossolos Amarelos Distróficos, Latossolos Amarelos Distrocoesos, e os Latossolos Vermelho-Amarelos Distróficos. O Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico cobre grande percentual da parte centro-norte da bacia, onde tal região torna-se homogênea e pouco diversa nesse parâmetro, estando o mesmo solo também presente na parte sul, intensificando ainda mais a geodiversidade a área.

Já a nordeste da bacia, próximo à foz, encontra-se o maior grau de diversidade abiótica para o parâmetro solos. Além de algumas variações de plintossolos, tal área apresenta Neossolos, Gleissolos e Luvisolos, sendo a área mais geodiversidade dos subíndices analisados.

### **Índice paleontológico**

No índice paleontológico, três pontos entraram como parâmetros de geodiversidade. O primeiro, identificado a partir do Furo de Sondagem 2PM -1MA (PETROBRAS) e localizado em Pindaré-Mirim (0338'S- 4524'W), possui as formações Tianguá e Jaicós na idade Siluriano, com fósseis sendo Palinomorfos: Quitinozoários: *Conochitina dolosa*; Acritarcas: *Veryhachium carminae*, *V. trispinosum*, *V. rabiosum*, *Leiofusa striatifera* (Santos; Carvalho, 2009).

O segundo ponto correspondeu ao Furo de Sondagem 2SL-1MA (PETROBRAS), localizado em Santa Luzia, MA (0359'S – 4539'W), com as formações Tianguá/Jaicós e idade Siluriano, correspondendo aos tipos de fósseis Palinomorfos: Quitinozoários: *Desmochitina sp.*, *Cyatochitina sp.*; Acritarcas: *Leiofusa bersnerga*, *L. striatifera*, *Veryhachium rabiosum*, *V. trispinosum*, *Micrhystridium stellatum* (Santos; Carvalho, 2009).

O último ponto correspondeu ao Furo de Sondagem 1PA-1MA (PETROBRAS), localizado em Palestina e Altamira do Maranhão (0410'S-4539'W), também com as formações Tianguá/Jaicós, com idade Siluriano e fósseis Palinomorfos (Santos; Carvalho, 2009).

Levando em consideração que tais informações já caracterizam pontos para análises da geodiversidade, essas já correspondem aos centróides utilizados nas temáticas anteriores, sendo assim, apenas atribuídas ao índice de geodiversidade da bacia.

### **Índice de Potencial Mineral**

Para o índice de Potencial Mineral, levou-se em consideração as ocorrências de recursos minerais, nos quais tem-se as partes próximas a foz e das massas de água com maior presença da geodiversidade, apesar de não ser tão intensa quanto os parâmetros de geologia e solos. Essa diversidade vai desde materiais metálicos, até materiais utilizados na construção civil.

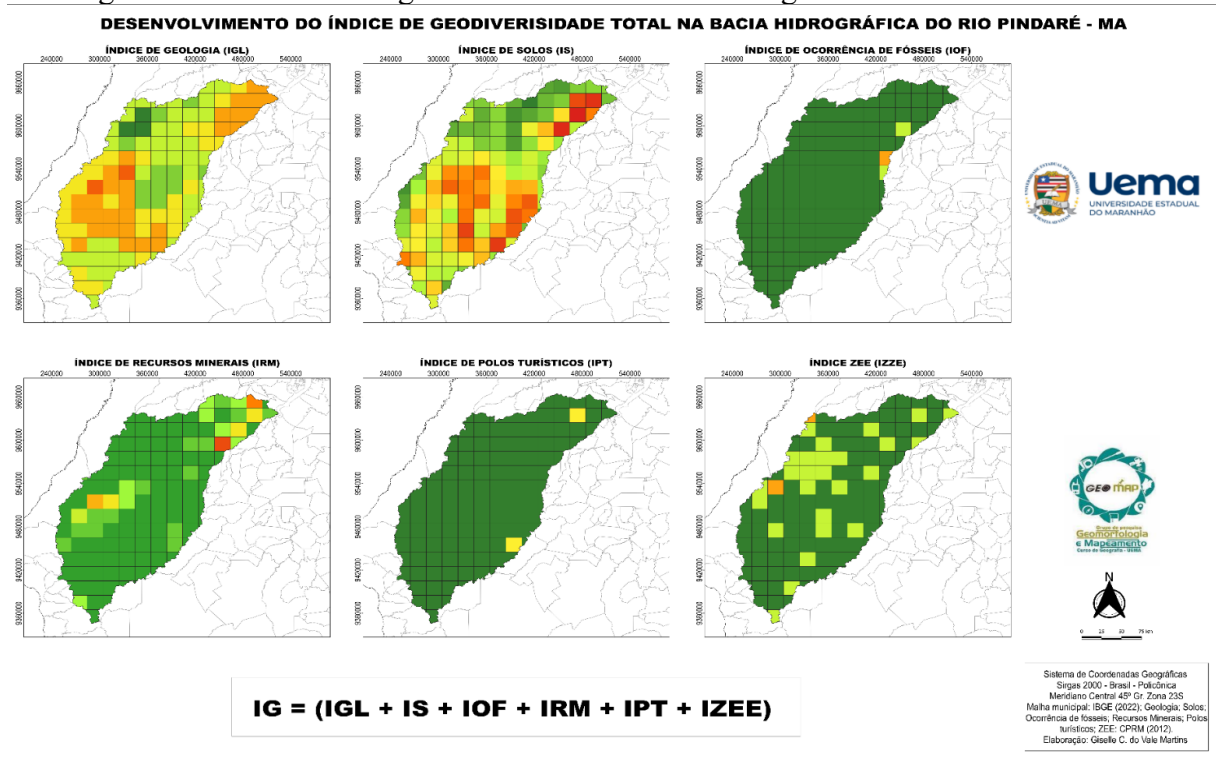
### **Índice de Polos Turísticos**

Os Polos Turísticos apresentaram o índice com menor ocorrência. Essa baixa diversidade se dá a presença de apenas dois polos, apesar deles já se caracterizarem, de modo geral, como ambientes com patrimônio, como é o caso do polo Serras Guajajara, Timbira e Kanela, com patrimônio geomorfológico e paleontológico, mas que, para a escala da bacia hidrográfica do Rio Pindaré, torna-se de diversidade mediana.

### **Índice de ZEE**

O índice de Zoneamento Ecológico Econômico é uma adaptação para o presente trabalho. Por ser considerado um valor científico, ele vem a ser de extrema relevância para se ter um diagnóstico da geodiversidade, em vista de que as áreas estudadas por ele remontam esse valor, mesmo que sejam ambientes catalogados como instáveis ou vulneráveis, o fato de estarem sendo estudados demonstra esse valor. Na área da bacia, a geodiversidade percorre entre baixa e alta nas partes centro-norte, correspondendo aos ambientes associados ao valor científico.

Figura 4 – Subíndices de geodiversidade da bacia hidrográfica do Rio Pindaré – MA



Fonte: Martins (2023).

O Índice de Geodiversidade Total da bacia hidrográfica do Rio Pindaré, composto pela contagem de centróides em cada quadrícula, variou de 2 a 105 pontos por unidade (Tabela 3), levando em consideração a análise de 224 células.

As quadrículas 164, 179, 194 relacionam-se às quadrículas com maior quantidade de centróides (pontos de geodiversidade muito alta, no presente caso), correspondendo respectivamente a 105, 103 e 81 pontos cada uma, atribuído tom avermelhado.

Já nas quadrículas de tom alaranjado, obteve-se um intervalo de pontos de geodiversidade de 46 até 67 centróides, estando esses dispostos, em sua maioria, no centro, sul e sudeste da bacia. Quadrículas de tom mais amarelado corresponderam a uma geodiversidade mais mediana, sendo atribuídas a um intervalo 30 a 45 pontos centrais, estando associados principalmente as partes do centro e sudoeste da bacia.

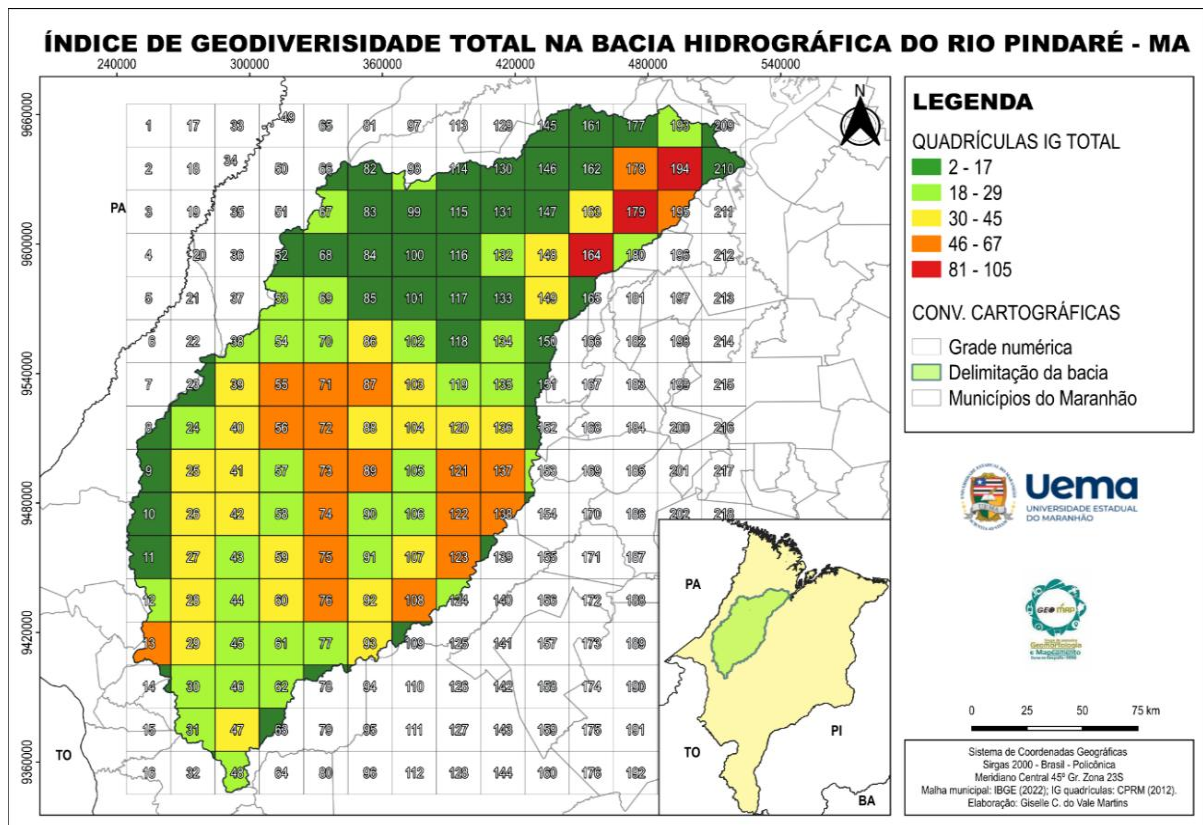
As quadrículas em verde claro correspondem ao intervalo de 18 a 29 pontos, estando espalhadas pela área da bacia, mas com predominância na região centro-sul da bacia. Quadrículas no intervalo de 2 a 17 corresponderam as quadrículas com menor quantidade de centróides, sendo identificadas principalmente a norte da bacia, de cor verde escuro, representando assim as áreas com menores incidências da geodiversidade.

Tabela 3 – Classificação da Geodiversidade (Quadrículas)

Cor	Intervalos	Nº de Quadrículas
	81 – 105	3
	46 – 67	14
	30 – 45	13
	18 – 29	12
	2 – 17	16

Fonte: Martins (2023).

Figura 5 – Mapa de Geodiversidade total da bacia hidrográfica do Rio Pindaré –MA



Fonte: Martins (2023).

O mapa do Índice de Geodiversidade interpolado (Figura 6) remete à representação dos dados obtidos anteriormente, porém, com uma definição mais específica dos parâmetros identificados, em correlação com os intervalos propostos na Quebra Natural. A bacia hidrográfica do Rio Pindaré, de modo geral, corresponde a uma intensa geodiversidade. Fazendo parte da Amazônia Maranhense, essas características diversificadas se mostram em grande abundância.

Entretanto, é correto frisar que, dependendo dos parâmetros indicadores ou subíndices trabalhados, o índice de geodiversidade mostrará padrões diferentes, sendo este correspondente ao valor da diversidade abiótica que tais elementos apresentarão. Com a análise dos subíndices

Geologia, Solos, Ocorrência de Fósseis, Ocorrência de Recurso Minerais, Polos Turísticos e Áreas Zoneadas, tem-se um resultado específico de geodiversidade.

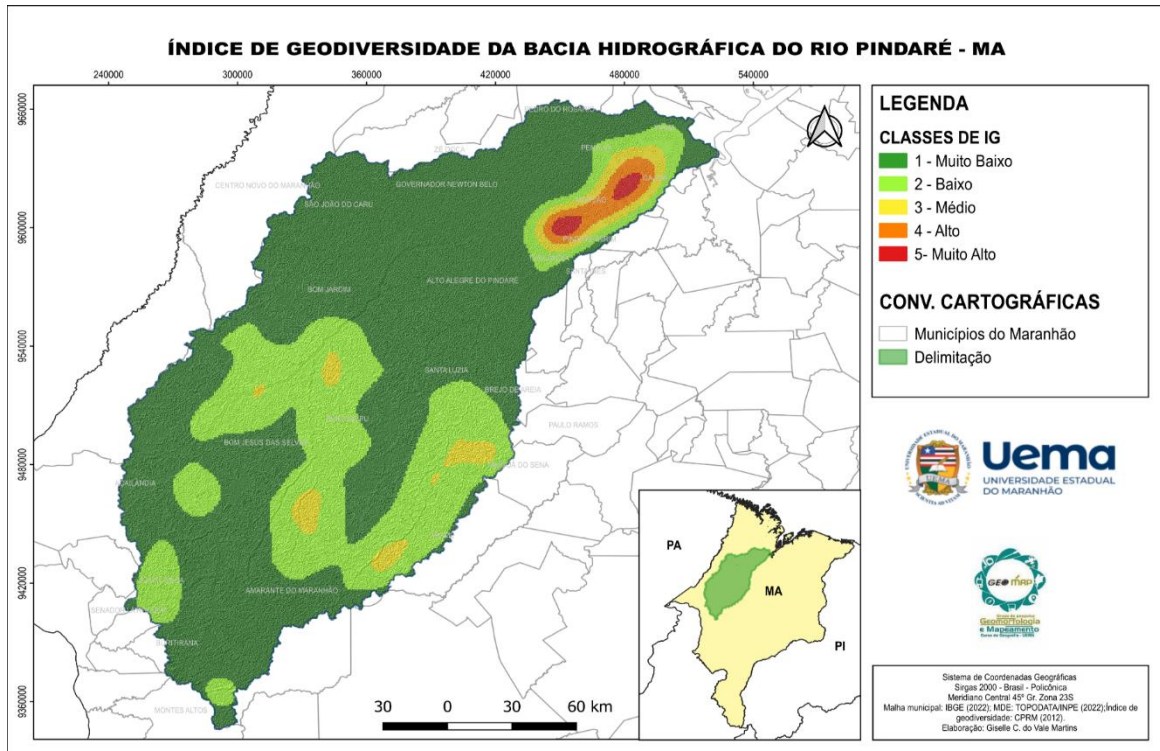
Na área da bacia, apresentam-se dois pontos principais na qual a geodiversidade encontra-se muito alta. Ambos se localizam a norte da bacia, onde o primeiro, mais próximo à foz, abrange o município de Monção e Cajari; e o segundo, abrangendo também o município de Monção juntamente com os municípios de Bom Jardim e Pindaré Mirim.

No município de Monção, observa-se a presença de todas as classes do índice de geodiversidade, indo desde muito baixo nas bordas ocidentais e orientais da cidade, sequencialmente passando pelas classes baixa, média e alta, até o centro-norte e finalmente o muito alto ao norte e ao sul, com pequena porção, sendo este município o mais geodiverso. Outros municípios que abrangem todas as classes de índice de geodiversidade são: Cajari, Bom Jardim e Pindaré Mirim.

Já Penalva abrange uma geodiversidade baixa, média e alta, sendo esse resultado relacionado a diversidade geológica, de solos e a extração de recursos minerais presentes na área, principalmente a turfa, um material de origem vegetal, formado pela decomposição parcial de matéria orgânica em ambientes úmidos. Apesar de sua origem orgânica, a turfa é legalmente considerada um bem mineral no Brasil e sua exploração é regulamentada como atividade minerária, o que justifica sua inclusão na análise de geodiversidade da região (Franchi; Sígolo; Motta, 2006).

Municípios como Marajá do Sena, Amarante do Maranhão, Arame, Buriticupu e Bom Jesus das Selvas apresentaram uma geodiversidade média, caracterizada principalmente pelos parâmetros geologia e Solos, subíndices esses com grande predominância nas referidas regiões. Além de média, juntamente com os municípios Senador Larocque, João Lisboa, Viana e Açailândia, também abrangem uma geodiversidade mais baixa, porém ainda presente.

Figura 6 – Mapa de Índice de Geodiversidade da bacia hidrográfica do Rio Pindaré – MA



Fonte: Martins (2023).

#### 4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros da geodiversidade analisados nesta pesquisa, com destaque para a as formações geológicas e diversidade de solos, assim como a relevância científica dos registros fósseis e ocorrências minerais demonstram o potencial geodiverso da BHRP e contribui para estudos futuros sobre o planejamento ambiental, conservação e uso sustentável dos recursos naturais. A distribuição espacial da geodiversidade mostra que, embora algumas áreas apresentem menor incidência de elementos abióticos variados, outras concentram alto valor geocientífico, ambiental e econômico.

A ocorrência da geodiversidade na área da bacia se mostra bastante notável em parte nordeste da bacia. Apresentam-se dois pontos principais de grande teor de geodiversidade, no qual o primeiro, mais próximo a foz, abrange o município de Monção e Cajari; e o segundo, abrange também o município de Monção juntamente com os municípios de Bom Jardim e Pindaré Mirim.

Considerando que as bacias hidrográficas são importantes unidades de planejamento, a identificação das áreas com maior índice de geodiversidade na bacia hidrográfica do rio Pindaré podem ser utilizadas como pontos de partida para identificação de possíveis áreas que possam

ser consideradas como sítios com alto valor científico, estético, turístico, cultural que podem compor futuramente o geopatrimônio desta região no estado do Maranhão.

## 5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPEMA, à CAPES e ao CNPq pelo fomento e apoio financeiro que tornaram esta pesquisa possível. Por fim, agradecemos aos grupos de pesquisa Geomap e Geoamazon da UEMA e a todos os seus membros que colaboraram com a pesquisa em algum momento.

## REFERÊNCIAS

- BANDEIRA, Iris Celeste Nascimento (Org.).** *Geodiversidade do Estado do Maranhão*. Teresina: CPRM – Serviço Geológico do Brasil, 2013. 294 p.
- CPRM. **Mapa geodiversidade do Brasil**. Brasília, DF: CPRM, 2006. Escala 1:2.500.000. Legenda expandida. 1 CD-ROM.
- EMBRAPA SOLOS. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília, DF: Embrapa. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2018
- FILHO, Ricardo de Faria Pinto. **O índice de geodiversidade do estado de Goiás e Distrito Federal: uma avaliação sobre as unidades de conservação**. 2019. Tese (Doutorado em). Universidade Federal de Goiás. Goiás, 2019.
- FRANCHI, J. G.; SÍGOLO, J. B.; MOTTA, J. F. M. Diagnóstico das turfas no Brasil: histórico da utilização, classificação, geologia e dados econômicos. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 36, n. 1, p. 179–190, 2006.
- GRAY, M. **Geodiversity: valuing and conserving abiotic nature**. Chichester – England: John Wiley and Sons, Chichester – England, 2004.
- JENKS, G. F. **Optimal data classification for choropleth maps: Occasional Paper**. n. 2, Department of Geography, University Kansas – EUA, 1977.
- LOPES, E. C. S; TEIXEIRA, S. G. **Contexto Geológico**. In: BANDEIRA, I. C. N. (Org.) **Geodiversidade do Estado do Maranhão**. Teresina: CPRM, 2013. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/14761>.
- MARTINS, G. C. D. V. *Geodiversidade da bacia hidrográfica do Rio Pindaré-MA: valores, classificações e ameaças*. 2023. Monografia (Graduação em Geografia) – Universidade Estadual do Maranhão, São Luís, 2023.
- MEDEIROS, Rafael Brugnolli; SANTOS, Luiz Carlos Araújo dos. As geoformas como uma primeira aproximação na cartografia dos geossistemas da Bacia Hidrográfica do Rio

Pindaré – Amazônia Maranhense/Brasil. *Finisterra*, v. 59, n. 125, p. 55-71, 2024. DOI: 10.18055/Finis29307.

NIETO, L. M. Patrimônio Geológico, Cultura y Turismo. **Boletín del Instituto de Estudios Ginnenses**, n. 182, p. 109-122, 2001.

PEREIRA, D. I.; PEREIRA, P.; Brilha J.; SANTOS, L. Geodiversity assessment of Paraná State (Brazil): a methodological approach. **Environmental Earth Sciences**, v. 52, p. 541- 552, 2013.

SANTOS, Maria Eugênia de Carvalho Marchesini; DE CARVALHO, Marise Sardenberg Salgado. **Paleontologia das bacias do Parnaíba, Grajaú e São Luís**. CPRM Serviço Geológico do Brasil, 2009.

SILVA, C.R.; RAMOS, M.A.B.; PEDREIRA, A.J.; DANTAS, M.E. Começo de tudo. In: SILVA, C.R. da (Ed.). **Geodiversidade do Brasil: conhecer o passado, para entender o presente e prever o futuro**. Rio de Janeiro: CPRM, 2008a.

SILVA, M.L.N. **Serviços ecossistêmicos e índices de geodiversidade como suporte da geoconservação no Geoparque Seridó**. 2018. 177p. Dissertação (Mestrado em). Programa de Pós-Graduação em Geociências, Museu Nacional, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2018.

### **Biografia dos Autores**

**Giselle Chrystina do Vale Martins:** Mestranda em Geografia pela UEMA (PPGEO), com pesquisa financiada pela CAPES. Graduada em Geografia (Licenciatura/UEMA), foi bolsista de iniciação científica (FAPEMA/UEMA), atuando em projetos sobre geodiversidade e climatologia. Integra os grupos de pesquisa GEOMAP e GEOAMAZON. Tem interesse em Geografia Ambiental, Planejamento, Bacias Hidrográficas, Geotecnologias, Gestão de Recursos Hídricos e Ensino de Geografia.

E-mail: gisellemartins.geo@gmail.com; Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5762259533343070>

**Kelvin Barbosa Cantanhede da Silva:** Graduando em Geografia Licenciatura pela UEMA. Bolsista voluntário de iniciação científica (PIVIC), atuando em um projeto sobre ameaças à geodiversidade. Integra os grupos de pesquisa GEOMAP e GEOAMAZON. Tem interesses em Ensino de Geografia, Geodiversidade e Gestão Ambiental.

E-mail: kelvinteste26@outlook.com; Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8515374008963197>

**Andreza dos Santos Louzeiro:** Pós-doutoranda em Geografia pela UEMA, doutora e mestre pela UFRN, graduada pela UFMA. Docente na UEMA e pesquisadora associada do NEPA/UFMA e GEORISCO. Atua em Geografia Física, com foco em riscos e vulnerabilidades socioambientais, redução e mapeamento de riscos de desastres, análise geoambiental, problemáticas urbanas e planejamento ambiental.

E-mail: andreza\_louzeiro@gmail.com; Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2237372488828206>

**Thiara Oliveira Rabelo:** Geógrafa, doutora e mestre pela UFRN, com graduação pela UFMA. Pós-doutoranda e professora colaboradora no GEOCERES/UFRN, atuando com geodiversidade, geoconservação e riscos ambientais em áreas costeiras. Foi professora substituta na UFRN e é técnica em Controle Ambiental pela UEMA. Integra os grupos

NEPA/UFMA, Sistemas Ambientais Maranhenses (Capes) e colabora com o LAGGEFF/UFRN.

E-mail: thiarageo2@gmail.com; Lattes: <http://lattes.cnpq.br/8252815247832737>



## CAPÍTULO 5- BIOGEOGRAFIA E COMPOSIÇÃO DA BIODIVERSIDADE DO CENTRO DE ENDEMISMO BELÉM, AMAZÔNIA ORIENTAL

Ana Katarina Diniz Santos<sup>1</sup>

Luiz Jorge Bezerra da Silva Dias<sup>2</sup>

### 1. INTRODUÇÃO

Existem oito centros de endemismo na Amazônia (Silva, 2013). Alguns possuem mais de 1 milhão de km<sup>2</sup>, enquanto outros possuem menos de 250 mil km<sup>2</sup>, como é o caso do Centro de Endemismo Belém (CEB), região biogeográfica que ocupa toda a Amazônia Oriental e a define como a menor, porém a mais biodiversa de toda o Bioma Amazônia internacionalmente (Dias *et al.*, 2023; Dias, 2025). A pesquisa ora apresentada trata diretamente da composição da biodiversidade florística e faunística do CEB flora e fauna da Amazônia Oriental sob a ótica da Biogeografia, numa biorregião onde desmatamentos, queimadas e fragmentação de habitats comprometem a biodiversidade e a conectividade ecológica. Essa biorregião destaca-se como uma das áreas amazônicas mais vulneráveis devido às pressões de uso (Costa *et al.*, 2024), apesar de sua elevada biodiversidade e endemismo (Mendes *et al.*, 2024; Dias, 2025). O problema central é a crescente fragmentação que ameaça a manutenção de comunidades viáveis de espécies e compromete a conservação da biodiversidade regional (Dias *et al.*, 2023), bem como de suas paisagens naturais associadas (Santos Neta *et al.*, 2024).

A Amazônia Oriental, especialmente o CEB, configura uma biorregião crítica onde desmatamentos, queimadas e a fragmentação de habitats reconfiguram a estrutura ecológica e a conectividade entre remanescentes (Costa *et al.*, 2019; Costa; Dias; Santos, 2024). Sob a ótica da Biogeografia, com enfoque sistêmico, adotou-se o entendimento de que a distribuição dos organismos na região biogeográfica de trabalho depende da interação entre clima, relevo, solos e biota, em climas que variam do Equatorial quente e superúmido ao subúmido seco (Dias, 2025). Essa perspectiva é particularmente pertinente no CEB, recorte onde a pressão antropogênica tem sido reiterada e onde a delimitação biogeográfica e os padrões de endemismo

---

<sup>1</sup> ana.katarina1509@gmail.com; ID Lattes: 6174623302193704

<sup>2</sup> luizjorgedias@professor.uema.br; ID Lattes: 7390743227326865

demandam leitura integrada entre processos ecológicos e história de uso do solo (Catunda; Dias, 2019; Dias *et al.*, 2023; Dias *et al.*, 2024).

O problema centra-se na conversão de mosaicos heterogêneos em paisagens homogêneas, efeito cumulativo de uma ocupação historicamente desarticulada, aprofundada por políticas de interiorização do desenvolvimento, abertura de rodovias e expansão agropecuária (Ab’Saber, 2004; Almeida; Vieira, 2010). O CEB, menor e mais pressionado entre as áreas de endemismo amazônicas, perdeu grande parte de sua cobertura original e hoje se apresenta como um “arquipélago biogeográfico” de fragmentos isolados, com implicações diretas para a manutenção de populações viáveis e para os fluxos ecológicos regionais (Silva; Rylands; Fonseca, 2005). Ao mesmo tempo, sua heterogeneidade ambiental — costões e manguezais, florestas densas e transições — sustenta condições singulares de diversidade e endemismo (Malhado *et al.*, 2013).

A delimitação do CEB adotada nesta pesquisa segue a proposta de Dias *et al.* (2023), que redefine seus limites a partir de dados atualizados do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) dos estados do Maranhão e Tocantins, totalizando uma área aproximada de 247.635,44 km<sup>2</sup>. Essa configuração incorpora as transições entre o bioma Amazônia e o Cerrado, reconhecendo o caráter ecotonal e a complexidade morfoestrutural da região. Estudos anteriores, como o de Almeida *et al.* (2014), haviam proposto uma ampliação do perímetro original definido pela Conservation International, aplicando métodos de classificação supervisionada do uso e cobertura do solo para abranger áreas de Floresta Ombrófila situadas a leste do limite inicial. Essa abordagem revisita perspectivas mais antigas, como a de Tocantins (1952 *apud.* Pinheiro, 2020), que destacou o papel dos rios como eixos estruturantes da vida amazônica, influenciando a distribuição de espécies e a ocupação humana. No entanto, evidências recentes apontam que, no CEB, os cursos fluviais não funcionam necessariamente como barreiras biogeográficas, mas sim como elementos de conectividade ecológica em um mosaico ambiental profundamente marcado pela fragmentação e pela homogeneização do uso da terra.

Uma abordagem biogeográfica justifica-se pela integração entre análise espacial e conservação, superando déficits de inventários e de sínteses sistemáticas no CEB. A literatura recente indica que a trajetória de ocupação e os gradientes físico-ambientais moldam nichos e suscetibilidades (Mendes *et al.*, 2024), mas também evidenciam lacunas metodológicas que dificultam o planejamento territorial (Santos *et al.*, 2024). Nessa direção, articular métricas não paramétricas de diversidade e similaridade com o quadro geográfico do uso e cobertura da terra

permite confrontar empiricamente padrões de riqueza, equitabilidade e conectividade (Magurran, 1955; Carvalho, 2009).

Assim, o objetivo norteador dessa pesquisa é compreender a biodiversidade do CEB a partir da integração entre dados de ocorrência de flora e fauna e os padrões de uso e cobertura da terra. Propõe-se analisar a riqueza, diversidade e distribuição espacial das espécies, relacionando-as à estrutura da paisagem e aos processos de fragmentação, de modo a subsidiar a identificação de áreas prioritárias para conservação e a ampliação do conhecimento biogeográfico e macroecológico da biorregião analisada.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

A determinação das áreas de distribuição das espécies a partir de informações geográficas, como os pontos de ocorrência, constitui uma etapa essencial nas análises biogeográficas. Esse procedimento possibilita a identificação de padrões individuais de distribuição, permitindo, assim, a definição de áreas de endemismo, que se caracterizam pela congruência espacial não aleatória na distribuição de múltiplos táxons (Carvalho, 2011).

No século XIX, naturalistas como Sclater (1858) e Wallace (1876) propuseram a divisão do mundo em regiões biogeográficas para organismos terrestres, como Neotropical, Neártica, Etiópica, Paleártica, Oriental e Australiana, baseando-se na recorrência de padrões de distribuição. Embora essas regiões biogeográficas sejam amplamente aceitas até hoje, nossa compreensão sobre elas evoluiu, incorporando conceitos como a deriva continental, que contribuiu para o isolamento das biotas dessas regiões.

Além disso, os padrões de endemismo apresentam uma hierarquia que varia conforme o nível de análise, de modo que a restrição geográfica observada para gêneros pode não ser a mesma quando se analisam suas espécies. Com isso, foram estabelecidas subdivisões, incluindo sub-regiões, províncias, domínios e Áreas de Endemismo (AEs), sendo que as AEs neotropicais foram definidas com base em aves (Cracraft, 1985).

Além disso, Morrone (2001) elaborou uma classificação biogeográfica abrangente. Ele apresentou um esquema biogeográfico em sua obra *Biogeografía de América Latina y el Caribe*, no qual propôs uma divisão natural da área em sub-regiões e províncias. Segundo o mencionado autor, a região Neotropical pode ser segmentada em quatro sub-regiões biogeográficas:

- a) a Caribenha, que inclui florestas da América Central, ilhas do Caribe e florestas baixas e sub-montanas do norte e noroeste da América do Sul;

- b) a Amazônica, que abrange toda a área influenciada pela bacia do rio Amazonas;
- c) a sub-região do Paraná, que compreende formações florestais ombrófilas e estacionais influenciadas pela costa atlântica; e
- d) a sub-região Chaquenha, que engloba a diagonal de formações abertas da América do Sul, incluindo as províncias do Cerrado, Caatinga, Chaco e Pampas.

Amorim (2024) afirma que a região Neotropical é extraordinariamente complexa devido a múltiplos fatores históricos, geológicos, climáticos e biogeográficos. Ele destaca que essa complexidade decorre da interação entre elementos faunísticos e florísticos de diferentes origens e da grande diversidade de ambientes encontrados na região. Essa megaregião biogeográfica é uma das seis grandes identificadas do planeta, abrangendo desde o Sul da América do Sul até o México tropical, incluindo o Caribe e as Antilhas. Segundo a retromencionada fonte, essa gigantesca área se destaca pela complexidade faunística e florística, resultado de processos evolutivos distintos e eventos geológicos que moldaram sua biodiversidade ao longo de milhões de anos.

Como é destacado, a região Neotropical não é uma unidade histórica homogênea, pois integra dois grandes conjuntos bióticos principais com origens evolutivas distintas. Por um lado, tem descendência da biota de origem gondwânica, compreendendo os organismos que evoluíram na América do Sul enquanto integrava o Gondwana. Por outro, engloba a biota de origem laurásica, composta por espécies que chegaram à região Neotropical por dispersão, após o surgimento do istmo do Panamá, conectando a América do Norte e a América do Sul no Plioceno (Carvalho, 2011).

Ademais, a complexidade da região Neotropical é resultado de processos históricos que incluem os eventos de vicariância representados pela separação entre África e América do Sul, a elevação dos Andes e as transgressões marinhas do Cretáceo e Mioceno. Assim como por eventos de dispersão, ou seja, o Istmo do Panamá no plioceno, dispersão aérea e marinha, expansão e contração de florestas tropicais por eventos climáticos). A interação desses fatores faz da região Neotropical uma das áreas de maior biodiversidade do planeta e um importante foco para estudos biogeográficos e de conservação (Amorim, 2024).

A Amazônia, abrangendo mais de seis milhões de km<sup>2</sup> em nove países da América do Sul, é a maior e mais biodiversa floresta tropical do mundo (Dias *et al.*, 2024; Dias, 2025). Suas características, como florestas e rios, desempenham papel crucial na regulação climática, hidrológica e no estoque de carbono terrestre. O bioma não é homogêneo, apresentando distintas áreas de endemismo, fundamentais para análises biogeográficas históricas e ecológicas.

Atualmente, oito áreas de endemismo foram identificadas para vertebrados terrestres, borboletas e plantas vasculares, demonstrando uma congruência espacial. Entretanto, a unidade biogeográfica da Amazônia continua sendo debatida devido às suas complexas relações históricas e aos ciclos de dispersão e especiação. Devido à grande diversidade e à independência de agrupamento das biotas, as áreas de endemismo não podem ser tratadas como uma única unidade para fins de conservação (Silva; Rylands; Fonseca, 2005).

Pesquisadores como Haffer (1978, 1985), Haffer e Prance (2001) e Cracraft (1985) identificaram sete áreas de endemismo para aves de terras baixas, todas contidas nos distritos biogeográficos anteriormente propostos por Wallace. Com base nessa divisão, a Guiana permaneceu inalterada, enquanto o distrito Equador foi segmentado em Imeri e Napo. O distrito Peru foi renomeado para Inambari, e o distrito Brasil foi subdividido em Rondônia, Pará e Belém.

Estudos recentes reforçaram essa delimitação, como os de Ávila-Pires (1995) para lagartos, Silva e Oren (1996) para primatas e Ron (2000) para anfíbios. Mais adiante, Silva, Novaes e Oren (2002) propuseram a divisão da área de endemismo Pará em duas unidades menores: Tapajós e Xingu. Dessa forma, reconhecem-se atualmente oito áreas principais de endemismo para vertebrados terrestres na Amazônia. Essas delimitações também apresentam correspondência com as áreas de endemismo descritas para borboletas florestais (Brown, 1979; Tyler *et al.*, 1994; Hall; Harvey, 2002 *apud* Silva; Raylands; Fonseca, 2005) e plantas vasculares (Prance, 1982).

Os centros ou áreas de endemismo da Amazônia variam significativamente em extensão, sendo o menor deles o Belém, com 247.635,44 km<sup>2</sup>, e o maior o Guiana, que abrange 1.700.532 km<sup>2</sup>. As demais áreas apresentam os seguintes tamanhos: Imeri (679.867 km<sup>2</sup>), Napo (508.104 km<sup>2</sup>), Inambari (1.326.684 km<sup>2</sup>), Rondônia (675.454 km<sup>2</sup>), Tapajós (648.862 km<sup>2</sup>) e Xingu (392.468 km<sup>2</sup>).

Segundo Silva (2013; 2015), é impossível sugerir que a Amazônia seja considerada uma unidade biogeográfica única. Evidências apontam que algumas áreas de endemismo amazônicas apresentam maior afinidade com regiões externas à Amazônia do que entre si. Essa complexidade é reflexo da história geológica da Amazônia nos últimos 20 milhões de anos, o que torna a reconstrução dessas relações um desafio, exigindo abordagens metodológicas mais flexíveis (Silva; Garda, 2010).

No que se refere aos processos de diversificação da biota amazônica, Silva (2004) comparou os seis grandes biomas brasileiros e concluiu que a produção de novas espécies desempenhou um papel essencial na formação da biodiversidade amazônica e da Mata

Atlântica, enquanto o intercâmbio biótico foi mais relevante no Pantanal. No entanto, a influência da extinção em massa na diversidade amazônica atual ainda é incerta, sendo possível que, no Mioceno, a floresta amazônica tenha sustentado uma diversidade de plantas superior à atual.

A “teoria dos refúgios”, proposta por Haffer (1969), Vanzolini (1970) e Ab’Sáber (1971), sugere que, durante os períodos glaciais, a floresta amazônica se fragmentou em refúgios isolados, promovendo a especiação. No entanto, essa hipótese tem sido contestada por estudos geológicos que indicam uma dinâmica amazônica distinta no Terciário, por evidências paleoecológicas inconsistentes e por estudos moleculares que apontam para a grande antiguidade das espécies amazônicas. A descoberta de uma paisagem amazônica mais complexa no passado levou a uma reavaliação da teoria (Silva; Garda, 2010).

Nesse contexto, a filogeografia, que investiga as relações entre populações de uma mesma espécie, tornou-se uma ferramenta promissora para compreender a diversificação biológica na Amazônia. Estudos com aves e rãs venenosas indicam padrões de diversificação e dispersão complexos, sugerindo que eventos vicariantes mais antigos foram determinantes na formação das espécies amazônicas. Embora as oscilações climáticas do Quaternário tenham tido impactos globais, sua influência na diferenciação das espécies amazônicas foi limitada, devido à topografia plana da região e às grandes populações de suas espécies, que as tornaram menos suscetíveis à fragmentação causada por barreiras temporárias. Esse cenário contrasta com o observado em áreas de topografia mais acidentada, como os Andes (Silva; Garda, 2010).

### 3. METODOLOGIA

Adotou-se um desenho quanti-qualitativo que integra mensuração estatística e interpretação contextual da biodiversidade e da dinâmica paisagística no CEB. A base conceitual ancora-se na paisagem como sistema (Bertrand, 2004) e na abordagem geoecológica (Dias *et al.*, 2017), articulando escalas geossistêmica, ecológica e cartográfica. A estratégia mista segue Creswell e Clark (2013), permitindo combinar padrões espaciais de diversidade com leitura histórico-territorial das pressões antrópicas; a paisagem é tratada como realidade concreta e dinâmica (Lopes, 2012). O táxon geossistêmico de trabalho foi o domínio (segunda unidade de grandeza, equivalente ao bioma), fixando a escala 1:250.000 para as análises (Bertrand, 2004).

O levantamento de dados reuniu ocorrências de flora e fauna em GBIF e SpeciesLink (1800–2025), organizadas em Darwin Core (espécie, latitude, longitude, família, gênero) e

triadas para duplicatas e inconsistências taxonômicas/espaciais. Em QGIS 3.28.6, os pontos foram importados como shapefiles e recortados ao perímetro do CEB (Dias *et al.*, 2023; área de 247.635,44 km<sup>2</sup>), empregando referencial SIRGAS 2000 e projeção Policônica. Para padronizar a amostragem em universo contínuo, delimitou-se uma grade de 70 parcelas (70×70 km) sobre o MapBiomias, Coleção 9 (2023, 30 m), opção metodológica que reduz variância e melhora a precisão de estimativas em paisagens heterogêneas (Pillar, 1996).

A cartografia temática combinou base vetorial do IBGE (2022) e o recorte biogeográfico do CEB (Dias *et al.*, 2023). A densidade de registros foi estimada por Kernel Density Estimation (kernel quártico), gerando rasters de calor que evidenciam aglomerações de ocorrência e apoiam a identificação de hotspots (Fitz, 2008; Kawamoto, 2012). Essa etapa subsidia a integração entre regiões naturais/ecorregiões/centros de endemismo e a leitura de suscetibilidades biogeográficas e macroecológicas em remanescentes de vegetação nativa (Krebs, 2014).

Para a análise da diversidade, aplicaram-se índices e estimadores não-paramétricos: Shannon (H'), Equitabilidade de Pielou (J'), Abundância Relativa, Rarefação Mao Tau, Jackknife 1 e Bootstrap (Magurran, 1955; Krebs, 2014). A rarefação Mao Tau (1.000 aleatorizações) e os estimadores de riqueza foram processados no EstimateS 9.1.0 (Colwell, 2013; Colwell; Mao; Chang, 2004), enquanto H', J' e a Similaridade de Sørensen-Dice foram calculados no PAST 4.0 (Hammer; Harper; Ryan, 2001). Seguindo Hortal; Borges; Gaspar (2006) e Santos (2012), a suficiência amostral foi avaliada para mitigar vieses de cobertura, e a similaridade foi interpretada como indicador indireto de conectividade ecológica entre parcelas. A integração final com uso e cobertura da terra (MapBiomias Coleção 9) possibilitou confrontar métricas ecológicas com a estrutura geográfica da paisagem, informando discussões sobre fragmentação, corredores ecológicos e prioridades de conservação.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Padrões espaciais e composição da flora no CEB

Os resultados obtidos no CEB revelam uma expressiva heterogeneidade florística, registrada em 35.861 ocorrências do Reino *Plantae*, organizadas em cinco grandes grupos taxonômicos (SpeciesLink, 2025; GBIF, 2025). Entre eles, *Magnoliophyta* destacou-se com 88,48% da abundância relativa, confirmando o que já havia sido observado por Cardoso *et al.* (2017), que atribuem às angiospermas a maior riqueza do bioma amazônico. Em contraste, os grupos *Lycopodiophyta* e *Gymnospermae* apresentaram baixa representatividade, situação

também mencionada por Souza (2010) ao destacar a reduzida diversidade de gimnospermas no Brasil.

A síntese geral da riqueza e abundância por grupos encontra-se organizada na Tabela 1, que apresenta a distribuição dos registros por famílias, gêneros e espécies. A tabela economiza espaço descritivo e permite observar de forma imediata a superioridade numérica de *Magnoliophyta* e a contribuição secundária, mas relevante, de *Monilophyta* e *Bryophyta* (Costa, 2003).

**Tabela 1** – Abundância e Riqueza Taxonômica do Reino *Plantae* no CEB com base em registros da biodiversidade realizados entre 1800 e 2025 no Centro de Endemismo Belém.

Grupo	Abundância (ni)	Famílias	Gêneros	Espécies
<i>Magnoliophyta</i>	31.624	190	1264	4438
<i>Monilophyta</i>	3254	24	61	194
<i>Bryophyta</i>	666	36	89	514
<i>Lycopodiophyta</i>	310	3	6	18
<i>Gymnospermae</i>	7	2	2	3
Total	35.861	255	1.422	5.167

**Fonte:** Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025).

As curvas de acumulação de espécies reforçam a importância do esforço amostral para revelar a diversidade real. Para *Bryophyta*, a riqueza observada (171 espécies) posicionou-se abaixo das estimativas Jackknife 1 (257 spp.) e Bootstrap (209 spp.), confirmando subamostragem (Magurran, 1995). Esse padrão também foi registrado para *Lycopodiophyta*, cuja riqueza estimada ultrapassou 30 espécies contra apenas 18 registradas. Já *Monilophyta* e *Magnoliophyta* mostraram curvas mais próximas da estabilização, mas com discrepância entre espécies observadas e estimadas, revelando a existência de táxons raros ou de distribuição restrita (Colwell, 2013).

No que se refere aos índices de diversidade, *Bryophyta* apresentou valores médios de Shannon ( $H' = 1,13$ ) e elevada equitabilidade ( $J' = 0,96$ ), com destaque para áreas florestais contínuas das reentrâncias do Pará, onde valores entre 3,0 e 3,9 evidenciam comunidades mais complexas (Dias *et al.*, 2023). Em *Monilophyta*, os maiores valores de Shannon ( $H' > 4,0$ ) concentraram-se em florestas úmidas do noroeste do CEB, confirmando a importância das condições microclimáticas locais, como já apontado por Della, Canestraro e Rosário (2023) para samambaias tropicais. *Lycopodiophyta*, por sua vez, apresentou baixa diversidade ( $H' = 0,40$ ), mas equitabilidade elevada ( $J' = 0,88$ ), sugerindo comunidades simples, dominadas por poucos táxons resistentes, como *Selaginella conduplicata* e *Palhinhaea cernua* (Góes-Neto *et al.*, 2015).

Os resultados de *Magnoliophyta* foram os mais robustos, com 4.438 espécies distribuídas em 190 famílias. O índice de Shannon ultrapassou 5,0 em parcelas urbanas de Belém e São Luís e em pastagens desconectas no leste do Pará, corroborando a hipótese de que mosaicos de uso do solo, quando conectados a remanescentes florestais, podem manter elevada diversidade florística (Furtado; Vieira, 2020). Esse padrão revela que a riqueza não depende apenas da preservação de áreas contínuas, mas também da conectividade ecológica, conceito trabalhado por Bertrand (2004) na geografia da paisagem.

No caso das *Gymnospermae*, a baixa abundância (apenas 7 registros) resultou em índices de Shannon e Pielou nulos. Souza (2010) já havia apontado que esse grupo é pouco representado nos domínios fitogeográficos brasileiros, restrito a poucas espécies de *Gnetum* e *Podocarpus*. Essa limitação, somada ao viés amostral, impede conclusões mais amplas sobre seu papel ecológico no CEB.

As análises de similaridade baseadas no índice de Sørensen-Dice evidenciaram padrões distintos entre os grupos. Em *Magnoliophyta*, observou-se continuidade florística entre parcelas florestais do Noroeste do CEB, nas Reentrâncias Paraenses, além de alta similaridade em áreas urbanas densamente amostradas, resultado da presença de espécies generalistas (Silva; Rylands; Fonseca, 2005). Já *Monilophyta* formou agrupamentos coesos em florestas contínuas, enquanto *Bryophyta* mostrou semelhanças entre florestas alagáveis e pastagens isoladas, confirmando que microclimas úmidos favorecem a persistência de espécies semelhantes (Costa, 2003). *Lycopodiophyta* e *Gymnospermae*, por outro lado, apresentaram baixa similaridade, sugerindo dependência de condições ambientais muito específicas ou falhas de amostragem.

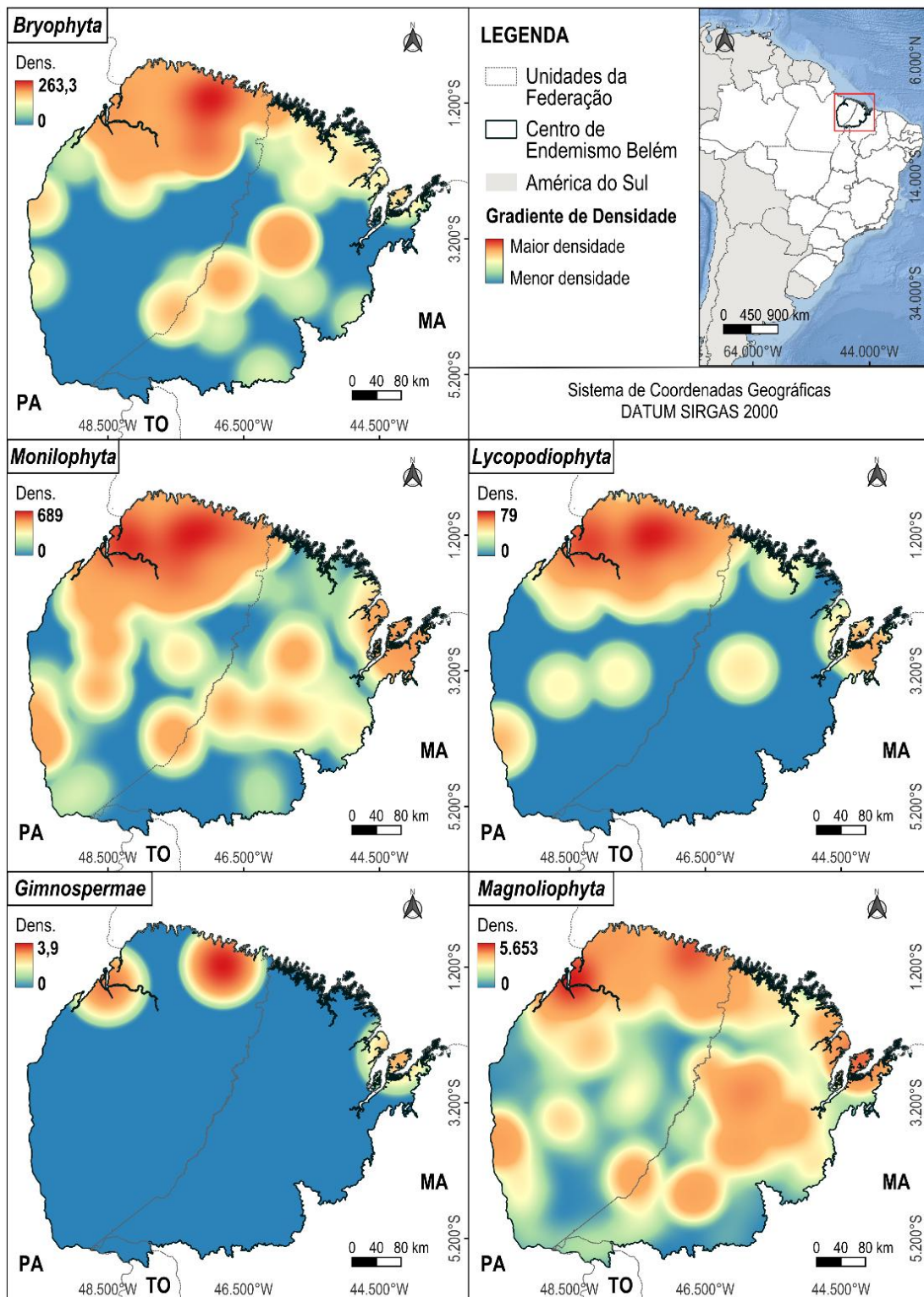
A leitura integrada dos resultados permite associar riqueza e equitabilidade à estrutura da paisagem. Áreas contínuas e conectadas, como as florestas das reentrâncias paraenses e os corredores entre a APA da Baixada Maranhense e o Mosaico Gurupi, apresentaram elevada diversidade, corroborando a importância da conectividade ecológica para a conservação (Zimbres, 2016). Em contrapartida, parcelas sob uso intensivo do solo registraram quedas bruscas nos índices, confirmando os riscos da fragmentação (Korman apud Valeri; Senô, 2004).

A cobertura amostral de *Plantae* no CEB evidencia uma distribuição ampla e heterogênea, com maior concentração de registros nas Reentrâncias do Pará e na Ilha do Maranhão, áreas marcadas por alta diversidade e esforço amostral. As formações florestais constituem os ambientes mais representativos, seguidas por pastagens e florestas alagáveis, refletindo a influência do uso e cobertura da terra sobre a ocorrência das espécies. Enquanto *Magnoliophyta* se destaca pela ampla distribuição em paisagens heterogêneas, grupos como

*Bryophyta* e *Lycopodiophyta* mostram maior presença em ambientes de pastagem e florestas, e as *Gymnospermae* mantêm distribuição restrita e pontual (Figura 1).

De forma geral, a flora do CEB expressa um mosaico de padrões ecológicos condicionados pela interação entre fatores naturais e usos humanos do território. Enquanto *Magnoliophyta* responde positivamente à heterogeneidade espacial, *Monilophyta* e *Bryophyta* refletem a necessidade de ambientes úmidos e contínuos. *Lycopodiophyta* e *Gymnospermae*, embora menos diversos, evidenciam a importância de ampliar o esforço amostral. Esses achados reforçam a urgência de estratégias de conservação que priorizem corredores ecológicos, zonas ripárias e fragmentos conectados, conforme já defendido por Nogueira *et al.* (2009) em estudos sobre áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade.

Figura 1: Densidade de Ocorrências de Indivíduos por Grupo do Reino *Plantae* entre 1800 e 2025 no Centro de Endemismo Belém.



Fontes: Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025).

## 4.2 Padrões espaciais e composição de artrópodes no CEB

A fauna de *Arthropoda* no CEB expressa contrastes marcantes entre as classes, refletindo tanto a diversidade ecológica quanto o peso desigual do esforço amostral. *Hexapoda* domina amplamente em riqueza e abundância, com forte presença de *Apidae*, *Trigona pallens* e *Apis mellifera*, enquanto *Crustacea* apresenta destaque moderado com espécies típicas de ambientes costeiros como *Ucides cordatus*. Em seguida vêm *Chelicerata*, representada por grupos de aracnídeos generalistas e *Myriapoda*, com registros escassos e distribuição restrita a poucas parcelas (Tabela 2). Esse gradiente, de insetos altamente adaptáveis a miriápodes de ocorrência pontual, evidencia a influência do mosaico ambiental e do viés urbano-costeiro na amostragem.

**Tabela 2:** Abundância e Riqueza Taxonômica de *Arthropoda* com base em registros feitos entre 1800 e 2025 no Centro de Endemismo Belém

Grupo	Abundância (ni)	Famílias	Gêneros	Espécies
<i>Chelicerata</i>	197	21	34	57
<i>Myriapoda</i>	14	2	3	3
<i>Crustacea</i>	244	42	58	85
<i>Hexapoda</i>	18.921	96	533	1.160
Total	19.376	161	628	1.305

**Fontes:** Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025).

Os padrões de diversidade e equitabilidade revelam distintas relações com a heterogeneidade dos habitats. Em *Hexapoda* e *Chelicerata*, os maiores valores de Shannon (até  $H' = 4,7$  e  $H' = 2,9$ , respectivamente) ocorrem em áreas urbanas, onde a diversidade é impulsionada tanto pela adaptabilidade das espécies quanto pela maior acessibilidade de coleta — dinâmica observada também por Colwell, Mao e Chang (2004) e discutida por Santos (2012) ao destacar que o esforço concentrado em ambientes antrópicos tende a inflar a diversidade observada. Ainda assim, parcelas florestais e de pastagem mantêm alta equitabilidade ( $J' > 0,8$ ), indicando distribuição equilibrada da abundância relativa entre espécies. Esse padrão, também observado por Lima, Souza e Pederassi (2016), mostra que mesmo sob fragmentação, a conectividade mínima entre remanescentes pode sustentar comunidades mais estáveis.

Nos *Crustacea*, a maior diversidade aparece em ambientes de transição hídrica, como manguezais e florestas alagáveis ( $H'$  entre 2,4 e 3,6), onde também se observa equitabilidade próxima de 1,0. Essa uniformidade sugere que a variação microambiental e o fluxo constante de recursos conferem estabilidade estrutural às comunidades costeiras, evidenciando a

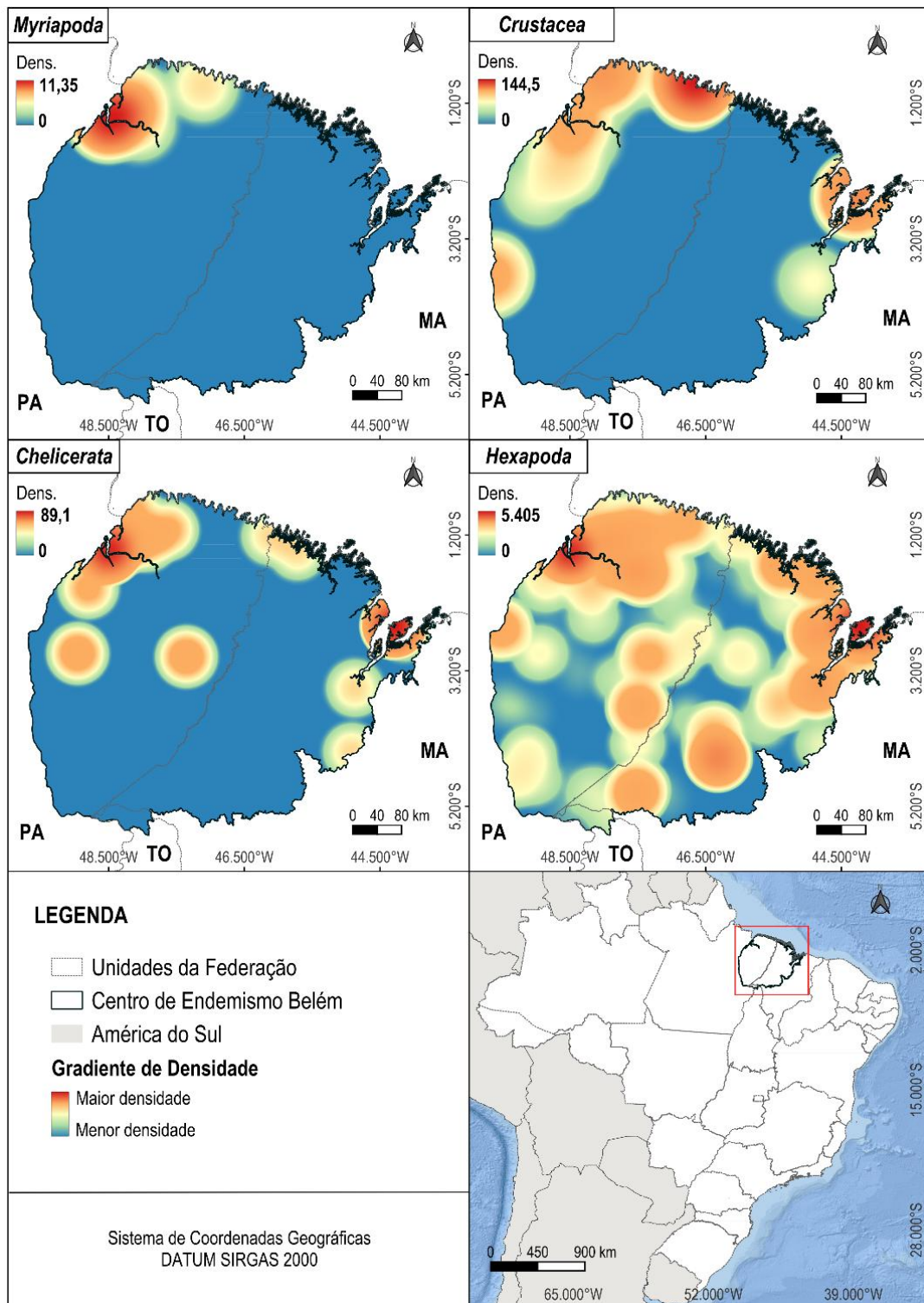
importância ecológica das reentrâncias do Pará. Já em *Chelicerata*, a diversidade é mais irregular e a similaridade entre parcelas vizinhas permanece baixa (cerca de 25%), revelando fragmentação acentuada. *Myriapoda*, por sua vez, mantém alta equitabilidade entre poucos registros, mas diversidade praticamente nula nas parcelas isoladas, reforçando a vulnerabilidade do grupo à perda de continuidade espacial.

A análise das curvas espécie-área e dos estimadores de riqueza confirma que a amostragem foi representativa, sobretudo para *Hexapoda*, *Crustacea* e *Chelicerata*. A ausência de estabilização total indica que há diversidade ainda não registrada — especialmente em zonas úmidas e florestais menos acessíveis. Em contraste, a suficiência total de *Myriapoda* deve ser relativizada, já que a baixa abundância e a concentração espacial reduzem a robustez das inferências, como destacam Golovatch e Kime (2009) em análises de subamostragem na Amazônia Oriental.

O índice de similaridade de Sørensen-Dice reforça essa dualidade entre conectividade e isolamento. Nos insetos, a alta similaridade entre parcelas urbanas de Belém e São Luís aponta repetição composicional associada à presença de espécies sinantrópicas. Já os crustáceos formam agrupamentos coesos ao longo do sistema costeiro, com similaridades de até 100% entre manguezais e florestas alagáveis conectadas, evidenciando corredores naturais de dispersão. O oposto ocorre em *Chelicerata* e *Myriapoda*, onde a baixa semelhança e o número reduzido de registros indicam descontinuidade ecológica e provável perda de conectividade entre habitats.

A cobertura amostral do filo *Arthropoda* na área de estudos apresenta forte concentração em áreas urbanas e costeiras, refletindo o predomínio de registros em ambientes acessíveis e de alta pressão antrópica (Figura 2). Os filos *Chelicerata* e *Myriapoda* possuem distribuição restrita, com ocorrências pontuais concentradas nas proximidades da capital de Belém e da faixa das reentrâncias do estado do Pará. Em contraste, o filo *Crustacea* exibe um padrão de abundância ligado aos ambientes aquáticos e estuarinos, com destaque para as regiões sob influência de marés e zonas de manguezal, especialmente associado a Unidades de Conservação como a Resex Marinha Caeté-Taperaçu. Já o grupo denominado *Hexapoda* apresenta a maior cobertura espacial dentre os artrópodes, refletindo tanto a diversidade ecológica dos insetos quanto o viés de coleta, isto é, maior esforço amostral presente em áreas urbanizadas e de pastagem de acesso facilitado.

**Figura 2:** Densidade de Ocorrências de Indivíduos por Grupo de *Arthropoda* registrados entre 1800 e 2025 no Centro de Endemismo Belém



**Fontes:** Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025).

Esses resultados revelam como o comportamento das classes de *Arthropoda* reflete a paisagem fragmentada e funcionalmente desigual do CEB. A diversidade elevada em ambientes

urbanos e estuarinos contrasta com o empobrecimento das formações florestais contínuas, sinalizando um geossistema em desequilíbrio dinâmico. A predominância de espécies generalistas e a concentração de registros em ecossistemas híbridos — marcados pela sobreposição entre usos humanos e atributos naturais — demonstram que a fragmentação não extingue a diversidade, mas a reorganiza. Ao mesmo tempo, as zonas costeiras e úmidas mantêm papel central na conectividade ecológica, configurando-se como corredores prioritários para a conservação e recomposição dos fluxos biológicos na área de estudos.

### 4.3 Padrões espaciais e composição de cordados no CEB

A fauna de *Chordata* no CEB expressa ampla variação entre as classes analisadas, tanto em composição quanto em resposta à estrutura fragmentada da paisagem. Entre os vertebrados, *Aves* e *Pisces* apresentaram as maiores abundâncias e diversidades, enquanto *Amphibia* e *Mammalia* concentraram baixos valores, e *Reptilia* situou-se em posição intermediária (Tabela 3). Essa hierarquia reflete não apenas diferenças ecológicas entre os grupos, mas também a influência direta da disponibilidade de habitats e do esforço amostral sobre a captura de espécies. Espécies de ampla distribuição, como *Pitangus sulphuratus*, tornaram-se representativas justamente em áreas com maior pressão antrópica, indicando uma tendência de substituição ecológica por táxons mais generalistas nessas áreas.

**Tabela 3:** Abundância e Riqueza Taxonômica de *Chordata* com base em registros da biodiversidade realizados entre 1800 e 2025 no Centro de Endemismo Belém

Grupo	Abundância (ni)	Famílias	Gêneros	Espécies
<i>Pisces</i>	3.455	100	360	750
<i>Amphibia</i>	2.411	24	49	127
<i>Reptilia</i>	4.912	40	102	177
<i>Aves</i>	126.834	81	449	835
<i>Mammalia</i>	1.091	39	99	136
Total	138.703	284	1.059	2.025

**Fontes:** Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025).

Quanto aos padrões de diversidade, para *Aves*, os valores mais elevados de Shannon — superiores a  $H' = 5,0$  — foram registrados em manchas florestais e urbanas próximas às capitais, expressando a heterogeneidade estrutural e o efeito do esforço amostral intensivo nessas áreas, conforme observado por Colwell, Mao e Chang (2004). Em *Pisces*, a diversidade

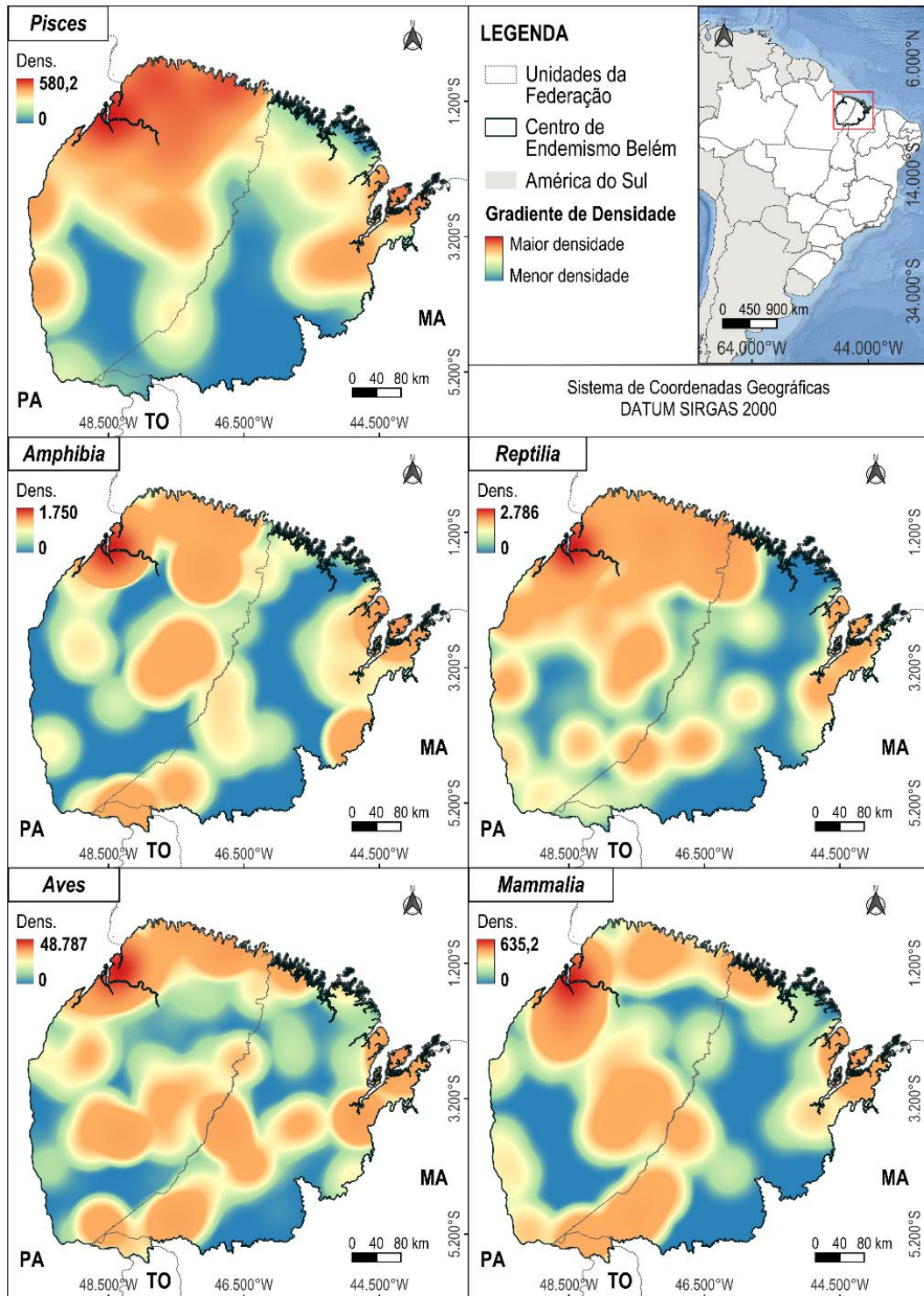
também se destacou, mas ligada à conectividade hidrológica de rios, florestas alagáveis e manguezais, onde a continuidade ambiental favorece a coexistência de espécies com diferentes exigências ecológicas.

Já para os Répteis, apesar de as áreas urbanas próximas às capitais apresentarem altos valores de diversidade em função da abundância e do viés de coleta, formações florestais coesas também expressam valores significativos de diversidade ( $H'$  entre 2,0 e 2,6). Esses resultados reforçam a relevância desses ambientes na manutenção de comunidades sensíveis à conversão das paisagens naturais, convergindo com as observações de Doherty *et al.* (2020), que destacam a redução da riqueza de répteis em ambientes agrícolas e urbanos quando comparados a habitats conservados. Anfíbios e mamíferos mantiveram diversidade baixa a moderada, predominando nas manchas urbanas e florestais; em ambos os casos, a equitabilidade elevada ( $J' > 0,9$ ) indica que, embora a riqueza seja reduzida, a abundância é distribuída de forma equilibrada entre as espécies remanescentes.

A relação entre diversidade e equitabilidade mostra que a integridade ecológica dos remanescentes ainda se manifesta em algumas parcelas florestais e alagáveis. Em *Pisces* e *Aves*, as maiores diversidades associam-se a alta uniformidade interna, sugerindo que a heterogeneidade dos ecossistemas úmidos e florestais garante condições para a manutenção de comunidades complexas. O mesmo não se observa em *Amphibia*, cuja diversidade baixa nas parcelas de pastagem e mineração indica vulnerabilidade acentuada às mudanças de uso do solo. Essa variação entre grupos e usos reforça o que Santos (2012) descreve como a influência do acesso e da pressão humana sobre o registro de espécies, onde o esforço de coleta e a conectividade ambiental modulam o padrão observado.

A cobertura amostral do filo *Chordata* no CEB apresenta ampla distribuição espacial, com forte influência de fatores ecológicos e de esforço amostral. As *Aves* e os *Pisces* possuem as maiores coberturas, concentrando registros nas capitais de Belém e São Luís, nas formações florestais, manguezais e em áreas associadas a unidades de conservação, como a APA da Baixada Maranhense e as Resex marinhas das reentrâncias do Pará. Os Anfíbios também demonstram representatividade significativa em zonas úmidas e alagadas próximas à Belém, enquanto o grupo dos répteis apresentam ampla distribuição em ambientes urbanos, pastagens e fragmentos florestais, refletindo sua capacidade de ocupar áreas sob diferentes níveis de antropização. A classe *Mammalia*, embora menos abundante, exibe cobertura expressiva e padrão semelhante de concentração nas capitais e em remanescentes florestais (Figura 3).

**Figura 3:** Densidade de Ocorrências de Indivíduos por Grupo de *Chordata* com base em registros realizados entre 1800-2025 no Centro de Endemismo Belém



**Fontes:** Adaptado pelos autores com base em dados presentes em SpeciesLink (2025) e GBIF (2025)

Os resultados de similaridade reforçam a leitura da paisagem como um sistema de mosaicos interconectados e, ao mesmo tempo, fragmentados. *Pisces* e *Aves* formaram os

agrupamentos mais coesos, com altos valores de Sørensen entre parcelas florestais, manguezais e zonas úmidas próximas, evidenciando continuidade ecológica entre o Pará e o Maranhão. Em contrapartida, *Amphibia* e *Mammalia* apresentaram maior isolamento: quase metade das parcelas dessas classes não compartilha espécies com as demais, resultado compatível com a dispersão limitada e a fragmentação dos habitats. Nos répteis, a similaridade alcança 100% apenas entre parcelas com uso semelhante (urbano ou agrícola), revelando que a homogeneização do ambiente tende a padronizar a fauna, reduzindo a diversidade regional.

A análise integrada dos índices mostra que a conectividade entre as parcelas costeiras e florestais exerce papel determinante na estrutura faunística dos *Chordata*. Zonas úmidas e fragmentos entre blocos florestais contínuos, como as áreas da APA da Baixada Maranhense e das Mosaico Gurupi, sustentam maior diversidade e uniformidade. A fauna de *Chordata* revela o funcionamento do geossistema do CEB como um sistema em reorganização, onde a diversidade e a equitabilidade refletem o equilíbrio precário entre conservação e degradação. As aves e peixes mantêm a complexidade biológica associada à continuidade ambiental; répteis, anfíbios e mamíferos sinalizam perda de habitats e isolamento. Essa combinação evidencia que, mesmo diante da fragmentação, persistem circuitos ecológicos capazes de sustentar fluxos biológicos entre os remanescentes florestais e úmidos, reforçando a necessidade de conservar as zonas de transição e os corredores naturais que conectam o mosaico paisagístico do CEB.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise da biodiversidade no CEB evidencia que os padrões de riqueza e diversidade de *Plantae*, *Arthropoda* e *Chordata* refletem a forte influência da fragmentação e da heterogeneidade ambiental sobre a distribuição das espécies. As formações florestais, zonas úmidas e manguezais mantêm os maiores níveis de diversidade e equitabilidade, confirmando seu papel essencial na conectividade ecológica e na conservação dos remanescentes naturais, enquanto áreas de uso intensivo expressam declínio na complexidade biológica.

Os resultados demonstram que, apesar das pressões antrópicas, o CEB ainda abriga comunidades biologicamente relevantes, sustentadas por corredores naturais que integram paisagens florestais e costeiras. A pesquisa reafirma a importância de estratégias de conservação voltadas à recomposição da conectividade ecológica e à ampliação do esforço amostral, a fim de garantir a persistência da biodiversidade e a funcionalidade dos geossistemas na Amazônia Oriental.

## REFERÊNCIAS

- AB’SABER, A. N. **Amazônia**: do discurso à práxis. 2. ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2004. 320 p.
- ALMEIDA, A. S. de; VIEIRA, I. C. G. Centro de Endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários**, Sorocaba, v. 36, n. 3, p. 95–111, dez. 2010. Disponível em: <https://periodicos.uniso.br/reu/article/view/501> . Acesso em: 05 de out. 2025.
- ALMEIDA, A. S. de; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, M. N. R.; ROCHA, D. P. N. Área de Endemismo Belém e Xingu: configuração e espacialização do uso da terra e da cobertura vegetal. In: EMILIO, T.; LUIZÃO, F. (org.). **Cenários para Amazônia**: clima, biodiversidade e uso da terra. Manaus: INPA, 2014. p. 57–66.
- AMORIM, D. S. Biogeografia da região Neotropical. In: RAFAEL, J. A. *et al.* (Org.). **Insetos do Brasil**: Diversidade e Taxonomia. 2. ed. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2024. p. 88-108.
- ÁVILA-PIRES, T. C. S. **Lizards of Brazilian Amazonia**. Leiden: Zoologische Verhandelingen, 1995. v. 299, p. 1-706.
- BERTRAND, G. Paisagem e Geografia Física Global: esboço metodológico. **RA’E GA – O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, n. 8, p. 141–152, 2004. DOI: <https://doi.org/10.5380/raega.v8i0.3389>. Disponível em: <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/3389>. Acesso em: 20 de jul. 2025.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2. ed. Ribeirão Preto: FUNPEC Editora, 2006.
- CARDOSO, D.; SÄRKINEN, T.; ALEXANDER, S.; AMORIM, A. M.; BITTRICH, V.; CELIS, M.; DALY, D. C.; FIASCHI, P.; FUNK, V. A.; GIACOMINI, L. L. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)**, v. 114, n. 40, p. 10695–10700, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114>. Disponível em: <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1706756114>. Acesso em: 20 de jul. 2025.
- CARVALHO, C. J. B. Padrões de endemismos e a conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 5, n. 1–2, p. 77–86, dez. 2009. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/259439761\\_Padros\\_de\\_endemismos\\_e\\_a\\_conservacao\\_da\\_biodiversidade](https://www.researchgate.net/publication/259439761_Padros_de_endemismos_e_a_conservacao_da_biodiversidade) . Acesso em: 05 de out. 2025.
- \_\_\_\_\_. Áreas de endemismo. In: CARVALHO, C.J.B; ALMEIDA, E.A.B (orgs.). **Biogeografia da América do Sul**: padrões & processos. São Paulo: Roca, 2011. p. 41-51.
- CATUNDA, P. H. A.; DIAS, L. J. B. S (orgs.). **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Maranhão** – Escala 1:250.000 (Bioma Amazônico). São Luís: IMESC/UEMA, 2019. 493 p.

COLWELL, R. K. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species samples. Version 9.1.0. **Open Journal of Forestry**, 2013. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 13 de jun. 2025.

COLWELL, R. K.; MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, p. 2717–2727, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1890/03-0557>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/03-0557>. Acesso em: 13 de jul. 2025.

COSTA, A. P.; DIAS, L. J. B. S. SANTOS, L. C. A.. As pressões antropogênicas e suas manifestações geocológicas na Amazônia Oriental, Maranhão, Brasil. **Revista Eletrônica Casa de Makunaima**, v. 6, n. 2, 2024, doi: [10.24979/makunaima.vi.1540](https://doi.org/10.24979/makunaima.vi.1540).

COSTA, A. P.; DIAS, L. J. B. S.; SOUSA, J. S.; MONTEIRO, G. M. Alterações antropogênicas no contexto da cobertura vegetal da Região Metropolitana Da Grande São Luís (RMGSL) – MA. **Revista da Casa da Geografia de Sobral (RCGS)**, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 19–32, 2019. DOI: [10.35701/rcgs.v21n2.517](https://doi.org/10.35701/rcgs.v21n2.517). Disponível em: [//rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/517](http://rcgs.uvanet.br/index.php/RCGS/article/view/517). Acesso em: 14 jul. 2025.

COSTA, B. S. S. N.; FERREIRA, L. M.; SILVA, W. P.; DIAS, L. J. B. S.. Indicação de vulnerabilidades geocológicas no Bioma Amazônia em um Estado do Nordeste brasileiro pelo método ecodinâmico: um estudo de caso no Oeste do Maranhão. In: ARAGÃO, L. P. *et al.* (orgs.). **Geocologia das paisagens**. Fortaleza: Editora In Vivo, 2024. p. 359-370. DOI: [10.47242/978-65-87959-47-4-30](https://doi.org/10.47242/978-65-87959-47-4-30).

COSTA, Denise Pinheiro da. Floristic composition and diversity of Amazonian rainforest bryophytes in the state of Acre, Brazil. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 3, p. 399-414, 2003. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/7W5NRBPgVtphXLSYg9PNXsg/?lang=en>. Acesso em: 09 de out. de 2025.

CRESWELL, J. W.; CLARK, V. L. P. **Plano de pesquisa: métodos qualitativo, quantitativo e misto**. 3. ed. Porto Alegre: Penso, 2013.

CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, n. 36, 1985. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/40168278>. Acesso em: 22 jun. 2025.

DIAS, L. J. **Biogeografia e Geocologia da Paisagem em um centro de endemismo na Amazônia Brasileira**. Curitiba: CRV, 2025. 182 p.

DIAS, L. J. B.; COSTA, G. C.; FERREIRA, L. M.; COSTA, A. P.; GUIMARÃES, E. C.; OLIVEIRA, T. G. A evolução da dinâmica das pressões antropogênicas sobre paisagens naturais do Centro de Endemismo Belém, Amazônia Oriental. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 24, n. 96, p. 212–233, dez. 2023. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG249668694>. Acesso em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/68694>. Acesso em: 05 de ago. 2024.

DIAS, L. J. B.; TEIXEIRA, W.; SILVA, J. C.; SOUSA, J. S. Vulnerabilidades morfoclimáticas no Bioma Amazônia no Estado do Maranhão: orientações ao Zoneamento Ecológico-

Econômico regional. In: SEABRA, G. (org.). **Educação Ambiental: natureza, biodiversidade e sociedade**. Ituiutaba: Barlavento, 2017. p. 461–472.

DIAS, L.J.B.S.; SILVA, A.N.; COSTA, A.P.; GUIMARÃES, E.C.; SANTOS, J.P.; OLIVEIRA, T.G.. Contribuições à história geocológica e biogeográfica da Amazônia brasileira durante o Antropoceno. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 17, n. 3, p. 1875–1893, 2024. DOI: 10.26848/rbgf.v17.3.p1875-1893. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/258562>. Acesso em: 3 jun. 2025.

DOHERTY, T. S.; BALOUCH, S.; BELL, K.; BURNS, T. J.; FELDMAN, A.; FIST, C.; GARVEY, T. F.; JESSOP, T. S.; MEIRI, S.; DRISCOLL, D. A. Reptile responses to anthropogenic habitat modification: a global meta-analysis. **Global Ecology and Biogeography**, Hoboken, v. 29, n. 8, p. 1265–1279, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.13091>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.13091>. Acesso em: 05 de ago. 2025.

FITZ, P. R. **Geoprocessamento sem complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY (GBIF). **Free and Open Access to Biodiversity Data**. Copenhagen: GBIF Secretariat, 2025. Disponível em: <https://www.gbif.org/>. Acesso em: 05 out. 2025.

GOLOVATCH, S. I.; KIME, R. D. Millipede (Diplopoda) distributions: a review. **Soil Organisms**, v. 81, n. 3, p. 565–597, 2009. Disponível em: <https://www.soil-organisms.org/index.php/SO/article/view/210>. Acesso em: 13 de fev. 2025.

HAFFER, J.. Speciation in Amazonian forest birds. **Science**, 1969, n.165, p. 131-137.

\_\_\_\_\_. **Distribution of Amazon forest birds**. Bonner Zoologische Beiträge, v. 29, p. 38-78, 1978.

\_\_\_\_\_. Avian zoogeography of the neotropical lowlands. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 113-145, 1985.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, art. 4, 9 p., 2001. Disponível em: [https://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/past.pdf](https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf). Acesso em: 15 de out. de 2025.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Base Cartográfica Contínua do Brasil – escala 1:250.000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/>. Acesso em: 05 out. 2025.

KAWAMOTO, M. T. Análise de técnicas de distribuição espacial com padrões pontuais e aplicação a dados de acidentes de trânsito e a dados de dengue de Rio Claro. 2012. 69 f. **Dissertação** (Mestrado em Biometria) – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Botucatu, São Paulo, 2012.

KREBS, C. J. **Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance**. 6. ed. New York: Pearson, 2014.

LIMA, M. S. C. S.; SOUZA, C. A. S.; PEDERASSI, J. Qual índice de diversidade usar? **Cadernos UniFOA**, Volta Redonda, n. 30, p. 129–138, abr. 2016. <https://doi.org/10.47385/cadunifoa.v11.n30.406>. Disponível em: <https://revistas.unifoa.edu.br/cadernos/article/view/406>. Acesso em: 03 de out. 2025.

LOPES, J. G. As especificidades de análise do espaço, lugar, paisagem e território na geográfica. *Geografia Ensino & Pesquisa*, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 23–30, maio/ago. 2012. <https://doi.org/10.5902/223649947332>. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/index.php/geografia/article/view/7332>. Acesso em: 15 de out. 2025.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford: Blackwell Publishing, 1955.

MENDES, N. S.; SANTOS, E. M.; REIS, B. M. C. B; COSTA, A. P.; DIAS, L. J. B. S. O Centro de Endemismo Belém sob a perspectiva da ecodinâmica. In: CORRÊA, A.C.B; LIRA, D. R.; CAVALCANTI, L. C. S.; SILVA, O. G.; SANTOS, R. S. (orgs). **Mudanças ambientais e as transformações da paisagem no Nordeste Brasileiro**. Ananindeua: Itacaiúnas, 2024. p. 187-200.

MORRONE, J. J. **Biogeografía de América Latina y el Caribe**. Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa, (Manuales y Tesis SEA, 3), 2001.

PINHEIRO, E. K. S. Áreas de endemismo para fauna na América do Sul e sua representatividade nos biomas brasileiros: uma revisão integrativa. 2020. 47 f. **Monografia** (Graduação em Ciências Biológicas) – Escola de Ciências Agrárias e Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2020. Disponível em: <https://repositorio.pucgoias.edu.br/jspui/bitstream/123456789/822/1/Pinheiro%202020%20%205BMONO%20%20C3%81reas%20de%20endemismo%20para%20fauna%20na%20Am%20%20C3%A9rica%20do%20Sul%20e%20sua%20representatividade%20nos%20Biomas%20Brasileiros.pdf>. Acesso em: 05 out. 2025.

PRANCE, G. T. Forest refuges: evidence from woody angiosperms. In: PRANCE, G. T. (Ed.). **Biological diversification in the tropics**. New York: Columbia University Press, 1982. p. 137-158.

RON, S. R. Biogeographic area relationships of lowland Neotropical rainforest based on raw distributions of vertebrate groups. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 71, 2000, p. 379-402. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/227679251\\_Biogeographic\\_area\\_relationships\\_of\\_lowland\\_Neotropical\\_rainforest\\_on\\_raw\\_distributions\\_of Vertebrate\\_groups](https://www.researchgate.net/publication/227679251_Biogeographic_area_relationships_of_lowland_Neotropical_rainforest_on_raw_distributions_of Vertebrate_groups). Acesso em: 09 de nov. de 2025.

SANTOS NETA, E. R.; DIAS, L. J. B. S.; LARANJA, R. E. P.; MENDES, N. S.. Trajetórias geológicas das paisagens na região do Bico do Papagaio no Estado do Maranhão, Brasil. **Revista Territorium Terram**, [S. l.], v. 7, n. 13, p. 708–727, 2024. Disponível em: [https://www.seer.ufsj.edu.br/territorium\\_terr/am/article/view/5458](https://www.seer.ufsj.edu.br/territorium_terr/am/article/view/5458). Acesso em: 26. set. 2025.

SANTOS, A. K. D.; MENDES, N. S.; SANTOS, E. M.; DIAS, L. J. B. S. Subsídios à construção de uma cartográfica geológica e biogeográfica da distribuição dos registros de representantes dos filos Arthropoda e Chordata (Reino Animalia) no Centro de Endemismo

Belém, Amazônia Oriental. **REDE – Revista Eletrônica do PRODEMA**, Fortaleza, v. 16, n. 2, p. 123–141, 2024. Disponível em: <<http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/790>>. Acesso em: 27 out. 2025.

SCLATER, P. L. **On the general geographical distribution of the members of the class Aves**. *Journal of the Linnean Society of Zoology*, v. 2, p. 130-145, 1858.

SILVA, J. M. C.. Áreas de endemismo, corredores de biodiversidade e a conservação da Amazônia. In: PERES, C.A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; VIEIRA, I.C.G. (orgs.). **Conservação da biodiversidade em áreas antropizadas no Brasil**. Curitiba: Ed. UFPR, 2013. p. 505-513.

\_\_\_\_\_. A conservação da biodiversidade como estratégia competitiva para a Amazônia no antropoceno. In: SILVA, O. M. A.; HOMMA, A. K. O. (org.). **Pan-Amazônia: visão histórica, perspectivas de integração e crescimento**. Manaus: FIEAM, 2015, p. 139-156.

SILVA, J. M. C. La importancia relativa de los procesos que determinan la diversidad regional de las aves en las grandes regiones ecológicas brasileñas. In: SILVA, H. G. D.; ITA, A. O. D. (ed.). **Conservación de Aves: Experiencias en México**. Ciudad del México: CIPAMEX, 2004. p. 63-67.

SILVA, J. M. C.; GARDA, A. A. Padrões e processos biogeográficos na Amazônia. In: CARVALHO, C. J. B.; CARVALHO, E. A. B. (Org.). **Biogeografia da América do Sul: padrões e processos**. São Paulo: Roca, 2010. p. 189-197.

SILVA, J. M. C.; OREN, D. C. Application of parsimony analysis of endemism (PAE) in Amazon biogeography: an example with primates. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 59, p. 427-437, 1996.

SILVA, J. M. C.; NOVAES, F. C.; OREN, D. C. Differentiation of Xiphocolaptes (Dendrocolaptidae) across the river Xingu, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, v. 122, p. 185-194, 2002.

SILVA, J. M. C. da; RYLANDS, A. B.; FONSECA, G. A. B. da. O destino das áreas de endemismo da Amazônia. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 124-131, jul. 2005. Disponível em: <https://share.google/ckqnIOPcQ6zhoF1J7>. Acesso em: 9 nov. 2025.

SPECIESLINK. **Sistema de Informação Distribuído para Coleções Biológicas**: Centro de Referência em Informação Ambiental (CRIA). Campinas: CRIA, 2025. Disponível em: <https://specieslink.net/>. Acesso em: 05 out. 2025.

VANZOLINI, P. E. **Zoologia sistemática, geografia e a origem das espécies - Série Teses e Monografias – v. 3**. São Paulo: Instituto Geográfico de São Paulo, 1970. 56p.

WALLACE, A. R. **The geographical distribution of animals**. London: Macmillan, 1876.

## OS AUTORES

Ana Katarina Diniz Santos é concludente do Curso de Geografia Bacharelado da Universidade Estadual do Maranhão. Bolsista de Iniciação Científica pela FAPEMA nas cotas anuais de 2023-2024 e 2024-2025, em que trabalhou com padrões biogeográficos do Centro de Endemismo Belém, primeiro para o Reino *Animalia*, depois para o Reino *Plantae*.

Luiz Jorge B. S. Dias é Professor Adjunto I de Geografia vinculado ao Departamento de Geografia do Centro de Educação, Ciências Exatas e Naturais da Universidade Estadual do Maranhão (Campus Paulo VI – São Luís). Bacharel em Geografia, tem mestrado em Sustentabilidade de Ecossistemas e Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia. Trabalha com pesquisas relacionadas à Biogeografia e à Geoecologia, com ênfase em Planejamento Biorregional, Geocartografia e Zoneamentos Ecológico-Econômicos. É Docente Permanente do Programa de Pós-Graduação em Geografia, Natureza e Dinâmica do Espaço (PPGEO/UEMA) e em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Rede PROFÁGUA/UEMA).



## **CAPÍTULO 6- EVOLUÇÃO DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL EM TERRAS PROTEGIDAS NO NORDESTE DA AMAZÔNIA: UMA ANÁLISE DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DA BAIXADA MARANHENSE**

Fabício Sousa da Silva<sup>1</sup>  
Peter Mann de Toledo<sup>2</sup>  
Aline Maria Meiguins de Lima<sup>3</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

A preocupação internacional com o meio ambiente e qualidade de vida humana proporcionaram a realização da primeira Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano de 1972, em Estocolmo. Entre tais preocupações citam-se a preservação da natureza e impactos da poluição na qualidade de vida humana (Lago, 2013). Nesse cenário, o Relatório de *Brundtland* (1986), lançado posteriormente a Conferência de Estocolmo, introduziu o debate sobre a temática meio ambiente e desenvolvimento, sendo um marco para o uso do termo sustentabilidade.

A Sustentabilidade refere-se ao entendimento de racionalidade de uso adequado dos recursos naturais de modo a garantir o uso de tais recursos pelas gerações futuras. Após o marco desta temática, na década de 80, a Conferência do Rio, de 1992, teve como principal desdobramento a necessidade de serem definidas metas e prazos para se alcançar o desenvolvimento sustentável. Definiram-se assim os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM), que corresponderam a diferentes metas socioeconômicas e ambientais a serem implementadas e alcançadas até 2015 (Rezende, 2007). Posteriormente, o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) estabeleceu 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) a serem alcançados até 2030 (ONU, 2024).

Mensurar a sustentabilidade possibilita auxiliar na orientação, na gestão, e tomada de decisão sobre o uso dos recursos em um dado recorte espacial, pois permite identificar as tendências de transformação, considerando a conjuntura dos aspectos humano-ambientais (Guidolini *et al.*, 2018; Vieira, 2019). Para tanto, existem diferentes ferramentas norteadoras para aferição da condição de sustentabilidade de territórios, das quais podem ser mencionadas:

---

<sup>1</sup> professorfabriciosousa@gmail.com; ID Lattes 5750005433933522

<sup>2</sup> peter.toledo@hotmail.com; ID Lattes – 399023418312498

<sup>3</sup> ameiguins@ufpa.br ; ID Lattes - 6572852379381594

Pegada Ecológica, Modelo-Resposta-Pressão, Painel da Sustentabilidade, Índice de Progresso Social, Barômetro da Sustentabilidade, entre outras (Bell; Morse, 2006).

A agenda ambiental brasileira apresenta uma histórica evolução em suas políticas, onde se destaca, entre outras, a reestruturação organizacional de terras protegidas, através da Lei 9985/2000, que instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Tal dispositivo jurídico prevê as formas de gestão, categorias e as finalidades dessas unidades e, embora não apresente mecanismos de aferição da condição de sustentabilidade destas áreas, o termo aparece nesta legislação e apresenta-se como finalidade de algumas categorias de áreas protegidas.

Embora as áreas protegidas apresentem grande relevância na contenção de perda de cobertura vegetal (Nunes *et al.*, 2015; Soares-Filho, 2016) elas também são dotadas legalmente da função de promoção de desenvolvimento sustentável, no âmbito do SNUC. Assim, figuram como importantes no aspecto social, sendo capazes de contribuir para o desenvolvimento econômico.

A aferição da sustentabilidade nos territórios amazônicos tem sido realizada principalmente apoiada em indicadores, agregando variáveis relativas aos aspectos sociais, econômicos, ambientais e institucionais. Verifica-se a utilização do Barômetro da Sustentabilidade (BS) como ferramenta de frequente utilização na Amazônia, aplicada, entre outros locais, em: assentamentos rurais (Silva; Vieira, 2016), Áreas de Proteção Ambiental, Municípios (FAPESPA, 2016; Vale *et al.*, 2017) e Estados (FAPESPA, 2016).

O Barômetro da Sustentabilidade (BS), ou ainda Índice de Sustentabilidade Ambiental (ISA) é uma ferramenta matemática desenvolvida por Prescott-Allen (1996, 2001) para sintetizar informações disponíveis, quantitativas e semiquantitativas de indicadores diversos, relacionado ao desenvolvimento e a sustentabilidade. As informações utilizadas nessa ferramenta estão divididas em duas grandes dimensões, a saber: dimensões do Bem-Estar Humano (BEH) e dimensão do Bem-Estar Ecológico (BEE) (Marchand; Le Tourneu, 2014). O resultado do BS exibe as condições de sustentabilidade em diferentes níveis (insustentável, potencialmente insustentável, intermediário, potencialmente sustentável e sustentável) (Penna; Kronenberg *et al.*, 2008). Adicionalmente, o BS tem se mostrado um instrumento eficaz na avaliação de sustentabilidade social e ambiental nas diferentes escalas nacional (Cetrulo; Molina; Malheiros, 2014; Kronenberg *et al.*, 2008), regional (Oliveira *et al.*, 2019) e municipal (Robati; Rezaej, 2022).

O BS possui características particulares as quais incluem: i) flexibilidade (permitindo livremente a escolha de variáveis e temas de acordo com o território em estudo, bem como na

escolha de definição das faixas de desempenho das variáveis), ii) multiescalaridade (passível de ser usada desde pequenos territórios - como assentamentos - até a níveis globais) e; iii) comparatividade (permitindo sua avaliação entre diferentes territórios e tempos) (Saboia; Barden, 2019).

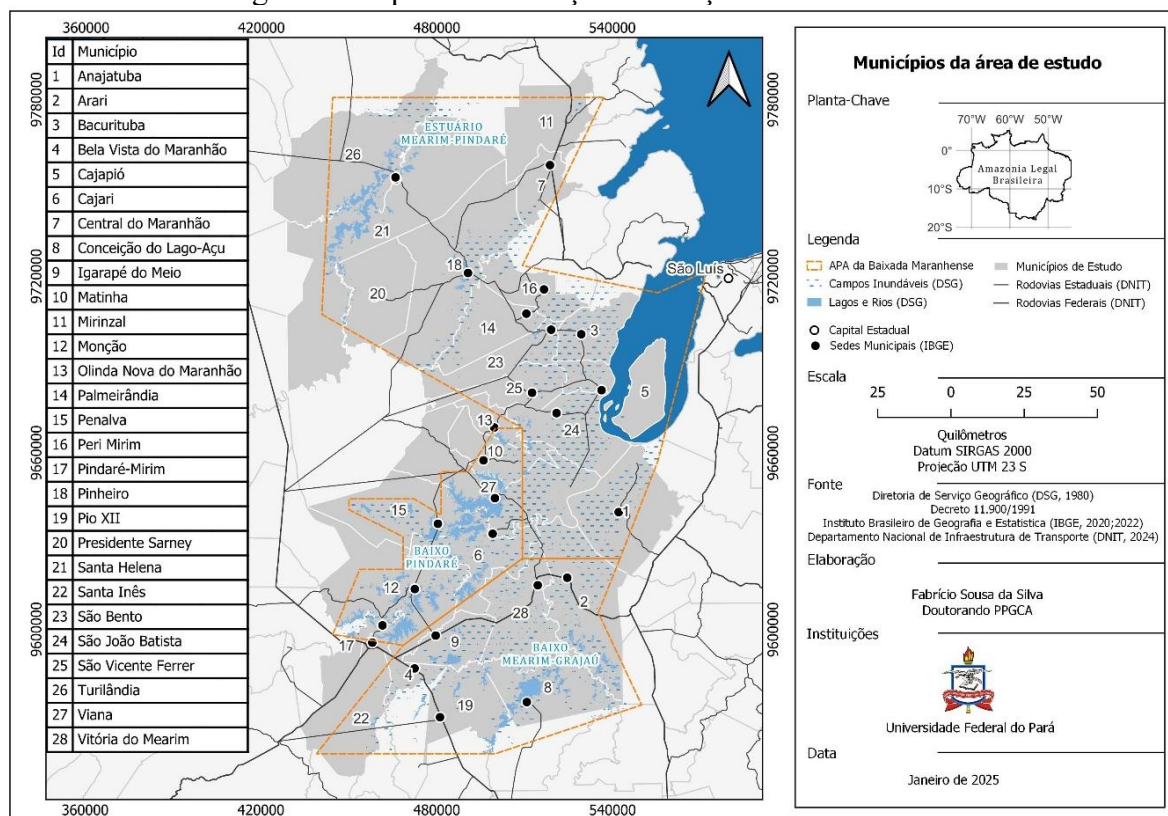
A conjuntura da sustentabilidade no recorte espacial da Amazônia é desafiadora, principalmente em decorrência das pressões significativas para uso do solo associadas às políticas de ordenamento territorial da região que tem historicamente promovido mudanças na cobertura da terra. Porém, o uso de ferramentas para aferição da sustentabilidade tem sua relevância para nortear em quais aspectos a atenção é necessária, dado que o desenvolvimento sustentável somente ocorre quando há uma combinação harmoniosa entre fatores favoráveis diretamente relacionados à economia, sociedade, meio ambiente entre outros (Oliveira *et al.*, 2012; Vieira, 2019).

As aplicações do BS mostram cenários mais propensos à potencial insustentabilidade na Amazônia. Quando observados os estados da Amazônia Legal, verificam-se condições de alertas para sustentabilidade (Vale *et al.*, 2018), destacando-se o Maranhão e o Pará, apontados como potencialmente insustentáveis (FAPESPA, 2016). Em nível municipal, Oliveira *et al.* (2019) observou que os municípios da Amazônia Legal se apresentam em duas grandes posições quanto a sustentabilidade em 2010: Potencialmente Insustentável e Intermediário.

## **2. ÁREA DE ESTUDO E METODOLOGIA**

Inserido na Amazônia Oriental, o Maranhão possui, sob gestão estadual, 8 Unidades de conservação, sendo a maioria delas Áreas de Proteção Ambientais (APAs). Entre tais unidades, um relevante destaque é dado a Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense (APA da Baixada), para qual se aplica esta pesquisa. Criada através do Decreto Lei 11900, de junho de 1991, foi categorizada como sendo de Uso Sustentável, a partir da criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) (Figura 1).

Figura 1. Mapa de localização e situação da área de estudo



Fonte: Autoria própria.

Na APA da Baixada são verificadas atividades associadas ao uso dos recursos naturais conflitantes com a concepção de uso sustentável, a saber: imposição de cercas nos campos inundáveis, construções de barragens, agricultura de não-subsistência, bubalinocultura e conflitos populacionais pelo uso da terra (Abreu, 2013; Viegas, 2015; Santos *et al.*, 2020).

Para este recorte espacial protegido da Amazônia, avaliou-se a condição de Sustentabilidade dos municípios que a integram. Além disso, verificou-se como o recorte espacial de estudo se posiciona em relação a outros territórios da Amazônia.

Nos limites desta UC estão contidos 48 municípios, total ou parcialmente, de forma que muitos municípios possuem menos de 1% área territorial incorporada à área protegida trazendo a necessidade da adoção de um critério de seleção para os municípios a serem investigados. Neste sentido, para essa pesquisa, foram selecionados 28 municípios, a partir do critério de área territorial inserida dentro dos limites da UC de pelo menos 30% e inserção da sede municipal nos limites da APA.

Foram escolhidos 25 indicadores, capazes de serem rastreados desde o ano 2000, relacionados a 8 temáticas (saúde e população, riqueza, educação, comunidade, equidade e vulnerabilidade, terra, ar e recursos naturais) os quais foram oriundos de diferentes fontes de dados, a saber: DataIMESC (Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos), IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), Atlas Brasil, DATASUS (Sistema Único de Saúde), PRODES (Programa de Monitoramento do Desflorestamento), BDQ/INPE (Banco de Queimadas/Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) e CPT (Comissão Pastoral da Terra) e correspondem aos anos de 2000 e 2010 (tabela 1).

Os indicadores foram inicialmente submetidos a uma análise exploratória através da análise de correlação de Spearman, através do R Studio, objetivando avaliar a relação entre todas as variáveis escolhidas. Os valores de referência para os indicadores, bem como os limites das Escalas de Desempenho Local (EDL) seguiram os definidos no Programa Sustentabilidade para os Estados da Amazônia (FAPESPA, 2016) (tabela 2) quando possível. Outros limites foram definidos com base em literaturas de referência ou ainda considerando os valores de máximo e mínimo (como por exemplo: PIB).

Os temas foram organizados em duas grandes dimensões (Bem-estar Humano e Bem-estar Ambiental), seguindo a concepção abordada pelo Programa Sustentabilidade para os Estados da Amazônia (FAPESPA, 2016). A Escala do Barômetro de Sustentabilidade (EB) variou de 0 a 100 intervalado por faixas de insustentável (0-20), Potencialmente Insustentável, (20-40), Intermediário (40-60), Potencialmente Sustentável (60-80) e Sustentável (80-100). A transposição dos valores das EDL para a EB deu-se através de interpolação linear simples, conforme Kronenberg *et al.* (2008), considerando a equação a seguir:

$$BS_x = \left\{ \left[ \frac{(DL_A - DL_X)(BS_A - BS_P)}{(DL_A - DL_P)} \right] X(-1) \right\} + BS_A$$

Onde:

EBS: Escala de desempenho do Barômetro da Sustentabilidade

EDL: Escala de desempenho Local

BSX: Valor na escala BS

DLA: limite anterior na Escala Local (intervalo que contém x)

DLP: limite posterior na Escala Local (intervalo que contém x)

DLX: valor do indicador na Escala Local (intervalo que contém x)

BSA: limite anterior na escala BS (intervalo que contém x)

BSP: limite posterior na escala BS (intervalo que contém x)

Aplicou-se uma média aritmética, em ambiente de software livre Libreoffice Calc aos indicadores agrupados em um mesmo tema, após a transposição linear. Para a dimensão BEH foi realizada a média aritmética das médias obtidas pelos temas relacionados neste grupo. Para a dimensão BEA foi realizada a média aritmética das médias obtidas pelos temas relacionados neste grupo.

O valor das médias das dimensões BEH e BEA foram plotadas em gráfico bidimensional, através do *Calc*, caracterizando o nível de sustentabilidade de cada um dos municípios analisados. Obteve-se ainda a média da dimensão BEH e BEA dos municípios e por fim plotou-se também em um gráfico bidimensional objetivando caracterizar a condição de sustentabilidade da APA da Baixada.

Por fim, visando uma discussão de cunho espacial, os dados obtidos através do BS foram plotados em mapa temático, com o apoio do QGIS 3.22 para os anos analisados.

Tabela 1 – Indicadores agrupados por dimensão e temática.

Dimensão	Temas	Indicadores	Referências para as Escalas de Desempenho (EDs)	Fonte
BEH	Saúde e População	Mortalidade infantil	A OMS considera até 20 por mil como baixos valores	(ODS/FAPESPA, 2016)
		Estratégia de Saúde da Família	Considera-se o valor de 70% de cobertura	Ministério da Saúde
		Leitos de internação	O Ministério da Saúde recomenda 2,5 a 3 leitos para cada mil hab.	Ministério da Saúde
		UBS	Considera-se aceitável 1 UBS para cada 12 mil/hab	Ministério da Saúde
		Cobertura Vacinal	O ideal é considerar uma população 100% vacinada	Ministério da Saúde
	Riqueza	Extrema Pobreza	Erradicar a Pobreza. Atingir 0%	(ODS/FAPESPA, 2016)
		Renda Média Per capita	1 salário-mínimo é a referência	(ODS, FAPESPA, 2016)
		Ocupação 18 anos ou mais de idade	Acima de 60%	(ODS, FAPESPA, 2016)
		PIB Per capita	Considerou-se os maiores e menores valores do Estado	(ODS, FAPESPA, 2016)
		PIB Municipal	Considerou-se os maiores e menores valores do Estado	(ODS, FAPESPA, 2016)
		Valor Produção Extrativista	Considerou-se os maiores e menores valores do Estado	(ODS, FAPESPA, 2016)
		Educação	Evasão no ensino fundamental	Considera-se sustentável não ter evasão escolar
	Evasão no ensino médio		Considera-se sustentável não ter evasão escolar	(ODS, FAPESPA, 2016)
	Analfabetismo de 18 anos ou mais		Abaixo de 1%	(FAPESPA, 2016)
	IDEB ensino fundamental		Nota a partir de 8	(ODS/FAPESPA, 2016)
	IDEB ensino médio		Nota a partir de 8	(ODS/FAPESPA, 2016)
	Comunidade	Homicídios	Abaixo de 5 homicídios por 100 mil/hab	(FAPESPA, 2016)
		Pessoas em domicílios com energia elétrica	Considerou-se como ideal uma cobertura de 100%	(FAPESPA, 2016)
	Equidade e vulnerabilidade	Trabalho infantil	Ideal é erradicar o trabalho infantil.	(FAPESPA, 2016)
		Conflitos agrários (terra e água)	Considerou-se como ideal não ter famílias em conflitos.	(CPT, 2000; 2010)
BEA	Terra	Desmatamento	Até 40 km <sup>2</sup> /ano é considerado aceitável	(MMA/FAPESPA, 2016)
		Lotação Bovina	Considerou-se os valores de lotação 1UA/Ha	(EMBRAPA)
	Ar	Focos de calor	O MMA considera aceitável até 10 focos por km <sup>2</sup> /ano	(MMA/FAPESPA, 2016)
	Recursos Naturais	População que vive em domicílios c/ banheiro e água encanada	O ideal é haver uma cobertura de 100%	(FAPESPA, 2016)
		Pessoas em domicílios urbanos com coleta de lixo	O ideal é haver uma cobertura de 100%	(FAPESPA, 2016)

Fonte: Autoria própria.



Fonte: Autoria própria.

Tabela 18 – Conclusão. Escalas de Desempenho (ED) e Escalas do Barômetro (EB).

Variável	Escala do Barômetro									
	Insustentável		Pot. Ins		Intermediário		Pont. Sust.		Sustentável	
	0	20	21	40	41	60	61	80	81	100
	Escala de Desempenho Local									
Concentração dos focos de calor	200	30	29	10	9	5	4	2	1	0
Lotação Bovina	10000	4	3,9	3	2,99	2	1,99	1	0,99	0
Desmatamento	300	160	159,99	120	119,99	80	79,99	40	39,99	0
População que vive em domicílios com banheiro e água encanada	0	69,9	70	80,99	81	90,99	91	95,99	96	100
Pessoas em domicílios urbanos com coleta de lixo	0	69,9	70	80	81	90	91	95	96	100

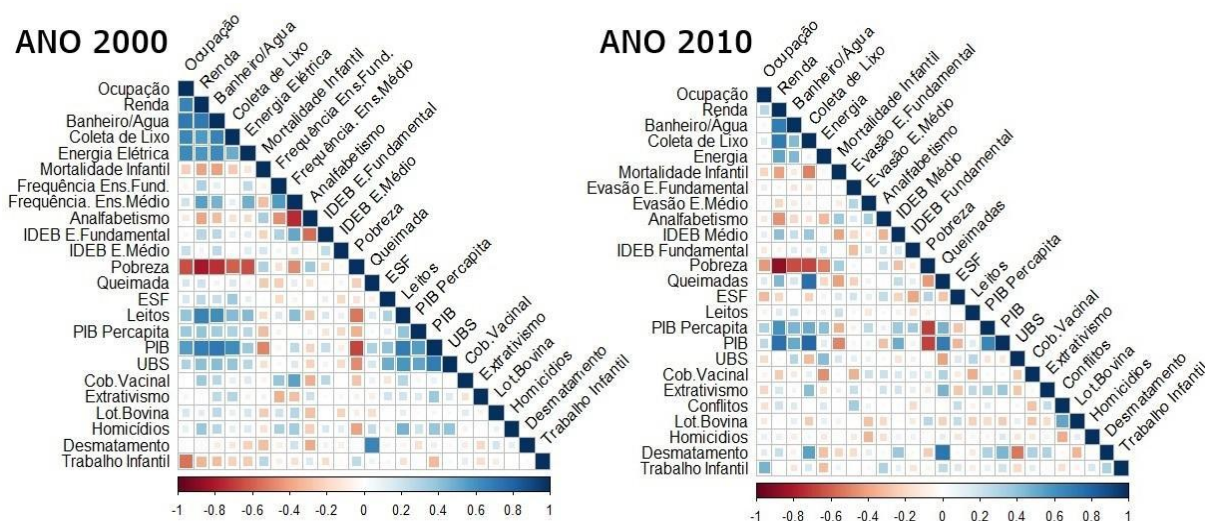
Fonte: Autoria própria.

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análise Exploratória

A análise de correlação de Spearman resultou em índices superiores a 0.65 entre as variáveis renda média, PIB e PIB per capita para o ano de 2000. Em 2010, as variáveis renda média, PIB, PIB per capita e acesso à água e banheiro apresentaram correlações também superiores a 0.65 (figura 2).

Figura 2 - Correlações entre as diferentes variáveis do BS, nos diferentes anos observados.



Fonte: Autoria própria.

A correlação encontrada entre as variáveis descritas anteriormente é compreensível pelo fato de se tratar de variáveis relacionadas aos aspectos econômicos, e cujas origens associam-se à mesma fonte, neste caso renda. Apesar desta correlação, optou-se pela manutenção das variáveis PIB, renda média e PIB per capita, em decorrência de incidirem principalmente sobre a dimensão humana. Optou-se também pela manutenção da variável acesso à água e banheiro, tendo em vista de pertencerem a dimensão ambiental que conta com um quantitativo menor de variáveis. Destaca-se ainda que a ausência da variável conflitos agrários, na avaliação de correlação do ano de 2000, se deve ao fato de não haver nenhum registro para o referido ano.

#### 3.2 Barômetro da Sustentabilidade em Escala Municipal e Regional

No ano de 2000, os municípios categorizam-se nas três primeiras faixas inferiores do BS (Insustentável com 8 municípios, Potencialmente Insustentável com 14 municípios e Intermediário com 6 municípios) e a APA da Baixada em uma posição de Potencialmente Insustentável (figura 3). Em 2010, observa-se que, a condição insustentável não apresenta mais nenhum município, de modo que, são observadas duas faixas de concentração: Potencialmente

Insustentável (com 8 municípios) e intermediário (com 20 municípios) (figura 4). O BS de 2010 apresenta compatibilidade com Oliveira *et al.* (2019), que identificaram não haver municípios categorizados como insustentáveis na Amazônia Legal, em uma escala municipal.

Figura 3 - Barômetro da Sustentabilidade para o ano 2000.

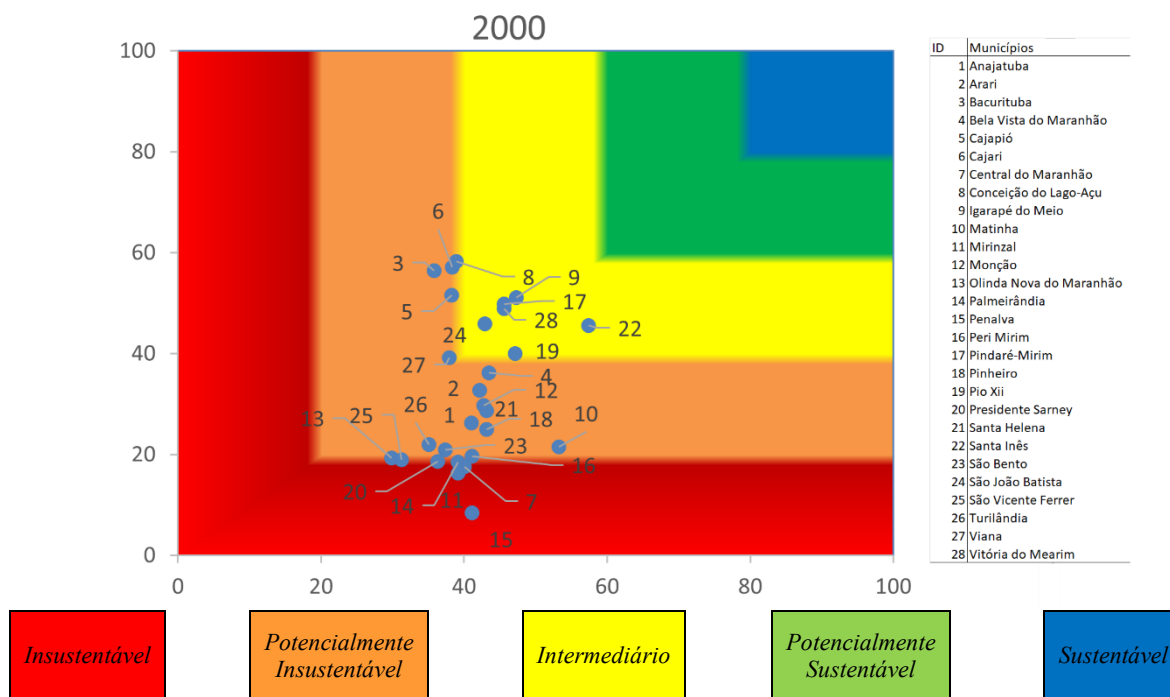
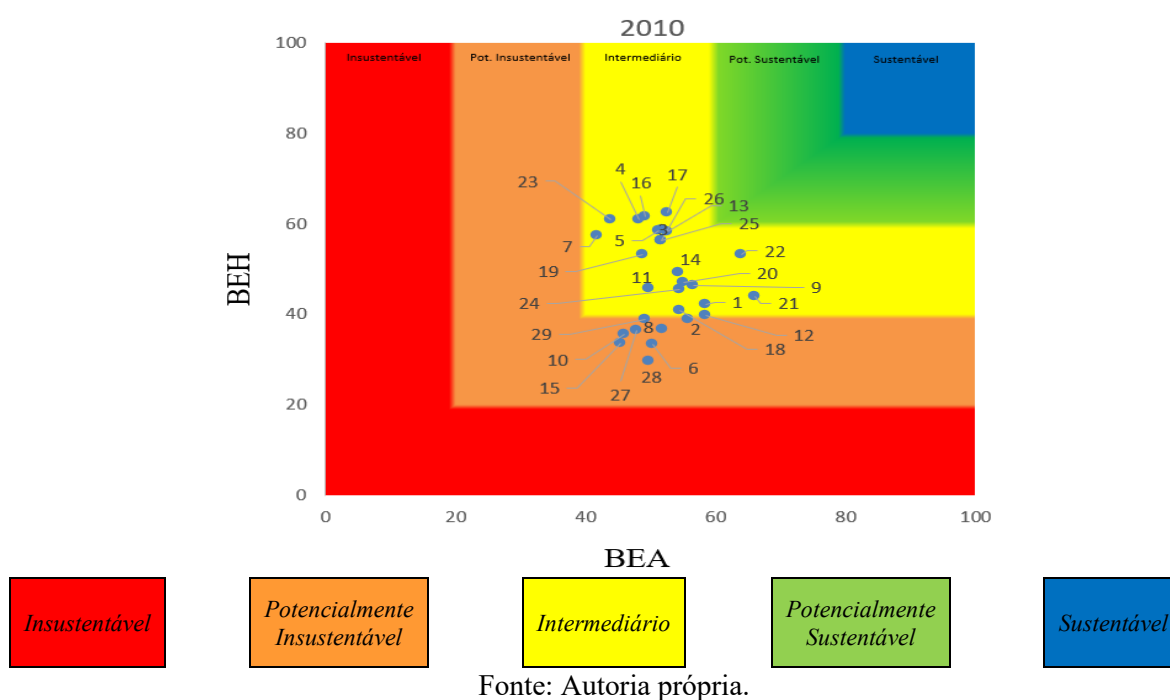


Figura 4 - Barômetro da Sustentabilidade para o ano 2010.



Apesar da evolução do BS, verifica-se que a dimensão BEH apresentou melhora em todos os municípios entre 2000 e 2010, diferentemente do que ocorreu com a dimensão BEA, onde alguns municípios apresentaram regressão nos indicadores dessa dimensão (tabela 3).

Tabela 3 - Resultado das dimensões BEH e BEA por município e por ano e média para a APA da Baixada.

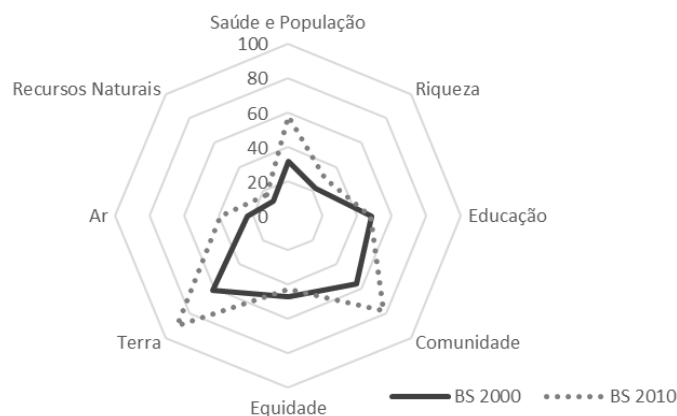
Ordem	Territorialidades	2000		2010	
		BEH	BEA	BEH	BEA
1	Anajatuba	40,98	26,25	58,40	42,18
2	Arari	42,18	32,78	55,87	39,03
3	Bacurituba	35,83	56,50	51,94	58,75
4	Bela Vista do Maranhão	43,49	36,23	48,19	60,90
5	Cajapió	38,27	51,54	51,32	58,44
6	Cajari	38,37	57,17	50,35	33,37
7	Central do Maranhão	40,075	17,58	41,86	57,49
8	Conceição do Lago-Açu	38,92	58,26	51,81	36,71
9	Igarapé do Meio	47,33	51,13	56,63	46,51
10	Matinha	53,19	21,50	55,24	57,53
11	Mirinzal	39,13	16,36	49,69	45,65
12	Monção	42,70	29,72	44,70	33,66
13	Olinda Nova do Maranhão	29,87	19,30	52,56	58,22
14	Palmeirândia	39,16	18,47	54,38	49,31
15	Penalva	41,08	8,49	45,44	33,71
16	Peri Mirim	41,09	19,63	49,23	61,69
17	Pindaré-Mirim	45,58	49,89	52,65	62,38
18	Pinheiro	43,15	25,01	54,56	40,83
19	Pio Xii	47,15	40,01	48,90	53,23
20	Presidente Sarney	36,30	18,61	55,12	47,08
21	Santa Helena	43,10	28,65	66,15	44,04
22	Santa Inês	57,37	45,56	63,99	53,28
23	São Bento	37,37	20,88	43,95	60,98
24	São João Batista	42,89	45,92	54,52	45,44
25	São Vicente Ferrer	31,25	18,99	51,63	56,32
26	Turilândia	35,09	21,94	47,93	36,52
27	Viana	37,92	39,16	49,84	29,75
28	Vitória do Mearim	45,59	48,98	49,19	38,85
--	APA DA BAIXADA	41,22	33,01	52,00	47,92

Fonte: Autoria própria.

A melhoria do BEH, para toda a APA da Baixada, decorreu do avanço correspondente às temáticas Saúde e População, Riqueza, Equidade e Comunidade em todos os municípios. A dimensão BEA, embora tenha evoluído de maneira geral para a área de estudo, mostrou que alguns municípios (Cajari, Conceição do Lago-Açu, Igarapé do Meio, Viana e Vitória do

Mearim) apresentaram redução nesta dimensão, em decorrência dos indicadores focos de queimada e lotação bovina. Apesar disto, a contribuição de tais municípios não foi suficientemente potencial para retroceder esta dimensão (figura 5) a ponto de permitir que o BS da APA se configure como intermediário em 2010.

Figura 5 - Comparativo entre os temas do BS nos anos investigados.

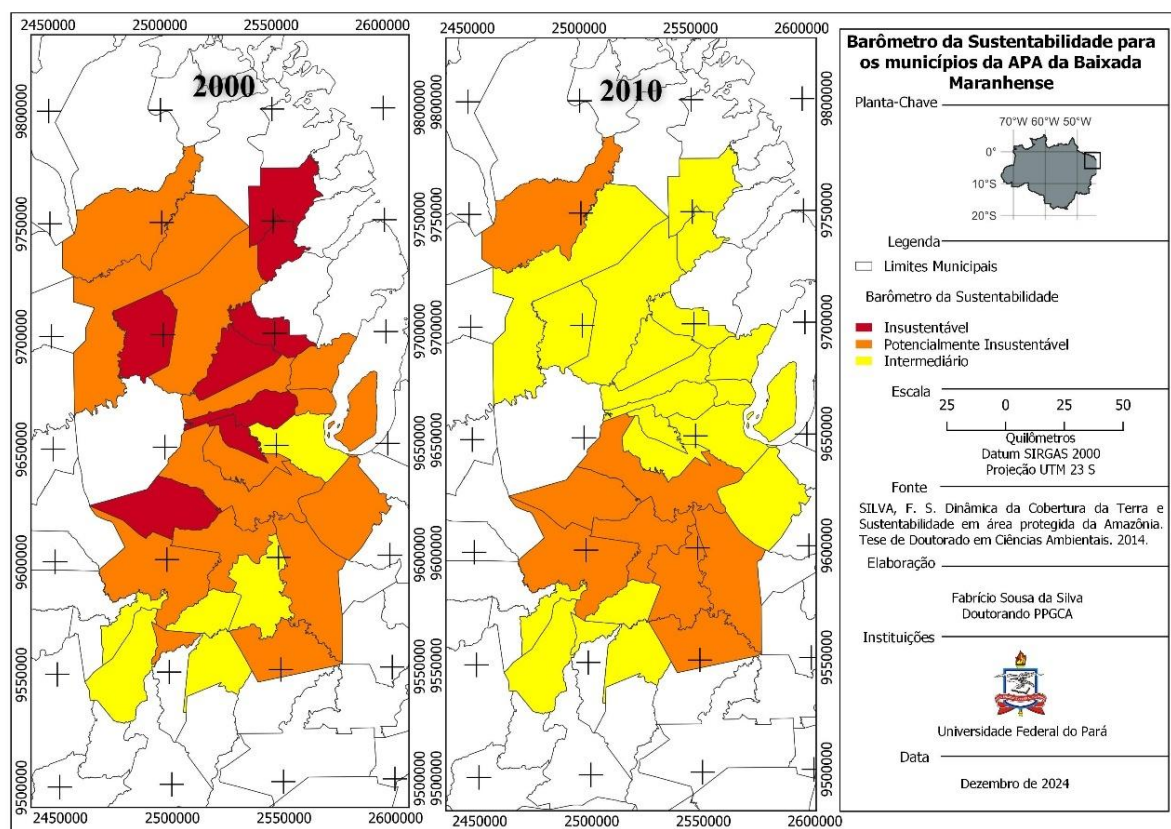


Fonte: Autoria própria.

Ao longo de 10 anos, diferentes intervenções através de políticas públicas, seja referente aos temas que compõem o BEH ou ao BEA, a serem percorridas nos itens 6.3 e 6.4, foram implementadas a partir do âmbito federal e estadual, as quais impelem contribuições na estruturação do quadro de sustentabilidade aqui apresentado.

Em termos espaciais, observou-se que os municípios situados nas porções centrais e norte da área de estudo mostraram uma forte mudança de cenário (figura 6), inclusive saindo de Insustentáveis para Sustentabilidade Intermediária. Em contrapartida, para a porção sul, observou-se um corredor de (7) municípios que se mantiveram em condição de potencialmente insustentável.

Figura 6 - Comparativo do BS em escalas municipal e temporal.



Fonte: Autoria própria.

### 3.2.1 Dimensão do Bem-Estar Humano (BEH)

Apesar da dimensão BEH apresentar melhora em todos os municípios, é importante observar que esta dimensão não recebeu a contribuição das variáveis relacionadas ao tema Educação, que se manteve praticamente estagnada e com retrocesso em 11 dos 28 municípios analisados.

O comportamento de retrocesso também foi observado para a temática Equidade, onde tema trabalho infantil retrocedeu (de potencialmente insustentável para insustentável (em 6 municípios: Anajatuba, Arari, Bacurituba, Bela Vista do Maranhão, Olinda Nova, e São Bento), e a temática conflitos seguiu de sustentável para insustentável. Os hábitos populares locais apresentam-se como um dos entraves ao combate do trabalho infantil no Maranhão, bem como o fim do financiamento de programas estruturantes como o PETI (Programa de Erradicação do Trabalho Infantil), cofinanciados pelo governo federal, limita muitos municípios a desenvolverem estratégias nesse sentido (Maranhão, 2021).

Ainda na temática Equidade, para a variável dos conflitos agrários, entre 2000 e 2010 é verificado um acirramento das tensões associadas a luta pela posse da terra. Além disso, e uma melhor documentação destes acontecimentos vem sendo registrada, conforme apontam os

relatórios da Comissão Pastoral da Terra (CPT, 2000; 2010). Em 2010, 8 municípios apresentam famílias em situação de conflito agrário (Anajatuba, Arari, Bacurituba, Bela Vista do Maranhão, Palmeirândia, Pinheiro, São João Batista e Turilândia).

A temática Saúde e População, que saiu de uma condição de Potencialmente Insustentável para Intermediário, onde, a partir do governo federal, iniciativas voltadas ao fortalecimento da saúde pública ocorreram, com destaque para a o Programa de Saúde da Família (Lei Federal nº 8.080/1990) que se desdobrou na Estratégia da Saúde da Família (ESF). A implementação ESF apresenta sequencialmente uma cadeia de impactos positivos no que se refere ao acompanhamento da saúde (Pinto; Ginovanella, 2018) e, na área de estudo, verifica-se a diminuição das taxas de mortalidade infantil e avanço da cobertura vacinal. Os municípios de Bela Vista do Maranhão e Central do Maranhão foram os dois únicos classificados como Potencialmente Sustentáveis, quando os demais apresentaram-se como intermediários, nesta temática.

A temática Riqueza também apresentou evolução, mas manteve-se ainda em uma condição de Potencial Insustentabilidade. A evolução, composta por diferentes indicadores, seguiu uma tendência de crescimento do PIB Maranhense nesse intervalo 2000-2010, conforme verificado por Abreu (2013), que contou com fatores de contribuição relacionados direta ou indiretamente de investimentos em setores exportadores destacando-se: agronegócios, minero-metalurgia e logística de transportes (IMESC, 2008). O extrativismo vegetal também ganha destaque pela consolidação do Maranhão como principal produtor de Babaçu (amêndoa) do Brasil, incluindo 2 municípios da área de estudo: Penalva e Cajari (IBGE, 2012).

### **3.2.2 Dimensão do Bem-Estar Ambiental (BEA)**

O indicador desmatamento, relacionado ao tema Terra, apresentou diminuição em todos os municípios e configurou-se como potencialmente sustentável em 2010. Esta diminuição seguiu uma tendência nacional de diminuição das taxas de desmatamento verificadas em toda Amazônia, e corresponde as fases 1 e 2 do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAM).

O indicador lotação bovina, também relacionado ao tema Terra apresentou 11 municípios com retrocesso. Tal quadro sugere que áreas já desmatadas anteriormente estão sendo convertidas em áreas de pastagens, e sendo ocupadas por um expressivo rebanho, destacando o rebanho bubalino. Atualmente, o ranking dos 10 maiores municípios com efetivo de rebanho bubalino, contém 9 municípios da área de estudo (IMESC 2023)

O tema Ar, composto apenas pelo indicador focos de calor, apresentou leve melhora, mas ainda se manteve em uma faixa de Potencialmente Insustentável. Neste cenário, 10 municípios apresentaram retrocesso para esta temática (Cajari, Vitória do Mearim, Conceição do Lago-Açu, Viana, Anajatuba, Arari, São João Batista, Igarapé do Meio, Cajapió e Bacurituba). O uso do fogo constitui-se uma prática histórica de manejo dos cultivos nas pequenas comunidades rurais da região (Silva Júnior *et al.*, 2013), cuja prática é popularmente conhecida como roça de toco. Tal prática pode receber contribuições de programas de extensão rural focadas em boas práticas agrícolas, principalmente voltadas a agricultura familiar.

Para os Recursos Naturais, observa-se pouco avanço, de modo que esta temática continuou a se apresentar como insustentável. Os investimentos são ausentes para o período de estudo e, até a atualidade, evidenciam, por exemplo, a grande dificuldade para fechamento de lixões a céu aberto, ainda muito comum em diversas cidades da APA da Baixada. Silva *et al.* (2022) destacam que a situação econômica dos municípios ainda é um grande entrave para as melhorias nessa temática. Este cenário ainda está longe de atender a principal política pública relacionada ao saneamento básico, o marco legal do saneamento básico (Lei Federal nº 14026) que institui o ano de 2020 como prazo para fechamento de lixões em todo o país.

É importante destacar que a existência de um corredor centro-sul de estagnação do BS na APA da Baixada mostra-se relacionado à dimensão do BEA, os quais vários municípios apresentam retrocesso ou manutenção dos indicadores nas temáticas da dimensão.

#### **4. PERSPECTIVAS FUTURAS PARA OS INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE**

Para as temáticas do BS que apresentaram resultados insatisfatórios, alguns destaques são importantes no sentido de identificar a atual condição de alguns indicadores dos temas que apresentaram pior desempenho.

Embora as principais políticas sociais e ambientais em vigência serem de cunho federal, no estado do Maranhão são observadas algumas ações dotadas da capacidade de promover mudanças em indicadores e por consequência, na sustentabilidade da área de estudo, conforme destacado a seguir.

O indicador conflitos agrários, na temática equidade, apresenta uma mudança de cenário de modo que, o quantitativo de famílias em áreas de conflito, seja pela posse da terra ou acesso à água, foi de 446 em 2022 (CPT, 2023), enquanto em 2010 esse quantitativo era de 1100 famílias (CPT, 2011). Observa-se também uma relevante iniciativa do poder judiciário, através do Tribunal de Justiça do Estado do Maranhão, com a instituição de uma Comissão de Conflitos Fundiários, no ano de 2023 (Resolução-GP, 2023) para mediar juridicamente tais conflitos.

Na temática educação, instituiu-se o Programa Escola Digna (Decreto Lei n. 30.620/2015), e posterior instituição da Política Educacional Escola Digna (Lei 10.995/2019), que objetiva o melhoramento da estrutura física das unidades de ensino, bem como valorização dos profissionais da educação. De acordo com IMESC (2022), verificam-se baixos quantitativos de abandono escolar de modo que para a área de estudo, apenas dois municípios não apresentam redução neste indicador (Pio XII e São João Batista), o qual interfere na composição do IDEB (índice de desenvolvimento da Educação Básica).

No âmbito das temáticas inseridas no BEA, a implementação do Plano de Combate a Desmatamentos e Queimadas (PPCDQ-MA) figura como uma importante política capaz de prover benefícios quanto a manutenção sustentável da temática Terra e Ar. Este plano foi lançado pela primeira vez em 2011 (Decreto Estadual nº 27.317/2011) e, atualmente, se encontra na 2ª fase, lançado em 2024. Contudo, apresenta carência em metas e ações voltadas às áreas protegidas.

## **5. CONSIDERAÇÕES FINAIS**

A aplicação do Barômetro de Sustentabilidade permitiu identificar que a condição de sustentabilidade da APA da Baixada Maranhense apresentou evolução positiva entre 2000 e 2010, embora não tenha alcançado faixas de Potencialmente Sustentável ou Sustentável. Tal evolução é evidenciada pela mudança na escala do Barômetro, saindo de Potencialmente Insustentável para Intermediária, com progresso geral nas duas dimensões observadas (BEH e BEA).

Apesar dos resultados positivos alcançados pela APA da Baixada, eles carecem de observação cautelosa, pois nem todos os municípios apresentam evolução de forma semelhante. Em outras palavras, o status Intermediário da área de estudo, não recebeu contribuição de todos os municípios. Esse resultado pode mascarar o quadro de sustentabilidade da área.

Este trabalho evidenciou ainda que a área de estudo se apresenta como um recorte representativo da Amazônia quanto ao comportamento da Sustentabilidade em escala municipal e estadual.

O estabelecimento de um cenário de sustentabilidade, para a área de estudo, apresenta importância para implementação de políticas públicas de gestão da unidade. Atualmente a APA da Baixada não dispõe de políticas de ordenamento e uso do território, possíveis de serem aplicadas através de legislação complementar e plano de manejo. Assim, entende-se que esta pesquisa pode contribuir com a orientação de tais políticas supracitadas.

É recomendável uma nova aplicação do BS nesta área, após a divulgação dos dados do Censo de 2022, para verificar se a área de estudo caminha em direção à sustentabilidade de modo homogêneo ou se o padrão de heterogeneidade se mantém.

Por fim, é importante destacar que, os indicadores quem compuseram o BS desta pesquisa, apresentam aderência com, pelo menos 8 ODS, sendo eles: ODS 1, ODS3, ODS 4, ODS 6, ODS 7, ODS 8, ODS 15 e ODS 16 e que, por tanto, o BS também se constitui em uma ferramenta capaz de monitorar os avanços em relação ao compromisso brasileiro para o alcance da sustentabilidade global.

## REFERÊNCIAS

ABREU, F. C. M. G. O. **Dinâmica territorial e políticas ambientais:** uma análise da relação entre crescimento da renda per capita e ocorrência de desmatamento nos municípios da área de proteção ambiental da baixada maranhense. 2013. 104f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Socioespacial e Regional) –Universidade Estadual do Maranhão, São Luís-MA, 2013.

BELL, S. & MORSE, S. 2006. Measuring Sustainability. Learning from doing. **Eartscan Press**. 189 p.

BRASIL. Lei Federal nº 9985/2000 - **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm)>. Acesso: 06 Jan. 2023.

BRUNDTLAND, G. H. Report of the World Commission on Environment and Development. “Our Common Future”. **United Nations**. August 1987. Disponível em <https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/5987our-common-future.pdf>. Acesso: 17 de out. 2023.

CETRULO, T. B.; CETRULO, N. M. 2014. Sustainable development and Brazilian states: comparison using the sustainability barometer. **WIT Transactions on Ecology and The Environment**, Vol 181. 279-289.

COMISSÃO PASTORAL DA TERRA – CPT. **Conflitos no campo: Brasil 2000**. Antônio CANUTO, C. R. S. L.; WICHINIESKI, I. (Orgs) CPT Nacional Brasil, 2001. 192p. Disponível em: <https://cptnacional.org.br/downloads/summary/41-conflitos-no-campo-brasil-publicacao/250-conflitos-no-campo-brasil-2000>. Acesso: 02 de dez 2023.

COMISSÃO PASTORAL DA TERRA – CPT. **Conflitos no campo: Brasil 2011**. Centro de documentação Dom Tomás Balduino, 2012. Disponível em: <https://cptnacional.org.br/downloads-2/download/41-conflitos-no-campo-brasil-publicacao/274-conflitos-no-campo-brasil-2011>. Acesso: 02 de dez 2023.

COMISSÃO PASTORAL DA TERRA – CPT. **Conflitos no campo: Brasil 2022**. Centro de documentação Dom Tomás Balduino, 2023. Disponível em: <https://www.cptnacional.org.br/publicacoes-2/destaque/6354-conflitos-no-campo-brasil-2022>. Acesso: 02 de dez 2023.

DECRETO ESTADUAL nº 11.900 de 06 de junho de 1990. **Criação da APA da Baixada**. Disponível em:

<[https://documentacao.socioambiental.org/ato\\_normativo/UC/303\\_20100823\\_145738.pdf](https://documentacao.socioambiental.org/ato_normativo/UC/303_20100823_145738.pdf)>. Acesso em: 17 out. 2023.

DECRETO LEI nº 30.620 de 02 de janeiro de 2015. **Programa Escola Digna**. Disponível em: <<https://www.ma.gov.br/noticias/categorias/escola-digna>>. Acesso em: 06 Jan. 2023.

FUNDAÇÃO AMAZÔNIA DE AMPARO A ESTUDOS E PESQUISAS (FAPESPA). **Barômetro da Sustentabilidade da Amazônia / Diretoria de Estudos e Pesquisas Ambientais**. – Belém, 2016. 87 f. Disponível em: [https://drive.google.com/file/d/10xYtCleo\\_uiFng6M36NVTGv68e4r-J5v/view](https://drive.google.com/file/d/10xYtCleo_uiFng6M36NVTGv68e4r-J5v/view). Acesso: 17 de out. 2023.

GUIDOLINI, J. F.; GIAROLLA, A.; TOLEDO, P. M.; VALERA, C. A.; OMETTO, J. P. 2018. Water sustainability at the River Grande Basin, Brazil: An approach based on the Barometer of Sustainability. *Int J Environ Res Public Health*. 15(11): 2582.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura (PEVS), nº 25**. Rio de Janeiro: IBGE. 2010. Disponível em: [https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs\\_2010\\_v25.pdf](https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/74/pevs_2010_v25.pdf). Acesso: 30 dez. 2023.

INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS (IMESC). **Perfil do Maranhão 2006/2007 /**. V.1(2008) – São Luís: IMESC, 2008. Disponível em: <https://imesc.ma.gov.br/src/upload/publicacoes/ab4f63fb911f92ef718e3049c8dd2890.pdf>. Acesso: 30 dez. 2023.

INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS (IMESC). **Encarte: diagnóstico socioeconômico do Maranhão (2022)**, online – São Luís, IMESC, 2023. Disponível em [https://imesc.ma.gov.br/src/upload/diagnosticoavancado/pdf%20\(32\).pdf](https://imesc.ma.gov.br/src/upload/diagnosticoavancado/pdf%20(32).pdf). Acesso: 30 dez. 2023.

INSTITUTO MARANHENSE DE ESTUDOS SOCIOECONÔMICOS E CARTOGRÁFICOS (IMESC). **Desempenho da pecuária Maranhense 2022**. V.4, n.1, 2023. - São Luís, IMESC, 2023. Disponível em <https://imesc.ma.gov.br/src/upload/publicacoes/bac66681964af5c9eeb357dc998818e1.pdf>. Acesso: 30 dez. 2023.

KRONEMBERGER P. M. D; CARVALHO N. C., JUDICAEL, J. C. Indicadores de sustentabilidade em pequenas bacias hidrográficas: uma aplicação do "barômetro da sustentabilidade" à bacia do Jurumirim (Angra dos Reis/RJ). *Geochimica Brasiliensis*, v.18, n2, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <https://geobrasiliensis.emnuvens.com.br/geobrasiliensis/article/view/214/pdf>. Acesso: 02 fev. 2024.

KRONEMBERGER, D. M. P., JUNIOR, J. V., NASCIMENTO, J. A.S., COLLARES, J. E. R., SILVA, L. C. D. Desenvolvimento Sustentável no Brasil: Uma Análise a Partir da Aplicação do Barômetro da Sustentabilidade. *Sociedade & Natureza*, v. 20, n. 1, p. 25–50, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1982-45132008000100002>.

LAGO, A. A. C. **Conferências de desenvolvimento sustentável**. Brasília: FUNAG, 2013. 202 p.

LEI ESTADUAL Nº 10.995 de 11 de março de 2019. **Política Educacional Escola Digna**. Diário Oficial do Estado do Maranhão de 15 de março de 2019.

LEI FEDERAL nº 8.080 de 19 de setembro de 1980. **Condições para a promoção da Saúde**. Disponível em: < [https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/18080.htm](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/18080.htm)>. Acesso em: 01 fev. 2024.

MARANHÃO. Secretaria de Estado de Desenvolvimento Social e Secretaria de Direitos Humanos e Participação Popular. **Plano Estadual de prevenção e erradicação do trabalho infantil e proteção ao adolescente trabalhador no Maranhão**. Governo do Estado do Maranhão. São Luís, 2021. Disponível em: [https://www.mpma.mp.br/arquivos/CAOPIJ/docs/PEPETIPAT\\_FINAL\\_2021\\_2.pdf](https://www.mpma.mp.br/arquivos/CAOPIJ/docs/PEPETIPAT_FINAL_2021_2.pdf). Acesso: 02 fev. 2024.

MARCHAND, G., TOURNEAU L., MICHEL, F. “O desafio de medir a sustentabilidade na Amazônia: os principais indicadores mundiais e a sua aplicabilidade ao contexto amazônico”. IN: VIEIRA, I. C. G., TOLEDO, P. T., OLIVEIRA, J. R. S. A (org.) **Ambiente e Sociedade na Amazônia: uma abordagem interdisciplinar**, Rio de Janeiro, Garamond, pp.195-220, 2014, 504p.

NUNES, T. S. S.; FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E. M. A importância das unidades de conservação e terras indígenas na contenção do desmatamento na Amazônia Legal Brasileira. *In*: VIEIRA, I. C. G., JARDIM, M. A. G., ROCHA, E. J. P. (ed.). **Amazônia em Tempo: Estudos climáticos e socioambientais**. Belém, Universidade Federal do Pará: Museu Paraense Emílio Goeldi: Embrapa Amazônia Oriental, 2015.

OLIVEIRA, R. A. de; SOUZA, M. P. de; RODRÍGUEZ, T. D. M.; SOUZA FILHO, T. A. de. Desenvolvimento regional sustentável na Amazônia Legal e os objetivos do milênio. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, [S. l.], v. 15, n. 7, p 198-214, 2019.

OLIVEIRA, R. A.; Souza, M. P.; Paes, D. C. A. S. 2012. Policy and development in the Legal Amazon: analysis of indicators using the barometer of sustainability. *aos - Amazônia, Organizações e Sustentabilidade Amazon, Organizations and Sustainability* DOI - <http://dx.doi.org/10.17648/aos.v8i2.2012> ISSN online: 2238-8893

ONU. Organização das Nações Unidas. **Os objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM)**. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs> Acesso em: 01 Mar. 2024.

PENNA KRONEMBERGER, D. M.; CLEVELARIO JUNIOR, J.; SENA DO NASCIMENTO, J. A.; ROCHA COLLARES, J. E. Sustainable development in Brazil: an overview based on barometer of sustainability tool. **Sociedade & Natureza**, [S. l.], v. 20, n. 1, 2008. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/sociedadennatureza/article/view/9321>. Acesso em: 29 fev. 2024.

PINTO, L. F., GIOVANELLA, L. Do Programa à Estratégia Saúde da Família: expansão do acesso e redução das internações por condições sensíveis à atenção básica (ICSAB). **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, n. 6, p. 1903–1914. 2018. <https://doi.org/10.1590/1413-81232018236.05592018>. Acesso: 02 fev 2024.

PRESCOTT-ALLEN, R. Barometer of Sustainability: Measuring and communicating wellbeing and sustainable development, Cambridge, IUCN. 1996. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/Rep-1996-030.pdf>. Acesso: 02 fev. 2024.

RESOLUÇÃO-GP Nº de 23 de março de 2023. **Comissão de Conflitos Fundiários do Maranhão.** Disponível em [https://novogerenciador.tjma.jus.br/storage/arquivos/resolucoes\\_2023/resolucao\\_gp\\_n\\_23\\_de\\_20\\_de\\_marco\\_de\\_2023\\_22\\_03\\_2023\\_19\\_38\\_27.pdf](https://novogerenciador.tjma.jus.br/storage/arquivos/resolucoes_2023/resolucao_gp_n_23_de_20_de_marco_de_2023_22_03_2023_19_38_27.pdf)>. Acesso em: 17 Out. 2023.

ROBATI, M.; REZAEJ. 2022. Applying the Sustainability Barometer Approach to Assess Urban Sustainability Urban Sci. 6(4), 85.

SABOIA, C. S.; BARDEN, J. E./ 2019. Application of the sustainability barometer in brazil: a bibliometric study/aplicacao do barometro da sustentabilidade no Brasil: um estudo bibliometrico." **Produção Online**, vol. 19, no. 1, Mar. 2019, pp. 129+. Gale OneFile: Informe acadêmico, <link.gale.com/apps/doc/A642734914/IFME?u=anon~ac927ed1&sid=googleScholar&xid=8dd043ae>. Accessed 29 Feb. 2024.

SILVA E SILVA, A. L., CHAVES VERDE, G., ALVES SILVA, A. C., DE JESUS DA SILVA DE SOUSA VERDE, A., FERREIRA SANTOS, T., CUNHA ALMEIDA PINHEIRO, N. Desafios para a erradicação dos lixões nos municípios da Baixada Maranhense frente aos prazos estabelecidos pelo novo marco regulatório do saneamento básico brasileiro. **Revista Geama**, v. 8, n. 2, p. 34–41, 2022. Disponível em: <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/4865>. Acesso: 02 fev. 2024.

SILVA JUNIOR, C. H. L., FREIRE, A. T. G., RODRIGUES, T. C. S., VIEGAS, J. C., BEZERRA, D. S. Dinâmica das queimadas na Baixada Maranhense. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 2, n. 5, p. 355–375, 2016. <https://doi.org/10.18766/2446-6549/interespaco.v2n5p355-375>.

SILVA, V. C. S., VIEIRA, I. C. G. Barômetro da Sustentabilidade aplicado a assentamentos rurais do leste do Estado do Pará, Brasil. **DeMA – UFPR**, Curitiba PR, v. 36, p.201-221, 2016. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v36i0.39957>.

SOARES-FILHO, B. S. et al. Contribution of the Amazon protected areas program to forest conservation. **Biological Conservation**, v. 279, p. 109928, 2023. [doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109928](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109928).

VALE, F. A. F. **Índices de desenvolvimento sustentável aplicados à Amazônia Legal como subsídio a políticas de combate ao desmatamento**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Belém: UFPA, 2017.

VALE, F. A. F., TOLEDO, P. M., VIEIRA, I. C. G. Análise comparativa de indicadores de sustentabilidade entre os estados da Amazônia Legal. **Sustentabilidade em Debate**, v. 9, n. 1, p. 214 – 231, 2018. <https://doi.org/10.18472/SustDeb.v9n1.2018.25621>.

VIEGAS, J. C. **Dinâmica da Paisagem do médio curso do Rio Pericumã, área de influência da Cidade de Pinheiro - Maranhão**. Monografia (Graduação em Geografia) – São Luís: UFMA, 2012.

VIEIRA, I. C. G. Abordagens e desafios no uso de indicadores de sustentabilidade no contexto amazônico. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 71, n. 1, p. 46-50, 2019. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602019000100013>.

## Biografia dos Autores

**Fabrcio Sousa da Silva:** Possui Doutorado em Ci4ncias Ambientais pelo Instituto de Geoci4ncias da Universidade Federal do Par4 (IG/UFPA). Mestre em An4lise e Modelagem de Sistemas Ambientais pelo Instituto de Geoci4ncias da Universidade Federal de Minas Gerais (IGC/UFMG). Bacharel e Licenciado em Geografia pela Universidade Federal do Maranh4o (UFMA).

**Peter Mann de Toledo:** Possui gradua4o em Licenciatura em Ci4ncias Biol4gicas pela Universidade Federal do Paran4 (1983), mestrado em Geoci4ncias pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1986) e doutorado em PhD em Geologia pela Universidade do Colorado nos EUA (1995). Atualmente 4 pesquisador titular do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE/MCTI, lotado na Coordena4o Geral de Ci4ncias da Terra. Atua na divis4o de impacto, adapta4o e vulnerabilidades sociais e ambientais.

**Aline Maria Meiguins de Lima:** Gradua4o em Geologia - Universidade Federal do Par4 (1998); Especializa4o em Gest4o Normativa de Recursos H4dricos - Universidade Federal da Para4ba (2007); Mestrado em Geotecnia - Escola de Engenharia de S4o Carlos da Universidade de S4o Paulo (2000); e Doutorado em Desenvolvimento Socioambiental - N4cleo de Estudos Amaz4nicos - Universidade Federal do Par4 (2007). Professora da Universidade Federal do Par4 (UFPA). Linhas de pesquisa em Geoci4ncias (Geologia Ambiental): recursos h4dricos (4guas superficiais e subterr4neas), geomorfologia ambiental, gest4o ambiental, sistema de informa4oes geogr4ficas e geotecnia.



## **CAPÍTULO 7 - DISTRIBUIÇÃO DAS ESPÉCIES DE FLEBOTOMÍNEOS (DIPTERA: PSYCHODIDAE), INCLUINDO VETORES DE *LEISHMANIA*, NA RESERVA BIOLÓGICA DO GURUPI, AMAZÔNIA ORIENTAL**

Valéria Cristina Soares Pinheiro<sup>1</sup>

Judson Chaves Rodrigues<sup>2</sup>

Rosa Cristina Ribeiro da Silva<sup>3</sup>

Antonia Suely Guimarães e Silva<sup>4</sup>

Maxcilene da Silva de Oliveira<sup>5</sup>

### **1. INTRODUÇÃO**

Os flebotomíneos são insetos de grande importância médica e veterinária, pois algumas espécies estão envolvidas na transmissão de patógenos, incluindo protozoários do gênero *Leishmania* (Ross 1903) (Ops, 2023). Esses insetos vivem preferencialmente ao nível do solo e em abrigos protegidos do vento e do sol, sendo que as fêmeas são hematófagas. Atualmente, são conhecidas 1.067 espécies de flebotomíneos no mundo, das quais 32 são fósseis e 1.028 são atuais (Galati; Rodrigues, 2023; Galati, 2024). Aproximadamente 10% dessas espécies são suspeitas de atuar como vetores de *Leishmania* spp. (Maroli *et al.*, 2013). No Brasil, já foram registradas 303 espécies (Galati, 2024), sendo 97 delas catalogadas no Maranhão, um dos Estados com maior diversidade desses insetos, atrás apenas dos Estados da região Norte (Rebêlo *et al.*, 2010a; Aguiar; Vieira, 2018; Rodrigues; Galati 2024; Galati, 2024).

As leishmanioses são doenças tropicais negligenciadas, caracterizadas por um amplo espectro de manifestações clínicas, que incluem as formas cutânea (LC), mucosa (ML) e visceral (LV) (OPS, 2023). Pelo menos 20 espécies de *Leishmania* são conhecidas por causar infecções em humanos, sendo transmitidas por diferentes espécies de flebotomíneos (Cecílio *et al.*, 2022). No Brasil, o principal agente etiológico da LV é *Leishmania (Leishmania) infantum* Nicole, 1908, cuja transmissão ocorre pela picada do flebotomíneo infectado *Lutzomyia*

---

<sup>1</sup> vc\_pinheiro@hotmail.com; ID Lattes: 5443198431811220

<sup>2</sup> judsoom.rodriguesz@gmail.com; ID Lattes: 1580612604379857

<sup>3</sup> rosinhachris@gmail.com; ID Lattes: 0975041928871117

<sup>4</sup> asuelygui@gmail.com; ID Lattes: 1705067446331469

<sup>5</sup> maxcilene.oliveira@discente.ufma.br; ID Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9612485312205589>

*longipalpis* (Lutz & Neiva, 1912). Já a LC envolve múltiplos vetores e agentes etiológicos, sendo as principais espécies vetoras *Nyssomyia whitmani* (Antunes & Coutinho, 1939), *Nyssomyia intermedia* (Lutz & Neiva, 1912), *Nyssomyia neivai* (Pinto, 1926), *Migonemyia migonei* (França, 1920) e *Psychodopygus wellcomei* Fraiha, Shaw & Lainson, 1971 (OPS, 2023; Lainson; Rangel, 2005).

A região amazônica oriental abriga uma grande diversidade de flebotomíneos, incluindo espécies reconhecidas como vetores de *Leishmania*, como *Lu. longipalpis*, *Ny. antunesi*, *Ny. whitmani* e *Ps. complexus* (Rebelo *et al.*, 2000a,b). No entanto, o conhecimento sobre a fauna desses insetos na Reserva Biológica do Gurupi (REBIO-Gurupi) ainda é limitado, com apenas o estudo de Rodrigues *et al.* (2024) conduzido até o momento. Essa lacuna evidencia a necessidade de novas investigações para compreender melhor a distribuição e abundância dessas espécies na região.

A REBIO do Gurupi, localizada no noroeste do Maranhão, é a única Unidade de Conservação (UC) Federal da Amazônia Maranhense. Seu território abrange os municípios de Centro Novo do Maranhão (59,08%), Bom Jardim (35,59%) e São João do Carú (5,33%), sendo gerido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Além de seu papel fundamental na preservação da biodiversidade, a reserva integra a Amazônia Legal e está situada em uma área endêmica para leishmanioses, o que reforça sua relevância para estudos ecológicos e epidemiológicos (Martins; Oliveira, 2011).

Diante da importância da biodiversidade na Amazônia Oriental e do papel dos flebotomíneos na transmissão das leishmanioses, este estudo tem como objetivo contribuir com o conhecimento da fauna de flebotomíneos na REBIO do Gurupi, com ênfase na distribuição dos vetores de *Leishmania* no estado do Maranhão.

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **Aspectos gerais dos flebotomíneos**

Os flebotomíneos adultos são insetos pequenos, com comprimento variando entre 2 e 5 milímetros, e coloração que pode variar de palha a castanho-claro. Uma característica distintiva desses insetos é a posição de suas asas, que, ao repousarem, ficam semieretas e entreabertas. São insetos holometábolos, ou seja, seu ciclo de vida passa pelas fases de ovo, larva (com quatro estágios), pupa e adulto. Os flebotomíneos são popularmente conhecidos por diversos nomes, dependendo da região, como "sand flies" nos países de língua inglesa e, no Brasil, como

cangalhinha, arrupiado, mosquito palha, flebóti, asa dura, tatuquira, entre outros (Forattini, 1973; Williams, 1993; Alexander, 1999; Camargo, 2003; Dias, 2011).

### **Importância médica e veterinária dos flebotômíneos**

Os flebotômíneos representam grande relevância médica e veterinária, pois são vetores de patógenos de infecções virais, bacteriana e parasitos do gênero *Leishmania*, agente etiológico das leishmanioses, doenças complexas, com uma variedade de manifestações clínicas que afetam milhares de pessoas em todo o mundo (Ops, 2023).

As leishmanioses estão entre as principais doenças humanas transmitidas por insetos e encontram-se amplamente distribuída no mundo com aproximadamente 350 milhões de pessoas expostas ao risco de contrair esta enfermidade. Possui dois tipos distintos: a Leishmaniose Tegumentar (LT), que apresenta diferentes manifestações clínicas no homem, cutânea e mucosa/cutânea e a Leishmaniose Visceral (LV), infecção crônica e sistêmica que pode evoluir para óbito em 90% dos casos sem tratamento adequado e oportuno, com grande impacto à saúde humana, e que atinge também o cão (Ops, 2023).

A infecção ocorre por meio da interação entre o inseto transmissor, o flebotômíneo, os reservatórios e o parasito, *Leishmania*, que durante o repasto sanguíneo do inseto é inoculado no hospedeiro sadio. Os reservatórios são uma gama variada de mamíferos domésticos e silvestres (canídeos, felinos, equinos, roedores, suínos, preguiça, tamanduá, tatu, raposas, gambá ou mucura) (Young; Duncan, 1994; Ops, 2023).

São doenças infecciosas que representam um importante problema de saúde pública mundial, e segundo os últimos dados de 2022 da Organização Mundial da Saúde- OMS, são endêmicas em 98 países. Estima-se que 700.000 a um milhão de novos casos e cerca de 26.000 a 65.000 mortes ocorram anualmente (Who, 2018). Em 2019 foram registrados 2.529 casos de LV no Brasil, com a maior frequência para a região Nordeste (49,5%) e para a LT, foram 15484 casos, e a frequência mais elevada ocorreu na região Norte (42,8%). Todavia para ambas as formas da doença, a região Norte apresenta os riscos mais elevados (LV 6,43/100 mil hab. e LT 7,37/100 mil hab.) (Brasil, 2019).

### **Estudo dos flebotômíneos em áreas preservadas**

No Brasil, a transmissão da LT tem sido associada à incursão humana em ambientes silvestres nas primeiras décadas do século XX, onde os focos naturais da doença ocorreram com envolvimento tanto de reservatórios quanto de vetores silvestres. Nas últimas três décadas do século XX, o desmatamento e um processo acelerado de urbanização permitiram que os

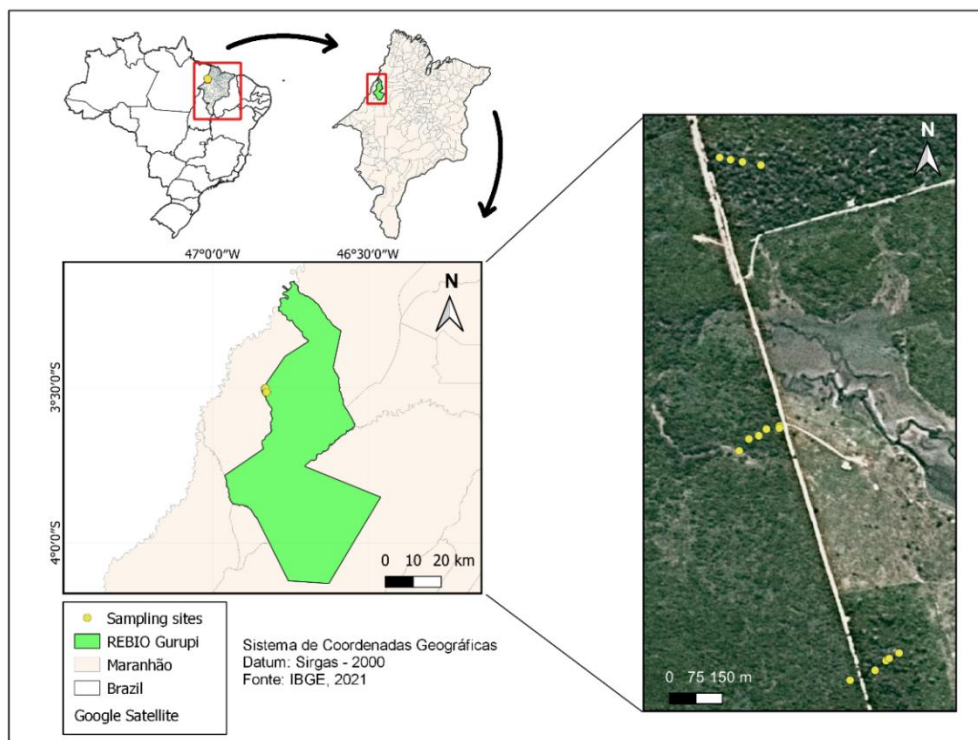
flebotomíneos se adaptassem aos ambientes peridomiciliares e o protozoário *Leishmania* para reservatórios domésticos, como cães. Assim, a transmissão da LT passou a ocorrer em ambientes domésticos em vários estados do Brasil (Falqueto *et al.*, 1986; Tolezano 1994).

Devido à importância médica e veterinária dos flebotomíneos, quase todos os trabalhos estão concentrados em regiões endêmicas de leishmaniose de áreas rurais e urbano, e poucos estudos são realizados em unidades de conservação próximas a áreas endêmicas ou não endêmicas (PINTO *et al.*, 2012). Porém, nos ambientes preservados concentra maior riqueza de espécies do que em áreas com assentamentos humano (VIRGENS *et al.*, 2015), e, portanto, negligenciando estudos de flebotomíneos em áreas de preservação, várias espécies podem deixar de ser descritas e/ou conhecidas. Portanto, faz-se necessário aumentar as pesquisas sobre a fauna de flebotomíneos voltadas para áreas de conservação.

### **3. MATERIAL E MÉTODOS**

A Reserva Biológica do Gurupi (REBIO-Gurupi) está localizada na Amazônia maranhense entre as coordenadas 3°30'10,2''S e 46°49'44,6''W (Figura 1), ao noroeste do Estado do Maranhão, entre as bacias do Rio Gurupi e Pindaré. É a única Unidade de Conservação (UC) Federal no Estado abrangendo uma área de 271.197ha (BRASIL, 2005) (Figura 1). A mesma apresenta grande importância para a conservação ambiental dessa floresta, que se localiza no Centro de Endemismo Belém e integra a lista de áreas prioritárias para a conservação (Almeida; Vieira, 2010).

**Figura 1.** Localização da REBIO-Gurupi no Estado do Maranhão, Brasil, com destaque para os pontos de coleta (pontos amarelos) dos flebotomíneos.



Fonte: IBGE 2021; Organização; Pimentel, K. B. A., 2023.

Essa Unidade de Conservação (UC) faz limite com as terras indígenas Awá e Caru, a leste, e com o Rio Gurupi, ao norte (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis 1999). O clima da região caracteriza-se como tropical chuvoso, com duas estações bem definidas: a estação chuvosa (de dezembro a maio) e a estação seca (de junho a novembro). A altitude varia de 15 a 315m. A pluviosidade média anual varia de 1.750 a 2.000mm, e a temperatura entre 24 e 26°C (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016).

Os espécimes foram capturados no período de maio a junho de 2022 e janeiro de 2023, utilizando dez armadilhas luminosas do tipo CDC (*Center of Disease Control*), alimentadas com baterias de 6 volts, instaladas a 1,5 m do solo, funcionando das 18h00 às 06h00. Além disso, foram realizadas coletas ativas das 18h00 às 21h00 com capturadores manuais de Castro em armadilhas Shannon simplificadas descritas por Galati *et al.* (2001), fixadas a três metros de distância uma da outra e iluminadas por luz LED e lanternas manuais.

Os insetos capturados foram transportados para o laboratório de Entomologia Médica na UEMA Campus Caxias, e foram armazenados a -20°C em microtubos plásticos de 1,5 mL. Posteriormente, foram clarificados de acordo com Forattini (1973) e em seguida, montados em lâminas em meio à resina bálsamo do Canadá. Todos os espécimes foram identificados de

acordo com a chave taxonômica proposta por Galati (2018), e a abreviação dos nomes genéricos das espécies foram segundo Marcondes (2007).

As áreas de coleta foram georreferenciadas por meio do Sistema de Posicionamento Global (GPS). Os mapas de distribuição das espécies vetores no estado do Maranhão foi elaborado por meio do software Qgis (versão 3.22.13). O grupo de pesquisa possui a Licença Permanente para Coleta de Material Zoológico, emitida pelo Sistema de Autorização e Informação de Biodiversidade (SISBIO) sob o processo N° 97762-1.

#### **4. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

O presente estudo descreve a fauna de flebotomíneos, destacando a distribuição das espécies no Brasil, com foco no Estado do Maranhão e os potenciais vetores de *Leishmania* que ocorrem na REBIO-Gurupi. Para as espécies de flebotomíneos capturadas na REBIO foi elaborada uma lista com os dados taxonômicos de cada espécie, destacando os pontos de coleta, distribuição e características geográficas. No quadro 1 segue a descrição da fauna dos flebotomíneos encontrados na REBIO.

**Quadro 1.** Checklist dos flebotomíneos com dados de distribuição na REBIO-Gurupi e no Maranhão

Espécie	Pontos de coleta	Distribuição para o Estado do Maranhão	Referência
Gênero <i>Bichromomyia</i> Galati, 2003			
<i>Bichromomyia flaviscutellata</i> (Mangabeira, 1942)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Paço do Lumiar, Caxias, Centro Novo do Maranhão, Codó, Chapadinha, Senador La Rocque, Governador Nunes Freire, Icatu, Morros, Cachoeira Grande, Governador Newton Bello, Barreirinhas, Colinas, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Amarante, Buritirana, Formosa Serra Negra, Grajaú, Esperantinópolis, Poção de Pedra, Axixá, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000, RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; PENHA <i>et al.</i> , 2013; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; SILVA <i>et al.</i> , 2012a; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.
Gênero <i>Evandromyia</i> Mangabeira, 1941			
<i>Evandromyia brachyphalla</i> (Mangabeira, 1941)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Buriticupu, Amazônia Maranhense, Buriticupu, Centro Novo do Maranhão, Governador Newton Bello.	REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; REBÊLO <i>et al.</i> , 2011; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023.
<i>Evandromyia evandroi</i> (Costa Lima e Antunes, 1936)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Paço do Lumiar, Santa Quitéria; Icatu, Cachoeira Grande, Chapadinha, Buriticupu, Senador La Rocque, Santa Luzia, Governador Nunes Freire, Chapadinha, Centro Novo do Maranhão, Barreirinhas, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Amarante, Buriticupu, Buritirana, Formosa Serra Negra, Grajaú, Esperantinópolis, Poção de Pedra, Lago dos Rodrigues, Capinzal do Norte, Dom Pedro, Igarapé do Meio, Lago da Pedra, Pedreiras, Santo Amaro, Coroatá, Itapecuru Mirim, Vargem Grande. Axixá, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves.	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000; MARTIN; REBÊLO, 2006; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; PENHA <i>et al.</i> , 2013; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010; SILVA <i>et al.</i> , 2012; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.
<i>Evandromyia lenti</i> (Mangabeira, 1938)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Santa Quitéria, Chapadinha, Buriticupu, Senador La Rocque, Barreirinhas, Itapecuru Mirim, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Amarante, Buritirana, Formosa Serra Negra, Grajaú, Esperantinópolis, Poção de Pedra, Lago dos Rodrigues, Capinzal do Norte, Dom Pedro, Igarapé do Meio, Lago da Pedra, Pedreiras, Santo Amaro, Coroatá, Itapecuru Mirim, Vargem	REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; MARTIN; REBÊLO, 2006, GOMES, 2021; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019, DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; SILVA <i>et al.</i> , 2012a; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024, RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010, CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.

		Grande, São Luís, Paço do Lumiar, Raposa, Davinópolis, Governador Edson Lobão, Lageado Novo, Montes Altos, Barra do Corda, Carolina, Porto Franco, Lima Campos.	
<i>Evandromyia saulensis</i> (Floch e Abonnenc, 1944)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Santa Quitéria, Chapadinha, Buriticupu, Senador La Rocque, Santa Luzia, Amazônia Maranhense, Centro Novo do Maranhão, Itapecuru Mirim, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Barreirinhas.	REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; MARTIN; REBÊLO, 2006; GOMES, 2021; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2011; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2010, CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020.
<i>Evandromyia walkeri</i> (Newstead, 1914)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Codó, Governador Nunes Freire, Centro Novo do Maranhão, Morros, Barreirinhas, Chapadinha, Davinópolis, Governador Edson Lobão, Lageado Novo, Montes Altos, Barra do Corda, Carolina, Porto Franco, Lima Campos.	DA SILVA, 2015; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020.
Gênero <i>Lutzomyia</i> França, 1924			
<i>Lutzomyia evangelistai</i> Martins e Fraiha, 1971	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Chapadinha, Centro Novo do Maranhão, Governador Newton Bello.	GOMES, 2021; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023.
<i>Lutzomyia longipalpis</i> (Lutz e Neiva, 1912)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Paço do Lumiar, Santa Quitéria, Chapadinha, Buriticupu, Dom Pedro, Senador La Rocque, Santa Luzia, Chapadinha, Centro Novo do Maranhão, Cachoeira Grande, São Domingos, Barreirinhas, Colinas, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Amarante, Buritirana, Formosa Serra Negra, Grajaú, Esperantinópolis, Poção de Pedra, Lago dos Rodrigues, Igarapé do Meio, Lago da Pedra, Pedreiras, Santo Amaro, Coroatá, Itapecuru Mirim, Vargem Grande, Axixá, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu, Davinópolis, Governador Edson Lobão, Lageado Novo, Montes Altos, Barra do Corda, Carolina, Porto Franco, Lima Campos.	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; BARROS; REBÊLO; SILVA, F. S. 2000; MARTIN; REBÊLO, 2006; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; GOMES, 2021; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; LEONARDO; REBÊLO, 2004; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2013; SILVA <i>et al.</i> , 2012; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015, RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010, CAMPOS <i>et al.</i> , 2013, DIAS; LOROSA; REBÊLO, 2003; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; SOARES <i>et al.</i> , 2010; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.
<i>Lutzomyia sherlocki</i> Martins Silva e Falção, 1971	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Centro Novo do Maranhão, Governador Newton Bello.	RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024.
Gênero <i>Micropygomyia</i> Barretto, 1962			
<i>Micropygomyia trinidadensis</i> (Newstead, 1922)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Caxias, Codó, Coelho Neto, Santa Quitéria, Senador La Rocque, Governador Nunes Freire, Chapadinha, Buriticupu, Centro Novo do Maranhão, Icatu, Morros, Cachoeira Grande, Barreirinhas, Alcântaras, Itapecuru Mirim, Açailândia,	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012a; RODRIGUES

		Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Amarante, Buritirana, Formosa Serra Negra, Grajaú, Esperantinópolis, Poção de Pedra, Axixá, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	<i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010, CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024, REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020.
<i>Micropygomyia vellelai</i> (Mangabeira, 1942)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Maranhão; Governador Newton Bello; Centro Novo do Maranhão, Barreirinhas.	GALATI, 2023; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024.
Gênero <i>Nyssomyia</i> Barretto, 1962			
<i>Nyssomyia antunesi</i> (Coutinho 1939)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Paço do Lumiar, Caxias, Codó, Senador La Rocque, Governador Nunes Freire, Icatu, Morros, Cachoeira Grande, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Itapecuru Mirim, Barreirinhas, Raposa, Chapadinha, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Axixá, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; REBELO <i>et al.</i> , 1999; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018, CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020.
<i>Nyssomyia intermedia</i> (Lutz e Neiva, 1912)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Paço do Lumiar, Centro Novo do Maranhão, Barreirinhas, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Lago dos Rodrigues, Dom Pedro, Igarapé do Meio, Lago da Pedra, Pedreiras, Santo Amaro, Santa Quitéria, São Luís, Raposa.	REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.
<i>Nyssomyia whitmani</i> (Antunes e Coutinho, 1939)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Buriticupu, Aldeias Altas, Capinzal do Norte, Caxias, Codó, Coelho Neto, Timbiras, Timon, Tuntum, Paço do Lumiar, Santa Quitéria, Chapadinha, Dom Pedro, Icatu, Morros, Cachoeira Grande, Senador La Rocque, Santa Luzia, Governador Nunes Freire, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Axixá, Barreirinhas, Colinas, Itinga, Itapecuru Mirim, Raposa, Amarante, Buritirana, João Lisboa, Lageado Novo, Montes Altos, Açailândia, Cidelândia, Davinópolis, Governador Edson Lobão, Imperatriz, Carolina, Formosa Serra Negra, Grajaú, Porto Franco, Tutóia, Santa Rita, Primeira Cruz, Santo Amaro, Poção de Pedra, Raposa, São José de Ribamar, São Luís, Açailândia, João Lisboa, Zé Doca.	OLIVEIRA-PEREIRA <i>et al.</i> , 2008; REBÊLO <i>et al.</i> 1999; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000; MARTIN; REBÊLO, 2006; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; GOMES, 2021; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; LEONARDO; REBÊLO, 2004; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; SILVA <i>et al.</i> , 2012a; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; FONTELES <i>et al.</i> , 2009; RODRIGUES; GALATI, 2023, RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; OLIVEIRA-PEREIRA <i>et al.</i> , 2006; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2009; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
Gênero <i>Pressatia</i> Mangabeira, 1942			
<i>Pressatia choti</i> (Floch e Abonnenc, 1941)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Buriticupu, Santa Luzia, Centro Novo do Maranhão, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Itinga, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Zé Doca, João Lisboa,	OLIVEIRA-PEREIRA <i>et al.</i> , 2008; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023, RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; OLIVEIRA-PEREIRA <i>et al.</i> , 2006; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.

		Axixá, Barreirinhas, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	
Gênero <i>Psathyromyia</i> Barretto, 1962			
<i>Psathyromyia abunaensis</i> (Martins, Silva e Falcão, 1965)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Maranhão, Centro Novo do Maranhão.	GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024.
<i>Psathyromyia dentrophyla</i> (Mangabeira, 1942)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Maranhão, Buriticupu, Governador Nunes Freire, Amazônia Maranhense, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Itapecuru Mirim, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Axixá, Barreirinhas, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	GALATI, 2023; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2011; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
<i>Psathyromyia hermanlenti</i> (Martins, Silva e Falcão, 1970)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Caxias, Codó, Senador La Rocque, Governador Nunes Freire, Governador Newton Bello; Centro Novo do Maranhão, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Davinópolis, Governador Edson Lobão, Lageado Novo, Montes Altos, Barra do Corda, Carolina, Porto Franco, Lima Campos.	RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2025; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
<i>Psathyromyia punctigeniculata</i> (Floch & abonnenc, 1944)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Buriticupu; Centro Novo do Maranhão, Chapadinha, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa.	REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020.
Gênero <i>Psychodopygus</i> Mangabeira, 1941			
<i>Psychodopygus amazonensis</i> (Root, 1934)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Maranhão, Centro Novo do Maranhão, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa.	GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
<i>Psychodopygus complexus</i> (Mangabeira, 1941)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Santa Quitéria, Governador Nunes Freire, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Itinga.	MARTIN; REBÊLO, 2006; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024, RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018.
<i>Psychodopygus davisi</i> (Root, 1934)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Buriticupu, Icatu, Governador Nunes Freire, Amazônia Maranhense, Governador Newton Bello, Centro Novo do Maranhão, Itinga, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Axixá, Barreirinhas, Tutóia, São José de Ribamar, Paulino Neves, Icatu.	REBÊLO <i>et al.</i> , 1999; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; REBÊLO <i>et al.</i> , 2011; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
Gênero <i>Sciopemyia</i> Barretto, 1962			

<i>Sciopemyia servulolimai</i> (Damasceno & Causey, 1945)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	Buriticupu, Amazônia Maranhense, Centro Novo do Maranhão, Cachoeira Grande, Governador Newton Bello, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Buriticupu, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa, Barreirinhas, Chapadinha.	REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; REBÊLO <i>et al.</i> , 2011; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; RODRIGUES; GALATI, 2023; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; SILVA <i>et al.</i> , 2012b; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a.
<i>Sciopemyia sordellii</i> (Shannon & Del Ponte, 1927)	Centro Novo do Maranhão (REBIO-Gurupi)	São Luís, Paço do Lumiar, Santa Quitéria, Caxias, Chapadinha, Buriticupu, Codó, Senador La Rocque, Centro Novo do Maranhão, Icatu, Morros, Cachoeira Grande, Governador Newton Bello, São Domingos, Barreirinhas, Itapecuru Mirim, Raposa, Açailândia, Cidelândia, Imperatriz, Itinga, Zé Doca, João Lisboa.	MARINHO <i>et al.</i> , 2008; BARROS; REBÊLO; SILVA, 2000; MARTIN; REBÊLO, 2006; RIBEIRO-DA-SILVA <i>et al.</i> , 2019; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2017; GOMES, 2021; REBÊLO <i>et al.</i> , 2019; DA SILVA <i>et al.</i> , 2015; GUIMARÃES-E-SILVA <i>et al.</i> , 2012; REBÊLO <i>et al.</i> , 2000a,b; SILVA <i>et al.</i> , 2012a; CARVALHO-SILVA <i>et al.</i> , 2022; NASCIMENTO <i>et al.</i> , 2024; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2024; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2015; RODRIGUES; GALATI, 2023; RODRIGUES <i>et al.</i> , 2018; SILVA <i>et al.</i> , 2010; CAMPOS <i>et al.</i> , 2013; FONTELES <i>et al.</i> , 2018; REBÊLO <i>et al.</i> , 2024; SILVA <i>et al.</i> , 2012; REBÊLO <i>et al.</i> , 2010a,b; PINTO MORAES <i>et al.</i> , 2020; Pereira-Filho <i>et al.</i> , 2015; PEREIRA-FILHO <i>et al.</i> , 2018.

O levantamento entomológico da fauna dos flebotomíneos coletadas na REBIO-Gurupi, representada pelo município de Centro Novo do Maranhão, totalizou 383 espécimes de flebotomíneos pertencentes a 24 espécies e nove gêneros (Tabela 1). As espécies identificadas foram: *Bi. flaviscutellata* (9,66%), *Ev. brachyphalla* (0,26%), *Ev. evandroi* (7,83%), *Ev. lenti* (0,52%), *Ev. saulensis* (2,35%), *Ev. walkeri* (0,26%), *Lu. evangelistai* (0,26%), *Lu. longipalpis* (1,57%), *Lu. sherlocki* (0,78%), *Mi. trinidadensis* (1,83%), *Mi. villelai* (0,52%) *Ny. antunesi* (12,79%), *Ny. intermedia* (1,04%), *Ny. whitmani* (3,13%), *Pr. choti* (0,52%), *Pa. abunaensis* (0,26%), *Pa. dentrophyla* (0,26%), *Pa. hermalenti* (1,83%), *Pa. punctigeniculata* (0,26%), *Ps. amazonensis* (0,52%), *Ps. complexus* (1,04%), *Ps. davisii* (50,13%), *Sc. Servulolimai* (0,78%), *Sc. sordellii* (1,57%) (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Ps. davisii* com 192 (50,13%) indivíduos capturados, seguida de *Ny. antunesi* com 49 (12,79%) indivíduos capturados e *Bi. flaviscutellata* com 37 (9,66%) indivíduos capturados respectivamente (Tabela 1).

Esses dados mostram uma grande diversidade desse grupo de insetos na REBIO-Gurupi quando comparada com áreas antropizadas de outras localidades do Maranhão (LEONARDO; REBÊLO, 2004, CARVALHO-SILVA *et al.*, 2022, SILVA *et al.*, 2012a,b, RIBEIRO-DASILVA *et al.*, 2019). Além disso, as espécies identificadas na REBIO-Gurupi (n= 24) representam a 25% dos flebotomíneos registrados no Maranhão (n= 97). Como a reserva está localizada na Amazônia maranhense, os dados deste estudo estão de acordo com outras pesquisas realizadas em outras áreas da Amazônia maranhense, e nessa região a diversidade desses insetos é maior em comparação com os flebotomíneos estudados em áreas externas (REBÊLO *et al.*, 2010a).

A diversidade na Amazônia maranhense reflete também na existência de diferentes espécies de *Leishmania*. A epidemiologia das leishmanioses nesta área varia conforme o local, as espécies de flebotomíneos, os parasitos envolvidos, assim como os seus reservatórios, que na maioria das vezes são constituídos de mamíferos silvestres (REBÊLO *et al.*, 2011).

**Tabela 1.** Lista da fauna de flebotomíneos capturados na REBIO do Gurupi, localizada no Centro Novo do Maranhão, Brasil

ESPÉCIES	REBIO-Gurupi		TOTAL GERAL	
	♂	♀	N	%
<i>Bi. Flaviscutellata</i>	-	37	37	9,66
<i>Ev. Brachyphalla</i>	1	-	1	0,26
<i>Ev. Evandroi</i>	13	17	30	7,83
<i>Ev. Lenti</i>	1	1	2	0,52
<i>Ev. Saulensis</i>	-	9	9	2,35
<i>Ev. Walkeri</i>	1	-	1	0,26
<i>Lu. Evangelistai</i>	-	1	1	0,26
<i>Lu. Longipalpis</i>	-	6	6	1,57
<i>Lu. Sherlocki</i>	2	1	3	0,78
<i>My. Trinidadensis</i>	2	5	7	1,83
<i>Mi. Villelai</i>	-	2	2	0,52
<i>Ny. Antunesi</i>	22	27	49	12,79
<i>Ny. Intermedia</i>	4	-	4	1,04
<i>Ny. Whitmani</i>	4	8	12	3,13
<i>Pr. Choti</i>	2	-	2	0,52
<i>Pa. Abunaensis</i>	1	-	1	0,26
<i>Pa. Detrophylla</i>	1	-	1	0,26
<i>Pa. Hermanlenti</i>	3	4	7	1,83
<i>Pa. Punctigeniculata</i>	-	1	1	0,26
<i>Ps. Amazonenses</i>	1	1	2	0,52
<i>Ps. Complexus</i>	4	-	4	1,04
<i>Ps. Davisi</i>	46	146	192	50,13
<i>Sc. Servulolimai</i>	3	-	3	0,78
<i>Sc. Sordellii</i>	3	3	6	1,57
<b>TOTAL</b>	<b>114</b>	<b>269</b>	<b>383</b>	<b>100</b>

Do total de espécimes coletados, foram amostrados 308 espécimes pertencentes às espécies suspeitas e/ou vetores comprovados de *Leishmania* distribuídas em cinco gêneros e nove espécies (*Ps. davisi*, *Ny. antunesi*, *Bi. flaviscutellata*, *Ny. whitmani*, *Lu. longipalpis*, *Ny. intermedia*, *Ps. complexus*, *Ev. lenti*, *Ps. amazonensis*). As informações sobre a distribuição desses vetores na REBIO-Gurupi e nos outros municípios do estado do Maranhão estão representadas em mapas na Figura 2.

Dentre as nove espécies suspeitas e/ou comprovadas como potencial vetor de *Leishmania*, *Ps. davisi*, foi a mais abundante e por isso pode ser que esta espécie seja vetor competente da doença na REBIO-Gurupi, pois *Ps. davisi* é apontado como o principal vetor de *Leishmania* no Estado de Rondônia (Pereira Júnior *et al.*, 2022) e um potencial vetor de *L. (Viannia) braziliensis* e *L. (V.) naiffi* no Pará (Gonçalves *et al.*, 2016). Esse inseto encontra-se distribuído em quatro regiões brasileiras, exceto no Sul e já teve registro de ocorrência em

vários Estados do Brasil (RR, AP, AM, PA, AC, RO, MA, BA, MG, ES, RJ, GO, MS, MT e DF) (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024).

Além disso, vários estudos de infecção natural através da PCR (Reação em Cadeia da Polimerase) detectaram DNA de *L. (Leishmania) infantum*, *L. (V.) braziliensis* (Vianna, 1911), *L. (V.) naiffi* Lainson & Shaw, 1989 e *L. (L.) amazonensis* (Lainson & Shaw, 1972) no Estado de Rondônia (Grimaldi Júnior *et al.*, 1991; Gil *et al.*, 2003; Pereira Júnior *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2021; Resadore *et al.*, 2019; Silva *et al.*, 2024); *L. (L.) amazonensis* e *L. (V.) braziliensis* no estado do Amazonas (Silva *et al.*, 2014; Pereira Júnior *et al.*, 2015); *L. (V.) braziliensis* e *L. (V.) guyanensis* (Floch, 1954) no Estado do Acre (Ávila *et al.*, 2018; Teles *et al.*, 2016); *L. (V.) braziliensis* no Pará (Souza *et al.*, 2010) e *L. (L.) infantum* no estado do Maranhão, na REBIO-Gurupi (Rodrigues *et al.*, 2024).

A segunda espécie vetora mais abundante, *Ny. antunesi*, está amplamente distribuída na América do Sul, e ocorre em três regiões no Brasil (Norte, Nordeste e Centro-Oeste), com registro em dez Estados Federativos (RR, AP, AM, PA, AC, RO, TO, MA, BA, MT e MS) (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024).

No Brasil, essa espécie de flebotomíneo apresenta hábito alimentar sanguíneo eclético e um comportamento oportunista, demonstrando grande antropofilia nas áreas de transmissão (Silveira *et al.*, 2002). Além disso, *Ny. antunesi* é identificado com alta abundância na bacia amazônica e encontrado naturalmente infectado com diferentes espécies de *Leishmania* spp. (Chagas *et al.*, 2018; Da Silva Costa *et al.*, 2021), sendo considerado um dos principais vetores suspeitos de *L. (V.) lindenberg* no Brasil (Silveira *et al.*, 2002; Maroli *et al.*, 2013; Uzcátegui *et al.*, 2024).

A espécie *Bi. flaviscutellata* é apontado como principal vetor de *L. (L.) amazonensis* no Brasil (Ready *et al.*, 2018; OPS, 2023). Esse vetor encontra-se amplamente distribuído na América do Sul e no Brasil ocorre em quatro regiões, exceto no Sul, com registro em 20 Estados brasileiros (RR, AP, AM, PA, AC, RO, TO, MA, CE, AL, SE, BA, ES, RJ, SP, MG, MS, MT, GO e DF) (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024). Esse flebotomíneo tem sido associada à transmissão de *Leishmania* em áreas endêmicas do Maranhão, incluindo regiões fora do bioma Amazônia (Leonardo; Rebêlo, 2004; Silva *Et Al.*, 2010, Pereira-Filho *Et Al.*, 2018, Fonteles *Et Al.*, 2018).

*Ny. whitmani* é considerado um vetor competente de *L. (V.) shawi* e *L. (V.) braziliensis* (Ready *et al.*, 2018; OPS, 2023). Essa espécie é amplamente distribuída no Brasil, ocorrendo nas cinco regiões do país, com presença em 25 estados, exceto no Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *Et Al.*, 2019; Galati, 2024).

Embora *Ny. whitmani* seja comumente encontrada em áreas florestais e rurais (Pinheiro *et al.*, 2013; Dorval *et al.*, 2016), essa espécie também tem demonstrado uma tendência crescente à colonização de áreas periurbanas (Santini *et al.*, 2018; Neves *et al.*, 2021). No Estado Maranhão, *Ny. whitmani* tem mostrado forte adaptação em ambientes peridomésticos de áreas urbanas (Leonardo; Rebêlo, 2004; Guimarães-E-Silva *et al.*, 2017; Ribeiro-Da-Silva *et al.*, 2019; Carvalho-Silva *et al.*, 2022).

Além disso, *Ny. whitmani* é considerado um vetor permissivo, ou seja, capaz de albergar diferentes espécies de *Leishmania*. Estudos moleculares detectaram a presença de DNA de *L. infantum* em Minas Gerais (Saraiva *et al.*, 2010; Margonari *et al.*, 2014; DNA de *L. (L.) amazonensis* em Tocantins (Machado *et al.*, 2017), e uma variedade de infecções, incluindo *L. infantum*, *L. (V.) braziliensis*, *L. (L.) amazonensis* e infecção mista de *L. infantum* com *L. (V.) braziliensis*, no Maranhão (Guimarães-E-Silva *Et Al.*, 2017; Pereira-Filho *et al.*, 2018; Carvalho *et al.*, 2022).

Outro vetor identificado na REBIO foi *Lu. longipalpis*, o principal vetor de *L. (L.) infantum*, agente etiológico da LV, doença também conhecida como calazar (Lainson; Rangel, 2005; Ops, 2023). Essa espécie se destaca por sua ampla distribuição geográfica em comparação com a maioria dos flebotomíneos no Brasil. Ela tem capacidade de ocupar uma grande variedade de nichos ecológicos diferentes, pois ocorre em todas as regiões do Brasil, em 25 estados, exceto no Amazonas e Santa Catarina, com registro de ocorrência em 229 municípios brasileiros (Andrade-Filho *Et Al.*, 2017; Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024). Em ambientes silvestres, a abundância de *Lu. longipalpis* costuma ser baixa, e em áreas urbanas, costuma ser encontrada em grande abundância (Saraiva *et al.*, 2017; Campos *et al.*, 2017; Carvalho *et al.*, 2017).

O flebotomíneo *Ny. intermedia* está amplamente distribuído nas cinco regiões do Brasil, com registros de ocorrência em vários estados (PA, TO, MA, PI, CE, RN, PB, PE, AL, SE, SC, BA, MG, ES, RJ, SP, PR, RS, GO, MS, MT e DF (Aguiar; Vieira, 2018; Galati, 2024).

Essa espécie é mais adaptada a ambientes impactados pela ação antrópica, apresentando grande capacidade de domiciliação e maior adaptação a ambientes modificados pelo homem. Frequentemente, abriga-se em locais naturais de animais e invade residências para sugar seres humanos. Em contrapartida, sua ocorrência em ambientes silvestres é rara (Gomes *et al.*, 1982; Rangel *et al.*, 1986; Brazil *et al.*, 1991). Além disso, sua presença está fortemente associada à cultura da banana (Aguiar; Vieira, 2018) e nas regiões Sudeste e Sul, sua ocorrência em áreas florestais é praticamente inexistente (Aguiar *et al.*, 2014).

Embora seja reconhecido como vetor de *L. (V.) braziliensis* (Lainson; Shaw, 2005; Salomón *et al.*, 2015; Ready *et al.*, 2018), há evidências que sugerem seu possível envolvimento na transmissão de *L. (L.) infantum*. Um estudo conduzido em uma área endêmica de LV em Minas Gerais detectou DNA de *L. (L.) infantum* nesse flebotomíneo (Saraiva *et al.*, 2012). Da mesma forma uma pesquisa realizada em São Paulo também identificou DNA desse parasito em *Ny. intermedia*, levando os autores sugerirem sua participação estabelecimento de novo foco de LV no Guarujá em São Paulo (Casanova *et al.*, 2022).

A espécie *Ps. complexus* encontra-se distribuída em três regiões do Brasil (Norte, Nordeste, Centro-Oeste), com registro de ocorrência nos estados do AM, PA, RR, MA, AL, PE, SE e MT (Aguiar; Vieira, 2018; Galati, 2024). Esse flebotomíneo foi apontado como vetor competente de *L. (V.) braziliensis* no estado do Pará (De Souza *et al.*, 1996; Gonçalves *et al.*, 2016), Mato Grosso (Azevedo *et al.*, 2002), Pernambuco (Andrade *et al.*, 2005) e Tocantins (Vilela *et al.*, 2013).

No Pará, *Ps. complexus* foi considerado o principal vetor de LT em área urbano-rural e de ecoturismo em Jatobá (Gonçalves *et al.*, 2016). No Tocantins, embora *Ny. whitmani* seja considerado o vetor mais importante da LT, *Ps. complexus* também pode desempenhar um papel importante no ciclo de transmissão da LT em áreas de assentamento rural de Guaraí (Vilela *et al.*, 2013). Vale ressaltar que, de acordo com Souza *et al.* (1996), *Ps. complexus* é vetor de *L. (V.) braziliensis* em áreas onde a espécie *Ps. wellcomei* está ausente.

*Ps. amazonensis* encontra-se distribuída em três regiões do Brasil, exceto no Sudeste e Sul, com registro de ocorrência nos estados de RR, AP, AM, PA, AC, RO, MA, MT, PE e SE (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024). É uma espécie vetor de *L. (V.) naiffi*, pois foi observado como portador desse parasito e compartilha um gênero com onze flebotomíneos que são vetores comprovados de *L. (V.) braziliensis* e *L. (V.) naiffi* (Akhoundi *et al.*, 2016; OPS 2023).

Em relação a espécie *Ev. lenti*, esta encontra-se amplamente distribuída nas cinco regiões do Brasil, com registro de ocorrência em vários estados (PA, RO, TO, MA, PI, CE, RN, PB, PE, AL, SE, BA, MG, ES, RJ, SP, PR, GO, MT, MS e DF) (Aguiar; Vieira, 2018; Rocha *et al.*, 2019; Galati, 2024).

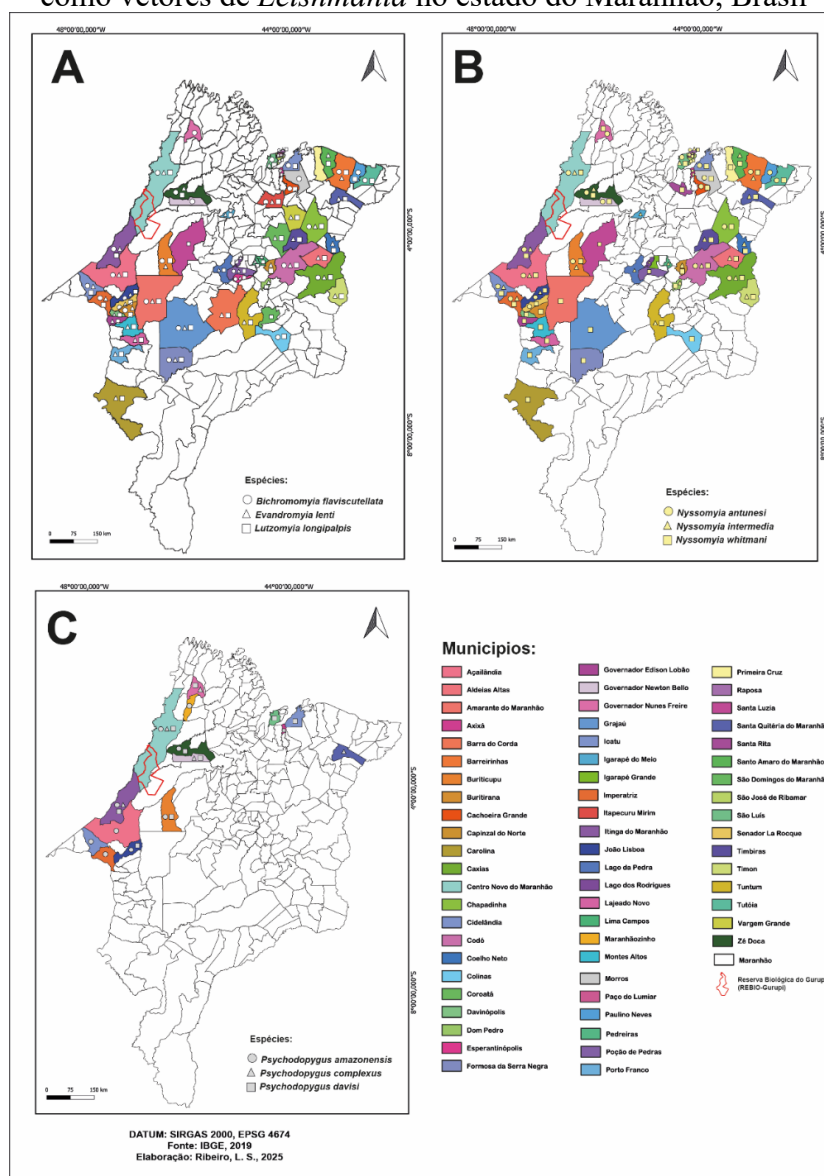
Nos últimos anos, a presença de DNA de *L. (V.) braziliensis* (Xavier, 2007; Paiva *et al.*, 2010; Margonari *et al.*, 2014) e *L. (L.) infantum* (Sanguinette, 2011; Rego *et al.*, 2015) tem sido relatada em *Ev. lenti*. No Estado do Maranhão, também foi detectado também DNA de *L. (L.) infantum* nesse flebotomíneo (Fonteles *et al.*, 2018). Além disso, em um foco de LV no Estado da Bahia, *Ev. lenti*, considerado antropofílico, foi encontrado naturalmente infectado por

promastigota, embora pareça ter hábito alimentar por sangue de cães (Sherlock, 1996). No Maranhão, sua presença foi registrada tanto em ambientes peridomiciliares rurais quanto urbanos (Guimarães-E-Silva *et al.*, 2017; Ribeiro-Da-Silva *et al.*, 2019; Carvalho-Silva *et al.*, 2022; Oliveira *et al.*, 2025).

Embora o Brasil seja relativamente bem estudado em relação aos flebotomíneos, muitas regiões ainda são negligenciadas, incluindo o Estado do Maranhão, onde a fauna de flebotomíneos apresenta alta riqueza e abundância de espécies vetores, além de ser o Estado brasileiro que mais notifica casos de LV. Além disso, a maioria dos estudos têm priorizado áreas de interesse epidemiológico na transmissão da leishmaniose, que são nos ambientes peridomésticos de áreas rural e urbano, e poucos estudos são realizados em áreas florestais ou em unidades de conservação, como o caso da REBIO-Gurupi (Rodrigues *et al.*, 2024). Porém, nos ambientes preservados possuem maior riqueza de espécies do que em áreas peridomiciliares (Virgens *et al.*, 2015). Dessa forma, a falta de estudos de flebotomíneos em áreas de preservação, várias espécies podem deixar de ser descritas e/ou conhecidas.

Além disso, um recente estudo, realizado no Maranhão, através de uma análise de dinâmica espaço-temporal de LT no período de 2007 a 2020 revelou que essa doença antes se concentrava nas regiões Oeste e que com o passar dos anos a doença foi disseminando para as outras Regiões do Maranhão, principalmente Norte e Leste. Essa disseminação foi acontecendo a medida em que as áreas foram sofrendo mudanças antrópicas, principalmente relacionadas a atividades rurais, onde são estabelecidos novos assentamentos e atividades de agricultura e pecuária de subsistência (De Sousa Oliveira *et al.*, 2024). Nesse contexto, a presente pesquisa destaca a importância da continuidade de estudar a fauna de flebotomíneos na REBIO-Gurupi, para subsidiar ações de conservação dos habitats silvestres dos flebotomíneos, o que pode contribuir para o controle da disseminação da doença para áreas urbanas do Maranhão.

**Figura 2.** Mapas de distribuição das espécies de flebotomíneos suspeitas e/ou comprovadas como vetores de *Leishmania* no estado do Maranhão, Brasil



## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos no presente estudo evidenciam a circulação de uma diversidade de flebotomíneos vetores e a alta abundância de *Ps. davisii* sugere um risco elevado de transmissão da doença no local, ressaltando a necessidade de investigação mais aprofundadas. Estudos adicionais devem considerar os efeitos do clima sobre a densidade de flebotomíneos, incluindo o monitoramento de longo prazo das populações naturais e da variabilidade climática. É fundamental, também, analisar variações espaciais e temporais das leishmanioses, realizar estudos moleculares dos insetos para detectar infecção natural por *Leishmania* spp., avaliar a competência vetorial de possíveis vetores alternativos, avaliar a fonte alimentar dos flebotomíneos, que podem contribuir para a identificação de reservatórios silvestres e

desenvolver pesquisas sobre abordagens de taxonomia integrativa, pois podem auxiliar na identificação de espécies crípticas e na descrição de novas espécies. Além disso, os dados da alta diversidade de espécies de flebotomíneos identificados na REBIO-Gurupi ressaltam a importância da continuação desses estudos nessa área, para apoiar ações de conservação dos habitats selvagens desses insetos, o que pode contribuir para o controle da disseminação da doença para as áreas urbanas do Maranhão.

## AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Maranhão – FAPEMA, pelo suporte financeiro; ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, à FAPEMA - Programa de Apoio a Projetos de Pesquisas para a Capacitação e Formação de Recursos Humanos em Taxonomia Biológica - PROTAX N.º 22/2020, à Universidade Estadual do Maranhão – UEMA, e ao Laboratório de Entomologia Médica – LABEM pela disponibilidade de espaço adequado para a realização de todas as atividades referente à pesquisa. À doutoranda Karen Brayner Andrade Pimentel e o mestre Lucas Santos Ribeiro, pela confecção dos mapas.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, G. M. D.; AZEVEDO, A. C. R. D.; MEDEIROS, W. M. D.; ALVES, J. R. C.; RENDEIRO, V. Aspects of the ecology of phlebotomines (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) in an area of cutaneous leishmaniasis occurrence, municipality of Angra dos Reis, coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 56, n. 2, p. 143-149, 2014.
- AGUIAR, G. M.; VIEIRA, V. R. Regional distribution and habitats of Brazilian phlebotomine species. **Brazilian sand flies: biology, taxonomy, medical importance and control**, p. 251-298, 2018.
- AKHOUNDI, M.; KUHL, K.; CANNET, A.; VOTÝPKA, J.; MARTY, P.; DELAUNAY, P.; SERENO, D. Uma visão histórica da classificação, evolução e dispersão de parasitas e flebotomíneos de Leishmania. **PLoS doenças tropicais negligenciadas**, v. 10, n. 3, p. e0004349, 2016.
- ALEXANDER, B. Tatuquiras of the Terra Firme: ecological and public health significance of the subgenus *Lutzomyia* (Psychodopygus) Mangabeira, 1941. p. 519-542. In: BURGER, J.F. (ed.). Contributions to the knowledge of Diptera. **Memoirs on entomology, International**, Associated Publishers. Gainesville, Florida. USA, v. 14, p. 648, 1999.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Centro de endemismo Belém: status da vegetação remanescente e desafios para a conservação da biodiversidade e restauração ecológica. **Revista de Estudos Universitários-REU**, v. 36, n. 3, 2010.

- ANDRADE, M. S.; VALENÇA, H. F.; SILVA, A. L. D.; ALMEIDA, F. D. A.; ALMEIDA, E. L.; BRITO, M. E. F. D.; BRANDÃO FILHO, S. P. Sandfly fauna in a military training area endemic for American tegumentary leishmaniasis in the Atlantic Rain Forest region of Pernambuco, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 21, p. 1761-1767, 2005.
- ANDRADE-FILHO, J. D.; SCHOLTE, R. G. C.; AMARAL, A. L. G.; SHIMABUKURO, P. H. F.; CARVALHO, O. D. S.; CALDEIRA, R. L. Occurrence and probability maps of *Lutzomyia longipalpis* and *Lutzomyia cruzi* (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) in Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 54, n. 5, p. 1430-1434, 2017.
- ÁVILA, M. M.; BRILHANTE, A. F.; DE SOUZA, C. F.; BEVILACQUA, P. D.; GALATI, E. A. B.; & BRAZIL, R. P. Ecologia, alimentação e infecção natural por *Leishmania* spp. de flebotomíneos em área de alta incidência de leishmaniose tegumentar americana no município de Rio Branco, Acre, Brasil. **Parasitas e vetores**, v. 11, p. 1-12, 2018.
- AZEVEDO, A. C.; SOUZA, N. A.; MENESES, C. R.; COSTA, W. A.; COSTA, S. M.; LIMA, J. B.; RANGEL, E. F. Ecology of sand flies (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) in the north of the state of Mato Grosso, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 97, p. 459-464, 2002.
- BARROS, V. L. L.; REBÊLO, J. M. M.; SILVA, F. S. Flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) de capoeira do município do Paço do Lumiar, estado do Maranhão, Brasil: área de transmissão de leishmaniose. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 16, p. 265-270, 2000.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. **Important Bird and Biodiversity Area factsheet: Gurupi**. 2016. Disponível em: <http://www.birdlife.org>. Acesso em: 20 março 2025.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Desenvolvimento da Epidemiologia em Serviços. **Guia de vigilância em saúde**. 3ª ed. Brasília: Ministério da Saúde; 2019. [cited 2022 Mar 30]. Disponível em: [http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/guia\\_vigilancia\\_saude\\_3ed.pdf](http://bvsmis.saude.gov.br/bvs/publicacoes/guia_vigilancia_saude_3ed.pdf).
- BRASIL. Sistema Nacional de Unidades de Conservação: SNUC. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/sbf/dap/doc/snuc.pdf>. Acesso em: 20 março 2025.
- BRAZIL, R. P.; DE ALMEIDA, D. C.; BRAZIL, B. G.; & MAMEDE, S. M. Chicken house as a resting site of sandflies in Rio de Janeiro, Brazil. **Parassitologia**, v. 33, p. 113-117, 1991.
- CAMARGO, L. M. A.; BARCINSKI, M. A. Leishmanioses, feridas bravas e kalazar. **Ciencia e Cultura**, v. 55, n. 1, p. 34-37, 2003.
- CAMPOS, A. M.; DOS SANTOS, C. L. C.; STUMPP, R.; DA SILVA, L. H. D.; MAIA, R. D. A.; PAGLIA, A. P.; ANDRADE FILHO, J. D. Photoperiod differences in sand fly (Diptera: Psychodidae) species richness and abundance in caves in Minas Gerais State, Brazil. **Journal of medical entomology**, v. 54, n. 1, p. 100-105, 2017.
- CAMPOS, A. M.; MATAVELLI, R.; DOS SANTOS, C. L. C.; MORAES, L. S.; & REBÊLO, J. M. M. Ecology of phlebotomines (Diptera: Psychodidae) in a transitional area between the Amazon and the Cerrado in the state of Maranhão, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 50, n. 1, p. 52-58, 2013.
- CARVALHO, G. D. L.; BRAZIL, R. P.; RÊGO, F. D.; RAMOS, M. C. N. F.; ZENÓBIO, A. D. A.; ANDRADE FILHO, J. D. Molecular detection of *Leishmania* DNA in wild-caught

phlebotomine sand flies (Diptera: Psychodidae) from a cave in the state of Minas Gerais, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 54, n. 1, p. 196-203, 2017.

CARVALHO-SILVA, R.; RIBEIRO-DA-SILVA, R. C.; CRUZ, L. N. P. D.; OLIVEIRA, M. D. S. D.; AMOEDO, P. M.; REBÊLO, J. M. M.; & PINHEIRO, V. C. S. Predominance of *Leishmania (Leishmania) amazonensis* DNA in *Lutzomyia longipalpis* sand flies (Diptera: Psychodidae) from an endemic area for leishmaniasis in Northeastern Brazil. **Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo**, v. 64, p. 32, 2022.

CASANOVA, C.; MOTOIE, G.; DOMINGOS, M. D. F.; SILVA, V. G. D.; SILVA, M. D. D.; GALATI, E. A. B.; GALVIS-OVALLOS, F. The transmission of visceral leishmaniasis in the municipality of Guarujá, on the Coast of São Paulo state, Brazil. **Revista de Saúde Pública**, v. 56, p. 1, 2022.

CECÍLIO, P.; CORDEIRO-DA-SILVA, A.; OLIVEIRA, F. Sand flies: Basic information on the vectors of leishmaniasis and their interactions with *Leishmania* parasites. **Communications biology**, v. 5, n. 1, p. 305, 2022.

CHAGAS, E. C. D. S.; SILVA, A. S.; FÉ, N. F.; FERREIRA, L. S.; SAMPAIO, V. D. S.; TERRAZAS, W. C. M.; & GUERRA, M. D. G. V. B. Composição da fauna de flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) e detecção de DNA de *Leishmania* (Kinetoplastida: Trypanosomatidae) em diferentes ecótopos de um assentamento rural na Amazônia central, Brasil. **Parasitas e vetores**, v. 11, p. 1-10, 2018.

DA SILVA COSTA, G.; JÚNIOR, A. M. P.; CASTRO, T. S.; DE PAULO, P. F. M.; FERREIRA, G. E. M.; & MEDEIROS, J. F. Fauna flebotomínea e detecção molecular de espécies de *Leishmania* e fontes de repasto sanguíneo em diferentes ambientes rurais na Amazônia ocidental. **Acta Tropica**, v. 224, p. 106-150, 2021.

DA SILVA, L. B.; DE AQUINO, D. M. C.; LEONARDO, F. S.; GUIMARÃES, A. S.; MELO, M. N.; REBÊLO, J. M. M.; PINHEIRO, V. C. S. Flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) em focos urbanos de leishmaniose visceral no estado do Maranhão, Brasil. **Revista de Patologia Tropical/Journal of Tropical Pathology**, v. 44, n. 2, p. 181-194, 2015.

DE SOUSA OLIVEIRA, R.; ANDRADE PIMENTEL, K.B.; RIBEIRO DA SILVA, R.C.; SUELY GUIMARÃES-E-SILVA, A.; SOARES MOURA, M.E. SOARES PINHEIRO, V.C. Spatial-temporal risk clusters, social vulnerability, and identification of priority areas for surveillance and control of cutaneous leishmaniasis in Maranhão, Brazil: an ecological study. **Journal of Medical Entomology**, v.61, n. 1, p. 481–490, 2024.

DE SOUZA, A.; ISHIKAWA, E.; BRAGA, R., SILVEIRA, F.; LAINSON, R.; & SHAW, J. *Psychodopygus complexus*, a new vector of *Leishmania braziliensis* to humans in Pará State, Brazil. **Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene**, v. 90, n. 2, p. 112-113, 1996.

DIAS, E. S. Psychodidae. In.: NEVES, D.P.; MELO, A.L.; LINARDI, P.M.; VITOR, R.W.A. *Parasitologia Humana*. Atheneu. 12ed. p. 377-85, 2011.

DIAS, F. O. P.; LOROSA, E. S.; REBÊLO, J. M. M. Fonte alimentar sangüínea e a peridomiciliação de *Lutzomyia longipalpis* (Lutz & Neiva, 1912)(Psychodidae, Phlebotominae). **Cadernos de Saúde Pública**, v. 19, p. 1373-1380, 2003.

DORVAL, M. E. C.; OSHIRO, E. T.; BRILHANTE, A. F.; NUNES, V. L. B.; CRISTALDO, G.; JÚNIOR, M. S. C. L.; GALATI, E. A. B. Sandflies in an urban area of transmission of visceral leishmaniasis in midwest Brazil. **Parasite**, v. 23, p. 35, 2016.

FALQUETO, A.; COURA, J. R.; BARROS, G. C.; GRIMALDI FILHO, G.; SESSA, P. A.; CARIAS, V. R. D.; & ALENCAR, J. T. A. D. Participação do cão no ciclo de transmissão da leishmaniose tegumentar no município de Viana, Estado do Espírito Santo, Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 81, p. 155-163, 1986.

FONTELES, R. S.; PEREIRA FILHO, A. A.; MORAES, J. L. P.; PEREIRA, S. R. F.; RODRIGUES, B. L.; REBÊLO, J. M. M. Detection of Leishmania DNA and blood meal identification in sand flies (Diptera: Psychodidae) from Lençóis Maranhenses national park region, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 55, n. 2, p. 445-451, 2018.

FONTELES, R. S.; VASCONCELOS, G. C.; AZEVÊDO, P. C. B.; LOPES, G. N.; MORAES, J. L. P.; LOROSA, E. S.; REBÊLO, J. M. M. Preferência alimentar sanguínea de *Lutzomyia whitmani* (Diptera, Psychodidae) em área de transmissão de leishmaniose cutânea americana, no Estado do Maranhão, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 42, p. 647-650, 2009.

FORATTINI, O. P. Entomologia Médica. São Paulo: **Editora Blucher**. Editora da Universidade de São Paulo, 1973, p. 658.

GALATI, E. A. B. Phlebotominae (Diptera, Psychodidae): Classificação, morfologia, Terminologia e Identificação De Adultos, Apostila – Disciplina PSP5127-1 Bioecologia e Identificação De Phlebotominae. Public Heath School. University of São Paulo, 2024. <https://www.fsp.usp.br/egalati/>.

GALATI, E. A. B. Phlebotominae (Diptera, Psychodidae): Classification Morphology and Terminology of Adults and Identification of the American Taxa. In: Rangel, E. F.; Shaw, J.J. editors. **Brazilian Sand Flies**. Springer, Cham; p. 9-212, 2018.

GALATI, E. A. B.; NUNES, V. L. B.; DORVAL, M. E. C.; CRISTALDO, G.; ROCHA, H. C.; GONÇALVES-ANDRADE, R. M.; NAUFEL, G. Attractiveness of black Shannon trap for phlebotomines. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 96, p. 641-647, 2001.

GALATI, E. A. B.; RODRIGUES, B. L. A review of historical Phlebotominae taxonomy (Diptera: Psychodidae). **Neotropical Entomology**, v. 52, n. 4, p. 539-559, 2023.

GIL, L. H.; BASANO, S. A.; SOUZA, A. A.; SILVA, M. G.; BARATA, I.; ISHIKAWA, E. A.; SHAW, J. J. Recent observations on the sand fly (Diptera: Psychodidae) fauna of the State of Rondônia, Western Amazônia, Brazil: the importance of *Psychodopygus davisi* as a vector of zoonotic cutaneous leishmaniasis. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 98, p. 751-755, 2003.

GOMES A. C. Aspectos ecológicos da leishmaniose tegumentar americana. 2. Ecotopo como abrigo de *Psychodopygus intermedius* e observações sobre alimentação e reprodução sob a influência de condições naturais. **Rev Saúde Pública** v.16, p. 149–159, 1982.

GOMES, Cláudio Fernando. O papel da aceroleira (MALPIGHIA EMARGINATA DC) na epidemiologia da leishmaniose tegumentar e visceral no município de Chapadinha, Maranhão, Brasil. 2021.

GONÇALVES, R.; SOARES, D. C.; DE PAULA SOUZA, R. J.; SANTOS, W. S.; DE SOUSA, G. C. R.; CHAGAS, A. P.; GARCEZ, L. M. Diversity and ecology of sand flies

(Psychodidae: Phlebotominae): foci of cutaneous leishmaniasis in Amazon Region, Brazil. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 7, n. Esp, p. 10-10, 2016.

GRIMALDI JR, G.; MOMEN, H.; NAIFF, R. D.; MCMAHON-PRATT, D.; BARRETT, T. V. Characterization and classification of leishmanial parasites from humans, wild mammals, and sand flies in the Amazon region of Brazil. **The American journal of tropical medicine and hygiene**, v. 44, n. 6, p. 645-661, 1991.

GUIMARAES-E-SILVA, A. S.; LEONARDO, F. S.; COSTA, E. R.; DE ALCÂNTARA, S. H.; PINHEIRO, V. C. S.; REBÊLO, J. M. M. The occurrence of Phlebotomines (Diptera psychodidae) in a Leshmaniasis endemic area. **Rev. para. med**, 2012.

GUIMARAES-E-SILVA, A. S.; SILVA, S. D. O.; RIBEIRO DA SILVA, R. C.; PINHEIRO, V. C. S.; REBÊLO, J. M. M.; MELO, M. N. Leishmania infection and blood food sources of phlebotomines in an area of Brazil endemic for visceral and tegumentary leishmaniasis. **PLoS One**, v. 12, n. 8, p. e0179052, 2017.

LAINSON R.; SHAW JJ. New World Leishmaniasis. In: Cox FEG, Wakelin D, Gillespie SH, Despommier DD, editors. Topley & Wilson's microbiology and microbial infections. Parasitology. London (UK): Hodder Arnold ASM Press; v. 5, p. 313-49, 2005.

LAINSON, R.; RANGEL, E. F. *Lutzomyia longipalpis* and the eco-epidemiology of American visceral leishmaniasis, with particular reference to Brazil: a review. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 100, n. 8, p. 811-827, 2005.

LEONARDO, F. S.; REBÊLO, J. M. M. A periurbanização de *Lutzomyia whitmani* em área de foco de leishmaniose cutânea, no Estado do Maranhão, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 37, p. 282-284, 2004.

MACHADO, T. D. O.; MINUZZI-SOUZA, T. T. C.; FERREIRA, T. D. S.; FREIRE, L. P.; TIMBÓ, R. V.; VITAL, T. E.; GURGEL-GONÇALVES, R. O papel das matas de galeria na manutenção de populações de flebotomíneos: potenciais vetores de *Leishmania* spp. no cerrado brasileiro. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 112, n. 10, p. 681-691, 2017.

MARCONDES, C. B. A proposal of generic and subgeneric abbreviations for phlebotomine sandflies (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) of the world. **Entomological News**, v. 118, n. 4, p. 351-356, 2007.

MARGONARI, C.; SOARES, R. P.; ANDRADE-FILHO, J. D.; XAVIER, D. C.; SARAIVA, L.; FONSECA, A. L.; & MELO, M. N. Flebotomíneos (Diptera: psychodidae) e infecção por leishmania no parque Gafanhoto, Divinópolis, Brasil. **Revista de Entomologia Médica**, v. 47, n. 6, p. 1212-1219, 2014.

MARINHO, R. M.; FONTELES, R. S.; VASCONCELOS, C.; AZEVÊDO, P. C. B.; MORAES, J. L. P.; REBÊLO, J. M. M. Flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) em reservas florestais da área metropolitana de São Luís, Maranhão, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 52, p. 112-116, 2008.

MAROLI, M.; FELICIANGELI, M. D.; BICHAUD, L.; CHARREL, R. N.; GRADONI, L. Phlebotomine sandflies and the spreading of leishmaniasis and other diseases of public health concern. **Medical and veterinary entomology**, v. 27, n. 2, p. 123-147, 2013.

MARTIN, A. M.; REBÊLO, J. M. M. Dinâmica espaço-temporal de flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) do município de Santa Quitéria, área de cerrado do Estado do Maranhão, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 96, p. 283-288, 2006.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. 2011. **Amazônia Maranhense: Diversidade e Conservação**. ed. MPEG. Belém. 328p.

NASCIMENTO, J. M.; MORAES, J. L. P.; BANDEIRA, M. D. C. A.; DE JESUS AZEVEDO, J. W.; & REBÊLO, J. M. M. Riqueza e abundância de espécies de flebotomíneos em assentamentos humanos e fragmentos florestais degradados na Amazônia Maranhense. **Scientia Plena**, v. 20, n. 5, 2024.

NASCIMENTO, M. D. S. B.; SILVA, M. H.; VIANA, G. M. C.; LEONARDO, F. S.; BEZERRA, G.F.B.; GUIMARÃES E SILVA, A.S.; SOARES, V.C.P., PEREIRA, S.R.F.; REBÊLO, J. M. M.; PENHA, T. A.; SANTOS, A. C. G.; REBÊLO, J. M. M.; MORAES, J. L. P.; GUERRA, R. M. S. N.C. Fauna de flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em área endêmica de leishmaniose visceral canina na região metropolitana de São Luís - MA, Brasil. **Revista Biotemas**, v. 26, n. 2, p. 121-127, 2013.

NEVES, R. L.; CARDOSO, D. T.; RÊGO, F. D.; GONTIJO, C. M.; BARBOSA, D. S.; SOARES, R. P. A follow-up study (2007–2018) on American Tegumentary Leishmaniasis in the municipality of Caratinga, Minas Gerais State, Brazil: Spatial analyses and sand fly collection. **PLoS neglected tropical diseases**, v. 15, n. 5, p. e0009429, 2021.

OLIVEIRA, M. D. S.; DA SILVA, R. C. R.; SILVA, A. S. G. E.; RODRIGUES, J. C.; PIMENTA, R. C. D. J. S.; LEONARDO, F. S.; & PINHEIRO, V. C. S. Land use and cover changes and sand fly (Diptera: Psychodidae) assemblages in an emerging focus of leishmaniasis. **Medical and Veterinary Entomology**, 2025.

OLIVEIRA-PEREIRA, Y. N.; MORAES, J. L. P.; LOROSA, E. S.; REBÊLO, J. M. M. Preferência alimentar sanguínea de flebotomíneos da Amazônia do Maranhão, Brasil. **Cadernos de saúde pública**, v. 24, p. 2183-2186, 2008.

OLIVEIRA-PEREIRA, Y. N.; REBÊLO, J. M. M.; MORAES, J. L. P.; & PEREIRA, S. R. F. Molecular diagnosis of the natural infection rate due to *Leishmania* sp in sandflies (Psychodidae, *Lutzomyia*) in the Amazon region of Maranhão, Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 39, n. 6, 2006.

Organización Panamericana de la Salud – OPS. Organización Panamericana de la Salud. Manual de Procedimientos para la Vigilancia y el Control de las en la Región de las Américas. **Washington, D.C: OPS**, V.2, P. 224, 2023.

PAIVA, B. R.; OLIVEIRA, A. G.; DORVAL, M. E. M. C.; GALATI, E. A. B.; MALAFRONTA, R. D. S. Species-specific identification of *Leishmania* in naturally infected sand flies captured in Mato Grosso do Sul State, Brazil. **Acta tropica**, v. 115, n. 1-2, p. 126-130, 2010.

PENHA, T. A.; SANTOS, A. C. G.; REBÊLO, J. M. M.; MORAES, J. L. P. Fauna de flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em área endêmica de leishmaniose visceral canina na região metropolitana de São Luís–MA, Brasil. **Biotemas**, v. 26, n. 2, p. 121-127, 2013.

PEREIRA FILHO, A. A.; BANDEIRA, M. D. C. A.; FONTELES, R. S.; MORAES, J. L. P.; LOPES, C. R. G.; MELO, M. N.; REBÊLO, J. M. M. An ecological study of sand flies (Diptera: Psychodidae) in the vicinity of Lençóis Maranhenses National Park, Maranhão, Brazil. **Parasites & Vectors**, v. 8, p. 1-8, 2015.

PEREIRA JÚNIOR, A. M.; SOUZA, A. B. N.; CASTRO, T. S.; DA SILVA, M. S.; DE PAULO, P. F. M.; FERREIRA, G. E. M.; & DE MEDEIROS, J. F. Diversity, natural infection and blood meal sources of phlebotomine sandflies (Diptera, Psychodidae) in the

western Brazilian Amazon. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 114, p. e190170, 2019.

PEREIRA JÚNIOR, A. M.; TELES, C. B. G.; DE AZEVEDO DOS SANTOS, A. P.; DE SOUZA RODRIGUES, M.; MARIALVA, E. F.; PESSOA, F. A. C.; & MEDEIROS, J. F. Aspectos ecológicos e detecção molecular de *Leishmania DNA* Ross (Kinetoplastida: Trypanosomatidae) em flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em ambientes de terra firme e várzea na Região do Médio Solimões, Estado do Amazonas, Brasil. **Parasitas e Vetores**, v. 8, p. 1-11, 2015.

PEREIRA JÚNIOR, A.M.; SOUZA RODRIGUES, M.M.; & MEDEIROS, J.F. Atualização do conhecimento sobre flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) no Estado de Rondônia, Brasil. **Revista de Dados de Biodiversidade**, v. 10, p. e90015, 2022.

PEREIRA-FILHO, A. A.; FONTELES, R. S.; BANDEIRA, M. D. C. A.; MORAES, J. L. P.; REBÊLO, J. M. M.; MELO, M. N. Molecular Identification of *Leishmania* spp. in Sand Flies (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) in the Lençóis Maranhenses National Park, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 55, n. 4, p. 989-994, 2018.

PINHEIRO, M. P. G.; SILVA, J. H. T.; CAVALCANTI, K. B.; DE AZEVEDO, P. R. M.; DE FÁTIMA FREIRE DE MELO XIMENES, M. Interações ecológicas entre flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) em ambiente agroflorestal do nordeste do Brasil. **Jornal de Ecologia Vetorial**, v. 38, n. 2, p. 307-316, 2013.

PINTO MORAES, J. L. P.; DOS SANTOS, C. L. C.; BASTOS, V. D. J. C.; PEREIRA, A. C. N.; MORAES, L. S.; MORAES, J. D. R. L.; ... & REBÊLO, J. M. M. Espécies de flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) em matas ciliares na transição entre a Amazônia úmida e o Nordeste semi-árido do Brasil. **Entomotropica**, v. 30, p. 20-29, 2015.

PINTO MORAES, J. L.; MARINHO SANTANA, H. T.; DA CONCEIÇÃO ABREU BANDEIRA, M.; MACÁRIO REBÊLO, J. M. Effects of forest degradation on the sand fly communities of northeast Brazil. **Journal of Vector Ecology**, v. 45, n. 1, p. 89-99, 2020.

PINTO, I. S. P.; FERREIRA, A. L.; VALIM, V.; DOS SANTOS CARVALHO, F.; DA SILVA, G. M.; FALCÃO, A. L.; & FALQUETO, A.; FERREIRA, A. L.; VALIM, V.; DOS SANTOS CARVALHO, F.; DA SILVA, G. M.; FALCÃO, A. L.; & FALQUETO, A. Vetores flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) de áreas de leishmaniose visceral americana na Mata Atlântica, Estado do Espírito Santo, sudeste do Brasil. **Jornal de Ecologia Vetorial**, v. 37, n. 1, p. 90-96, 2012.

RANGEL, E. F.; SOUZA, N. A.; WERMELINGER, E. D.; AZEVEDO, A. C. R.; BARBOSA, A. F.; ANDRADE, C. A. Flebotomos de Vargem Grande, foco de leishmaniose tegumentar no Estado do Rio de Janeiro. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 81, p. 347-349, 1986.

READY, P. D.; VIGODER, F. M.; & RANGEL, E. F. Molecular and Biochemical Markers for Investigating the Vectorial Roles of Brazilian Sand Flies. **Brazilian Sand Flies: Biology, Taxonomy, Medical Importance and Control**, p. 213-250, 2018.

REBÊLO, J. M. M.; ASSUNÇÃO JÚNIOR, A. N.; SILVA, O.; MORAES, J. L. P. Ocorrência de flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) em focos de leishmanioses, em área de ecoturismo do entorno do Parque Nacional dos Lençóis Maranhenses, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 26, p. 195-198, 2010b.

- REBÊLO, J. M. M.; BANDEIRA, M. D. C. A.; MORAES, J. L. P.; BOAS, I. V.; FONTELES, R. S.; DOMINICI CRUZ, L.; RODRIGUES, B. L. Seasonal dynamics of sand flies in Lençóis Maranhenses National Park: a tourist destination and endemic area for leishmaniasis. **Journal of Medical Entomology**, v. 61, n. 4, p. 900-910, 2024.
- REBÊLO, J. M. M.; DE OLIVEIRA, S. T.; BARROS, V. L. L.; SILVA, F. S.; COSTA, J. M. L.; FERREIRA, L. A.; & DA SILVA, A. R. Sand flies (Diptera: Psychodidae) of Lagoas, municipal district of Buriticupu, Amazonia of Maranhão. I-Richness and relative abundance of the species in area of recent colonisation. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 33, n. 1, 2000a.
- REBÊLO, J. M. M.; LEONARDO, F. S.; COSTA, J. M. L.; PEREIRA, Y. N. O.; & SILVA, F. S. Flebotomíneos (Diptera, Psychodidae) de área endêmica de leishmaniose na região dos cerrados, Estado do Maranhão, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 15, p. 623-630, 1999.
- REBÊLO, J. M. M.; MORAES, J. L. P.; ALVES, G. A.; LEONARDO, F. S.; ROCHA, R. V.; MENDES, W. A.; COSTA, E.; CÂMARA, L. E. M. B.; PEREIRA, Y. N. O. Dipteros vetores de leishmaniose e malária na Amazônia maranhense. In: Martins, M. B. e Oliveira, T. G. (org). *Amazônia Maranhense: Diversidade e Conservação*. Belém: MPEG, p.166-175, 2011.
- REBÊLO, J. M. M.; MORAES, J. L. P.; CRUZ, G. B. V.; ANDRADE-SILVA, J.; BANDEIRA, M. D. C. A.; OLIVEIRA PEREIRA, Y. N.; SANTOS, C. L. C. D Influence of deforestation on the community structure of sand flies (Diptera: Psychodidae) in Eastern Amazonia. **Journal of medical entomology**, v. 56, n. 4, p. 1004-1012, 2019.
- REBÊLO, J. M. M.; OLIVEIRA, S. D.; BARROS, V. L. L.; & SILVA, F. S. Flebotomíneos da Amazônia maranhense. IV. Riqueza e abundância relativa das espécies em área de colonização antiga. **Entomologia y Vectores**, v. 7, n. 61-72, p. 18, 2000a.
- REBÊLO, J. M. M.; OLIVEIRA, S. T. D.; BARROS, V. L. L.; SILVA, F. S.; COSTA, J. M. L.; FERREIRA, L. A.; & SILVA, A. R. D. Phlebotominae (Diptera: Psychodidae) de Lagoas, município de Buriticupu, Amazônia Maranhense. I-Riqueza e abundância relativa das espécies em área de colonização recente. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 33, n. 1, p. 11-19, 2000a.
- REBÊLO, J. M. M.; ROCHA, R. V.; MORAES, J. L. P.; ALVES, G. A.; LEONARDO, F. S. Distribuição de *Lutzomyia whitmani* em fitorregiões do estado do Maranhão, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 43, p. 1070-1074, 2009.
- REBÊLO, J. M. M.; ROCHA, R. V.; MORAES, J. L. P.; LEONARDO F. S.; ALVES, G. A.; SILVA, C. R. M. The fauna of phlebotomines (Diptera, Psychodidae) in different phytogeographic regions of the state of Maranhão, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia (Impresso)**, v. 54, p. 494-500, 2010b.
- RÊGO, F. D.; RUGANI, J. M. N.; SHIMABUKURO, P. H. F.; TONELLI, G. B.; QUARESMA, P. F.; & GONTIJO, C. M. F. Detecção molecular de *Leishmania* em flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) de um foco de leishmaniose cutânea na Reserva Indígena Xakriabá, Brasil. **PLoS Um**, v. 10, n. 4, p. e0122038, 2015.
- RESADORE, F.; JÚNIOR, A. M. P.; DE PAULO, P. F. M.; GIL, L. H. S.; RODRIGUES, M. M. D. S.; ARAÚJO, M. D. S.; MEDEIROS, J. F. Composition and vertical stratification of phlebotomine sand fly fauna and the molecular detection of *Leishmania* in forested areas in Rondônia State Municipalities, Western Amazon, Brazil. **Vector-Borne and Zoonotic Diseases**, v. 19, n. 5, p. 347-357, 2019.

- RIBEIRO-DA-SILVA, R. C.; GUIMARÃES E SILVA, A. S.; DA SILVA SOUSA, S. S.; BEZERRA, J. M. T.; MACÁRIO REBÊLO, J. M.; & PINHEIRO, V. C. S. Occurrence of Phlebotominae (Diptera: Psychodidae) in urban leishmaniasis transmission foci in North-Eastern Brazil. **Journal of medical entomology**, v. 56, n. 1, p. 247-253, 2019.
- ROCHA, D. D. A.; ALMEIDA, M. R.; BATISTA, J. A. D. S.; & ANDRADE, A. J. LutzDex™—A digital key for Brazilian sand flies (Diptera, Phlebotominae) within an Android App. **Zootaxa**, v. 4688, n. 3, p. 382-388, 2019.
- RODRIGUES, B. L.; CARVALHO-COSTA, L. F.; PINTO, I. D. S.; REBÊLO, J. M. M. DNA barcoding reveals hidden diversity of sand flies (Diptera: Psychodidae) at fine and broad spatial scales in Brazilian endemic regions for leishmaniasis. **Journal of medical entomology**, v. 55, n. 4, p. 893-901, 2018.
- RODRIGUES, B. L.; GALATI, E. A. B. Molecular taxonomy of phlebotomine sand flies (Diptera, Psychodidae) with emphasis on DNA barcoding: a review. **Acta Tropica**, v. 238, p. 106778, 2023.
- RODRIGUES, B. L.; GALATI, E. A. B. New sand fly (Diptera, Psychodidae) records and COI DNA barcodes in the state of Maranhão, Eastern Amazon, Brazil. **Acta Tropica**, v. 250, p. 107095, 2024.
- RODRIGUES, J. C.; RIBEIRO-DA-SILVA, R. C.; GUIMARÃES-E-SILVA, A. S.; DE OLIVEIRA, M. D. S.; RODRIGUES, B. L.; PIMENTA, R. C. D. J. S.; ... & PINHEIRO, V. C. S. Phlebotomine sand fly (Diptera: Psychodidae) fauna, blood meal source, and detection of *Leishmania* (Kinetoplastida: Trypanosomatidae) DNA in the Gurupi Biological Reserve, Eastern Amazon, Brazil. **Journal of Medical Entomology**, v. 61, n. 6, p. 1501-1509, 2024.
- SALOMÓN, O. D.; FELICIANGELI, M. D.; QUINTANA, M. G.; AFONSO, M. M. D. S.; & RANGEL, E. F. *Lutzomyia longipalpis* urbanisation and control. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 110, p. 831-846, 2015.
- SANGUINETTE, C. D. C. **Leishmanioses no município de Várzea da Palma, Minas Gerais, Brasil: Estudo dos flebotomíneos e da leishmaniose canina**. 2011. Tese de Doutorado.
- SANTINI, M. S.; FERNÁNDEZ, M. S.; CAVIA, R.; & SALOMÓN, O. D. Co-ocorrência e distribuição sazonal e ambiental dos flebotomíneos *Lutzomyia longipalpis* e *Nyssomyia whitmani* na cidade de Puerto Iguazú, nordeste da Argentina. **Entomologia Médica e Veterinária**, v. 32, n. 2, p. 197-205, 2018.
- SARAIVA, L.; ANDRADE FILHO, J. D.; SILVA, S. D. O.; ANDRADE, A. S. R. D.; & MELO, M. N. The molecular detection of different *Leishmania* species within sand flies from a cutaneous and visceral leishmaniasis sympatric area in Southeastern Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 105, p. 1033-1039, 2010.
- SARAIVA, L.; CARVALHO, G. M. D. L.; SANGUINETTE, C. D. C.; CARVALHO, D. A. A. D.; & ANDRADE FILHO, J. D. Biogeographical aspects of the occurrence of *Nyssomyia neivai* and *Nyssomyia intermedia* (Diptera: Psychodidae) in a sympatric area of the Brazilian savannah. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 107, p. 867-872, 2012.
- SARAIVA, L.; LEITE, C. G.; LIMA, A. C. V. M. D. R.; CARVALHO, L. O. A. D.; PEREIRA, A. A. S.; RUGANI, J. M. N.; ANDRADE FILHO, J. D. Seasonality of sand flies (Diptera: Psychodidae) and *Leishmania* DNA detection in vector species in an area with

endemic visceral leishmaniasis. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 112, n. 4, p. 309-318, 2017.

SHERLOCK, I. A. Ecological interactions of visceral Leishmaniasis in the State of Bahia, Brazil. **Mem. Inst. Oswaldo Cruz**. v.97, p. 671–683, 1996.

SILVA, A. N. R.; JÚNIOR, A. M. P.; DE PAULO, P. F. M.; DA SILVA, M. S.; CASTRO, T. S.; DA SILVA COSTA, G.; MEDEIROS, J. F. Detection of Leishmania species (Kinetoplastida, Trypanosomatidae) in phlebotomine sand flies (Diptera, Psychodidae) from Porto Velho, Northern Brazil. **Acta Tropica**, v. 213, p. 105-757, 2021.

SILVA, C. M. L.; MORAES, L. S.; BRITO, G. A.; SANTOS, C. L. C. D.; REBÊLO, J. M. M. Ecology of phlebotomines (Diptera, Psychodidae) in rural foci of leishmaniasis in tropical Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 45, p. 696-700, 2012b.

SILVA, F. S.; CARVALHO, L. P. C.; SOUZA, J. M. Flebotomíneos (Diptera: Psychodidae) associados a abrigos de animais domésticos em área rural do Nordeste do Estado do Maranhão, Brasil. **Revista de Patologia Tropical**, v. 41, n. 3, p. 337-347, 2012a.

SILVA, F. S.; DE CARVALHO, L. P.; CARDOZO, F. P.; MORAES, J. L.; & REBÊLO, J. M. Sand flies (Diptera: Psychodidae) in a Cerrado area of the Maranhão state, Brazil. **Entomologia Neotropical**, v. 39, p. 1032-1038, 2010.

SILVA, M. S.; PICELLI, A. M.; PEREIRA DE FRANÇA, K.; GALATI, E. A. B.; ANDRADE FILHO, J. D.; JULIÃO, G. R.; MEDEIROS, J. F. D. Inferências entomológicas destacam o risco de transmissão de Leishmania na área urbana de Porto Velho, Rondônia, Brasil. **PloS um**, v. 19, n. 8, p. e0309168, 2024.

SILVA, T. R. R. D.; ASSIS, M. D. G.; FREIRE, M. P.; RÊGO, F. D.; GONTIJO, C. M. F.; & SHIMABUKURO, P. H. F. Detecção molecular de Leishmania em flebotomíneos (Diptera: Psychodidae: Phlebotominae) coletados na reserva indígena Caititu do município de Lábrea, estado do Amazonas, Brasil. **Revista de entomologia médica**, v. 51, n. 6, p. 1276-1282, 2014.

SILVEIRA, F. T.; ISHIKAWA, E. A. Y.; DE SOUZA, A. A. A.; & LAINSON, R. An outbreak of cutaneous leishmaniasis among soldiers in Belém, Pará State, Brazil, caused by *Leishmania (Viannia) lindenbergi* n. sp.-a new leishmanial parasite of man in the Amazon region. **Parasite**, v. 9, n. 1, p. 43-50, 2002.

SOARES, M. R. A.; CARVALHO, C. C.; SILVA, L. A.; LIMA, M. S. C. S.; BARRAL, A. M. P.; REBÊLO, J. M. M.; PEREIRA, S. R. F. Análise molecular da infecção natural de *Lutzomyia longipalpis* em área endêmica de leishmaniose visceral no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 26, n. 12, p. 2409-2413, 2010.

SOUZA, A. A. A.; SILVEIRA, F. T.; LAINSON, R.; DA ROCHA BARATA, I.; SILVA, M. D. G. S.; LIMA, J. A. N.; ISHIKAWA, E. A. Y. Fauna flebotomínica da Serra dos Carajás, Estado do Pará, Brasil, e sua possível implicação na transmissão da leishmaniose tegumentar americana. **Revista Pan-Amazônica de Saúde**, v. 1, n. 1, 2010.

TELES, C. B. G.; SANTOS, A. P. D. A. D.; FREITAS, R. A.; OLIVEIRA, A. F. J. D.; OGAWA, G. M.; RODRIGUES, M. S.; & CAMARGO, L. M. A. Phlebotomine sandfly (Diptera: Psychodidae) diversity and their Leishmania DNA in a hot spot of American Cutaneous Leishmaniasis human cases along the Brazilian border with Peru and Bolivia. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 111, n. 7, p. 423-432, 2016.

TOLEZANO, J. E. Ecoepidemiological aspects of American cutaneous leishmaniasis in the state of São Paulo, Brazil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 89, p. 427-434, 1994.

UZCÁTEGUI, Y. D. V. S.; SILVEIRA, F. T.; DE MORAIS, T. G.; FURTADO, R. R.; VASCONCELOS DOS SANTOS, T.; PÓVOA, M. M. Suscetibilidade experimental de *Nyssomyia antunesi* e *Lutzomyia longipalpis* (Psychodidae: Phlebotominae) a *Leishmania (Viannia) lainsoni* e *L.(V.) lindenbergi* (Trypanosomatidae: Leishmaniinae). **Microrganismos**, v. 12, n. 4, p. 809, 2024.

VILELA, M. L.; PITA-PEREIRA, D. D.; AZEVEDO, C. G.; GODOY, R. E.; BRITTO, C.; RANGEL, E. F. The phlebotomine fauna (Diptera: Psychodidae) of Guaraí, state of Tocantins, with an emphasis on the putative vectors of American cutaneous leishmaniasis in rural settlement and periurban areas. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 108, n. 5, p. 578-585, 2013.

VIRGENS, T. M.; REZENDE, H. R.; DE SOUZA PINTO, I.; FALQUETO, A. Sand fly fauna (Diptera: Psychodidae) from the Goytacazes National Forest and surrounding areas of southeastern Brazil. **Journal of Vector Ecology**, v. 40, n. 1, p. 28-35, 2015.

WHO - World Health Organization. Neglected tropical diseases - Neglected tropical diseases course now accessible via eLearning. 2018. Disponível em <  
[https://www.who.int/neglected\\_diseases/news/NTD\\_course\\_now\\_accessible\\_via\\_eLearning/en/](https://www.who.int/neglected_diseases/news/NTD_course_now_accessible_via_eLearning/en/)> Acessado em: 20 de março de 2025.

WILLIAMS P. Relationships of phlebotomine sand flies (Diptera). **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, Rio de Janeiro, v. 88, n. 2, p.177-183, 1993.

XAVIER, D. C. A. **Estudos entomológicos do Parque do Gafanhoto, visando a vigilância epidemiológica das Leishmanioses no município de Divinópolis, Minas Gerais, Brasil.** (Monografia). Divinópolis (MG): Fundação Educacional de Divinópolis, Universidade do Estado de Minas Gerais. 2007.

YOUNG, D. G.; DUNCAN, M. A. Guide to the identification and geographic distribution of *Lutzomyia* sand flies in México, the West Indies, Central and South America (Diptera: Psychodidae). **Memoirs of the American Entomological Institute**, n. 54, p. 1-881, 1994.

### **Biografia dos autores**

**Valéria Cristina Soares Pinheiro** possui doutorado em Ciências Biológicas pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Professora Associado I da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), Docente Permanente nos Programa de Pós-graduação Biodiversidade, Ambiente e Saúde- PPGBAS e no Programa de Doutorado da Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal BIONORTE. Coordena o Laboratório de Entomologia Médica (LABEM) na UEMA Campus Caxias. Atualmente é diretora da UEMA Campus Caxias.

E-mail: [vc\\_pinheiro@hotmail.com](mailto:vc_pinheiro@hotmail.com)

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/5443198431811220>

**Judson Chaves Rodrigues** possui Mestrado pelo Programa em Biodiversidade, Ambiente e Saúde da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) Campus Caxias. Tem experiência na

área de ecologia, com ênfase em ecologia de ecossistemas, experiência em taxonomia de insetos, atuando em estudos taxonômicos de flebotomíneos em áreas endêmicas para leishmanioses em diferentes biomas no estado do Maranhão, Brasil. Atualmente doutorando no programa BIONORTE.

E-mail: [judsoom.rodriguesz@gmail.com](mailto:judsoom.rodriguesz@gmail.com)

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/1580612604379857>

**Rosa Cristina Ribeiro da Silva** possui doutorado pelo programa de pós-graduação em Ciências da Saúde da Universidade Federal do Maranhão (UFMA). Professora e pesquisadora do Programa- PPGBAS da UEMA, Campus Caxias. Integrante do Laboratório LABEM da UEMA Campus Caxias. Atualmente Bolsista de Pós-doutorado do PPGBAS da UEMA, Campus Caxias.

E-mail: [rosinhachris@gmail.com](mailto:rosinhachris@gmail.com)

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/0975041928871117>

**Antonia Suely Guimarães e Silva** Possui doutorado pelo programa da Rede de Biodiversidade e Biotecnologia da Amazônia Legal BIONORTE. Professora de Ciências no Ensino Fundamental da Prefeitura Municipal de Caxias – MA. Colaboradora do Laboratório LABEM da UEMA Campus Caxias. Professora/colaboradora do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade, ambiente e Saúde da Universidade Estadual do Maranhão Campus Caxias. Atualmente Bolsista de desenvolvimento industrial B- CNPQ.

E-mail: [asuelygui@gmail.com](mailto:asuelygui@gmail.com)

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/1705067446331469>

**Maxcilene da Silva de Oliveira** possui Mestrado pelo Programa em Biodiversidade, Ambiente e Saúde da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA) Campus Caxias. Tem experiência na área de entomologia médica, com ênfase nos estudos de vetores de arboviroses, atuando em estudos de taxonomia integrativa de flebotomíneos em áreas endêmicas para leishmanioses no estado do Maranhão, Brasil. Atualmente doutoranda no programa BIONORTE.

E-mail: [maxcilene.oliveira@discente.ufma.br](mailto:maxcilene.oliveira@discente.ufma.br)

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9612485312205589>



## CAPÍTULO 8 - AVES DA BACIA DO RIO PINDARÉ, MARANHÃO, BRASIL: COMPOSIÇÃO, BIOGEOGRAFIA E CONSERVAÇÃO

Flávio Kulaif Ubaid<sup>1</sup>

Gustavo Gonsioroski<sup>2</sup>

Leonardo Victor Soares Pinheiro<sup>3</sup>

Surama Pereira<sup>4</sup>

### 1. INTRODUÇÃO

A Floresta Amazônica, com uma extensão aproximada de 6,7 milhões de quilômetros quadrados, constitui a maior floresta tropical do planeta, desempenhando um papel fundamental na conservação da biodiversidade global (Science Panel for the Amazon, 2021). Além de abrigar a mais diversa biota terrestre conhecida, exerce funções essenciais na manutenção de serviços ecossistêmicos críticos, tais como a regulação dos ciclos hidrológico e climático (Exbrayat *et al.*, 2017; Flores *et al.*, 2024). Caracterizada por uma ampla variedade de habitats, a região amazônica concentra mais de 10% da biodiversidade terrestre mundial, apesar de ocupar apenas cerca de 0,5% da superfície terrestre global (Jetz *et al.*, 2012; Tedesco *et al.*, 2017; Ter Steege *et al.*, 2020). Apesar de décadas de investigação científica intensiva, a magnitude real da biodiversidade amazônica permanece consideravelmente subestimada (Barrowclough *et al.*, 2016; García-Robledo *et al.*, 2020), uma vez que vastas porções do bioma ainda se mantêm pouco conhecidas ou inexploradas do ponto de vista científico (Carvalho *et al.*, 2023).

A Bacia Amazônica é caracterizada por um sistema fluvial extenso, dinâmico e altamente complexo, formado por grandes rios que funcionam como barreiras geográficas significativas para inúmeras espécies (Cracraft, 1985). Essas barreiras estão intimamente ligadas a processos biogeográficos e evolutivos, influenciando a diversificação da biota regional e resultando em padrões de distribuição disjunta. Como consequência, a região abriga

---

<sup>1</sup> flavioubaid@gmail.com; ID Lattes: 4419528998272374

<sup>2</sup> gustavogonsioroski@hotmail.com; ID Lattes: 2385448022623418

<sup>3</sup> leovictorsp13@gmail.com; ID Lattes: 3332609755647415

<sup>4</sup> suramapereiracx@hotmail.com; ID Lattes: 6042977445470928

um mosaico de áreas conhecidas como “centros de endemismo”, geralmente delimitadas por interflúvios. A definição original desses centros na Amazônia foi proposta por Cracraft (1985) e posteriormente aprimorada por Silva *et al.* (2002), Naka (2011) e Borges e Silva (2012). Atualmente, são reconhecidos 11 centros de endemismo na Amazônia, entre os quais se destaca o Centro de Endemismo Belém (CEB).

As comunidades de aves amazônicas refletem essa complexidade, apresentando padrões distintos de diversidade taxonômica, funcional e filogenética, moldada por fatores como clima, estrutura espacial e variações entre as regiões biogeográficas. Estudos têm demonstrado que diferentes centros de endemismo na bacia amazônica abrigam comunidades de aves com composição distinta (Borges; Silva, 2012; Ribas *et al.*, 2012), destacando a importância de considerar essas variações regionais no planejamento de estratégias de conservação. Além disso, as flutuações sazonais no nível dos rios afetam significativamente a ocupação dos habitats e a ocorrência de espécies em ambientes de planície de inundação, afetando populações de aves especializadas nessas áreas (Guayasamin *et al.*, 2024).

Localizado na porção oriental da Amazônia, o CEB compreende áreas dos estados do Pará e Maranhão, sendo delimitado a oeste pelo rio Tocantins e a leste pelos limites orientais da Amazônia. Esta região abriga uma expressiva diversidade sociocultural, incluindo diferentes etnias indígenas (Celentano *et al.*, 2018), além de uma elevada diversidade biológica, com destaque para um número significativo de espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (Carvalho *et al.*, 2017; Moraes *et al.*, 2020). Entre os táxons endêmicos do CEB, destacam-se o macaco caiarara (*Cebus kaapori*), considerado um dos primatas mais ameaçados do mundo, e o mutum-pinima (*Crax fasciolata pinima*), a ave mais ameaçada da Amazônia (Alteff *et al.*, 2019).

Durante os mais de quatro séculos desde os primeiros relatos sobre as aves do Maranhão (Oren, 1990), inúmeros naturalistas percorreram o Estado registrando e coletando exemplares, que foram depositados em museus do Brasil (Museu Paraense Emílio Goeldi, Pará) e do exterior (Field Museum of Natural History, Chicago) (Oren, 1990). Neste estudo, apresentamos uma síntese do conhecimento sobre a avifauna da Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré (BRP), no Estado do Maranhão, Brasil, inserida em uma zona de transição entre a Amazônia e o Cerrado.

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

O processo histórico de conhecimento da avifauna do Maranhão teve início com o trabalho do capuchinho francês Claude d'Abbeville, com 61 espécies relacionadas no livro *Histoire de la mission des Pères capucins en l'isle de Maragnan et terres circonvoisines*

(d'Abbeville, 1614 *in* Oren, 1990), embora com identificações equivocadas em sua versão traduzida. Posteriormente, o missionário capuchinho Frei Cristóvão de Sá e Lisboa registrou a fauna local entre os anos de 1625 e 1631 durante sua permanência em São Luís (Oren, 1990).

Outras excursões ornitológicas foram realizadas no Estado, a exemplo da célebre expedição de Carl Friederich Philipp von Martius e Johann Baptist Ritter von Spix. Em 1819, Martius e Spix adentraram o Maranhão pela divisa com o Piauí, na altura de Teresina, e seguiram para Caxias, no Maranhão, acometidos de uma grave enfermidade (Rocha, 2022), coletando algum material ao longo do curso do rio Itapecuru, até chegarem em São Luís (Camargo, 1957). Outras excursões no Estado foram feitas por Emilie Snethlage, Heinrich Snethlage, Ferdinand Schwanda, Emil Kaempfer, Helmut Sick, Paulo Vanzolini, dentre outros naturalistas (Camargo, 1957; Oren, 1991; Rocha, 2022).

As primeiras informações sobre a avifauna da BRP são relativamente recentes e provém de Oren (1990), que apresenta uma relação de 70 espécies coletadas e/ou observadas em diversas localidades da bacia e nos seus arredores. Além de observações pessoais, o ornitólogo David C. Oren analisou os exemplares coligidos em dez excursões de campo conduzidas pela seção de ornitologia do Museu Paraense Emílio Goeldi no centro e oeste do Maranhão, entre 1983 e 1988 (Oren, 1990). O Museu Goeldi abriga também os exemplares coletados por José Hidasí em 1959 e 1964, nas imediações da BRP, e coleções feitas por Emílio Dente em diversas regiões do Estado em 1960 e 1972, material que também foi analisado por Oren (Oren, 1990). Trabalhos posteriores, em sua maioria, foram conduzidos na Reserva Biológica do Gurupi (Oren; Roma, 2011; Lima; Raices, 2012; Lima *et al.*, 2014; Mendonça *et al.*, 2021; Pinheiro *et al.* 2024).

Carvalho *et al.* (2017) testaram a eficácia do sistema de áreas protegidas do Maranhão na proteção de 24 espécies de aves ameaçadas e endêmicas usando modelos de distribuição de espécies, incluindo a BRP. Posteriormente, Gonsioroski *et al.* (2020) conduziram o inventário de aves no entorno da Estrada de Ferro Carajás (892 km), que liga as jazidas de minério de Carajás, no Pará, até o Porto de Itaquí, em São Luís, Maranhão (Dornas; Rolim, 2020). Com amostragens entre 2011 e 2018, os autores registraram 594 espécies de aves ao longo da ferrovia, das quais 494 foram registradas nos pontos de amostragem inseridos na BRP.

Uma compilação das aves do Estado do Maranhão, baseada no levantamento de dados secundários, é apresentada por Carvalho *et al.* (2020), perfazendo 728 espécies para o Estado e incluindo diversas localidades na BRP. No estudo mais recente da BRP, Pinheiro *et al.* (2024) apresentam os resultados de sete anos de monitoramento sistematizado da REBIO Gurupi, com adição de 79 espécies para esta unidade de conservação, totalizando 503 espécies de aves.

É relevante destacar que a BRP abrange, ainda que parcialmente, duas Áreas Importantes para a Conservação das Aves (IBAs, na sigla em inglês). A primeira delas é a IBA Gurupi, que abarca os maiores blocos de floresta do Mosaico Gurupi (Terras Indígenas Alto Turiaçu, Alto Rio Guamá, Awa e Caru, além da REBIO Gurupi); a segunda é a IBA Baixada Maranhense, que inclui a Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense e estende-se a leste até o rio Munim e Itapecuru (De Luca *et al.*, 2009). O programa internacional de IBAs, coordenado pela BirdLife International, tem como objetivo central identificar, monitorar e proteger uma rede global de áreas consideradas prioritárias para a conservação de aves e da biodiversidade como um todo (De Luca *et al.*, 2009).

### **3. METODOLOGIA**

#### **Área de estudo**

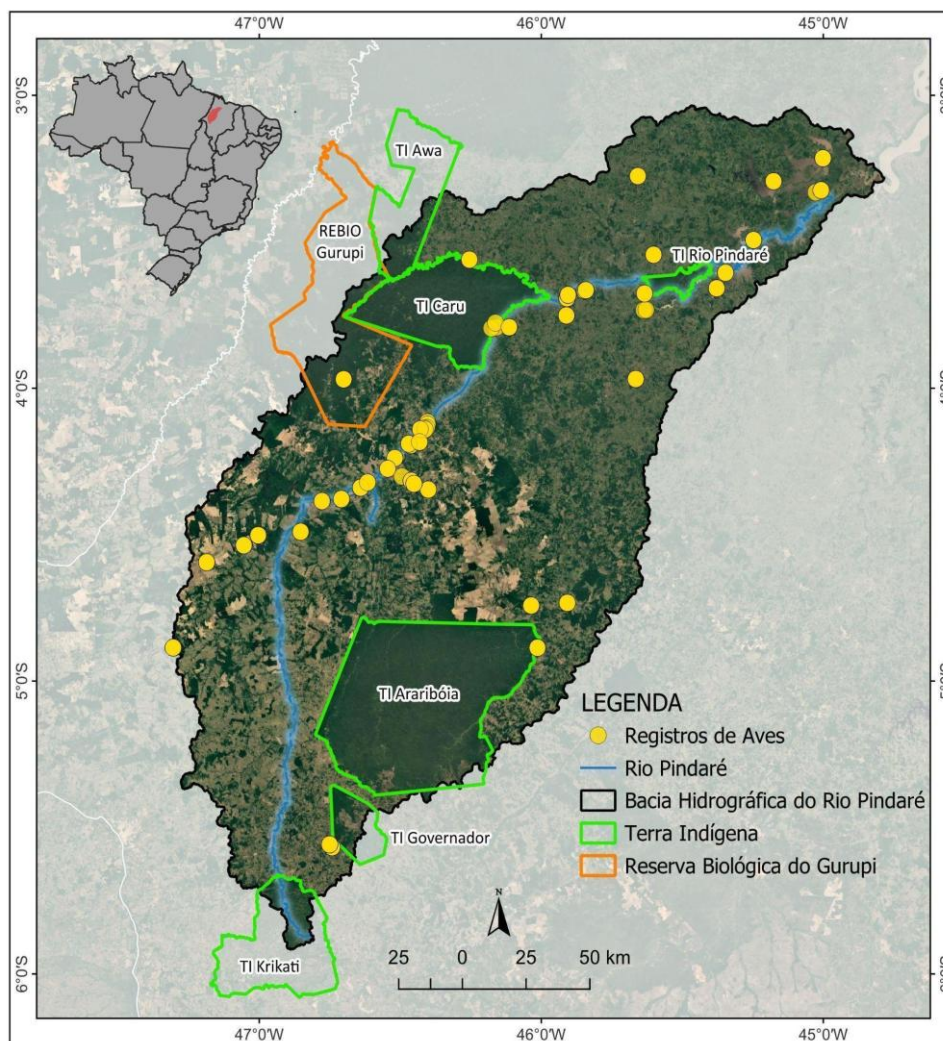
A área delimitada para este estudo foi a Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré (Figura 1), afluente da margem direita do rio Mearim. A BRP está situada na porção noroeste do Estado do Maranhão e abrange uma área de aproximadamente 40.480 km<sup>2</sup>. O rio Pindaré, principal afluente do rio Mearim, nasce na Serra do Gurupi, em elevações que compõem o divisor de águas entre as bacias hidrográficas dos rios Mearim e Tocantins, nas proximidades do município de Amarante do Maranhão (Silva *et al.*, 2017). Ao longo de seu curso, que totaliza cerca de 575 km de extensão (Guimarães *et al.*, 2020), recebe como principais afluentes os rios Buriticupu, Negro, Zutuia, Paragominas, Água Preta, Timbira e Santa Rita (Silva *et al.*, 2017). O clima predominante da região é do tipo Aw – tropical úmido e seco ou de savana, com pequenas manchas no norte da bacia do tipo Am – tropical de monção, segundo a classificação de Köppen-Geiger (Beck *et al.*, 2023).

#### **Registros de Aves**

Os registros de ocorrência das espécies de aves para a área de estudo foram compilados das seguintes fontes: 1) dados de campo coletados pelos autores, ao longo de expedições realizadas entre 2010 e 2024; 2) da literatura científica; 3) dos repositórios online WikiAves (<http://www.wikiaves.com>), eBird (<https://ebird.org>) e Global Biodiversity Information Facility (<http://www.gbif.org>). Para a definição dos táxons endêmicos do CEB foram utilizados Moraes *et al.* (2020) e Dantas *et al.* (2021); espécies endêmicas do Cerrado seguem Lopes e Silva (2024). As espécies foram classificadas de acordo com seu grau de ameaça de extinção no Brasil (MMA, 2022) e globalmente (IUCN, 2025). A nomenclatura taxonômica seguiu

Pacheco et al. (2021), com atualização de Stopiglia *et al.* (2022). Foram excluídos das análises os registros identificados até o nível de gênero (*e.g.* *Myiarchus* sp., *Chaetura* sp., *Elaenia* sp.).

**Figura 1.** Localidades com registros de aves na Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil



#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram compilados 18.325 registros de aves para a BRP, entre dados primários dos autores, literatura e repositórios online, totalizando 590 espécies de aves. A riqueza da avifauna na BRP é expressiva quando comparada com o panorama ornitológico da Amazônia Maranhense, que contabiliza 583 espécies de aves (Pinheiro *et al.*, 2024). Nesse sentido, vale destacar que a BRP se situa em uma zona de transição entre a Amazônia e o Cerrado, que representam, aproximadamente, 94% e 6% da área da bacia, respectivamente. A proporção entre estes dois biomas na BRP se reflete na composição da avifauna, com predomínio de

espécies tipicamente amazônicas. No entanto, representantes típicos do Cerrado adentram a área da bacia e contribuem para sua elevada riqueza, incluindo três espécies endêmicas deste bioma: o barbudo-rajado-pequeno (*Malacoptila minor*), o pica-pau-da-taboca (*Celeus obrieni*) e o chorozinho-de-bico-comprido (*Herpsilochmus longirostris*).

Das 590 espécies de aves registradas na BRP, 57 (10%) são consideradas de interesse para a conservação (Tabela 1). Dentre essas, 30 táxons constam na lista nacional de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2022) (Figura 2), enquanto 15 encontram-se ameaçados em nível global, conforme IUCN (2025) (Figura 3). Outras 19 espécies são classificadas como quase ameaçadas (NT – *Near Threatened*) na lista global. Considerando conjuntamente as listas nacional e global, 34 táxons apresentam algum grau de ameaça em pelo menos uma delas. Também integram o conjunto de espécies de interesse para conservação os 18 táxons endêmicos do CEB presentes na BRP: *Crax fasciolata pinima*, *Threnetes leucurus medianus*, *Psophia obscura*, *Megascops ater*, *Pteroglossus bitorquatus bitorquatus*, *Celeus torquatus pieteroyensi*, *Piculus paraensis*, *Thamnophilus aethiops incertus*, *Phlegopsis nigromaculata paraensis*, *Dendrocincla merula badia*, *Dendrexetastes paraensis paraensis*, *Synallaxis omissa*, *Terenotriccus erythrurus hellmayri*, *Piprites chloris grisescens*, *Ramphocaenus melanurus austerus*, *Granatellus pelzelni paraensis*, *Loriotus cristatus pallidigula* e *Tangara velia signata*.

A BRP integra parcialmente uma grande região denominada “Mosaico Gurupi” (17,9 mil km<sup>2</sup>), constituída por seis terras indígenas (Alto Turiaçu, Awá, Caru, Araribóia, Rio Pindaré e Alto Rio Guamá) e a REBIO Gurupi (Celentano *et al.*, 2018). Considerando um buffer de 10 km em cada TI, mais a zona de amortecimento da REBIO Gurupi, a área de influência do Mosaico Gurupi tem 46,4 mil km<sup>2</sup>. O conhecimento ornitológico para o Mosaico Gurupi é relativamente escasso, com dados consistentes apenas para a REBIO Gurupi. As terras indígenas do mosaico, de maneira geral, carecem de informações sobre sua avifauna.

Mesmo numa configuração espacial mais ampla, a REBIO Gurupi é a área que abriga a maior riqueza de aves no CEB, com 503 espécies de aves (Pinheiro *et al.*, 2024). Aproximadamente 42% (112.735 ha) da área da REBIO Gurupi, em sua porção sul/sudeste, estão inseridos na BRP. Além da REBIO Gurupi, outros grandes blocos florestais do CEB estão abarcados pela BRP, sendo os mais representativos a TI Caru e TI Araribóia, pela sua extensão florestal.

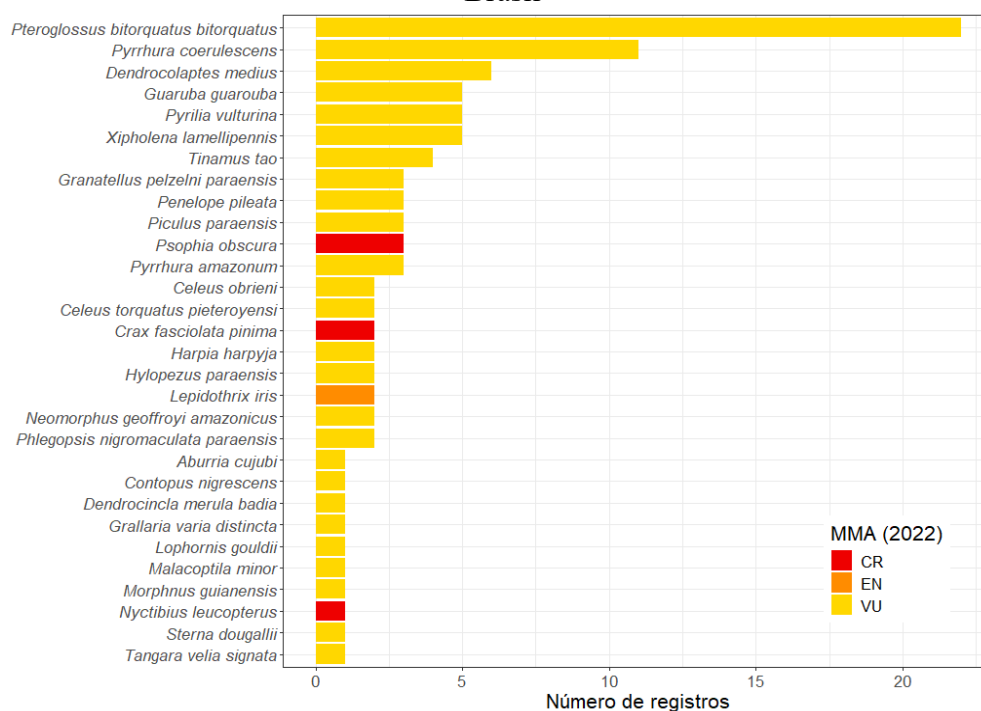
**Tabela 1.** Aves de interesse conservacionista com ocorrência na Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré, Maranhão, Brasil. São indicados os táxons endêmicos do Centro de Endemismo Belém (CEB) e espécies avaliadas por critérios nacionais (MMA, 2022) e globais (IUCN, 2025)

Táxon	Nome popular	CEB	MM A	IUC N
<b>Rheiformes</b>				
<b>Rheidae</b>				
<i>Rhea americana</i>	Ema	-	-	NT
<b>Tinamiformes</b>				
<b>Tinamidae</b>				
<i>Tinamus tao</i>	azulona	-	VU	VU
<i>Tinamus guttatus</i>	inhambu-galinha	-	-	NT
<b>Galliformes</b>				
<b>Cracidae</b>				
<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba	-	-	NT
<i>Penelope pileata</i>	jacupiranga	-	VU	VU
<i>Aburria kujubi</i>	cujubi	-	VU	VU
<i>Crax fasciolata pinima</i>	mutum-pinima	x	CR	CR
<i>Pauxi tuberosa</i>	mutum-cavalo	-	-	NT
<b>Cuculiformes</b>				
<b>Cuculidae</b>				
<i>Neomorphus geoffroyi amazonicus</i>	jacu-estalo	-	VU	VU
<b>Nyctibiiformes</b>				
<b>Nyctibiidae</b>				
<i>Nyctibius leucopterus</i>	urutau-de-asa-branca	-	CR	-
<b>Apodiformes</b>				
<b>Trochilidae</b>				
<i>Threnetes leucurus medianus</i>	balança-rabo-de-garganta-preta	x	-	-
<i>Lophornis gouldii</i>	topetinho-do-brasil-central	-	VU	NT
<b>Gruiformes</b>				
<b>Psophiidae</b>				
<i>Psophia obscura</i>	jacamim-de-costas-escuras	x	CR	CR
<b>Charadriiformes</b>				
<b>Scolopacidae</b>				
<i>Calidris minutilla</i>	maçariquinho	-	-	NT
<i>Calidris fuscicollis</i>	maçarico-de-sobre-branco	-	-	VU
<i>Tringa melanoleuca</i>	maçarico-grande-de-perna-amarela	-	-	NT
<i>Tringa flavipes</i>	maçarico-de-perna-amarela	-	-	VU
<b>Pelecaniformes</b>				
<b>Ardeidae</b>				
<i>Agamia agami</i>	garça-da-mata	-	-	NT
<b>Accipitriformes</b>				
<b>Accipitridae</b>				

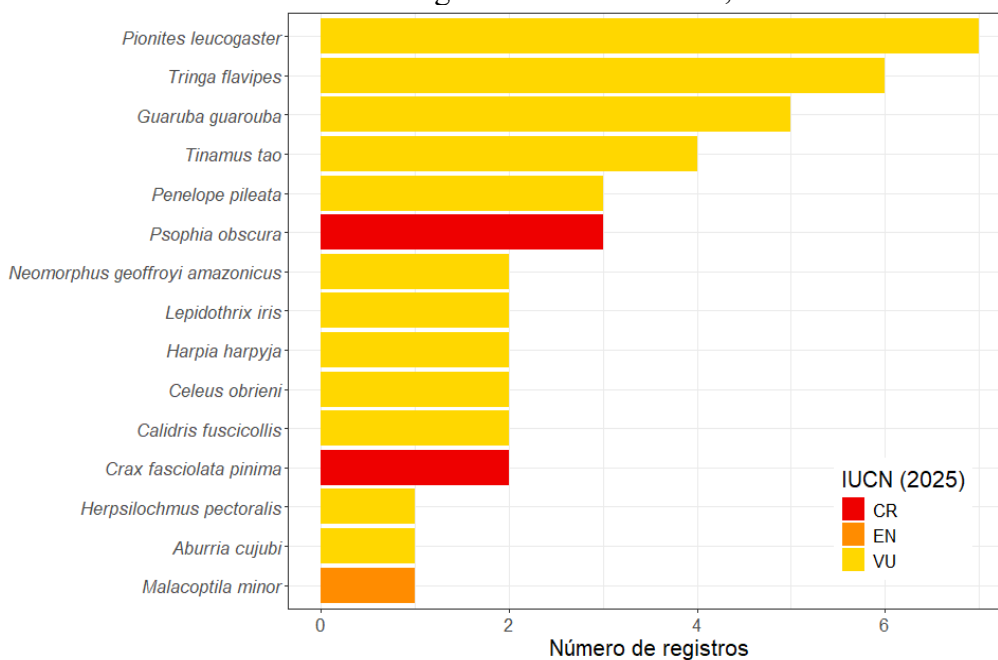
Táxon	Nome popular	CEB	MM A	IUC N
<i>Morphnus guianensis</i>	Uiraçu	-	VU	NT
<i>Harpia harpyja</i>	gavião-real	-	VU	VU
<i>Spizaetus ornatus</i>	gavião-de-penacho	-	-	NT
<i>Accipiter poliogaster</i>	tauató-pintado	-	-	NT
<i>Buteogallus aequinoctialis</i>	gavião-caranguejeiro	-	-	NT
<b>Strigiformes</b>				
<b>Strigidae</b>				
<i>Megascops ater</i>	corujinha-de-belém	x	-	-
<b>Galbuliformes</b>				
<b>Bucconidae</b>				
<i>Malacoptila minor</i>	barbudo-rajado-pequeno	-	VU	EN
<b>Piciformes</b>				
<b>Ramphastidae</b>				
<i>Pteroglossus bitorquatus</i> <i>bitorquatus</i>	araçari-de-pescoço-vermelho	x	VU	NT
<b>Picidae</b>				
<i>Celeus torquatus pieteroyensi</i>	pica-pau-de-coleira	x	VU	-
<i>Celeus obrieni</i>	pica-pau-da-taboca	-	VU	VU
<i>Piculus paraensis</i>	pica-pau-dourado-de-belém	x	VU	-
<b>Falconiformes</b>				
<b>Falconidae</b>				
<i>Micrastur mintoni</i>	falcão-críptico	-	-	NT
<i>Falco deiroleucus</i>	falcão-de-peito-laranja	-	-	NT
<b>Psittaciformes</b>				
<b>Psittacidae</b>				
<i>Pyrilia vulturina</i>	curica-urubu	-	VU	-
<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro	-	-	NT
<i>Pionites leucogaster</i>	marianinha-de-cabeça-amarela	-	-	VU
<i>Pyrrhura coerulescens</i>	tiriba-pérola	-	VU	-
<i>Pyrrhura amazonum</i>	tiriba-de-hellmayr	-	VU	NT
<i>Primolius maracana</i>	maracanã	-	-	NT
<i>Guaruba guarouba</i>	ararajuba	-	VU	VU
<b>Passeriformes</b>				
<b>Thamnophilidae</b>				
<i>Herpsilochmus pectoralis</i>	chorozinho-de-papo-preto	-	-	VU
<i>Thamnophilus aethiops incertus</i>	choca-lisa	x	-	-
<i>Phlegopsis nigromaculata</i> <i>paraensis</i>	mãe-de-taoca	x	VU	-
<b>Grallariidae</b>				
<i>Grallaria varia distincta</i>	tovacuçu	-	VU	-
<i>Hylopezus paraensis</i>	torom-do-pará	-	VU	-
<b>Dendrocolaptidae</b>				
<i>Dendrocincla merula badia</i>	arapaçu-da-taoca	x	VU	-

Táxon	Nome popular	CEB	MM A	IUC N
<i>Dendrexetastes paraensis paraensis</i>	arapaçu-galinha-do-pará	x	-	-
<i>Dendrocolaptes medius</i>	arapaçu-barrado-do-leste	-	VU	-
<b>Furnariidae</b>				
<i>Synallaxis omissa</i>	-	x	-	-
<b>Pipridae</b>				
<i>Lepidothrix iris</i>	cabeça-de-prata	-	EN	VU
<b>Cotingidae</b>				
<i>Xipholena lamellipennis</i>	anambé-de-rabo-branco	-	VU	NT
<b>Onychorhynchidae</b>				
<i>Terenotriccus erythrurus hellmayri</i>	papa-moscas-uirapuru	x	-	-
<b>Pipritidae</b>				
<i>Piprites chloris grisescens</i>	papinho-amarelo	x	-	-
<b>Tyrannidae</b>				
<i>Contopus nigrescens</i>	piuí-preto	-	VU	-
<b>Poliopitidae</b>				
<i>Ramphocaenus melanurus austerus</i>	Chirito	x	-	-
<b>Cardinalidae</b>				
<i>Granatellus pelzelni paraensis</i>	polícia-do-mato	x	VU	-
<b>Thraupidae</b>				
<i>Loriotus cristatus pallidigula</i>	tiê-galo	x	-	-
<i>Tangara velia signata</i>	saíra-diamante	x	VU	-

**Figura 2.** Categorias de ameaça em nível nacional e número de registros das aves ameaçadas de extinção com ocorrência na Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré, Estado do Maranhão, Brasil



**Figura 3.** Categorias de ameaça em nível global e número de registros das aves ameaçadas de extinção com ocorrência na Bacia Hidrográfica do Rio Pindaré, Estado do Maranhão, Brasil.



### Registros relevantes

A seguir, são apresentadas informações resumidas sobre espécies de aves consideradas de ocorrência pontual, raras ou ameaçadas na BRP, cujos registros são particularmente relevantes para a compreensão da composição avifaunística e potencial implicação para estratégias de conservação regionais.

***Rhea americana*** - a ema é uma espécie de grande porte e muito caçada para consumo de carne e utilização de penas para adornos no Maranhão. Ocorre no centro-sul do Estado, região que coincide com o limite setentrional de ocorrência da espécie. Na BRP, possui apenas uma ocorrência para o Cerrado, no município de Balsas (Hass *et al.*, 2007).

***Aburria kujubi*** - o kujubi é uma espécie rara na região, com ocorrência confirmada apenas para a REBIO Gurupi. Ocorre em matas primárias ou secundárias em estágio avançado de sucessão. Além do desmatamento, tem como grande ameaça a caça para consumo. É provável que ocorra nas TI Caru e Awá, por serem contíguas à REBIO Gurupi, e na TI Araribóia, devido a sua grande extensão florestal.

***Crax fasciolata pinima*** - endêmico do CEB, o mutum-pinima é classificado como “criticamente em perigo” de extinção nas listas nacional (MMA, 2022) e global (IUCN, 2025)

de espécies ameaçadas. Trata-se da ave mais ameaçada da Amazônia, com estimativa de menos de 50 indivíduos maduros em vida livre (BirdLife International, 2024). Sick (1997) relata que até 1977, indivíduos ainda eram avistados nas margens do rio Pindaré. Após mais de três décadas sem registros na natureza, novos indivíduos foram localizados na TI Mãe Maria, no Pará, e na TI Alto Turiaçu e REBIO Gurupi, no Maranhão (Alteff *et al.*, 2019). A partir de 2020, registros pontuais de um ou dois indivíduos foram feitos na REBIO Gurupi. O registro no sul da BRP (Hass *et al.*, 2007), no domínio do Cerrado, refere-se a forma nominal *C. f. fasciolata*, táxon sem risco de extinção em escala nacional (MMA, 2022) e classificado como “vulnerável” à extinção em escala global (BirdLife International, 2021).

***Neomorphus geoffroyi*** - o jacu-estalo é classificado como “vulnerável” à extinção nas listas nacional (MMA, 2022) e global (IUCN, 2025). A escassez de registros feitos por pesquisadores e observadores de aves se dá muito mais pelo seu comportamento furtivo do que pela sua raridade, uma vez que tem sido registrado com frequência em estudos com armadilhas fotográficas e gravadores autônomos na Amazônia e Cerrado maranhenses (dados dos autores). Vive em florestas primárias e secundárias e, apesar de tolerar algum grau de alteração do habitat, sua população no Maranhão está em declínio (Silva, 2021), com extinções locais em diversas áreas devido a supressão completa das florestas para uso agrícola. No Maranhão, é uma espécie caçada para consumo e amplamente conhecida pela população rural. Os registros na BRP se restringem à REBIO Gurupi, mas é provável que ocorra nas terras indígenas da bacia e em outras áreas não protegidas.

***Nyctibius leucopterus*** - o urutau-de-asa-branca é uma espécie rara e dependente de florestas primárias, no Maranhão está restrito ao oeste do Estado (Silva, 2021). No Maranhão, suspeita-se de um declínio populacional de 80% em pouco mais de duas décadas (22,5 anos), devido à degradação e perda de habitat (Silva, 2021). Pouco se conhece sobre sua história natural (Cohn-Haft, 2020). Os únicos registros na bacia provêm da REBIO Gurupi, com provável ocorrência nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Topaza pella*** - o beija-flor-brilho-de-fogo é uma espécie rara e dependente de florestas preservadas. No Maranhão é pouco conhecida e os únicos registros foram feitos na REBIO Gurupi (Lima *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2024). Na BRP, é provável que também ocorra nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Psophia obscura*** - endêmico do CEB, o jacamim-de-costas-escuras é classificado como “criticamente em perigo” de extinção nas listas nacional (MMA, 2022) e global (IUCN, 2025) de espécies ameaçadas. Frequentemente documentado na REBIO Gurupi durante as expedições do Protocolo Avançado de Monitoramento de Comunidades de Aves desde de 2017 (Pinheiro *et al.*, 2024). Lima *et al.* (2014) relataram 20 contatos ocasionais com a espécie. Na TI Caru foi documentado em 2016 e 2018 em bandos de 3 a 7 indivíduos (Gonsioroski *et al.*, 2020). A população global é estimada em menos de 250 indivíduos maduros em vida livre (BirdLife International, 2018). Em áreas adjacentes a BRP, foi documentado no município de Paragominas, Pará (Lees *et al.*, 2012), e bandos de 3 a 19 indivíduos foram registrados em quatro localidades amostradas entre 1998 a 2009, também no Pará (Portes *et al.*, 2011). Além da REBIO Gurupi e TI Caru, é provável que ocorra nas TI Awá e Araribóia.

***Agamia agami*** - amplamente distribuída na região amazônica, com ocorrência predominante em áreas úmidas de floresta densa. Vive em ambientes pantanosos, margens de rios e, preferencialmente, em igarapés sombreados com águas lânticas no interior da mata. O comportamento discreto da espécie e a preferência por ambientes fechados e de difícil acesso contribuem para a baixa detecção em campo. Classificada como “quase ameaçada” de extinção na lista global de espécies ameaçadas (IUCN, 2025). No Maranhão, a espécie era conhecida apenas por registros não documentados (Oren, 1991; Almeida, 2001), sendo documentada somente em 2021 na REBIO Gurupi (Pinheiro *et al.*, 2024). É provável que também ocorra nas TI Caru, Awá e Araribóia, além de riachos e igarapés fora de áreas protegidas.

***Morphnus guianensis*** - o uiraçu apresenta ampla ocorrência na Amazônia brasileira. É classificado como “vulnerável” e “quase ameaçado” de extinção nas listas nacional (MMA, 2022) e global (IUCN, 2025) de espécies ameaçadas, respectivamente. É uma espécie incomum no Maranhão, com registros pontuais no Estado. Na BRP, há um registro histórico de um ninho ativo na região de Buriticupu, em 1997 (Martínez, 2008, coment. pess.), e uma documentação em dezembro de 2019 durante expedição do Protocolo Avançado de Monitoramento de Comunidades de Aves da REBIO Gurupi (Las-Casas, 2019). Por ser uma espécie que depende de florestas extensas e preservadas, é provável que ocorra nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Harpia harpyja*** - dependente de vastas áreas de florestas primárias e contínuas para caçar e se reproduzir, o gavião-real forrageia no dossel florestal onde captura suas presas, principalmente primatas e preguiças. É classificado como “vulnerável” de extinção nas listas nacional (MMA,

2022) e global (IUCN, 2025) de espécies ameaçadas. Possui longo tempo de vida, baixa taxa reprodutiva e é alvo de caça no Estado. Nos últimos anos, adultos e jovens têm sido avistados com certa frequência por brigadistas na REBIO Gurupi. Também possui registro na TI Caru (Silva, 2021) e é provável que ocorra nas TI Awá e Araribóia.

***Spizaetus ornatus*** - o gavião-de-penacho é amplamente distribuído no Brasil, com ocorrências pontuais em todo CEB. Está classificado como “quase ameaçado” de extinção na lista global de espécies ameaçadas (IUCN, 2025). No Maranhão, há poucos registros feitos nas proximidades da REBIO Gurupi, em 2018 (Gonsioroski, 2018) e em 2021 (Pinheiro, 2021), e na TI Caru (Gonsioroski *et al.*, 2020).

***Megascops ater*** - a corujinha-de-belém é endêmica do CEB e dependente de florestas contínuas e preservadas para sobreviver. Na região da BRP foi registrada na REBIO Gurupi (Lima *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2024), na TI Caru e no município de Bom Jesus das Selvas (Gonsioroski *et al.*, 2020), mas é provável que ocorra também nas TI Awá e Araribóia.

***Malacoptila minor*** - o barbudo-rajado-pequeno habita o sub-bosque de florestas semidecíduas do Maranhão e Piauí. É uma espécie endêmica do Cerrado, classificada como “vulnerável” à extinção na lista nacional (MMA, 2022) e como “em perigo” de extinção na lista global (IUCN, 2025) de espécies ameaçadas. Sua área de ocorrência está sendo rapidamente transformada em pastagens, monocultura de soja, arroz e eucalipto. É uma espécie afetada por queimadas recorrentes no Maranhão (Ubaid; Melo, 2018). Ocorre marginalmente no leste da BRP, no município de Arari, região que coincide com o limite oeste de distribuição da espécie (Gonsioroski *et al.*, 2020).

***Celeus torquatus pieteroyensi*** - endêmico do CEB, o táxon é classificado como “em perigo” de extinção de acordo com a lista nacional (MMA, 2022) de espécies ameaçadas. É uma das aves mais raras do CEB, encontrado principalmente em florestas primárias. No Maranhão, foi registrado em apenas três localidades. Na BRP possui registros na REBIO Gurupi (Lima *et al.*, 2014; Pinheiro *et al.*, 2024) e na TI Caru (Gonsioroski *et al.*, 2020). É provável que ocorra também nas TI Awá e Araribóia.

***Celeus obrieni*** - classificado como “vulnerável” à extinção nas listas nacional e global. Incomum ao longo de sua faixa de ocorrência, parece ser especialista em bambu (*Guadua* sp.)

e dependente de florestas densas para sobreviver. Comumente documentado por pesquisadores e observadores de aves no leste maranhense. Foi documentado às margens do rio Pindaré, na TI Caru, em novembro de 2017 (Ubaid, 2017), e em Bom Jesus das Selvas (Gonsioroski *et al.*, 2020). A expansão da espécie mais ao norte do Maranhão, possivelmente se dá em função da modificação dos habitats.

***Myrmornis torquata*** - apesar da ampla distribuição na Amazônia, os registros do pinto-do-mato-carijó no CEB são raros. Vive no sub-bosque de florestas ombrófilas densas e bem sombreadas, onde forrageia em busca de pequenos artrópodes no solo ou em troncos (del Hoyo *et al.*, 2022). Espécie rara no Maranhão, foi citado por Lima *et al.*, (2014) com registros isolados e sem documentação na REBIO Gurupi, sua única localidade de ocorrência até o momento. Nos últimos anos, a espécie vem sendo registrada ocasionalmente durante as expedições do Protocolo Avançado de Monitoramento de Comunidades de Aves da REBIO Gurupi (Pinheiro *et al.*, 2024). Dentro dos limites da BRP, é provável que também ocorra nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Phlegopsis nigromaculata paraensis*** - táxon endêmico do CEB, a mãe-de-taoca habita o sub-bosque de florestas primárias e secundárias em avançado estágio de regeneração (Silva, 2021). Classificada como “vulnerável” de extinção de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2022), é seguidora obrigatória de formigas-de-correição (Willson, 2004). É uma espécie comum na REBIO Gurupi (Pinheiro *et al.*, 2024), onde frequentemente é observada em bandos mistos. Na BRP, também possui registros na TI Caru e em fragmentos nos municípios de Santa Luzia e Bom Jesus das Selvas (Gonsioroski *et al.*, 2020).

***Grallaria varia distincta*** - táxon endêmico do Brasil, está distribuído ao sul do rio Amazonas (entre o rio Madeira e o oeste do estado Maranhão), nos estados do Amazonas, Rondônia, Mato Grosso, Pará e Maranhão (Greeney, 2020). Possui alta dependência florestal e é extremamente raro no Maranhão. Na BRP, possui apenas dois registros, ambos realizados na REBIO Gurupi (Pinheiro *et al.*, 2024). Classificado como “vulnerável” de extinção de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2022), é provável que também ocorra nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Hylopezus paraensis*** - endêmico do Brasil, o torom-do-pará ocorre da margem leste do rio Xingu até a Amazônia maranhense. Muito sensível à degradação florestal, ocorre apenas em

florestas primárias de terra firme (Aleixo *et al.*, 2023A). É uma espécie em declínio no Maranhão devido a destruição do seu habitat, com estimativa de 1.000 indivíduos no Estado. Classificada como “vulnerável” de extinção de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2022). Possui registros apenas na REBIO Gurupi e TI Caru (Gonsioroski *et al.*, 2020), com provável ocorrência nas TI Awá e Araribóia.

***Dendrocincla merula badia*** - táxon endêmico do CEB, dependente de florestas primárias e secundárias em avançado estágio de regeneração (Silva, 2021). Suspeita-se de um declínio populacional no Maranhão maior que 80% devido à degradação e perda de habitat (Silva, 2021). Tem como principais ameaças a redução e degradação do habitat. Na BRP, possui registros apenas na REBIO Gurupi e TI Caru (Lima *et al.*, 2014; Gonsioroski *et al.*, 2020). É provável que ocorra também nas TI Awá e Araribóia.

***Dendrexetastes paraensis paraensis*** - táxon raro e endêmico do CEB, depende de florestas primárias para sobrevivência. Suspeita-se de um declínio populacional no Maranhão maior que 80% devido à perda de habitat (Silva, 2021). Tem como principais ameaças a redução e degradação de habitat (Silva, 2021). Dentro dos limites da BRP, possui registros apenas na REBIO Gurupi e TI Caru (Lima *et al.*, 2014; Gonsioroski *et al.*, 2020). É provável que ocorra também nas TI Awá e Araribóia.

***Lepidothrix iris*** - endêmico do Brasil, o cabeça-de-prata ocorre nos estados do Maranhão, Pará e Mato Grosso, em uma região que se sobrepõe a áreas de intenso desmatamento (Aleixo *et al.*, 2023B). *Lepidothrix iris iris* é a forma que ocorre no norte do Brasil, ao sul do rio Amazonas, do leste do Pará até o oeste e noroeste do Maranhão, e para o sul até o rio Xingu, com registros nos estados do Pará, Maranhão (Snow; Sharpe, 2020). Esta subespécie aparenta ser mais sensível a perturbações no hábitat do que *L. i. eucephala*, que por sua vez é frequente em matas secundárias (Pacheco; Olmos, 2005; Aleixo *et al.*, 2023B). Na BRP, foi registrado apenas na REBIO Gurupi (Lima *et al.*, 2014), onde é muito raro. É provável que ocorra também nas TI Caru, Awá e Araribóia.

***Periporphyrus erythromelas*** - o bico-encarnado é uma espécie rara e de ocorrência pontual na Amazônia, geralmente observada sozinha ou em pequenos grupos (Brewer, 2020). Vive em florestas de terra firme e florestas sazonalmente inundadas. Devido à fragmentação e perda de habitat, suspeita-se que sua população no Maranhão já tenha sofrido redução de 50% em 12

anos (Silva, 2021). Muito pouco se sabe sobre a biologia e história natural da espécie (Brewer, 2020). Dentro dos limites da BRP, possui registros apenas na REBIO Gurupi, mas é provável que ocorra também nas TI Caru, Awá e TI Araribóia.

*Tangara velia signata* - táxon raro e endêmico do CEB, dependente de florestas preservadas e contínuas. Forrageia na copa das árvores aos pares ou acompanhando bandos mistos (Lerman, 2020). Na última década, foi procurado exaustivamente no Maranhão e registrado apenas na TI Caru e na REBIO Gurupi (Lima *et al.*, 2014; Gonsioroski *et al.*, 2020). Estimativas mostram um cenário de perda de áreas adequadas para a espécie de mais 90% até 2050 (Moraes *et al.*, 2020). Suspeita-se que o táxon sofreu um declínio populacional no Maranhão de 80% nos últimos 15 anos, causado pela perda, degradação e fragmentação do habitat. Classificada como “vulnerável” de extinção de acordo com a lista nacional de espécies ameaçadas (MMA, 2022). Na BRP, é provável que ocorra também nas TI Awá e TI Araribóia.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O registro de 590 espécies de aves na BRP constitui um número expressivo (cerca de 5% da riqueza global de aves), sobretudo em função de sua localização periférica na Amazônia, uma região que, por características intrínsecas, tende a apresentar menor diversidade biológica em comparação aos interflúvios situados mais a oeste. Tal padrão é atribuído à topografia relativamente homogênea, aos menores índices de precipitação e à limitada variedade de ecossistemas locais (Lees *et al.*, 2012). Aves típicas do Cerrado, na porção sul da bacia, contribuem decisivamente para sua elevada riqueza, incluindo três endemismos deste bioma.

A avifauna da BRP possui notável relevância ecológica e biogeográfica, por estar situada em uma zona de transição entre a Amazônia e o Cerrado. A região abriga uma rica biodiversidade, incluindo aves endêmicas do CEB e ameaçadas de extinção. De maneira geral, o conhecimento científico nessa região é limitado a poucas localidades, sobretudo por pesquisas conduzidas na REBIO Gurupi, havendo uma enorme lacuna do que ainda resguardam os grandes blocos florestais das terras indígenas. Assim, essa rica região ainda apresenta grande potencial para novas descobertas. Por fim, recomendamos que levantamentos futuros sejam direcionados para localidades pouco ou nunca amostradas, sobretudo as terras indígenas.

## 6. AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos a toda equipe de analistas, vigilantes e brigadistas do ICMBio pelo apoio logístico durante as excursões na REBIO Gurupi. Agradecemos à UEMA, FAPEMA e CAPES pelas bolsas de estudo. Somos gratos à equipe do Laboratório de Ornitologia pelo auxílio nas coletas no Estado do Maranhão, bem como aos diversos pesquisadores que nos acompanharam em campo.

## REFERÊNCIAS

- ALEIXO, A. L. P. et al. *Hylopezus paraensis* Sneathlage, 1910. **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**. 2023A. <https://doi.org/10.37002/salve.ficha.22260>
- ALEIXO, A. L. P. et al. *Lepidothrix iris* (Schinz, 1851). **Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade - SALVE**. 2023B. <https://doi.org/10.37002/salve.ficha.22263>
- ALMEIDA, A. D. Diversidade, abundância e conservação de aves em habitats secundários da pré-Amazônia Maranhense, Brasil. **Tese de doutorado**. Universidade de São Paulo; 2001.
- ALTEFF, E. F. et al. The rarest of the rare: rediscovery and status of the critically endangered Belem Curassow, *Crax fasciolata pinima* (Pelzeln, 1870). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 59, e20195946, 2019. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2019.59.46>
- BARROWCLOUGH, G. F. et al. How many kinds of birds are there and why does it matter? **PLoS One**, v. 11, e0166307, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0166307>
- BECK, H. E. et al. High-resolution (1 km) Köppen-Geiger maps for 1901–2099 based on constrained CMIP6 projections. **Scientific Data**, v. 10, p. 1–16, 2023. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02549-6>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Psophia obscura*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2018: e.T45470702A125706121. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T45470702A125706121.en>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Crax fasciolata*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2021: e.T45092100A193978116. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T45092100A193978116.en>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. *Crax pinima*. **The IUCN Red List of Threatened Species**, 2024: e.T45092131A161578179. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2024-2.RLTS.T45092131A161578179.en>
- BORGES, S. H.; SILVA, J. M. C. A new Area of Endemism for Amazonian birds in the Rio Negro Basin. **Wilson Journal of Ornithology**, v. 124, p. 15–23, 2012.

- BREWER, D. Red-and-black Grosbeak (*Periporphyrus erythromelas*), versão 1.0. Em: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Birds of the World**, Laboratório Cornell de Ornitologia, Ithaca, NY, EUA, 2020. <https://doi.org/10.2173/bow.rabgro1.01>
- CAMARGO, E. A. Resultados ornitológicos de uma excursão ao Estado do Maranhão. **Pap. Avul. Depto. Zool.**, v. 13, p. 75–84, 1957.
- CARVALHO, D. L. et al. Delimiting priority areas for the conservation of endemic and threatened Neotropical birds using a niche-based gap analysis. **PLoS One**, v. 12, e0171838, 2017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171838>
- CARVALHO, D. L. et al. An updated documented inventory and new records of bird species for the Brazilian state of Maranhão. **Ornithology Research**, v. 28, p. 77–85, 2020.
- CARVALHO, D. L. Predicting the future of threatened birds from a Neotropical ecotone area. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 196, 2023. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-12174-w>
- CELENTANO, D. et al. Desmatamento, degradação e violência no” Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 32, p. 315–339, 2018. <https://doi.org/10.5935/0103.4014.20180021>
- COHN-HAFT, M. White-winged Potoo (*Nyctibius leucopterus*), version 1.0. Em: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Birds of the World**, Laboratório Cornell de Ornitologia, Ithaca, NY, EUA, 2020. <https://doi.org/10.2173/bow.whwpot1.01>
- CRACRAFT, J. Historical biogeography and patterns of differentiation within the South American avifauna: areas of endemism. **Ornithological Monographs**, v. 36, p. 49–84, 1985.
- DANTAS, S. M. et al. Multi-character taxonomic review, systematics, and biogeography of the Black-capped/Tawny-bellied Screech Owl (*Megascops atricapilla-M. watsonii*) complex (Aves: Strigidae). **Zootaxa**, v. 4949, p. 401–444, 2021. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4949.3.1>
- DEL HOYO, J. et al. Wing-banded Antbird (*Myrmornis torquata*), 2022, version 1.1. Em: KEENEY, B. K. (ed). **Birds of the World**. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.wibant1.01.1>
- DE LUCA, A. C.; DEVELEY, P. F.; BENCKE, G. A.; GOERCK, J. M. (org.). **Áreas importantes para a conservação das aves no Brasil: parte II – Amazônia, Cerrado e Pantanal**. São Paulo: SAVE Brasil, 2009.
- DORNAS, R. A. P.; ROLIM, S. G. (org.). **Fauna de vertebrados do entorno da Estrada de Ferro Carajás**. 1ed. Belo Horizonte: Rupestre, 2020.
- EXBRAYAT, J. F. et al. Impact of deforestation and climate on the Amazon Basin’s above-ground biomass during 1993–2012. **Scientific Reports**, v. 7, p. 12615, 2017.
- FLORES, B. M. et al. Critical transitions in the Amazon forest system. **Nature**, v. 626, p. 555–564, 2024. <https://doi.org/10.1038/s41586-023-06970-0>

GARCÍA-ROBLEDO, C. et al. The Erwin equation of biodiversity: From little steps to quantum leaps in the discovery of tropical insect diversity. **Biotropica**, v. 52, p. 1–8, 2020.

GONSIOROSKI, G. [WA4277169, *Spizaetus ornatus* (Daudin, 1800)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. 2018. <http://www.wikiaves.com/4277169>

GONSIOROSKI, G. et al. Aves. Em: DORNAS, R. A. P.; ROLIM, S. G. (org.). **Fauna de vertebrados do entorno da Estrada de Ferro Carajás**. 1ed. Belo Horizonte: Rupestre, 2020.

GREENEY, H. F. Variegated Antpitta (*Grallaria varia*), versão 1.0. Em: SCHULENBERG, T. S. (ed.). **Birds of the World**, Laboratório Cornell de Ornitologia, Ithaca, NY, EUA, 2020. <https://doi.org/10.2173/bow.varant2.01>

GUAYASAMIN, J. et al. Evolution of Amazonian biodiversity: a review. **Acta Amazonica**, v. 54, e54bc21360, 2024.

GUIMARÃES, E. C. et al. An inventory of Ichthyofauna of the Pindaré River drainage, Mearim River basin, Northeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, e20201023, 2020. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1023>

HASS, A. et al. Caracterização da avifauna da região de Balsas. Em: BARRETO, L. (org.). **Cerrado Norte do Brasil**. Useb, Pelotas, 2007, 379p.

IUCN, 2025. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2025-1. <https://www.iucnredlist.org>

JETZ, W. et al. The global diversity of birds in space and time. **Nature**, v. 491, p. 444–448, 2012. <https://doi.org/10.1038/nature11631>

LAS-CASAS, F. M. [WA3610666, *Morphnus guianensis* (Daudin, 1800)]. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. 2018. <http://www.wikiaves.com/3610666>

LEES, A. C. et al. Paragominas: a quantitative baseline inventory of an eastern Amazonian avifauna. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 20, p. 93–118, 2012. <http://www.revbrasilornitol.com.br/BJO/article/view/4703>

LERMAN, E.; BURNS, K. J. Opal-rumped Tanager (*Tangara velia*), version 1.0. 2020. Em: SCHULENBERG, T. S. (ed.). **Birds of the World**, Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.oprtan1.01>

LIMA, D. M.; RAICES, D. S. L. Primeiro registro de *Psophia obscura* Pelzeln, 1857 e *Dendrocincla merula badia* Zimmer, 1934 para a Reserva Biológica do Gurupi, Maranhão, Brasil. **Ornithologia** (CEMAVE/IBAMA), v. 5, p. 39–42, 2012.

LIMA, D. M. et al. An avifaunal inventory and conservation prospects for the Gurupi Biological Reserve Maranhão, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 22, p. 317–340, 2014.

LOPES, L. E.; SILVA, J. M. C. Biogeography and evolution of the Cerrado endemic avifauna. **Journal of Biogeography**, v. 51, p. 1–14, 2024.

- MENDONÇA, E. N. et al., 2021. Avaliação da Efetividade da Reserva Biológica do Gurupi na Conservação de Vertebrados Terrestres de Médio e Grande Porte. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, p. 1–16, 2021. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i3.1769>
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. Portaria GM/MMA nº 300, de 13 de dezembro de 2022. DOU Nº 300 Seção 1, 14 de dezembro de 2022. <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-gm/mma-n-300-de-13-de-dezembro-de-2022-450425464>.
- MORAES, K. F. et al. Climate change and bird extinctions in the Amazon. **PLoS One**, v. 15, e0236103, 2020. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0252260>
- NAKA, L. N. Avian distribution patterns in the Guiana Shield: implications for the delimitation of Amazonian areas of endemism. **Journal of Biogeography**, v. 38, p. 681–696, 2011.
- OREN, D. C. New and reconfirmed bird records from the State of Maranhão, Brazil. **Goeld. Zoologia**, v. 4, p. 1–13, 1990.
- OREN, D. C. Aves do Estado do Maranhão, Brasil. **Goeld. Zoologia**, v. 9, p. 1-55, 1991.
- OREN, D. C.; ROMA, J. C. Composição e vulnerabilidade da avifauna da Amazônia Maranhense, Brasil. Em: MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. (eds.). **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação**. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi, 2011.
- PACHECO, J. F.; OLMOS, F. Birds of a latitudinal transect in the Tapajós-Xingu interfluvium, eastern Brazilian Amazonia. **Ararajuba**, 13, p.29-46, 2005.
- PACHECO, J. F. et al. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee – second edition. **Ornithology Research**, v. 29, 2021. <https://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>
- PINHEIRO, L. V. [WA5840879, *Spizaetus ornatus* (Daudin, 1800)]. 2021. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. <http://www.wikiaves.com/5840879>
- PINHEIRO, L. V. S. et al. Aves da Reserva Biológica do Gurupi: implementação de protocolo avançado de monitoramento e atualizações. **Biodiversidade Brasileira**, v. 14, p. 71–104, 2024. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v14i3.2531>
- PORTES, C. E. B. et al. Annotated checklist of birds recorded between 1998 and 2009 at nine areas in the Belém area of endemism, with notes on some range extensions and the conservation status of endangered species. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 19, p. 167–184, 2011.
- RIBAS, C. C. et al. Palaeobiogeographic model for biotic diversification within Amazonia over the past three million years. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, p. 681–689, 2012. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1120>
- ROCHA, C. F. D. 2022. **Naturalistas viajantes no Brasil: 1783–1888**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estúdio.

SCIENCE PANEL FOR THE AMAZON. **Amazon Assessment Report 2021**. NOBRE, C. et al. (eds.). United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. <https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/>

SICK, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.

SILVA, M. R. C. et al. Qualidade da água da Bacia do Rio Pindaré, nos trechos correspondentes aos municípios de Pindaré-Mirim, Tufilândia e Alto Alegre no Estado do Maranhão. **Águas Subterrâneas**, v. 31, p. 347–354, 2017.

SILVA, G. H. G. **Avaliação do status de conservação das aves do Estado do Maranhão**. Dissertação de Mestrado (Mestrado Acadêmico em Biodiversidade, Ambiente e Saúde) - Universidade Estadual do Maranhão, Caxias, 2021.

SILVA, J. M. C. et al. Differentiation of *Xiphocolaptes* (Dendrocolaptidae) across the river Xingu, Brazilian Amazonia: recognition of a new phylogenetic species and biogeographic implications. **Bulletin of the British Ornithologists' Club**, v. 122, p. 185–194, 2002. <https://biostor.org/reference/116600>

SNOW, D.; SHARPE, C. J. Opal-crowned Manakin (*Lepidothrix iris*), version 1.0. 2020. Em: DEL HOYO, J. et al. (eds.). **Birds of the World**, Laboratório Cornell de Ornitologia, Ithaca, NY, EUA, 2020. <https://doi.org/10.2173/bow.opcman1.01>

STOPIGLIA, R. et al. Taxonomic challenges posed by discordant evolutionary scenarios supported by molecular and morphological data in the Amazonian *Synallaxis rutilans* group (Aves: Furnariidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 195, p. 65–87, 2022. <https://doi.org/10.1093/zoolinnea/zlab076>

TEDESCO, P. A. et al. A global database on freshwater fish species occurrence in drainage basins. **Sci Data**, v. 4, 170141, 2017. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.141>

TER STEEGE, H. et al. Biased-corrected richness estimates for the Amazonian tree flora. **Scientific Reports**, v. 10, 10130, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66686-3>

UBAID, F. K. [WA4040591, *Celeus obrieni* Short, 1973]. 2017. Wiki Aves - A Enciclopédia das Aves do Brasil. <http://www.wikiaves.com/4040591>

UBAID, F. K.; MELO, H. R. S. Description of the nest and eggs of the Lesser Crescent-chested Puffbird (*Malacoptila minor*). **The Wilson Journal of Ornithology**, 130, p. 1051 - 1056, 2018. <https://doi.org/10.1676/1559-4491.130.4.1051>

WILLSON, S. K. Obligate army-ant-following birds: a study of ecology, spatial movement patterns, and behavior in Amazonian Peru. **Ornithological Monographs**, v. 55, p. 1–67, 2004.

## Biografia dos autores

Flávio Kulaif Ubaid é Doutor em Ciências Biológicas – Zoologia (2014) pela Universidade Estadual Paulista (UNESP, *campus* Botucatu). Professor Adjunto no Departamento de Química e Biologia da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA, *campus* Caxias) e Coordenador do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade, Ambiente e Saúde (PPGBAS) desde 2023. Responsável pelo Laboratório de Ornitologia, onde são desenvolvidas pesquisas sobre ecologia, bioacústica e conservação de aves.

Contato: [flavioubaid@gmail.com](mailto:flavioubaid@gmail.com) | Lattes: <http://lattes.cnpq.br/4419528998272374>

Gustavo Gonsioroski é Mestre em Biodiversidade, Ambiente e Saúde (2020) pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA, *campus* Caxias).

Contato: [gustavogonsioroski@hotmail.com](mailto:gustavogonsioroski@hotmail.com) | Lattes: <http://lattes.cnpq.br/2385448022623418>

Leonardo Victor Soares Pinheiro é Graduado em Ciências Biológicas - Licenciatura pela Universidade CEUMA (2013).

Contato: [leovictorsp13@gmail.com](mailto:leovictorsp13@gmail.com) | Lattes: <http://lattes.cnpq.br/3332609755647415>

Surama Pereira é Mestre em Biodiversidade, Ambiente e Saúde (2020) pela Universidade Estadual do Maranhão (UEMA, *campus* Caxias) e doutoranda pelo Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Biotecnologia - Rede BIONORTE. Integrante do Laboratório de Ornitologia da UEMA, *campus* Caxias.

Contato: [suramapereiracx@hotmail.com](mailto:suramapereiracx@hotmail.com) | Lattes: <http://lattes.cnpq.br/6042977445470928>