



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS
EMBRAPA - UFPA - MPEG**

ÁLVARO JOSÉ DE ALMEIDA PINTO

**ÁREAS ÚMIDAS E INDICADORES AMBIENTAIS DE PLANÍCIE FLÚVIO
ESTUARINA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

**BELÉM – PA
2020**

ÁLVARO JOSÉ DE ALMEIDA PINTO

**ÁREAS ÚMIDAS E INDICADORES AMBIENTAIS DE PLANÍCIE FLÚVIO
ESTUARINA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do Instituto de Geociências da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como parte das exigências para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Área de concentração: Clima e dinâmica socioambiental na Amazônia.

Linha de pesquisa: Ecossistemas Amazônicos e Dinâmicas Socioambientais.

Orientadora: Dra. Aline Maria Meiguins de Lima.

**BELÉM – PA
2020**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

P659a Pinto, Álvaro José de Almeida.
Áreas Úmidas e Indicadores Ambientais de Planície
Flúvio Estuarina na Amazônia Oriental / Álvaro José de
Almeida Pinto. — 2020.
98 f. : il. color.

Orientador(a): Prof^a. Dra. Aline Maria Meiguins de Lima
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará,
Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais, Belém, 2020.

1. Planície flúvio estuarina. 2. Zoneamento. 3.
Impacto ambiental. 4. Metodologia para monitoramento.
I. Título.

CDD 577.098115

ÁLVARO JOSÉ DE ALMEIDA PINTO

**ÁREAS ÚMIDAS E INDICADORES AMBIENTAIS DE PLANÍCIE
FLÚVIO ESTUARINA NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

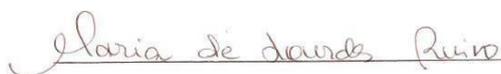
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade Federal do Pará em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/Amazônia Oriental e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito para obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais.

Aprovada em: 18/12/2020.

Banca Examinadora:



Profa. Aline Maria Meiguins de Lima - Orientadora
Doutora em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido
Universidade Federal do Pará



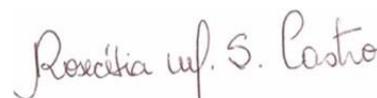
Profa. Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo - Avaliadora Interno
Doutora em Agronomia Museu
Paraense Emílio Goeldi



Profa. Maria Isabel Vitorino - Avaliadora Interno
Doutora em Meteorologia
Universidade Federal do Pará



Prof. José Eduardo Martinelli Filho – Avaliador Externo
Doutor em Oceanografia
Universidade Federal do Pará



Profa. Rosecelia Moreira da Silva Castro - Avaliadora Externo
Doutora em Ciências Agrárias
Universidade da Amazônia

Dedico esta tese à minha esposa, Ludmilla Russo Amanajás Pinto, e aos meus filhos, Benicio e Erick, por sempre estarem ao meu lado, apoiando-me e dando-me força e me passando carinho e amor. Amo vocês.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por todas as pessoas maravilhosas que ele colocou em meu caminho.

Ao Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais (UFPA/MPEG/Embrapa) pela oportunidade de realização do Curso de Doutorado.

À minha mãe, Eliete de Almeida Pinto, por todo carinho, amor, dedicação e ensinamentos.

À minha esposa Ludmilla Pinto e aos meus filhos Benicio e Erick, pela compreensão, auxílio e, principalmente, amor. Foram inúmeras noites sem dormir, entre uma fralda e mamadeira e a escrita de um parágrafo ou página.

Ao meu irmão Augusto Pinto, pela amizade e carinho.

Quero fazer um agradecimento à minha orientadora Profa. Dra. Aline Meiguins, pela confiança, auxílio e, acima de tudo, pela compreensão. Desejo o melhor em sua vida.

Agradeço aos Professores, Dra. Maria de Lourdes (Lou), Dra. Isabel Vitorino e Dr. Eduardo Martineli, por toda contribuição e sugestões em minha tese, desde minha primeira qualificação. Agradeço à Dra. Rosecelia Castro, por suas contribuições. O meu muito obrigado.

Agradeço à minha amiga de longa data Daiane Aviz, que, por seu apoio, ajuda e parceria em diferentes trabalhos, influenciou e motivou para que eu chegasse até aqui. Obrigado, “imunda”.

Agradeço a todos os professores e servidores administrativos do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), em especial, à Elisane Gabriel, pela orientação e auxílio em vários momentos junto aos processos internos.

A todos os meus familiares de sangue e do coração e amigos.

A todos aqueles que não foram citados diretamente, mas que deveriam ter sido citados, meus sinceros agradecimentos.

“Educar verdadeiramente não é ensinar fatos novos ou enumerar fórmulas prontas, mas sim preparar a mente para pensar.”

Albert Einstein

RESUMO

As planícies de inundação mais extensas do mundo ocorrem em bacia do rio Amazonas. Nestes locais, ao longo dos maiores rios, pulsos de inundações periódicas produzem conectividade sazonal e dinâmicas entre os canais menores e as zonas úmidas adjacentes. As áreas úmidas possuem um papel vital na qualidade das águas, que, além de proverem a estabilização costeira, o controle de erosão e a recarga de aquíferos, servem como importantes habitats. O presente estudo objetivou elaborar, com base em indicadores ambientais, a caracterização e a classificação de uma planície flúvio-estuarina em área úmida, bem como avaliar o seu grau de impacto ambiental usando bioindicadores como ferramenta de análise, considerando um gradiente de corpos hídricos. O presente estudo ocorreu nos municípios de Barcarena e Abaetetuba, tendo estes um importante e significativo papel econômico-financeiro, sociocultural e migratório e ecológico-ambiental para a região e para a Amazônia como um todo. O presente estudo foi dividido em duas etapas, considerando a hipótese e os objetivos específicos. A primeira etapa de caracterização e classificação da região como áreas úmidas; e a segunda etapa foi o uso de indicadores biológicos como forma de mensurar a qualidade ambiental das áreas. Os indicadores usados para etapa I foram: altimetria, precipitação pluviométrica, hidrografia e uso e cobertura da terra, sendo tais informações processadas em ambiente SIG. Adicionalmente, foi usado o *Índice Topográfico de Áreas Úmidas (ITU)* e proposto o método de reclassificação de mapas (topografia, uso do solo e precipitação), gerando produto através da álgebra de mapas, definindo então áreas com Potencial de Formação de Áreas Úmidas (PFAU). A segunda etapa foi realizada após a classificação das PFAU's, usando os macrozoobentos como indicador de qualidade ambiental. Em relação às amostragens, as principais drenagens foram distribuídas em três setores com diferentes potencialidades de impactos, quais sejam: i) setor de alto impacto; ii) setor de médio impacto; e iii) setor de baixo impacto. De forma geral, a região do presente estudo predomina valores altimétricos baixos, a precipitação pluviométrica para o acumulado anual variou de 3594 mm a 4844 mm, não sendo uma diferença marcante, mais de 50% do solo é caracterizado como área de agricultura e campos, estando diretamente ligado aos ambientes modificados, seja pela ocupação do polo industrial ou pelo uso da terra com edificações. Foi possível delimitar as áreas com Potencial de Formação de Áreas Úmidas, estando diretamente ligado aos processos topográficos e às principais drenagens. Os resultados indicaram que a estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos nas drenagens do entorno do complexo portuário industrial demonstra perda da qualidade ambiental, com efeitos extremos de queda na abundância e diversidade. Táxons mais tolerantes (*Namalycastis caetensis*, *Cirolana* sp., *Pseudosphaeroma* sp., Tubificidae e Chironominae) e sensíveis (Hydropsychidae e Eteone sp.) às condições de impactos foram identificadas e avaliadas como potenciais bioindicadores para monitoramento.

Palavras-chave: Planície flúvio-estuarina. Zoneamento. Impacto ambiental. Metodologia para monitoramento.

ABSTRACT

The most extensive floodplains in the world occur in the Amazon River basin. In these locations, along the largest rivers, pulses of periodic flooding produce seasonal and dynamic connectivity between the smaller channels and the adjacent wetlands. Wetlands play a vital role in water quality, in addition to providing coastal stabilization and erosion control, aquifer recharge, serve as important habitats. The present study aimed to elaborate, based on environmental indicators, the characterization and classification of an estuarine fluvial plain in a humid area, and to evaluate its degree of environmental impact using bioindicators as an analysis tool, considering a gradient of water bodies. The present study took place in the municipalities of Barcarena and Abaetetuba, having an important and significant role, economic-financial, socio-cultural and migratory and ecological-environmental for the region and for the Amazon as a whole. In the present study, it was divided into two stages, considering the hypothesis and specific objectives. The first stage of characterization and classification of the region as wetlands, and the second stage was the use of biological indicators as a way of measuring the environmental quality of the areas. The indicators used for stage I were altimetry, rainfall, hydrography and land use and coverage, and such information was processed in a GIS environment. Additionally, the Topographic Index of Wet Areas (ITU) was used, and the method of map reclassification (topography, land use and precipitation) was proposed, generating product through map algebra, then defining areas with Potential for Formation of Wet Areas (PFAU). The second stage, was carried out after the classification of PFAU's, using macrozoobenthos as an indicator of environmental quality. Sampling in the main drainages distributed in three sectors with different potential impacts. The sectors were: i) high impact sector ii) medium impact sector iii) low impact sector. In general the region of the present study predominates low altimetric values, the pluviometric precipitation for the annual accumulated, varied from 3594 mm to 4844 mm, not being a marked difference, more than 50% of the soil is characterized as area of agriculture and fields, being directly linked to the modified environments either by the occupation of the industrial pole, or by the use of land with buildings. It was possible to delimit the areas with the potential to form wetlands, being directly linked to the topographic processes and the main drainages. The results indicated that the structure of the community of benthic macroinvertebrates in the drainages surrounding the industrial port complex, shows a loss of environmental quality, with extreme effects of a fall in abundance and diversity. More tolerant taxa (*Namalycastis caetensis*, *Cirolana* sp., *Pseudosphaeroma* sp., Tubificidae and Chironominae) and sensitive (hydropsychidae and Eteone sp.) Impact conditions were identified and evaluated as potential bioindicators for monitoring.

Keywords: Estuarine fluvial plain. Zoning. Environmental impact. Monitoring methodology.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização da região do Baixo Tocantins	27
Figura 2 – Localização da área de estudo	28
Figura 3 – Fluxograma do processo metodológico	32
Figura 4 – Processamento e etapas na análise dos dados	35
Figura 5 – Altimetria e relevo da área de estudo, Abaetetuba e Barcarena	38
Figura 6 – Drenagens da área de estudo, Abaetetuba e Barcarena	39
Figura 7 – Precipitação pluviométrica da área de estudo, Abaetetuba e Barcarena	42
Figura 8 – Carta de uso e ocupação da terra	44
Figura 9 – Índice Topográfico de Áreas Úmidas (ITU) aplicado a Abaetetuba e Barcarena	47
Figura 10 – Limites adotados na análise	49
Figura 11 – Resultado do potencial de formação de áreas úmidas para a região de Barcarena e Abaetetuba	50
Figura 12 – Resultado da análise PCA (PC1= 62,8%, PC2= 19,7%) para dados de sedimento de rios (quadrado) e praias (círculos) do estuário do rio Pará (Barcarena, Amazônia Oriental). MO = matéria orgânica. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ)	54
Figura 13 – Rede de amostragem de macroinvertebrados bentônicos no entorno do Complexo Industrial de Vila do Conde (Barcarena, Pará, Brasil). Rios: Rio Arrozal (ARZ), Rio Murucupi (MUR), Rio São Francisco (SF), Rio Curuperê-Dende (DEN), Rio Arienga (ARI), Rio Arapiranga (ARP); Praias estuarinas do Rio Pará: Praia de Itupanema (ITU); Praia do Conde (CON) e Praia de Beja (BEJ)	56
Figura 14 – Participação relativa dos grupos taxonômicos na abundância de organismos nas estações de coleta. Rios: Rio Arrozal (ARZ), Rio Murucupi (MUR), Rio São Francisco (SF), Rio Curuperê-Dende (DEN), Rio Arienga (ARI), Rio Arapiranga (ARA); Praias estuarinas do Rio Pará: Praia de Itupanema (ITU); Praia do Conde (CON) e Praia de Beja (BEJ)	58

Figura 15 – Valores médios (\pm erro padrão) da densidade, riqueza e diversidade das assembleias macrobentônicas durante os diferentes períodos sazonais (chuvoso e menos chuvoso). Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). As letras acima das médias representam o resultado do teste Tukey, sendo que locais que não compartilham letras, diferiram significativamente 60

Figura 16 – Resultado da análise CLUSTER para amostras de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Pará, em diferentes ambientes e setores de impacto ambiental. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ) 63

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Características do sedimento dos locais de amostragem na área de estudo Barcarena, Pará, Brasil). Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). (-) sedimento sem folhicho; (+) sedimento com presença de folhicho. Silte M = silte médio; Silte F = silte fino; Areia M= areia média; Areia G= areia grossa; MO = matéria orgânica; MG = tamanho médio do grão 53
- Tabela 2 – Resultados da análise de ANOVA para os descritores das assembleias macrobentônicas, utilizando os fatores ambiente (rio e praias), estações de coleta e períodos sazonais 61
- Tabela 3 – Resultado de PERMANOVA. Rio: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ) 62
- Tabela 4 – Resultado da SIMPER para similaridade entre os locais de coleta. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). Av.S= ; Cont.% = ; Cum. %= 66
- Tabela 5 – Valor individual de indicação (IndVal) para táxons de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Pará, em ambientes e setores com diferentes graus de impacto ambiental. p*= Teste Monte Carlos .. 67

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	14
1.1 Problema.....	17
1.2 Hipótese.....	17
1.3 Objetivos.....	17
1.3.1 Objetivo geral.....	17
1.3.2 Objetivos específicos.....	17
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	19
2.1 A Importância Das Áreas Úmidas Na Amazônia.....	19
2.2 Bioindicadores Em Áreas Úmidas.....	21
2.3 Região do Distrito Industrial de Barcarena e Abaetetuba.....	22
2.3.1 Histórico Industrial.....	22
2.3.2 Urbanização e Infraestrutura.....	23
3 METODOLOGIA.....	26
3.1 Área de Estudo.....	26
3.1.1 Aspectos Fisiográficos.....	29
3.1.2 Atividades Econômicas na Região.....	30
3.2 Estrutura Metodológica da Tese.....	31
3.3 Base de Informações e Métodos Aplicados na Caracterização e	32
Zoneamento das Áreas Úmidas.....	
3.4 Procedimentos Associados à Aplicação de Bioindicadores.....	35
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	38
4.1 Avaliação do Potencial de Formação de Áreas Úmidas (Pfau).....	38
4.2 Avaliação do Comportamento de Indicadores Biofísicos Associados	
às Áreas Úmidas.....	52
4.2.1 Parâmetros do Sedimento.....	52
4.2.2 Macroinvertebrados Bentônicos: Composição Geral e Descritores.....	54
4.2.3 Variabilidade Espaço-temporal da Estrutura da Comunidade de	62
Macroinvertebrados.....	
4.2.4 Avaliação das Espécies/grupos bioindicadores.....	67

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	71
6 PRIORIDADES PARA PESQUISAS FUTURAS.....	74
REFERÊNCIAS.....	75
APÊNDICE.....	97

1 INTRODUÇÃO

As planícies fluviais estão entre as paisagens mais distintas da terra, caracterizadas por alta biodiversidade e produtividade, e de grande importância cultural e econômica (SILVA, 2018; GOUVEIA et al., 2019). Algumas das planícies de inundação mais extensas do mundo ocorrem em bacia do rio Amazonas (MELACK; HESS, 2010). Nestes locais, ao longo dos maiores rios, pulsos de inundações periódicas produzem conectividade sazonal e dinâmica entre os canais menores e as zonas úmidas adjacentes (RESENDE, 2019). No entanto, as planícies de inundação, como as amazônicas, têm graus altamente variáveis de conectividade hidrológica, e seus regimes de inundação podem ser inteiramente movidos pelo rio, por precipitação local e por escoamento (JI et al., 2019).

Essas diferenças nos regimes de inundação podem ditar diferentes comportamentos ecológicos, culturais, sociais e econômicos na região Amazônica (PIZA; TERÁN, 2017), o que gera um alto valor para se definir, delimitar, entender, classificar e gerenciar os comportamentos dessas áreas. Ademais, diversos elementos e interações podem moldar as regiões inundáveis em distintas escalas (PERES; GURGEL; LAQUES, 2018). Por exemplo, na bacia do rio Amazonas, as zonas úmidas influenciam a vegetação herbácea, interferindo, conseqüentemente, na biomassa (ASSIS et al., 2019) e influenciando, dessa forma, a ictiofauna (SOUSA, 2019), o que afeta na produção dos estoques, alterando a pesca local/regional, bem como a comunidade ribeirinha (SERRÃO et al., 2019). Essas diferenças devem ser consideradas para fins de conservação e manejo, porque os diferentes tipos de zonas úmidas exigirão práticas de gerenciamento diferentes.

Mesmo com cenários ainda incertos, o entendimento da importância das áreas úmidas brasileiras, principalmente as Amazônicas, possibilita um melhor gerenciamento junto aos seus diferentes usos e pressões, o que, caso não ocorra, pode gerar efeitos graves e irreversíveis, sendo crucial o estudo para reduzir o desconhecimento junto a estes ecossistemas. Vale ressaltar que o Brasil está entre os cinco maiores países do mundo, com uma área de cerca de 8,5 milhões de km² em extensão territorial. Dessa área, aproximadamente 20% do território nacional corresponde a uma grande variedade de tipos de áreas úmidas (JUNK et al., 2014), e são consideradas um dos ecossistemas mais relevantes do mundo em termos ambientais, pois, além de apresentarem uma diversidade específica de fauna e flora,

atuam na recarga de aquíferos, na melhoria da qualidade da água, na retenção de carbono orgânico, na regulação de ciclos biogeoquímicos, no controle de inundações e na regulação do clima (SUTTON-GRIER; SANDIFER, 2018; HAVRIL et al., 2018; MEGONIGAL et al., 2019; HESSLEROVÁ et al., 2019).

Historicamente, áreas próximas ao litoral brasileiro foram povoadas de acordo com um padrão descontínuo, em que se identificam zonas de adensamento, preferencialmente em torno de estuários (MENEZES et al., 2009). Até hoje, essas áreas são entremeadas por vastas porções não ocupadas, ou que vêm sendo recentemente ocupadas. O crescimento populacional acelerado nas frentes oceânicas, ou ao longo do estuário, ocorre principalmente pela ocupação das praias, inicialmente para lazer e, posteriormente, para moradia fixa, ou atividades econômicas diversas (ALMEIDA; JARDIM, 2018). A falta de planejamento, organização e infraestrutura nessas áreas implica em um crescente aumento da degradação desses ambientes, trazendo perdas econômicas e ambientais severas (GOMES et al., 2018).

Uma das regiões mais afetadas são as flúvio-estuarinas, onde a contaminação ambiental é mais crítica, pois recebem a descarga de uma grande variedade de xenobióticos oriundos de todos os rios que compõem sua bacia de drenagem (CORSI et al., 2003), além dos compostos tóxicos liberados durante as operações portuárias (STEPHENSON et al., 2000). Essa ampla gama de fontes emissoras contribui com diferentes tipos de poluentes, tanto orgânicos quanto inorgânicos (metais como Hg, Cd, Pb e Cu) (LIMA et al., 2011; MEDEIROS et al., 2017). Esses poluentes terminam por atingir o ambiente estuarino na forma de misturas complexas, capazes de provocar efeitos deletérios nos organismos desde o micro (bactérias, zooplâncton) até o macro (peixes, aves e mamíferos) (SHAILAJA; D'SILVA, 2003), levando ao acúmulo de substâncias tóxicas no ambiente abiótico, que podem se espalhar a diferentes níveis tróficos, resultando em morte e/ou alterações morfológicas em todos os organismos (ESCHENHAGEN et al., 2003; ROCCHETTA et al., 2014).

A necessidade da utilização racional dos recursos naturais é de extrema importância para a manutenção e equilíbrio da vida, uma vez que a perda da biodiversidade no planeta aumenta a cada ano (JOLY, 2011). Segundo o Índice do Planeta Vivo - IPV, as populações de vertebrados diminuíram 52% entre 1970 e 2010, ou seja, a quantidade de mamíferos, aves, répteis, anfíbios e peixes em todo o planeta reduziu drasticamente (WWF, 2014). Embora existam processos de extinções

naturais, ações antrópicas estão acelerando esse fenômeno, fazendo com que ocorra em um ritmo infinitamente maior que o natural (SEMPER-PASCUAL, 2019).

Estes processos de alterações temporárias ou permanentes necessitam de uma avaliação ou acompanhamento mais acurado, dessa forma, sendo necessário gerenciar, avaliar e planejar a disponibilidade desses recursos (ESTEVES; SANTOS, 2011). Apesar da evidente acuidade da água para a saúde humana e seu bem-estar, atualmente, 11% da população humana não possui acesso à água potável e 15% não possui saneamento básico, o que gera inúmeros casos de enfermidades relacionadas à precariedade e/ou à falta de água de qualidade (JACKSON et al., 2001). Isso devido ao tipo e ao modo da pressão sobre os ambientes aquáticos, que geram sérias consequências tanto econômicas (redução da produção pesqueira, comércio e turismo) quanto ecológicas (redução da densidade e diversidade biológica). Além disso, alguns contaminantes são transferidos e absorvidos ao longo das cadeias alimentares, ameaçando de forma direta a saúde da população (LIMA, 2019).

Verifica-se, neste caso, que um importante componente do gerenciamento ambiental é o uso de indicadores para captar aspectos das condições ambientais e fornecer informações científicas e de gerenciamento úteis. Observações sobre a ocorrência de certos táxons em resposta às condições ambientais levaram ao desenvolvimento de listas de organismos indicadores. O princípio de resposta destes seres vivos está no fato de que possuem reações diversas aos mais variados tipos de estressores, sendo que alguns são classificados como tolerantes e outros como intolerantes a um determinado fator (FERREIRA; PAIVA; CALLISTO, 2009; WRIGHT; RYAN, 2016; LUO et al., 2018; TAMIRU, 2019).

Além dos organismos, há outros elementos amplamente utilizados junto ao processo de controle e monitoramento, quais sejam: os componentes, a temperatura, os ventos, a precipitação pluviométrica e suas alterações (EPA, 2016). Por seu alto grau de sensibilidade, faz-se necessário que esses indicadores tendem a avaliar as condições de vulnerabilidade ambiental, do solo, da vegetação ou da população local, possibilitando a previsão de sistemas futuros de gestão (ARABHI; NAIR 2019; LEFEBVRE et al., 2019; SCHULTE et al., 2019). Para Palta et al. (2016), a exposição dos ecossistemas de maneira inadequada gera situações prejudiciais à qualidade ambiental e ao bem-estar humano.

1.1 Problema

Neste contexto, em razão das intensas modificações ambientais que ocorrem pela ocupação humana, especificamente na região de Barcarena e Abaetetuba, devido ao processo de industrialização, a literatura remete à perda da qualidade ambiental local ao longo dos anos, sendo necessário avaliar o ambiente sob a ótica da redução e dos impactos ambientais em zonas úmidas. Para isso, seria possível usar indicadores ambientais para classificar tais zonas e avaliar a sua integridade através de indicadores biológicos?

1.2 Hipótese

O zoneamento de planícies flúvio-estuarinas, usando indicadores com dados climáticos, uso do solo, declividade e drenagens, poderia compor novo método a ser aplicado em regiões amazônicas?

A integralidade e a qualidade ambiental poderiam ser descritas a partir do uso de indicadores biológicos que são influenciados por variações físicas, químicas e interações biológicas, e que estes possam indicar o grau de vulnerabilidade de uma área?

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Elaborar, com base em indicadores ambientais, a caracterização e a classificação de uma planície flúvio-estuarina em área úmida aplicada aos sistemas Amazônicos, avaliando o seu grau de impacto ambiental através de bioindicadores.

1.3.2 Objetivos específicos

a) Descrever o comportamento da planície flúvio-estuarina, considerando os indicadores ambientais para áreas úmidas e região, através de uma metodologia de zoneamento aplicado às áreas úmidas na Amazônia;

b) Caracterizar o grau de impacto ambiental na área definida como úmida através dos macroinvertebrados bentônicos e sua composição e estrutura ecológica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Importância das Áreas Úmidas na Amazônia

A Convenção de Ramsar, ocorrida no Irã em 1971, foi um marco para os estudos sobre as áreas úmidas, visto ter sido um tratado intergovernamental sobre a conservação mundial desses ambientes. O intuito inicial era proteger os habitats aquáticos importantes para a conservação de aves migratórias. No entanto, após a Convenção, essa preocupação foi ampliada para as demais áreas úmidas, visando promover a conservação, o uso sustentável e o bem-estar das populações humanas que dependem dessas áreas (JUNK et al., 2011; JUNK et al., 2014; JUNK et al., 2015; ZEZZO, 2019).

Então, a Convenção teve como objetivo garantir a conservação e o uso consciente das áreas úmidas em todas as escalas, por meio da cooperação dos países participantes do tratado internacional (GARDNER; DAVIDSON, 2011; GARDNER, 2018), sendo assim definidas tais áreas como ecossistemas da interface entre ambientes terrestres e úmidos, podendo ser continentais (turfas, pântanos, rios, lagos) ou costeiros (onde a maré baixa não exceda 6 metros), naturais ou artificiais, doces ou salobras, estando frequentemente próximas às nascentes, às matas ciliares e aos cursos d'água. Contudo, sua principal característica é a inundação periódica ou permanente, por águas rasas ou solos encharcados (GARDNER; DAVIDSON, 2011; JUNK et al., 2015; NAG et al., 2019).

As áreas úmidas possuem um papel vital na qualidade das águas, além de proverem a estabilização costeira, o controle de erosão (SILLIMAN et al., 2019), a filtragem (DORDIO et al., 2008), o escoamento de contaminantes (METCALFE et al., 2018) e a recarga de aquíferos (BEKELE et al., 2019), servindo como importantes habitats biológicos, como berçários para a vida selvagem (GUPTA et al., 2019). A sazonalidade do regime climático, entre estação seca e úmida, é a característica mais marcante na definição dessas regiões, onde o tempo de saturação determina o desenvolvimento dos solos e das espécies, aquáticas e terrestres, que habitam esse ecossistema (QUEIROZ, 2015; SIMIONI; GUASSELLI; ETCHELAR, 2017; HAVRIL et al., 2018).

Essas áreas são encontradas em todas as zonas climáticas do globo e ocupam de 4 a 6% de toda a superfície terrestre, são ecossistemas que contribuem para a

biodiversidade através de sua fauna e flora endêmica, e que também funcionam como importantes locais de estocagem de carbono (MITSCH et al., 2013). Sua presença está intimamente ligada à manutenção hidrológica das áreas, pois atuam no armazenamento e na recarga dos aquíferos, no controle das cheias de rios, além da retenção de sedimentos, nutrientes e substâncias tóxicas, auxiliando, portanto, no controle de qualidade das águas (METCALFE et al., 2018; BEKELE et al., 2019).

O Brasil é o 4º maior país do mundo, com uma área de cerca de 8,5 milhões de km². Dessa área, aproximadamente 25% do território nacional corresponde a uma grande variedade de tipos de áreas úmidas (JUNK et al., 2011). As áreas úmidas florestais cobrem cerca de 30% das terras baixas da Amazônia. Essa porcentagem diminui em relação às áreas do centro-oeste e sul do Brasil. No Cerrado, existem extensos sistemas de zonas úmidas, como, por exemplo, o pantanal e as veredas (JUNK et al., 2015).

Segundo Junk et al. (2011), a bacia amazônica está situada no Equador, dentro do cinturão circunglobal da floresta tropical sempre-verde. Aproximadamente, 68% da bacia está localizada no Brasil e o restante é dividido entre Bolívia, Colômbia, Equador, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Guiana, sendo todos, exceto Guiana, signatários da Convenção de Ramsar sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional.

Ao longo do rio Amazonas, a maioria de seus afluentes possui altos índices de precipitação anual, que é desigualmente distribuída entre estações menos chuvosas e mais chuvosas (AMANAJÁS; BRAGA, 2012; SOUSA et al., 2015; ZUMBIETA et al., 2019), acarretando grandes oscilações junto aos rios e ao processo de descarga, o que resulta em extensas áreas inundadas sazonalmente (MAIA; PIEDADE, 2002; LEAL; SOUZA, 2010). Além disso, grandes áreas da bacia amazônica são planas e a rede de riachos drena o excesso de água da chuva lentamente; muitas áreas interfluviais também ficam encharcadas ou inundadas superficialmente durante a estação chuvosa (JUNK et al., 2011).

Assim, as áreas úmidas, principalmente as Amazônicas, exercem um papel fundamental junto a estes ecossistemas, sendo considerados centros de especiação, dada a presença de plantas terrestres, como as descritas nas planícies amazônicas (JUNK et al., 2012; FERREIRA-FERREIRA et al., 2015; PÖHLKER et al., 2019). São habitats importantes de diversas espécies, dado o desenvolvimento de formas morfológicas, anatômicas e adaptações fisiológicas específicas (LOBO et al., 2018).

Destaca-se, ainda, a sua importância em âmbito de serviços prestados junto ao ecossistema. Costanza et al. (1997) estimaram que o valor total global dos serviços prestados pelos ecossistemas costeiros e das áreas úmidas era de 15,5 trilhões de dólares por ano. Recentemente, estudos de Teoh et al. (2019) e Banerjee e Bandyopadhyay (2019) evidenciam que o valor total de serviços que os ecossistemas úmidos fornecem gira em torno de 56% dos serviços globais.

2.2 Bioindicadores em Áreas Úmidas

Diferentes estudos apontam o uso de indicadores ambientais em áreas úmidas como relevantes para o entendimento do funcionamento e da estrutura, seja em análises biológicas (GOULDING et al., 2019), físico-químicas da água (LANI et al., 2019) e do solo (LI et al., 2018), climatológicas (MITSCH et al., 2013) ou sociais (BANERJEE et al., 2019), haja vista sua grande importância junto aos diferentes ecossistemas, abrigando um elevado número de organismos, pertencentes a diferentes grupos taxonômicos (algas, protozoários, crustáceos, insetos, répteis, anfíbios e aves), assim como muitas espécies de plantas (LOPES; PAROLIN; PIEDADE, 2016; LOBO et al., 2019; MORI et al., 2019). Ainda, por serem centros de estabelecimento e dispersão de uma série de organismos, as interações ecológicas nesses ambientes são extremamente complexas e de grande importância (GOMES et al., 2018). Por fim, por conterem fauna e flora endêmicas, encontram-se vulneráveis à extinção (ARRAUT; MARMONTEL, 2019).

Essas extinções são, muitas vezes, relacionadas às pressões e mudanças antrópicas, ocasionadas, em muitos casos, pela expansão da urbanização, sendo este fenômeno de grande impacto sobre o meio ambiente (OLIVEIRA et al., 2018), em consequência da ocupação desordenada das cidades, provocando alterações em rios, riachos e lagos, além de gerar comprometimento da qualidade ambiental local e regional (LINARES et al., 2019).

Para manter a qualidade desses sistemas, é necessário assegurar amplas faixas de vegetação ciliar, com capacidade de fornecer e manter volumes necessários de matéria orgânica para dentro do ambiente aquático (material alóctone), que podem ser utilizados no fornecimento de alimentos, abrigo, além de garantir a ciclagem de

nutrientes no fluxo energético desses ambientes (SAULINO; CORBI; TRIVINHO-STRIXINO, 2014; ANACLÉTO et al., 2018; LIMA et al., 2019).

Em ambientes cuja influência antrópica pode ocasionar a perda de qualidade ambiental, pode-se utilizar os macroinvertebrados bentônicos como ferramenta biológica que visa avaliar o grau de comprometimento do ambiente (NEGRÃO; CUNHA, 2019). Esses indivíduos são metazoários maiores que 0,5 mm, que vivem toda a vida, ou parte dela, obrigatoriamente, dentro ou sobre o fundo de ambientes aquáticos (CAMARGO, 2019). Ademais, constituem uma importante comunidade em ambientes aquáticos, por participarem do fluxo de energia e da ciclagem de nutrientes, e serem alimentos para grupos tróficos superiores, como aves e peixes (RICHTER et al., 2016; HARTMANN; ROZÁRIO; AFFONSO, 2019; HE et al., 2019).

A comunidade bentônica é umas das mais recomendadas pela literatura nos estudos de diagnóstico e monitoramento ambiental, uma vez que: i) é encontrada em todos os sistemas aquáticos, favorecendo estudos comparativos; ii) tem natureza sedentária e ciclo de vida relativamente curto, que permite uma efetiva análise espacial e temporal dos efeitos de impactos; iii) possui um grande número de espécies envolvidas, oferecendo um amplo espectro de respostas ao stress ambiental; iv) existem numerosos métodos para a análise dos dados, que têm sido utilizados em nível de monitoramento comunitário e de respostas individuais (MONTEIRO; OLIVEIRA; GODOY, 2008; FERREIRA; PAIVA; CALLISTO, 2011; GUIMARÃES; SILVA, 2017; DANZE; VERCELLINO, 2018; RAMOS et al., 2019).

2.3 Região do Distrito Industrial de Barcarena e Abaetetuba

2.3.1 Histórico Industrial

O modelo das atividades econômico-produtivas, desenvolvidas pela mineração, hidroenergia, madeireira, agronegócio e outras, traz grandes benefícios para o desenvolvimento de um país (MEDEIROS et al, 2016). Porém, são muitos os riscos que existem no entorno dessas áreas produtivas, isto é, os impactos socioambientais negativos que acabam desorganizando e inviabilizando a permanência de agrupamentos humanos e suas interações com a natureza, dificuldades observadas em detrimento de danos ambientais, surgimento de doenças e situação de pobreza.

O município de Barcarena e adjacências é um importante polo industrial estratégico do Estado desde a década de 80. Nele, são realizados processos de industrialização, beneficiamento e exportação de matéria-prima, principalmente de minério de caulim, alumínio e cabos para transmissão de energia elétrica. Notoriamente, verifica-se que a economia apresentada influencia no turismo e as indústrias instaladas atraem cada vez mais imigrantes (AMANAJÁS PENA et al., 2014), proporcionando um crescimento econômico do município e na economia da mesorregião.

Devido ao processo de ocupação industrial e ao modelo de produção do município de Barcarena, verifica-se que ele foi impactado intensamente pelo complexo Albras/Alunorte, que tem sua matriz direcionada na produção de alumínio e alguns subprodutos, e contou com o apoio do Estado no sentido de desapropriar, aproximadamente, 40.000 hectares de terras para a sua instalação. Grandes áreas foram desmatadas e a população local, que, antes da instalação deste complexo industrial, utilizava os recursos naturais para a sua subsistência, como, por exemplo, caça e pesca, precisou adotar outras bases produtivas para a sua sobrevivência econômica. A migração da população para outras áreas do município foi intensa e sem nenhum planejamento urbano por parte dos gestores, resultando em aglomeração (CDP, 2010).

Atualmente, o município de Barcarena (PA), não diferente de outros municípios brasileiros, enfrenta problemas de falta de serviços de saneamento adequados, ausência de políticas habitacionais, serviços de saúde precários etc. Além disso, frequentemente, ocorrem acidentes ambientais no entorno desse polo industrial, tendo como consequências a poluição/contaminação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos e outros compartimentos ambientais, causando prejuízos consideráveis à flora, à fauna e à saúde da população (SILVA; MORAES, 2012).

2.3.2 Urbanização e Infraestrutura

O intenso processo de industrialização da região de Barcarena e Abaetetuba na década de 80 gerou inúmeros processos desordenados de ocupação e urbanização na região, um paradoxo ao investimento econômico na industrial local, o que acarretou diversos e diferentes problemas socioterritoriais (CARMO; COSTA,

2016). A urbanização brasileira demonstrou, e ainda demonstra, as relações estabelecidas que estão cada vez mais ligadas ao modo de vida urbano, assim como o campo brasileiro, que também está mais próximo desse modo de vida, mudado drasticamente nas últimas três décadas (SANTOS, 2010).

Percebe-se, então, que as regiões de Barcarena e Abaetetuba são parte integrante dos modelos de desenvolvimento impostos na Amazônia, nas décadas de 70, 80 e 90, tendo intenso e acelerado processo de ocupação (KAMPEL et al., 2001), considerada urbanizada em função do número de moradores urbanos (BECKER, 1985), conferindo aos núcleos urbanos uma grande importância para o cenário regional. Ressalta-se que, nesta região, este processo deveu-se às políticas públicas e econômicas, bem como ao interesse do Estado em consolidar o projeto do complexo Industrial Alunorte (CDP, 2010).

A dinâmica urbana e rural da região ocorreu de forma bem distinta ao longo dos últimos anos, sendo esta influenciada pela industrialização, o que resultou na reestruturação do espaço, alterando a paisagem urbana e rural, além de modificar as relações socioespaciais do município (CARMO; COSTA, 2016).

O complexo industrial, na Vila dos Cabanos, está inserido em uma área que é considerada pelo IBGE (2017) como rural, localizada a 6,5 km da cidade de Barcarena (cidade-sede). Na instalação da indústria, foi necessária a remoção de famílias que, predominantemente, eram compostas por pequenos produtores rurais que dependiam dos recursos provenientes da floresta, gerando, assim, os primeiros distúrbios socioambientais locais (MEDEIROS et al., 2016; CDP, 2010).

Por conta desse aporte industrial e na perspectiva do desenvolvimento local, a população da região cresceu desproporcionalmente. Em 1980, era estimada em 75.021 habitantes, passou, em 1991, para 145.935 habitantes e, no ano de 2010, 240.959 habitantes (IBGE, 2017), demonstrando que, em quatro décadas, houve um crescimento de aproximadamente 450%. Neste período, tal crescimento não foi concomitantemente com os serviços de infraestrutura necessários ao desenvolvimento humano local.

Evidencia-se, também, que, em detrimento do considerável aumento populacional e da retirada da população rural residente para construção do polo industrial, houve um intenso e acelerado processo de ocupação e mudança na estrutura do solo, perdendo, ao longo de quatro décadas, aproximadamente, 30% de

área de floresta e cerca 300% de área construída, alterando, consideravelmente, a dinâmica e ocupação local (CARMO; COSTA, 2016)

Segundo o IBGE (2017), o número de domicílios urbanos (61,59%) é predominante em relação aos domicílios localizados em área rural (38,41%) no município de Abaetetuba. Essa situação segue a tendência do Pará (71,03% domicílios urbanos e 28,97% rurais) e do Brasil (85,87% domicílios urbanos e 14,13% rurais), embora a proporção de número de domicílios urbanos em relação aos rurais seja ainda superior nestas duas esferas. Em Barcarena, por sua vez, o número de domicílios rurais supera o número de domicílios em área urbana (64,34% e 35,66%, respectivamente). Importante destacar, entretanto, que a Vila dos Cabanos está categorizada, segundo o IBGE (2010), como distrito rural de Barcarena, e apenas o núcleo-sede configura área urbana do município.

No que se refere ao nível de escolaridade da população, os municípios de Abaetetuba e Barcarena apresentam uma distribuição semelhante aos resultados observados para o estado do Pará, mas, em Barcarena, o percentual de pessoas com curso médio completo e superior incompleto é maior que a média paraense, e, em Abaetetuba, esse percentual é menor. Chama atenção o fato de que a maioria da população (62,7% em Abaetetuba e 53,8% em Barcarena) não possui instrução ou possui apenas o nível fundamental incompleto, sendo essa média superior à registrada no Brasil. Em Barcarena, esse índice é um pouco inferior aos valores relativos ao estado do Pará, e o fato pode estar relacionado ao número de pessoas que vieram de outras regiões do país para trabalhar no polo industrial do município, que, ao exigir mão de obra qualificada, recebeu moradores com maior nível de instrução (IBGE, 2017).

Dos 6.137 estabelecimentos de saúde existentes no estado do Pará (IBGE, 2017), 181 estão localizados na região, estando Barcarena com maior número de estabelecimentos (94) em relação a Abaetetuba (87). No que tange à existência de hospitais, entretanto, Abaetetuba possui um maior número, enquanto Barcarena possui mais unidades básicas de saúde em relação à Abaetetuba; nesta, predomina a existência dos postos de saúde para atendimento à população (IBGE, 2017). Destaca-se, ainda, que os municípios correspondem a 2,95% dos estabelecimentos existentes em todo o estado.

3 METODOLOGIA

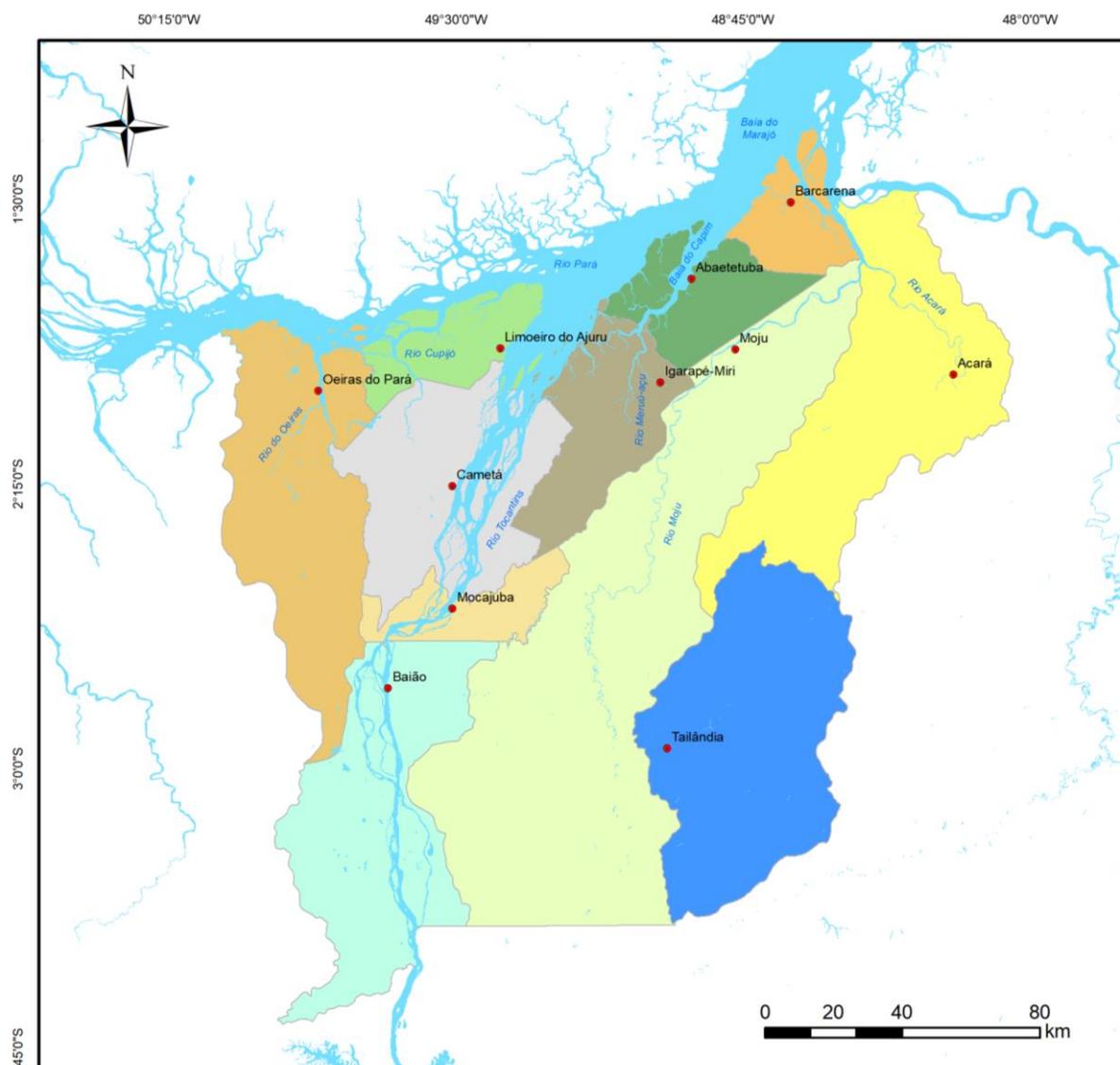
3.1 Área de Estudo

As áreas definidas para o presente estudo ficam localizadas na região conhecida como Baixo Tocantins, sendo formada por 11 municípios paraenses (Abaetetuba, Acará, Baião, Barcarena, Cametá, Igarapé Miri, Limoeiro do Aruju, Mocajuba, Moju, Oeiras do Pará, Tailândia); trata-se de uma região de colonização antiga que data do século XVII (DIAS; OLIVEIRA, 2011). A ocupação da região teve início em 1635 com a fundação de Cametá, localizada à margem esquerda do rio Tocantins. A região abriga, atualmente, o maior porto do estado, o porto de Vila do Conde, usado para o transporte de bauxita, lingotes de alumínio, óleos combustíveis e madeiras etc. (TOBIAS et al., 2016; GONÇALVES et al., 2019).

Destes municípios citados acima, os de Barcarena e Abaetetuba, locais do presente estudo, apresentam um importante e significativo papel econômico-financeiro (SÁ, 2019; BORGES et al., 2019), sociocultural e migratório (SANTOS; COELHO-FERREIRA, 2011; DIAS et al., 2016; FARIAS et al., 2016; MACHADO et al., 2019) e ecológico-ambiental (ROCHA et al., 2011; BOULHOSA; MENDES, 2009; VIANA; FRÉDOU; FRÉDOU, 2012; SANTOS, 2019), para a região e para a Amazônia como um todo.

A planície flúvio-estuarina localiza-se em parte no município de Barcarena, pertencente à mesorregião metropolitana de Belém, limitando-se ao sul com os municípios de Moju e Abaetetuba, ao norte com a Baía do Guajará e o Município de Belém, ao oeste com a Baía do Marajó e ao leste com a Baía de Guajará e o Município de Acará (SOUZA; LISBOA 2005; IDESP, 2014a). E parte no município de Abaetetuba, que pertence à mesorregião do Nordeste Paraense e à microrregião de Cametá, restringindo-se ao sul com os municípios de Igarapé Miri e Moju, ao Norte com o Rio Pará e o Município de Barcarena, ao oeste com os municípios de Igarapé Miri, Limoeiro do Aruju e Muaná e ao leste com o Município de Moju (IDESP, 2014b). (figura 01).

Figura 1: Localização da região do Baixo Tocantins.



Legenda

• Sedes Municipais	Baião	Mocajuba
🌊 Hidrografia	Barcarena	Moju
Municípios do Baixo Tocantins	Cametá	Oeiras do Pará
Abaetetuba	Igarapé-miri	Tailândia
Acará	Limoeiro do Ajuru	

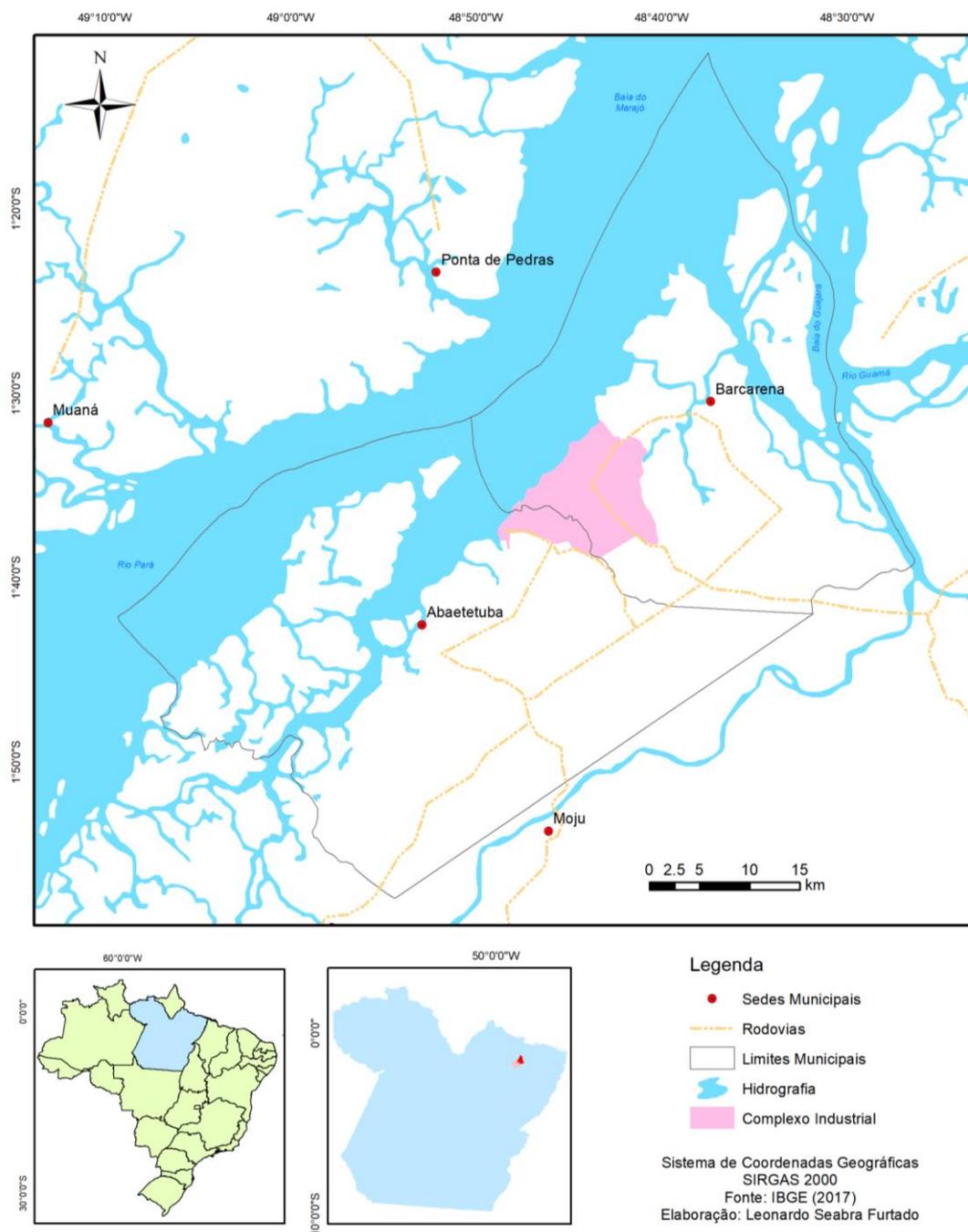
Sistema de Coordenadas Geográficas
SIRGAS 2000
Fonte: IBGE (2017)
Elaboração: Leonardo Seabra Furtado

Fonte: IBGE (2017).

Abaetetuba e Barcarena são municípios de grande porte no estado do Pará, cuja estimativa populacional foi de 157.698 e 124.680 habitantes, respectivamente, em 2019. Esses municípios possuem áreas territoriais em torno de 1.610,108 e de 1.310,588 quilômetros quadrados (IBGE, 2019); além disso, localizam-se a sudoeste

da cidade de Belém, com uma distância aproximada de 90 km em relação ao centro capital, e fazem parte da bacia hidrográfica do Rio Pará (figura 02).

Figura 2: Localização da área de estudo.



Fonte: IBGE (2017).

Alguns furos separam a porção continental da porção insular do município. A área é uma região estuarina com grande influência de água doce, classificada como um estuário de maré fluvial; os rios de pequenas ordens (igarapés) têm influência das marés e ocorrem, ainda, às margens do rio Pará, diversas praias estuarinas, faixas de areia expostas durante a maré-baixa (MARTINS; MENDES, 2011).

3.1.1 Aspectos fisiográficos

O clima dessa região é quente e úmido do tipo Af (classificação de Köppen), com temperatura média anual de 26°C, com menores temperaturas médias do ar ocorrendo em fevereiro e mais elevada em outubro. A precipitação pluviométrica média anual é entre 2.300 e 2.800 mm, com o trimestre mais chuvoso correspondente aos meses de fevereiro, março e abril, e com o menos chuvoso em agosto, setembro e outubro. Quanto à umidade relativa do ar, oscila entre 84,1 e 86,0% (MORAES et al., 2005).

A Baía do Marajó é o principal acidente hidrográfico de Barcarena (PA), que, junto aos outros recursos hídricos (a larga embocadura do Rio Amazonas entre o Amapá e a Ilha de Marajó; o Estreito de Breves ao oeste dessa ilha; os longos trechos da Baía das Bocas; e ao leste-nordeste, o Rio Pará, o Baixo Tocantins e a Baía de Marajó) (BORDALO et al, 2012), forma o “Golfão Marajoara”. Além desses, destacam-se a presença de furos, separando a porção continental da insular, e importantes rios para a região, como, por exemplo, o Barcarena e o Moju (IDESP, 2014b; BORDALO et al., 2017). Entre as drenagens estudadas, encontram-se os rios Arrozal, Murucupi, Abaeté, Arapiranga, Arienga e Dendê, localizados nos municípios de Abaetetuba e Barcarena (ALMEIDA et al., 2006; IDESP, 2014a).

Segundo Almeida et al. (2006), existem cinco sistemas hidrogeológicos na área correspondente a esses dois municípios, formados por aquíclides, aquíardes e aquíferos pertencentes às unidades estratigráficas Pirabas, Barreiras e Cobertura Quaternária. Esses sistemas são denominados de Aluviões, Pós-Barreiras, Barreiras, Pirabas Superior e Pirabas Inferior, com predominância do grupo Barreiras nessas áreas e outras regiões do Pará, porém, nas proximidades dos principais corpos hídricos superficiais, os sistemas predominantes são os Aluviões.

A estrutura geológica no município é representada por litologias dos Períodos Quaternário e Terciário (SANTOS et al., 2003), sendo os sedimentos da formação Barreiras, principalmente na porção continental e do Quaternário nas margens dos rios, constituindo a porção insular dos Municípios. Quanto ao relevo, há áreas de várzeas, terraços e tabuleiros que constituem o Planalto Rebaixado da Amazônia, Baixo Amazonas (ALMEIDA, 2005; BOULHOSA, 2007).

Os solos da porção continental diferem dos encontrados nas ilhas existentes de Barcarena e Abaetetuba. O Latossolo Amarelo Distrófico típico, Latossolo Amarelo Distrófico plântico e Gleissolo Háptico Tb Eutrófico típico na porção continental, enquanto os solos hidromórficos indiscriminados, eutróficos e distróficos, textura indiscriminada e Hidromórficos Gleisados, textura indiscriminada predominam nas ilhas (SANTOS et al., 2003).

A vegetação do entorno de Barcarena é representada pelas seguintes unidades: Florestas Ciliares e de várzeas, mangue e siriúba, ocorrendo nos trechos sob influência de inundações, margeando os grandes rios e as ilhas do Município. Áreas de plantio de espécies agrícolas de subsistência e áreas de regeneração florestal, com diferentes estágios de desenvolvimento de Floresta Secundária, podem ser observadas devido à ação dos desmatamentos, responsáveis pela substituição da cobertura vegetal primitiva de Floresta Densa (AMARAL et al., 2002; IDESP, 2014b).

Em Abaetetuba, a vegetação original é a Floresta Hileina de grande porte. Na atualidade, praticamente inexistente e substituída por manchas de florestas secundárias e áreas agrícolas. As espécies ombrófilas latifoliadas e palmeiras (tais como o açaí) constituem a vegetação das áreas de várzea, além de espécies de fungos (SOUZA; LISBOA, 2005; IDESP, 2014a).

3.1.2 Atividades econômicas na região

Como parte importante ao apoio às atividades econômicas na região, foi construído o porto de Vila do Conde, inaugurado em outubro de 1985, como resultado dos acordos de cooperação econômica firmados entre o Brasil e o Japão, em que o governo brasileiro assumiu a responsabilidade pela implantação da infraestrutura portuária, rodoviária e urbana para o escoamento de alumínio produzido no complexo industrial da Albras/Alunorte (IDESP, 2014b; CDP, 2010).

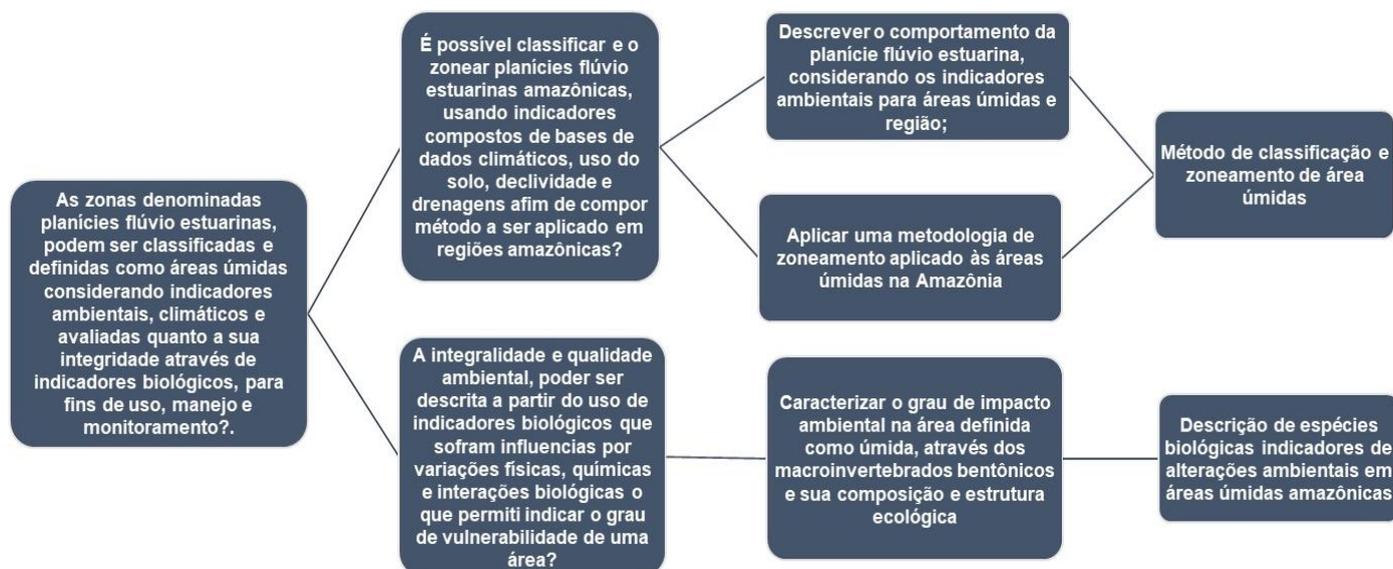
Em função das dinâmicas, existem ainda operações das indústrias multinacionais vinculadas à transformação mineral, bauxita em alumínio e do caulim, além de exportação de oleaginosas (soja, milho e dendê), logística e combustíveis (SANTOS, 2015). Destaca-se, também, a presença de portos de escoamento privado (porto da Terfron-Bunge) e público (Vila do Conde), em que se destacam as exportações da produção de soja, oriundas do Sul e Sudeste do Pará, e do Centro-Oeste brasileiro, da comercialização de combustíveis sólidos (petcoke e carvão mineral) e exportação de boi vivo para Venezuela e Líbano (SEP/PR, 2013).

Ademais, há indústrias de logística, serviços, metalurgia, projetos etc., das quais se destaca a previsão da implantação de uma indústria de fertilizantes, a multinacional francesa *Timac Agro Brasil*, em processo de licenciamento pelo órgão estadual, assim como das obras infraestruturais para ampliação do corredor logístico de exportação brasileiro, como o planejamento do Governo Federal para ampliação do Porto de Vila do Conde e implantação da ferrovia Norte-Sul, trecho Açailândia-Barcarena (SOUSA, 2015).

3.2 Estrutura Metodológica da Tese

O processo metodológico adotado no presente estudo foi dividido em duas etapas, considerando a hipótese e os objetivos específicos. A primeira etapa consiste na caracterização e classificação da região como áreas úmidas, e a segunda etapa trata do uso de indicadores biológicos como forma de mensurar a qualidade ambiental das áreas, ambas demonstradas, de forma simplificada, na figura 3:

Figura 3: Fluxograma do processo metodológico.



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

3.3 Base de Informações e Métodos Aplicados na Caracterização e Zoneamento das Áreas Úmidas

Como destacado, as AUs não são facilmente definidas, devido às dimensões variadas e às influências diversas (BATZER; SHARITZ, 2014), tornando complexo o desenvolvimento de uma classificação aceitável por diversos e diferentes pesquisadores (GOMES; JUNIOR, 2018). O presente estudo traz uma proposta de classificação por meio de parâmetros de diferentes indicadores, adotando critérios descritos por Davis, Dvoretz e Bidwell (2013) e Gomes e Júnior (2018). Segundo esses autores, o primeiro nível do sistema de classificação fornece uma análise geral e unificadora dos tipos de AUs, permitindo identificá-las conforme sua estrutura subjacente, no caso, a forma do relevo e o regime hidrológico, determinantes na existência de uma AU na paisagem, independentemente do tipo de clima, solo, cobertura vegetal ou gênese.

Realiza-se, então, um processo de caracterização ambiental da área, considerando o que a literatura preconiza como primordial para a formação de AU e seu dimensionamento, utilizando, para tanto, os critérios adaptados de Akumu et al. (2018). Assim, as variáveis selecionadas foram a altimetria, obtida através de imagens SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), disponibilizadas pelo Projeto TOPODATA (Banco de Dados Gornomométricos do Brasil), tendo como referência base Valeriano

e Rossetti (2011); esta foi utilizada na geração da carta de declividade e na identificação das classes altimétricas na região, conforme procedimentos descritos em Cronemberger (2009).

Os dados de precipitação pluviométrica são provenientes de sensores de microondas no canal infravermelho a bordo de satélites polares e geoestacionários utilizados na técnica CMORPH (CPC MORPHing technique) (JOYCE et al., 2004). Essa técnica de estimativa de precipitação por sensoriamento baseia-se em uma associação de informações de vários sensores a bordo de satélites estacionários e geoestacionários, que usa, em sua análise, dados de alta resolução espacial (8km x 8km) e resolução temporal curta (30 minutos) (SANTOS; VITORINO; PEREIRA, 2019). Estes foram processados e interpolados em *software* de geoprocessamento, tendo sido utilizado o interpolador “vizinho mais próximo”. A escolha deste deu-se devido à disposição em grid dos dados, que torna este favorável; a série usada foi de 1998 a 2016.

Os demais dados para completar a proposta de classificação foram: hidrografia (base vetorial da Agência Nacional de Águas (ANA), constando da distribuição da rede de drenagem e da delimitação das bacias hidrográficas segundo o sistema de Otto Bacias, escala 1:250.000); geologia (base vetorial da CPRM (2008), escala 1:1.000.000); geomorfologia (base vetorial do IBGE (2003), escala 1:250.000); solos (base vetorial do IBGE (2003), escala 1:250.000); uso da terra (base vetorial do IBGE (2017), escala 1:250.000); e aspectos logísticos (sedes municipais, estradas e limites administrativos, base vetorial do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) e do Sistema de Informações Geográficas do Estado do Pará – GEOPARÀ).

Adicionalmente, foi aplicado o Índice Topográfico de Áreas Úmidas (ITU), descrito em Conrad et al. (2015) e Capoane et al. (2017), que consiste na definição das áreas de maior contribuição do escoamento superficial, tendo como elementos de definição a rede de drenagem e a declividade, adotando-se o processamento no SAGA-GIS (módulo do QGIS). A base é o Modelo Digital de Elevação (MDE), que é processado para a detecção das áreas de contribuição da rede de drenagem e de maior contribuição direta do escoamento superficial no terreno.

Ruhoff et al. (2011) atribuem para o ITU a seguinte formulação: $ITU = \ln(\alpha / \tan \beta)$; onde α é a área de contribuição específica com base na direção do fluxo (tendo como referência a superfície do terreno) e β é a inclinação da superfície;

definindo, assim, as áreas de solos saturados, tipicamente encontrados em segmentos geomorfologicamente convergentes. Os autores descrevem a área específica de contribuição como relacionada ao conceito de escoamento acumulado e consideram as complexidades da forma de encosta, dessa forma, a curvatura das inclinações no plano e no perfil determinam efetivamente o comportamento hidro-sedimentológico dos processos erosivos. No sistema SAGA-GIS (módulo do QGIS), a direção do fluxo de cada pixel (menor unidade amostral da imagem) é realizada automaticamente, com base na diferença de nível entre eles, ponderada pela distância.

Para desenvolvimento da carta de uso do solo, foram utilizados dados do IBGE e imagem de satélite do USGS (United States Geological Survey) a partir do satélite Sentinel – 2. A imagem de satélite adquirida do USGS passou por tratamento de classificação supervisionada em *software* de geoprocessamento formada de uma imagem True-color com composição RGB (vermelho, verde, azul), criada a partir das bandas 4, 3, 2, obtendo-se, assim, quatro classes (vegetação, solo exposto, agricultura e campo e núcleo urbano), que foram expostas para visualização do uso da terra na região de Abaetetuba e Barcarena.

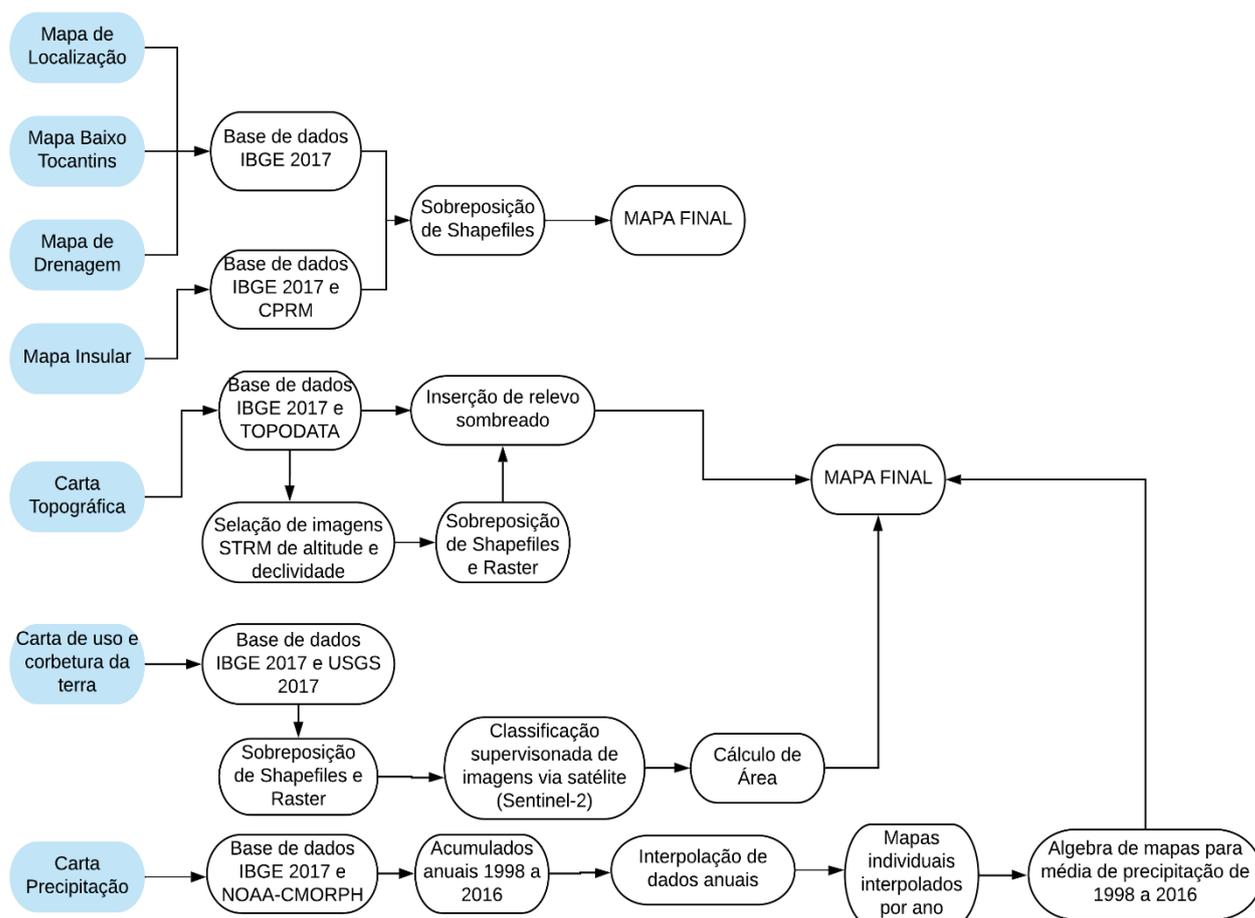
Na análise integrada para definição de um zoneamento específico para a região de estudo, foram considerados como elementos os fatores topográficos, a distribuição da precipitação pluviométrica e de cobertura da terra. Admitindo as características do ambiente estuarino, este partiu da proposição conceitual de que, na delimitação das áreas úmidas, devem ser considerados os ecossistemas da interface entre ambientes terrestres e úmidos, continentais ou costeiros, vulneráveis à ocorrência de inundações periódicas ou permanentes (NAG et al., 2019). Por isso, os critérios específicos que condicionaram esta análise foram:

- a) Maior potencial de formação de áreas úmidas: altimetria inferior a 10 metros, presença de cobertura vegetal e maior concentração do volume de chuvas.
- b) Não foram áreas úmidas: altimetria superior a 10 metros, ausência de cobertura vegetal e/ou predomínio de formas de uso da terra e menor concentração do volume de chuvas.

O processamento integrado, utilizando álgebra de mapas, em *software* de geoprocessamento específico, permitiu a geração da carta potencial de formação de áreas úmidas (PFAU) (figura 04). Vale ressaltar que não foi inserido na análise o efeito das marés e da variação de nível da rede de drenagem. O principal motivo é a

ausência de pontos de medição fluviométricos que possibilitem uma avaliação conjunta com o efeito das marés.

Figura 4: Processamento e etapas na análise dos dados.



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

3.4 Procedimentos Associados à Aplicação de Bioindicadores

No processo de caracterização dos macroinvertebrados bentônicos, foram realizadas coletas trimestrais de fevereiro a novembro de 2012, abrangendo duas amostragens no período chuvoso (fevereiro e maio) e duas no período menos chuvoso (agosto e novembro). Foram estabelecidas dez estações de coleta, a fim de cobrir as principais drenagens do entorno do complexo industrial. Seis das estações estavam localizadas em trechos de pequenos rios sob influência de marés: Rio Arrozal (ARZ),

Rio Murucupi (MUR), Rio São Francisco (SF), Rio Curuperê-Dende (DEN), Rio Arienga (ARI), Rio Arapiranga (ARA); e quatro em praias do Rio Pará: Praia do Caripi (CAR), Praia de Itupanema (ITU), Praia do Conde (CON) e Praia de Beja (BEJ).

As estações de coleta foram distribuídas em três setores com diferentes potencialidades de impactos, conforme dados secundários de qualidade da água, uso do solo e histórico de impactos ambientais ocorridos na área. Os setores foram: i) setor de alto impacto (DEN, MUR, CON e ITU), na área do CPI, incluindo o Porto de Vila do Conde, além de grandes empresas do setor mineral, como a Hydro Alunorte e Imerys Rio Capim; presença de descargas de esgotos e efluentes industriais (BRABO et al., 2003; LIMA et al., 2009); ii) setor de médio impacto (ARZ, SF, CAR), a jusante do CPI, com ocupação urbana e próximo de áreas de empresas do setor mineral, com eventos de descarga de materiais sólidos e de lançamento de efluentes domésticos e industriais (FAIAL et al., 2009; LIMA et al., 2009); iii) setor de baixo impacto (ARA, ARI e BEJ) à montante do CPI, com matas ciliares relativamente preservadas em comparação com outras drenagens nas proximidades; e boa qualidade das águas (LIMA et al., 2009; COSTA et al., 2016ab).

Para rios, foram estabelecidos dois pontos de coleta (distantes cerca de 100 m) como forma de distribuir a amostragem ao longo do trecho sob impacto. Nas praias, apenas um ponto de coleta foi estabelecido. Em cada ponto, três amostras biológicas foram retiradas com auxílio de uma draga do tipo Van Veen (20x20x20 cm), em profundidade de cerca de 2m. Em cada ocasião e estação, uma amostra de sedimento foi retirada para análise granulométrica e de matéria orgânica total. As amostras biológicas foram passadas em malha de 0,3 mm de abertura e o material retido foi fixado em solução de formaldeído a 5%. A amostra para análise abiótica foi resfriada em campo e congelada em laboratório.

Em laboratório, as amostras biológicas foram triadas e os organismos contados, identificados ao menor nível taxonômico possível e conservados em álcool etílico a 70%. Para as amostras de sedimento, a granulometria foi determinada por peneiramento dos grosseiros e pipetagem dos finos (SUGUIO, 1973). O teor de matéria orgânica foi determinado pelo método de calcinação em mufla a 550° C por quatro horas (adaptado de DAVIES, 1974). Os parâmetros estatísticos do sedimento foram calculados utilizando as equações propostas por Folk e Ward (1957).

Para os dados de sedimento, foi aplicada a Análise de Componentes Principais (PCA), a fim de identificar as variáveis mais importantes para agrupamento de locais,

ambientes e períodos climáticos. Para a análise, foi utilizado o coeficiente de Distância Euclidiana para o cálculo da similaridade.

Para cada amostra biológica, foi calculada a abundância total (n° de indivíduos), densidade (indivíduos por m^{-2}), riqueza (pela simples contagem do número de táxons) e diversidade (índice de Shannon-Winner). Para averiguar padrões espaciais e sazonais desses descritores, foi aplicada a Análise de Variância (ANOVA) tri-fatorial para os tratamentos dos períodos climáticos (menos chuvoso e chuvoso), dos ambientes (rio e praia) e das estações (aninhado ao fator ambiente). A ANOVA foi acompanhada do teste Tukey, sempre que a hipótese nula fosse rejeitada. Anterior às ANOVAs, foram testadas a normalidade da distribuição dos dados (teste de Kolmogorov-Smirinov) e a homocedasticidade das variâncias (teste de Levene), e quando necessário, estes foram transformados.

Para a comparação da estrutura das comunidades nos diferentes tratamentos, foi aplicada a análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) (ANDERSON, 2005), seguindo-se o mesmo modelo aplicado na ANOVA. A análise de agrupamento (CLUSTER) foi utilizada para identificar padrões espaciais, segundo o método da média das distâncias. Para ambas as análises, foi utilizada uma matriz de similaridade construída a partir do índice de similaridade de Bray Curtis, calculado com base nos dados de densidade. A rotina *Similarants Percentage* (SIMPER) foi aplicada para identificar os táxons mais importantes para similaridade dos grupos.

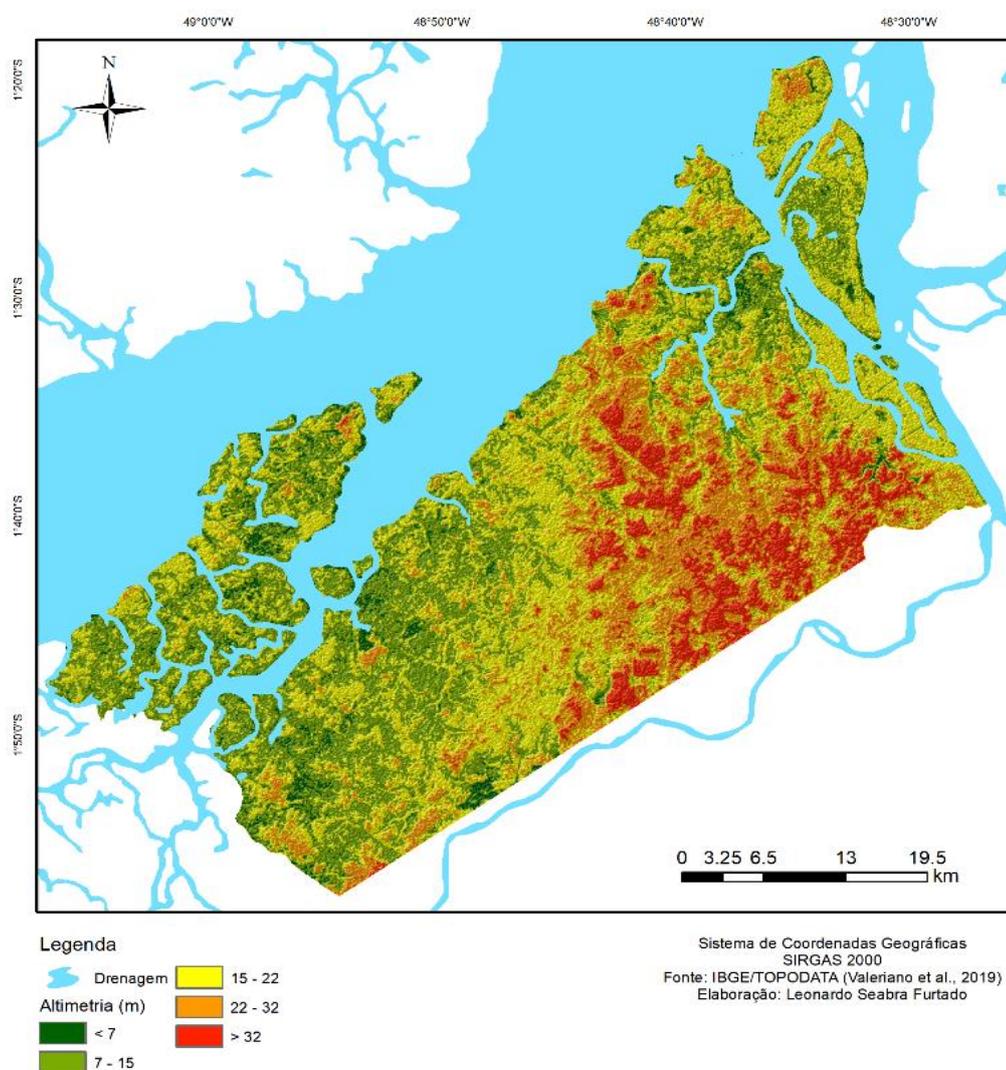
Por fim, foi aplicado o Índice de Espécie Indicadora (IndVal) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997), a fim de associar os táxons com os tipos de ambiente e setores de impacto. O IndVal varia de 0 a 100%, sendo que zero equivale a não indicação da espécie para determinado *status* ambiental e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente. Em conjunto com a IndVal, o teste de Monte Carlo (com 1.000 randomizações) foi realizado para confirmar a significância do valor de indicação. Para todas as análises, utilizou-se o nível de significância de 5%.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação do Potencial de Formação de Áreas Úmidas (PfaU)

Na avaliação altimétrica da área de estudo, observa-se que predominam as baixas topográficas, marcando os vales dos principais cursos d'água e das regiões insulares (figura 05). Os principais divisores topográficos encontram-se a nordeste, marcando a divisa com o rio Moju.

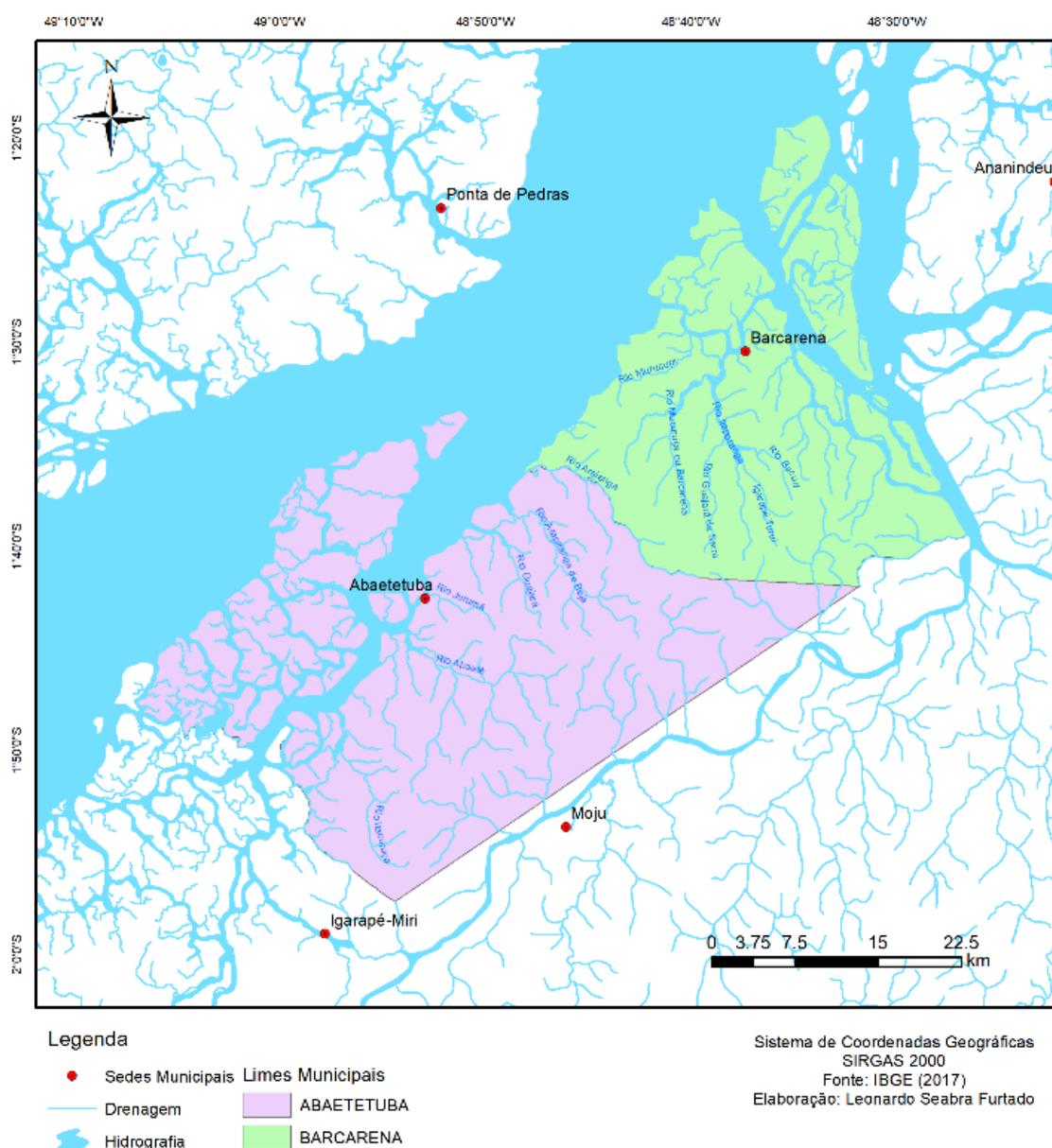
Figura 5: Altimetria e relevo da área de estudo, Abaetetuba e Barcarena.



Fonte: IBGE/TOPODATA (VALERIANO et al., 2019).

A distribuição da rede de drenagem é marcada por um conjunto de canais que drena em direção à baía do Guajará e ao rio Pará; todos recebem a influência das marés e já demonstram alterações em função do crescimento das áreas urbanas, rurais e industriais, principalmente sobre as áreas de nascentes. Destacam-se como principais afluentes da região: rio Murucupi, rio Barcarena, rio Guajará da Serra, rio Itaporanga, rio Bacuri, rio Arienga, rio Arapiranga de Beja, rio Guajará, rio Jarumã, rio Abaeté e rio Itacuruçá (figura 6).

Figura 6: Distribuição da rede de drenagem.



Fonte: IBGE (2017).

Ressalta-se que, para a identificação de regiões potenciais para formação de áreas úmidas, é importante a presença de ambientes planos (menores cotas altimétricas), em que o escoamento superficial é reduzido, favorecendo a acumulação de água e contribuindo para uma maior quantidade de umidade nas áreas de banhado (RUBBO, 2004) ou de várzeas (ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004; GUASSELLI; SIMIONI; LAURENT, 2020).

As áreas apresentadas na figura 6 têm importância significativa para a região, devido à manutenção dos recursos hídricos e por abrigarem rios e igarapés (CRUZ; HAZEU, 2020), além das praias fluviais (BOULHOSA; MENDES, 2007; OLIVEIRA, 2012), que, por sua vez, são influenciadas pela ação da maré proveniente do estuário (RIBEIRO et al., 2008), o que possibilita a formação de zonas de várzea de maré, comportando-se como reguladores naturais do fluxo e pulso de inundação diária (ALMEIDA; AMARAL; SILVA, 2004). Somado aos elementos altimétricos, ao fluxo de maré, ao solo e à vegetação, o ambiente úmido amazônico ainda terá a precipitação pluviométrica como força motriz de reabastecimento e influência limnológica (VALE; ZUANON; MAGNUSSON, 2014).

Para a manutenção desses ambientes, a presença das chuvas é essencial, uma vez que, com a redução do volume de água das nascentes, a contribuição da precipitação pluviométrica e das marés passa a ser a mais significativa. Para Fisch, Marengo e Nobre (1998), a região equatorial apresenta elevado índice de chuvas diárias motivadas pela Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e outras correntes de perturbação atmosférica de origem intertropical, como Linhas de Instabilidade Tropicais (IT) (AMANAJAS; BRAGA, 2012; QUEIROZ, 2018) ou Ondas de Oeste (WW) (NIMER, 1989), que podem influenciar, marcadamente, as chuvas na Amazônia (SALATI, 2001; NOBRE; SAMPAIO; SALAZAR, 2007).

No presente estudo, foram registrados para a região entre os anos de 1998 a 2016, considerando valores da precipitação do acumulado anual, entre 3594 mm a 4844 mm, mínimos e máximos, respectivamente. Isso demonstra que, na região, a precipitação é intensa em todo ano e a sua distribuição difere considerando a linha de costa e a área interna ao continente (figura 7). Essa variabilidade espaço-temporal, ao longo do ano na região, além das outras características tipicamente amazônicas, tem elevada taxa de evapotranspiração (VIEIRA; BUAINAIN; CONTINI, 2020).

Descreve-se, para a região, dois regimes pluviométricos distintos, um chuvoso, englobando meses de fevereiro, março e abril com elevada precipitação (4130-4844

mm - acumulado anual), podendo estar diretamente influenciado pela migração sazonal da ZCIT (MOURA; VITORINO, 2012) na direção meridional; e outro menos chuvoso nos meses de setembro, outubro e novembro (3594-4130 mm – acumulado anual) (FISCH; MARENGO; NOBRE, 1998; BASTOS et al., 2002; AMANAJÁS; BRAGA, 2012).

É importante avaliar ainda que os períodos de maior e menor umidade ao longo dos meses do ano, considerando a evapotranspiração na região, são fatores de extrema importância (BURITIRAMA MINERAÇÃO, 2016) Nesse contexto, os meses de junho, julho e dezembro são considerados como de transição entre os dois períodos citados acima.

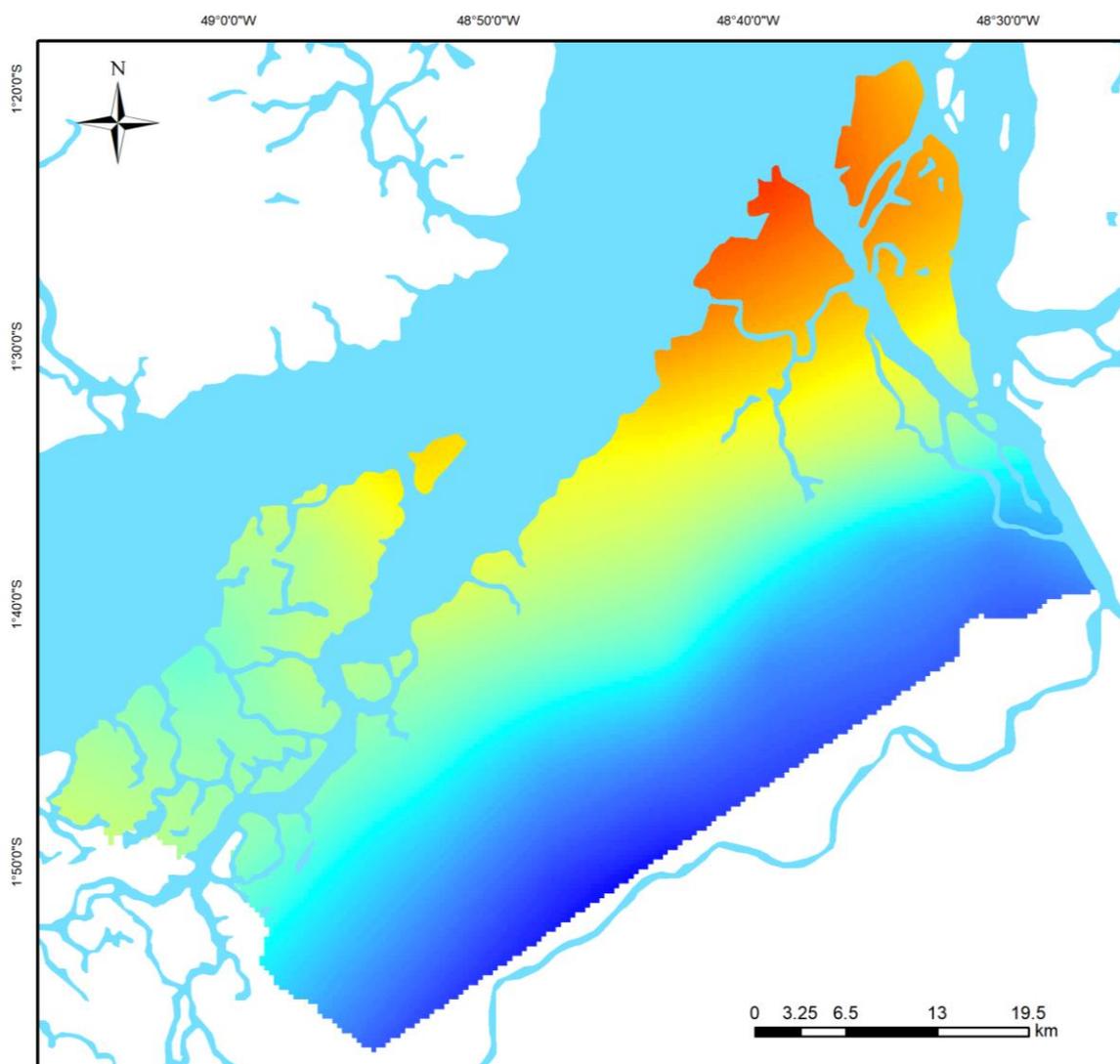
Nobre, Sampaio e Salazar (2007) salientam que a precipitação na Amazônia também pode ser modulada por variações na força do sul-americano e por turnos da ZCIT. Outras modulações, que podem induzir a precipitação, são as alterações nas temperaturas da superfície do mar (TSM) dos oceanos Atlântico e Pacífico, o que afeta o transporte de umidade em direção à Amazônia, controlando, parcialmente, a descarga dos rios e seus afluentes (MARENGO; ESPINOZA, 2016; BERTASSOLI JR et al., 2019). Com isso, a precipitação na região será consequência de uma série de interações, de diferentes fenômenos e sistemas atmosféricos, atuando em escalas espaciais e temporais distintas (SANTOS et al., 2017).

Nesse sentido, os resultados encontrados no presente estudo são semelhantes a outros levantamentos que pontuaram e caracterizaram o ambiente como de intensa e frequente dinâmica pluviométrica (ARAÚJO, 2012). Estudo de Souza et al., (2017) registra a precipitação média anual entre 2.500 a 4.000 mm, destacando que a região possui grande variabilidade de ambientes, nos quais as mudanças nos padrões climáticos de precipitação e temperatura se dão em curtos períodos e a curtas distâncias (ALMEIDA; PEREIRA, 2018).

Evidencia-se, ainda, que, devido à região localizar-se próxima à linha do equador e apresentar, de forma geral, baixas altitudes (figura 5), ela pode potencializar as chuvas na região (DE ALFAIA et al., 2018). Zubieta et al. (2019) descrevem que as elevadas temperaturas da região favorecem a chuva, principalmente entre dezembro a maio. Para Amorim et al. (2010), o clima é um importante condicionante ambiental, que apresenta alterações cíclicas, inesperadas e danosas, contudo, regiões que apresentam sazonalidade hídrica, com exceção do extremo sul do país, resultam em

uma época chuvosa e outra seca, bem definidas no ciclo anual, favorecendo a manutenção e classificação de áreas úmidas (DA CUNHA et al., 2015).

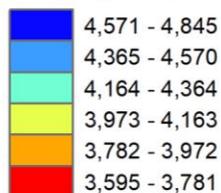
Figura 7: Precipitação pluviométrica da área de estudo, Abaetetuba e Barcarena.



Legenda

 Hidrografia

Precipitação Pluviométrica, acumulado anual 1998-2016 (mm)



Sistema de Coordenadas Geográficas
SIRGAS 2000
Fonte: NOAA - CMORPH / IBGE
Elaboração: Leonardo Seabra Furtado

Fonte: NOAA – CMORPH/IBGE.

Essa classificação não se baseia somente nas características climatológicas, já que a precipitação na região não é distribuída de forma homogênea durante o ano inteiro, e sim com diferentes padrões entre a época de menos chuva e mais chuva. Outro importante elemento que permite a classificação do tipo de área úmida é a cobertura vegetal, em que padrões mais evidentes em regiões de baixas latitudes, próximas à linha do equador, resultam em uma vegetação de floresta tropical sempre úmida, neste caso, a Amazônica, classificada como floresta ombrófila densa (CUNHA et al., 2015).

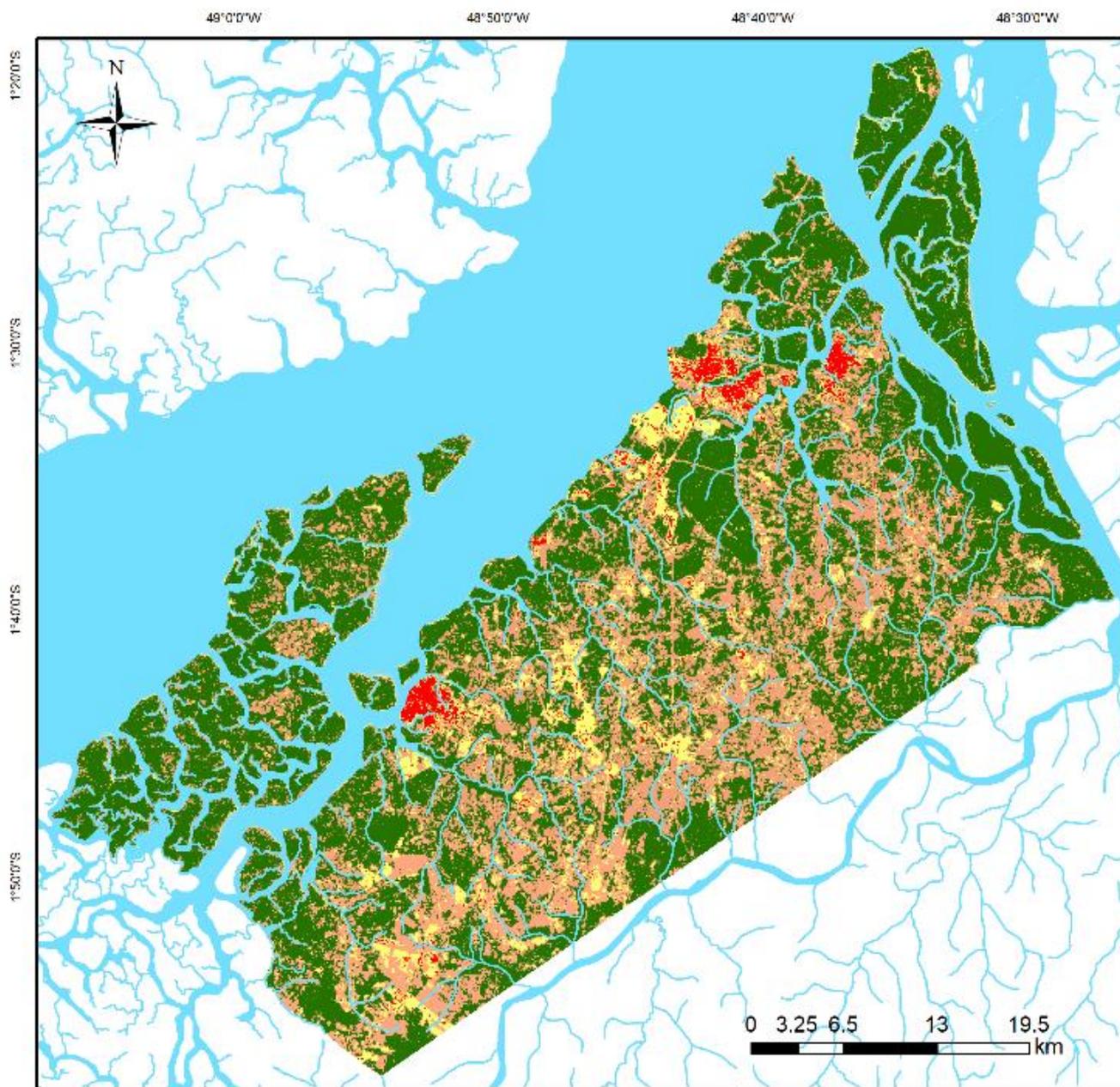
Com base neste pressuposto de que a cobertura se faz um elemento crucial para viabilidade e classificação de AU's, foi então analisado o uso e ocupação da terra, a fim de entender a dinâmica local em Barcarena e Abaetetuba, uma vez que temos diferentes, intensos e complexos processos de ocupação humana na região (NASCIMENTO; HAZEU, 2015; HAZEU; COSTA; NASCIMENTO, 2019; NASCIMENTO; HAZEU, 2020), sendo ainda a ferramenta indicada para mapeamentos fitogeográficos, planejamento territorial e restauração ambiental (SANTOS, 2019).

Neste sentido, a carta de uso e cobertura da terra, apresentada na figura 8, exibe a seguinte distribuição: vegetação 56%, agricultura e campo 33%, solo exposto 10%, áreas urbanas 2%. A cobertura vegetal da região é constituída principalmente por duas tipologias vegetais: floresta ombrófila densa (típica de ambientes tropicais) e floresta aluvial com vegetações de área inundáveis (AMARAL; NETO, 2002). Entretanto, atualmente, seu revestimento florístico caracteriza-se, principalmente, por florestas secundárias (DENICH, 1986; PIRATOBA, 2013). Souza e Lisboa (2005) enfatizam que a vegetação predominante na região estudada são florestas secundárias (capoeiras) em diferentes estágios sucessionais. Devido ao desmatamento da região, a floresta natural primitiva foi quase totalmente substituída para o plantio de espécies agrícolas de subsistência (BURITIRAMA MINERAÇÃO, 2016),

Logo, o percentual caracterizado como área de agricultura e campos, somado ao solo exposto, está diretamente ligado aos ambientes modificados, seja pela ocupação do polo industrial ou pelo uso da terra com edificações e/ ou plantações de diferentes culturas na área (RIBEIRO et al., 2003), o que pode ampliar a probabilidade à erosão (BORGES, 2009; CUNHA, 2019), e, conseqüentemente, tornando a área ambientalmente mais vulnerável (RIBEIRO; CAMPOS, 2007; SANTOS; MARTINS,

2018), resultado da reestruturação do espaço, alterando suas paisagens e relações socioespaciais (TRINDADE JUNIOR, 2010).

Figura 8: Carta de uso e ocupação da terra.



Legenda

- | | | | |
|--|--------------|--|---------------------|
| | Hidrografia | | Agricultura e Campo |
| | Vegetação | | Núcleo Urbano |
| | Solo Exposto | | |

Sistema de Coordenadas Geográficas
SIRGAS 2000
Fonte: IBGE/USGS (2017)
Elaboração: Leonardo Seabra Furtado

Fonte: IBGE/USGS (2017).

A fragmentação social e funcional do espaço urbano, promovida pelos diferentes usos realizados, tem reflexo nos problemas ambientais que oferecem riscos diversos à população que habita e/ou circula aquela área (BIRKMANN, 2006). Assim, os riscos identificados, no processo de reestruturação urbana, podem ser de natureza social, natural ou tecnológica, sendo que o risco natural pode ser fortemente potencializado pelos riscos sociais e tecnológicos (SILVA, 2019), podendo influenciar o grau de vulnerabilidade e comprometimento socioambiental (SILVA, 2017).

Neste contexto, o conceito de vulnerabilidade indica a propensão para impactos negativos, de perigosos a desastrosos, sobretudo, em função dos perfis socioeconômicos das populações atingidas, cujas condições de vida as tornam mais vulneráveis (TELES, 2020). Afirmção esta descrita por Costa et al. (2016), que analisaram o crescimento urbano e a ocupação de várzea em pequenas cidades da Amazônia. Nestes locais, as ocupações em planícies de inundação tendem a apresentar precária ou ausente rede de estrutura urbana, com energia elétrica irregular, sem saneamento básico e moradias arriscadas. Essas questões estão ligadas a diversos problemas urbanos, que ameaçam o meio ecológico e as populações economicamente desfavorecidas, empurrando-as para áreas de risco e gerando situações de iniquidade ambiental (ESTEVES, 2011).

Na região, outros estudos comprometeram-se a avaliar o grau de vulnerabilidade através do uso de diferentes ferramentas, entre eles, destacamos Santos, Vitorino e Pimentel (2017), que avaliaram o Índice de Vulnerabilidade Geral (IGV), constituído por outros três índices: o Índice de Vulnerabilidade Socioeconômica (IVSE), o Índice de Vulnerabilidade Epidemiológica (IVE) e o Índice de Vulnerabilidade Climática (IVC), caracterizando a região como média vulnerabilidade, o que reforça as afirmações anteriores. Já Rodrigues et al. (2020) usaram cartas de vulnerabilidade ambiental para categorizar entre a região quanto ao seu grau de comprometimento, encontrando valores que possibilitaram a classificação de “moderadamente vulnerável” a “vulnerável”, considerando os indicadores: declividade, precipitação pluviométrica e uso do solo.

Assim, para entender como a região se comporta diante dessas mudanças ocasionadas pelo processo de ocupação humana e da transformação urbana, faz-se necessária a definição com maior exatidão de quais áreas caracterizam-se como AU, visando o processo de gerenciamento ambiental, pois a delimitação da região e a influência à variação sazonal das águas poderão definir espacialmente a zona mais

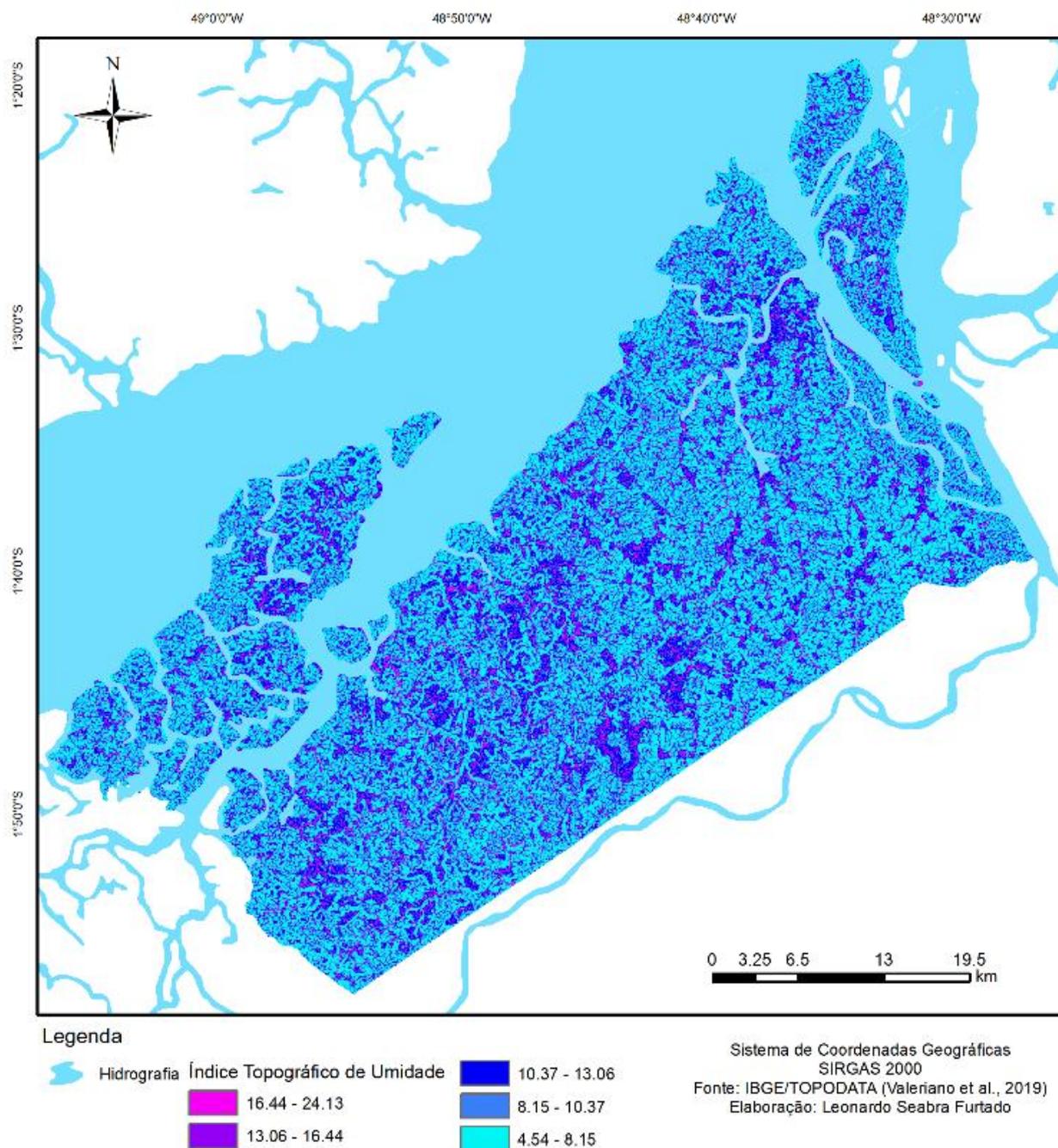
vulnerável aos efeitos e eventos extremos na região (FERREIRA; SOUZA; OLIVEIRA, 2020), e também o nível de risco ambiental.

Como mencionado, estudo realizado por Rodrigues et al. (2020) registrou valores que apresentam cenário preocupante, pois a região, de forma geral, está vulnerável, considerando as alterações ocorridas ao longo dos anos, marcadamente, nas últimas três décadas, sobretudo com intensificação da fragmentação florestal local, principalmente às margens dos furos e rios do município, o que contribui para o assoreamento deles (SEABRA, 2019), além do maciço processo de alteração no uso e ocupação do solo, evidenciado na região (FURTADO et al., 2020). Por isso, se fez necessária a delimitação das AU's locais, usando ferramentas descritivas como Índice Topográfico de Áreas Úmidas, a fim de auxiliar o processo de conservação (MALTCHIK; ROLON; STENERT, 2010) e preservação (BITTENCOURT; BRENNER, 2018).

A figura 9 representa a relação dos fatores: altimetria – declividade – rede de drenagem, na forma do Índice Topográfico de Áreas Úmidas (ITU). Nela, verifica-se que o menor gradiente representa a relação positiva para a relação topografia x zonas de acumulação de água, demonstrando, então, que a região com um todo seria propícia à classificação como AU, já que a concentração de canais de drenagem indica maior probabilidade de ocorrência de zonas de acumulação de água, segundo os fatores topográficos.

Conforme Guasselli, Simioni e Laurent (2020), o Índice Topográfico de Umidade (ITU) pode auxiliar na identificação de áreas com possível presença de solos hidromórficos (MALONE; MCBRATNEY; MINASNY, 2018). Solos estes especialmente relevantes para identificar zonas úmidas, pois: (1) integram a saturação temporária e permanente do solo em uma escala de tempo longa e resultam do funcionamento geral das AUs; (2) deixam vestígios que fornecem indicadores de AUs existentes (ROSOLEN; HERPIN, 2008; PIEDADE et al., 2013; JUNK, 2014; GUASSELLI; SIMIONI; LAURENT, 2020).

Figura 9: Índice Topográfico de Áreas Úmidas.



Fonte: IBGE/TOPODATA (VALERIANO et al., 2019).

Destaca-se que ambientes com características agradacionais, como os depósitos de sistemas pleistocênicos e holocênicos, possuem planícies fluviais bem desenvolvidas (MATOS; CURSINO, 2012; CORDEIRO; ROSSETTI, 2015), em que as drenagens são formadoras das AUs. Nessas paisagens, sistemas lacustres fluviais formam ambientes periodicamente inundáveis, entre o sistema hidrogeomorfológico e

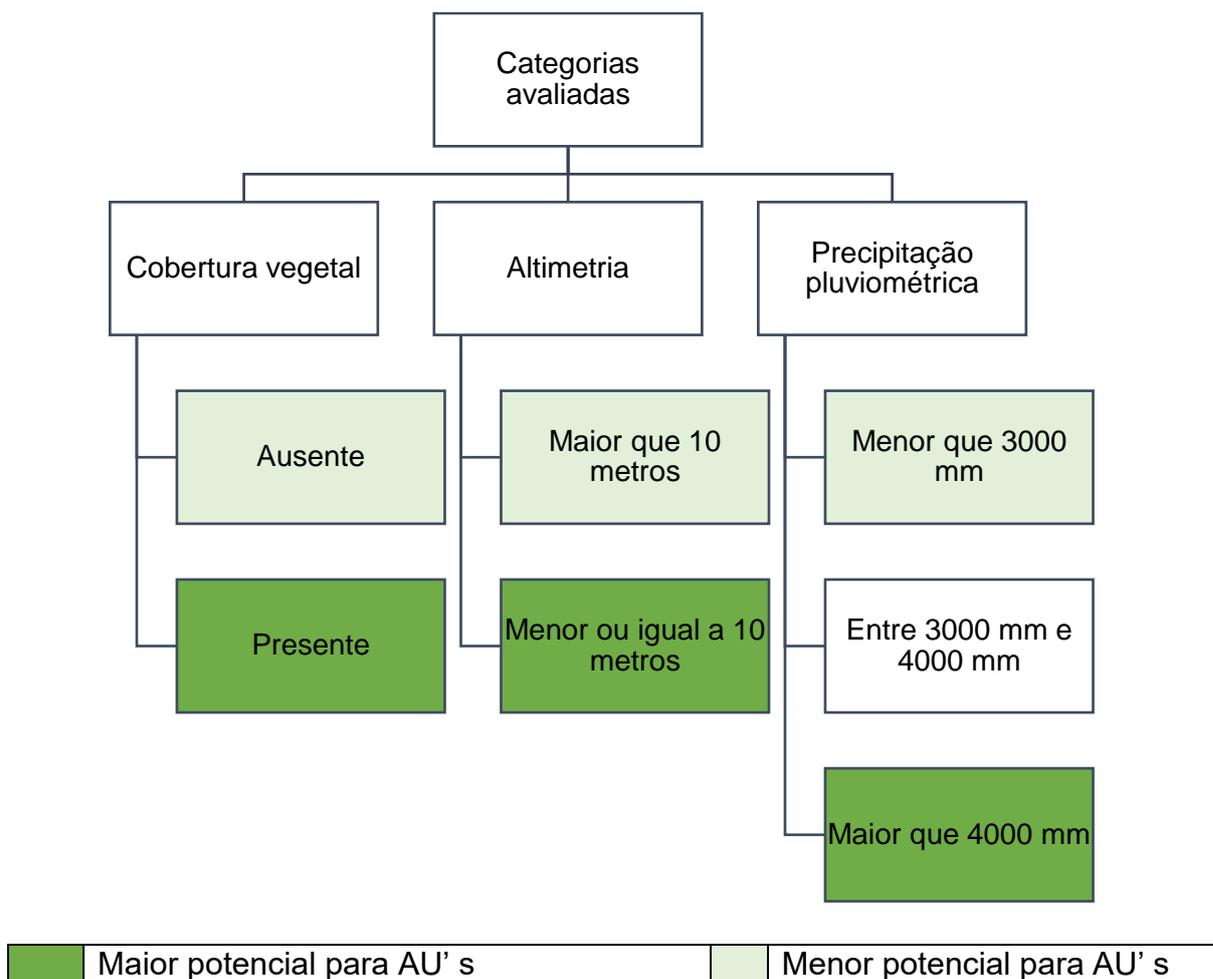
ecológico, com morfologias típicas de sistemas deposicionais (GUASSELLI; SIMIONI; LAURENT, 2020).

Os sistemas deposicionais na região estão intimamente ligados ao processo de formação da planície de inundação. Como Barcarena apresenta níveis topográficos pouco elevados, sobretudo nas ilhas, sujeitas, em parte, a inundações (PRADO et al., 2007), na porção continental, torna-se um pouco mais elevada, especialmente na sede, cuja altitude é de 14 metros, podendo dividir-se em cinco planos altimétricos, de acordo com o padrão regional, a saber: várzea baixa, alagável constantemente (0-3 m), várzea alta, alagável periodicamente (3-5m), tesos (5-12m), falésias do Rio Pará (12-15m) e terras firme (10-14m) (ALBRAS/ALUNORTE, 1984).

Adicionalmente ao uso do ITU, que se mostrou eficiente na indicação da região como AU, o presente estudo traz proposta complementar às análises realizadas até o presente momento, visando o uso de outras ferramentas que confirmem a classificação da região na formação de AU's. A figura 10 apresenta a proposta gerada para a região de Abaetetuba e Barcarena, a partir do processamento integrado entre as categorias de precipitação pluviométrica, altimetria e cobertura vegetal. Nesta, foram admitidas as principais condições favoráveis para a presença de áreas potencialmente alagáveis, admitindo a extensão da cobertura vegetal atual existente.

Tal proposta tem, entre outras, a finalidade de classificar a região fluvio-estuarina amazônica, como AU's, uma vez que as definições existentes são variadas, e em sua maior parte confusas e complexas (CUNHA et al., 2015; JUNK; PIEDADE, 2015), sendo uma das mais aceitas a proposta pela Convenção de Ramsar, em 1971 (BOWMAN, 1995), reorganizada por Scott e Jones (1995). Contudo, Guasselli (2005) defende que esta reorganização é muito ampla, sendo necessária a adoção de definições regionais e locais.

Nesta vertente, Junk et al. (2015) trazem propostas de classificação das áreas úmidas brasileiras, considerando algumas características ecossistêmicas a fim de propor base científica para auxiliar na formação de uma política nacional de AUs. Conforme Gomes e Júnior (2018), existe uma dificuldade em estabelecer uma política específica para as AUs brasileiras, principalmente pela falta de critérios padronizados de definição, delimitação e classificação que reflitam as condições ecológicas e hidrológicas específicas do país e da região.

Figura 10: Limites adotados na análise.

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

A figura 11 ilustra o resultado obtido, indicando que, aproximadamente, 18% da região representa áreas de cobertura de AU's efetivamente. Na área indicada com maior potencial de AU's (MPU's), demonstram-se delimitações características que favorecem e desfavorecem a formação de tais áreas, respectivamente, na região de Barcarena e Abaetetuba. Demonstramos, como acreditado, que áreas definidas com valores de menor altitude, topograficamente, por serem mais baixas e próximas às drenagens, geram maior aptidão a esse tipo de formação. Corrobora-se ainda que tais locais possuem estado de preservação de mata ciliar quase que inalterado (figura 8), aumentando o potencial de formação.

As regiões que tiveram maior potencial para formação são também conhecidas na literatura como várzea fluvio-marinhas, uma vez que estão sob influência do pulso de maré do Rio Pará, ambiente este classificado estuário, que tem influência de um

conjunto hidrográfico formado pelos rios Araguaia, Tocantins, Capim, Acará, Moju, Guamá, Anapu, Jacundá, Pacajás e Araticum (RIBEIRO; SANTANA; TOURINHO, 2004).

Figura 11: Resultado do potencial de formação de áreas úmidas para a região de Barcarena e Abaetetuba.



Legenda

-  Hidrografia
- Potencial de Formação para Áreas Úmidas**
-  Menor potencial AU'S
-  Maior potencial AU'S

Sistema de Coordenadas Geográficas
SIRGAS 2000
Fonte: CMORPH/USGS/IBGE
TOPODATA (Valeriano et al., 2019)
Elaboração: Leonardo Seabra Furtado

Fonte: CMORPH/USGS/IBGE TOPODATA (VALERIANO et al., 2019).

No contraponto, as áreas com menor potencial de formação AU's não devem ser menos importantes ou desconsideradas, pois nelas ocorre o inverso no sentido

topográfico, e o uso e a ocupação do solo podem acarretar diferentes problemas ambientais. Acentua-se que estas áreas são descritas como expostas e potencialmente vulneráveis ambientalmente (RODRIGUES et al., 2020; FURTADO et al., 2020). Cenários semelhantes de vulnerabilidade e/ou pressões sobre as AU's, excepcionalmente, são comuns em outras regiões do planeta, como em Uganda (MUWANGA; BARIFAIJO, 2006) Quênia (MWAMBURI, 2009), China (LI et al., 2010), Índia (CHANDRASEKARAN et al., 2015) e Austrália (GELL et al., 2019).

Nesta perspectiva e para a região, as AU's são importantes sobre diferentes pontos de vista, sendo consideradas um dos ecossistemas mais relevantes do mundo em termos ambientais (HAVRIL et al., 2018; MEGONIGAL et al., 2019), devendo ser protegidas, preservadas e monitoradas (JUNK, 2013; JUNK et al., 2014). Essa proposta de classificações será de extrema relevância para a região, uma vez que há a existência do Complexo Portuário Industrial (CPI) e as atuais 94 empresas (CRUZ; HAZEU, 2020; CODEC, 2020) que influem diretamente sobre as AU's, e a previsibilidade de novas empresas, além da implementação da Zona de Processamento de Exportações – ZPE que usará uma área total de 925,7197 hectares (CODEC, 2020), que, a médio e longo prazo, podem vir a comprometer o ambiente, com impactos adversos para a área (NASCIMENTO et al., 2020).

Assim, após o processo de zoneamento das áreas úmidas, com maior e menor potencial de formação, e a delimitação dos indicadores que podem ser os responsáveis por direcionar tais potenciais e seus possíveis impactos locais, seja pelo uso ou pela exposição e pressões antrópicas, foi possível analisar a integralidade e a qualidade ambiental a partir do uso de indicadores biológicos, que tendem a sofrer influências nas variações físicas, químicas e biológicas, o que permitiu delimitar o grau de vulnerabilidade das áreas úmidas definidas. Nesta prerrogativa, avaliaram-se a composição e a estrutura ecológica dos macroinvertebrados bentônicos para ratificar os resultados descritos acima.

4.2 Avaliação do Comportamento de Indicadores Biofísicos Associados às Áreas Úmidas

4.2.1 Parâmetros do Sedimento

Para análise dos indicadores biológicos, o sedimento é de extrema importância, uma vez que é o habitat natural desses grupos e que nele desenvolvem diversas atividades fisiológicas e biológicas. Assim, os parâmetros do sedimento dos locais de coleta estão apresentados na tabela 1. Comparativamente, as praias apresentaram sedimento essencialmente arenoso, enquanto rios foram predominantemente lamosos. Para os rios, o sedimento variou de silte fino (rios Murucupi, Curuperê-Dende e Arienga) a silte médio (rios Arrozal, São Francisco e Arapiranga), com matéria orgânica acima de 5%. Em ambos os períodos, os maiores teores orgânicos foram observados nos rios Arienga, Curuperê-Dende e Murucupi. A presença de folhiço foi observada predominantemente em amostras de sedimento dos rios (tabela 1).

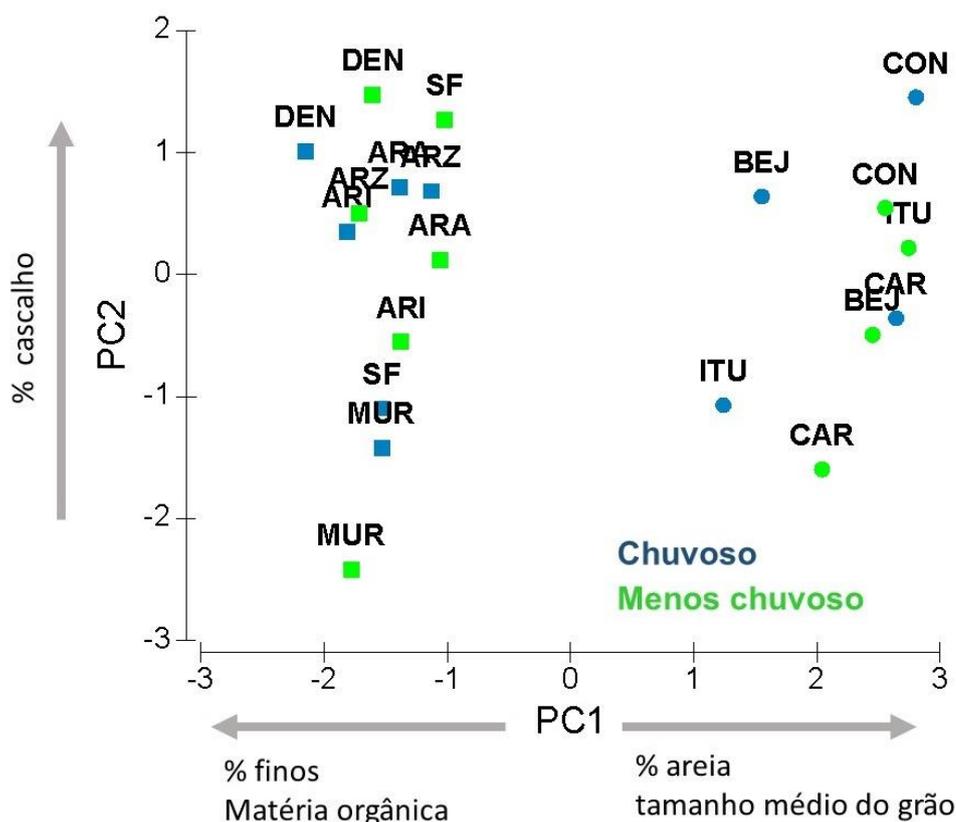
Nas praias (Beja e Caripi) de setores relativamente de menor impacto, o sedimento foi classificado como areia média, em ambos os períodos, e o percentual orgânico variou de 3,5 a 5,1% (tabela 1). No setor de maior impacto (Itupanema e Conde), a classificação foi areia grossa (período chuvoso) e média (período menos chuvoso), sempre com maior tamanho médio do grão em relação às demais praias. O percentual orgânico nas praias sob alto impacto variou de 3,4 a 4,6% (tabela 1). A análise PCA, claramente, dividiu os ambientes, rio e praia, de acordo com suas características texturais, contudo, em relação aos períodos sazonais e setores de impacto, não foi possível identificar padrões claros (figura 12).

Tabela 1: Características do sedimento dos locais de amostragem na área de estudo Barcarena, Pará, Brasil). Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). (-) sedimento sem folhiço; (+) sedimento com presença de folhiço. Silte M = silte médio; Silte F = silte fino; Areia M= areia média; Areia G= areia grossa; MO = matéria orgânica; MG = tamanho médio do grão.

Parâmetro/Período	RIOS						PRAIAS			
	ARA	ARI	ARZ	SF	DEN	MUR	BEJ	CAR	ITU	CON
Período chuvoso										
Cascalho (%)	4,2 ± 0,1	3,9 ± 0,2	3,6 ± 0,1	1,4 ± 0,3	4,1 ± 0,2	0,6 ± 0,2	4,5 ± 0,1	1,4 ± 0,2	2,4 ± 0,1	3,6 ± 0,2
Areia (%)	18,4 ± 0,4	23,1 ± 0,2	20,1 ± 0,1	10,2 ± 0,3	8,8 ± 0,1	24,3 ± 0,1	81,3 ± 0,1	92,3 ± 0,3	63,4 ± 0,4	91,2 ± 0,1
Silte (%)	71,1 ± 0,2	66,2 ± 0,3	71,3 ± 0,1	81,3 ± 0,2	82,1 ± 0,1	68,9 ± 0,1	8,1 ± 0,2	3,6 ± 0,3	26,4 ± 0,2	4,2 ± 0,1
Argila (%)	6,3 ± 0,3	6,8 ± 0,2	5,0 ± 0,3	7,1 ± 0,2	5,0 ± 0,1	6,2 ± 0,2	6,1 ± 0,2	2,7 ± 0,2	7,8 ± 0,1	1,0 ± 0,1
MO (%)	6,3 ± 0,5	9,1 ± 0,3	6,1 ± 0,3	5,6 ± 0,5	8,4 ± 0,3	8,9 ± 0,1	5,1 ± 0,3	3,5 ± 0,2	4,1 ± 0,2	3,4 ± 0,1
TMG (Ø)	5,4 ± 0,3	5,4 ± 0,2	5,2 ± 0,1	5,6 ± 0,2	6,2 ± 0,1	5,1 ± 0,1	2,4 ± 0,2	2,4 ± 0,1	2,1 ± 0,2	2,1 ± 0,2
Classificação verbal	Silte M	Silte M	Silte M	Silte F	Silte F	Silte M	Areia M	Areia M	Areia G	Areia G
Presença de folhiço	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-
Período menos chuvoso										
Cascalho (%)	1,6 ± 0,1	2,8 ± 0,1	3,1 ± 0,1	3,8 ± 0,1	4,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	2,5 ± 0,2	0,8 ± 0,1	1,6 ± 0,2	2,9 ± 0,1
Areia (%)	10,8 ± 0,2	31,9 ± 0,4	20,2 ± 0,5	17,6 ± 0,2	18,9 ± 0,3	20,5 ± 0,4	84,0 ± 0,3	83,4 ± 0,2	90,8 ± 0,2	95,1 ± 0,3
Silte (%)	84,8 ± 0,2	57,5 ± 0,1	70,5 ± 0,1	75,3 ± 0,1	72,9 ± 0,2	69,0 ± 0,5	8,1 ± 0,2	10 ± 0,2	6,7 ± 0,2	2,4 ± 0,3
Argila (%)	2,8 ± 0,1	7,8 ± 0,1	4,4 ± 0,1	3,3 ± 0,1	3,8 ± 0,1	10,0 ± 0,2	5,4 ± 0,1	5,8 ± 0,2	0,9 ± 0,1	2,5 ± 0,3
MO (%)	5,3 ± 0,3	8,1 ± 0,3	9,1 ± 0,6	5,6 ± 0,5	8,4 ± 0,2	7,9 ± 0,2	3,9 ± 0,1	4,6 ± 0,1	4,00 ± 0,1	4,5 ± 0,2
TMG (Ø)	5,4 ± 0,3	5,2 ± 0,2	5,3 ± 0,1	5,4 ± 0,2	5,5 ± 0,1	5,2 ± 0,1	1,0 ± 0,2	1,8 ± 0,1	2,0 ± 0,1	2,0 ± 0,1
Classificação verbal	Silte M	Areia M	Areia M	Areia M	Areia M					
Presença de folhiço	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Figura 12: Resultado da análise PCA (PC1= 62,8%, PC2=19,7%) para dados de sedimento de rios (quadrado) e praias (círculos) do estuário do rio Pará (Barcarena, Amazônia Oriental). MO = matéria orgânica. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ).



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

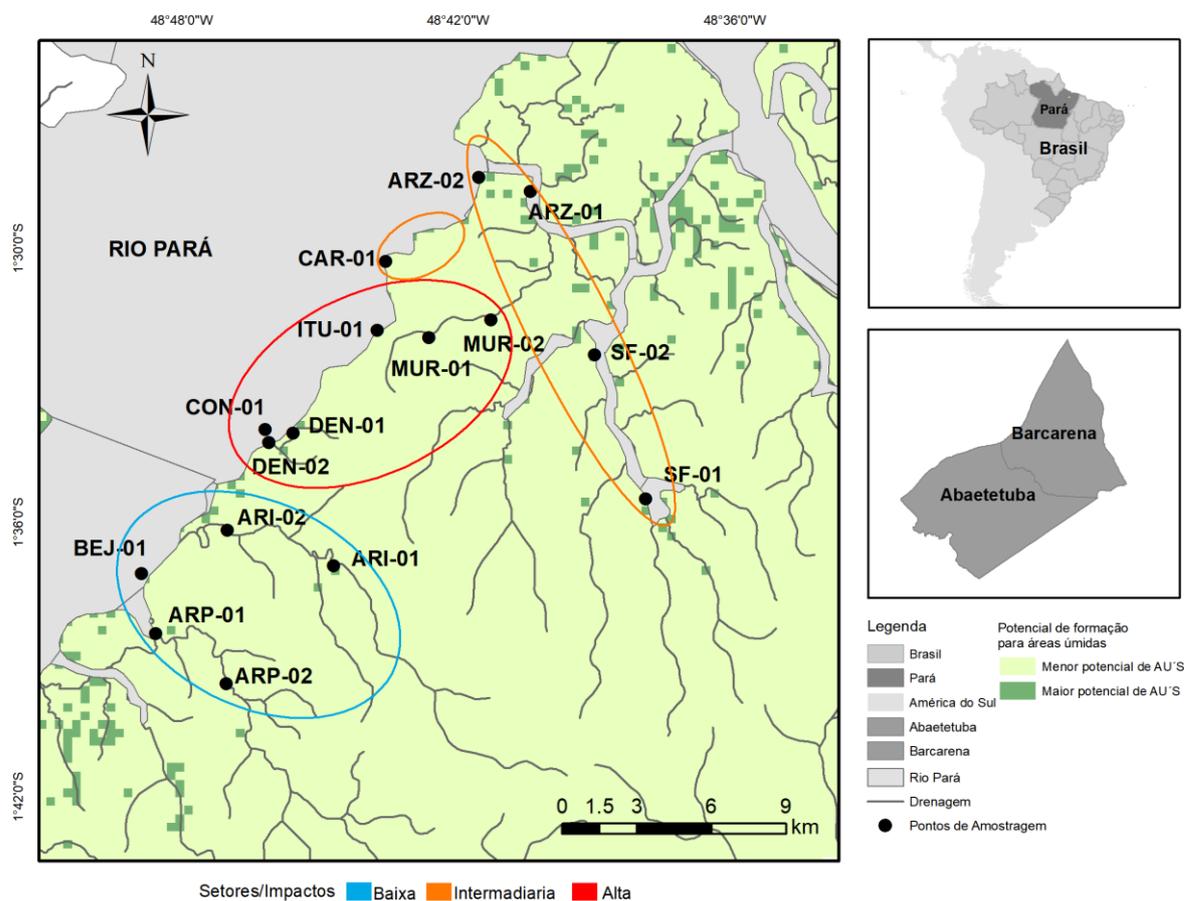
4.2.2 Macroinvertebrados bentônicos: composição geral e descritores

Foi coletado um total de 2.024 organismos, classificados em 30 diferentes unidades taxonômicas (material suplementar). O filo Annelida foi o mais abundante, representando 54,8% do total dos organismos coletados, seguido de Arthropoda (35,1%), Nematoda (7,3%), Mollusca (2,5%) e Platyhelminthes (0,4%). De forma geral, Polychaeta, Oligochaeta e Insecta foram os grupos mais abundantes nos rios, contudo, algumas distinções foram observadas entre os locais (figura 13). No setor de alto impacto, a macrofauna do rio Curuperê-Dende apresentou domínio de Nematoda, seguido de Oligochaeta, enquanto no Murucupi o destaque foi para insetos e

Oligochaeta. No setor de impacto intermediário, vermes poliquetos (Arrozal) e insetos (São Francisco) foram os mais representativos. No setor de baixo impacto, embora poliquetos e oligoquetos também tenham dominado, ocorreu maior participação de crustáceos e moluscos (figura 13).

Os estuários são ambientes de transição entre o fluvial e marinho, caracterizados pela intensa ação de forçantes físicas, com destaque para a entrada de água doce e as oscilações de maré (ELLIOTT; MCLUSKY, 2002). Nos estuários tropicais, a variabilidade espacial e temporal da salinidade, que é influenciada pelas chuvas e aporte fluvial, é o principal macrofator a controlar os processos biológicos. Nos estuários amazônicos, sob influência de grandes rios, como o rio Pará, a penetração de águas salinas provenientes do Atlântico pode ser em grande parte impedida, imprimindo um caráter oligohalino (salinidade entre 0 e 5) ao longo de todo o estuário e do ano (ROSA FILHO et al., 2018). Concordando com isso, no trecho do rio Pará e no período de estudo, a salinidade da água superficial oscilou entre 0,01 a 0,05 (ROSÁRIO et al., 2016; COSTA et al., 2016ab).

Figura 13: Rede de amostragem de macroinvertebrados bentônicos no entorno do Complexo Industrial de Vila do Conde (Barcarena, Pará, Brasil). Rios: Rio Arrozal (ARZ), Rio Murucupi (MUR), Rio São Francisco (SF), Rio Curuperê-Dende (DEN), Rio Arienga (ARI), Rio Arapiranga (ARP); Praias estuarinas do Rio Pará: Praia de Itupanema (ITU); Praia do Conde (CON) e Praia de Beja (BEJ).



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Em relação ao sedimento de fundo, os valores de matéria orgânica de rios e praias do estuário do rio Pará, com percentuais entre 3,4 e 9,1%, são superiores aos registrados em outros estuários amazônicos, com sedimentos lamosos ou arenosos (SILVA et al., 2011; AVIZ et al., 2012; ROSA FILHO; AVIZ, 2013). Esse resultado pode indicar substratos enriquecidos no entorno do CPI de Vila do Conde, uma vez que, na área, o lançamento de efluentes orgânicos domésticos sem tratamento são um dos principais contaminantes das águas (COSTA et al., 2012ab).

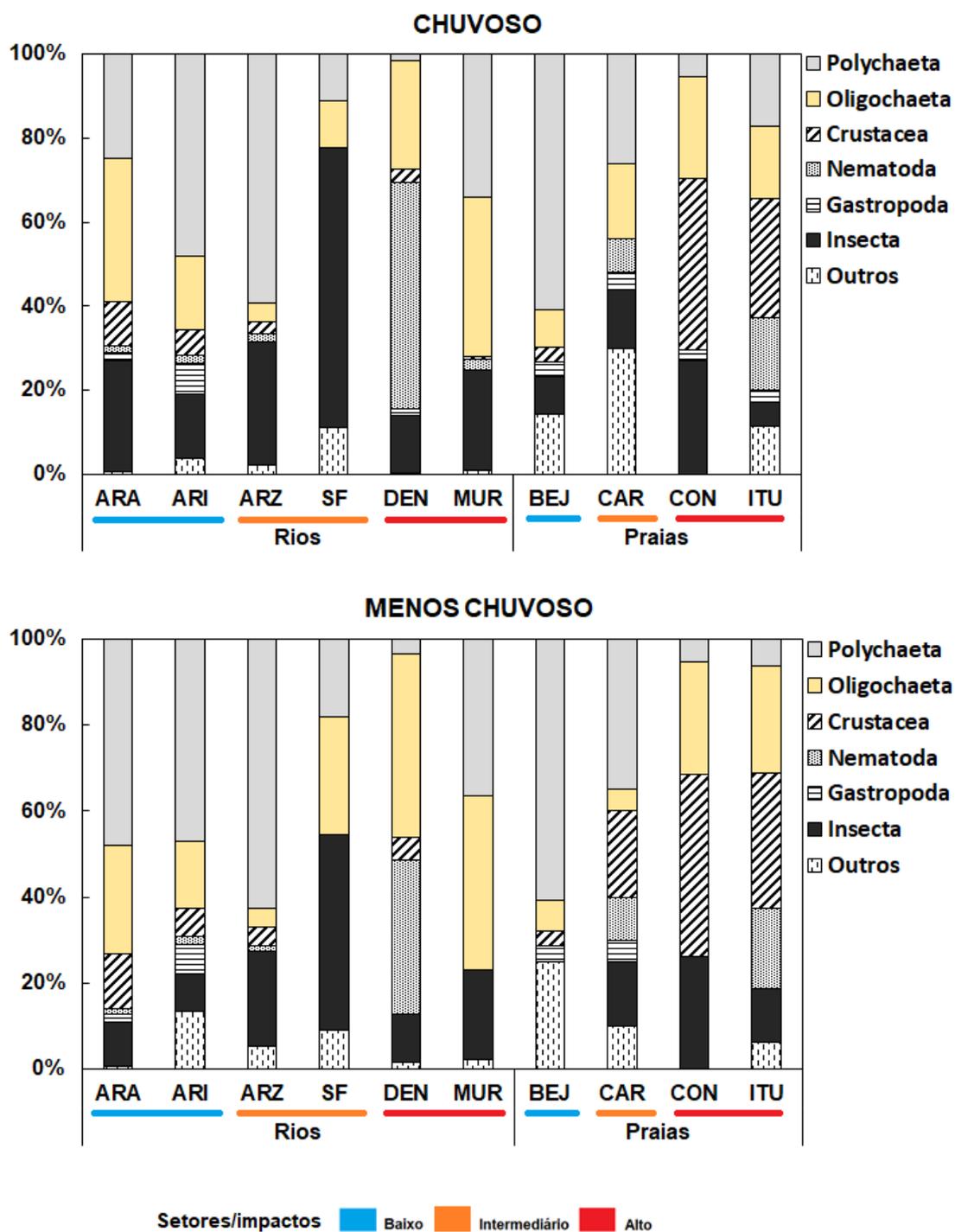
A macrofauna bentônica da área foi composta por grupos tipicamente dulcícolas (como as larvas de insetos e oligoquetos) (BATZER; BOIX, 2016) e estuarinos (como os poliquetas, moluscos e crustáceos) (ELLIOTT; MCLUSKY, 2002), com dominância numérica de poucos táxons. Essa combinação é característica de

estuários dominados por rios (SCHUCHARDT et al., 1993; ELLIOTT; MCLUSKY, 2002). As comunidades macrobentônicas de áreas estuarinas amazônicas são caracterizadas pela baixa diversidade taxonômica e domínio de um pequeno número de táxons, atributos que são prováveis reflexos do estresse causado pelas macromarés e pela baixa salinidade permanente ou imposta durante alguns meses do ano (ROSA FILHO et al., 2006; ROSA FILHO et al., 2018).

Os valores de densidade de organismos (com médias nas estações de coleta entre 484,8 e 3.708 ind.m⁻²) e de riqueza de táxons (total de 30 táxons) do estuário do rio Pará são condizentes com outros estuários amazônicos. Por exemplo, no estuário Guajará, com águas oligohalinas (<1), a riqueza total foi de 22 táxons e a densidade média variou entre 458,3 e 19.290,1 ind. m⁻² (AVIZ et al., 2012). No mesmo estuário, Rosa Filho e Aviz (2013) registram riqueza de 39 táxons e densidades entre 403,1 e 5.181,2 ind. m⁻². No estuário do rio Caeté, em trecho com salinidade entre 5,1 e 26,5, o número total de táxon foi de 17 e a densidade variou 664,6 a 14.399 ind.m⁻² (ROSA FILHO et al., 2006).

Nas praias, vermes poliquetos dominaram em Beja e Caripi, setores de baixo e médio impacto, respectivamente; enquanto crustáceos e oligoquetos foram os grupos mais representativos em Conde e Itupanema (figura 14). Moluscos foram pouco representativos e apresentaram maior abundância nas praias de Beja e Caripi.

Figura 14: Participação relativa dos grupos taxonômicos na abundância de organismos nas estações de coleta. Rios: Rio Arrozal (ARZ), Rio Murucupi (MUR), Rio São Francisco (SF), Rio Curuperê-Dende (DEN), Rio Arienga (ARI), Rio Arapiranga (ARA); Praias estuarinas do Rio Pará: Praia de Itupanema (ITU); Praia do Conde (CON) e Praia de Beja (BEJ).



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

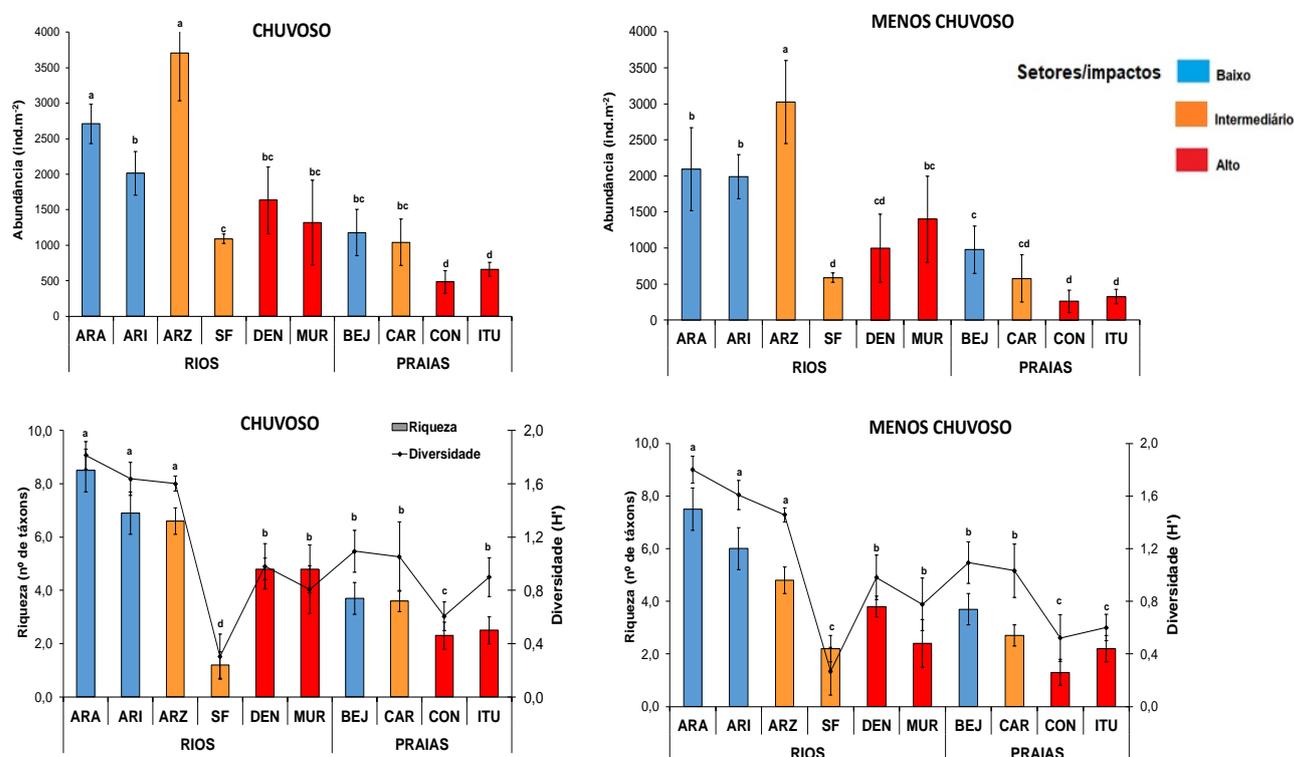
A ANOVA indicou variação significativa da densidade, riqueza e diversidade, considerando os diferentes ambientes, estações de coleta e períodos sazonais (tabela

2). Na maior parte dos casos, as assembleias macrobentônicas dos rios foram significativamente mais densas e diversas (número de táxons e índice de diversidade) do que as das praias (figura 14), embora esses descritores possam ter apresentado valores baixos em alguns rios. Entre períodos sazonais, foram identificadas variações significativas para densidade e riqueza total, sem interação com os demais fatores. De forma geral, no período chuvoso, foram registrados os maiores valores de densidade e riqueza.

Para rios, a macrofauna observada no Arrozal (setor de impacto intermediário) foi a que apresentou a maior média de densidade, com valores significativamente diferentes de todos os demais locais, com exceção ao Arapiranga no período chuvoso (figura 15). Por outro lado, no rio São Francisco, Curuperê-Dende e Murucupi, a macrofauna foi de menor densidade. Para a macrofauna das praias, Caripi e Beja foram significativamente mais densas do que Itupanema e Conde, durante o período chuvoso. No período seco, as assembleias de Itupanema e Conde foram significativamente mais abundantes do que as de Beja.

Em relação à riqueza e diversidade, um padrão semelhante da densidade foi observado, contudo, os maiores valores dos índices foram verificados nos rios Arapiranga e Arienga (setor de baixo impacto), que, junto ao Arrozal, diferiram de forma significativa dos rios São Francisco, Curuperê-Dende e Murucupi (figura 15). Por sua vez, entre as praias, no período chuvoso, Beja e Caripi apresentaram assembleias mais ricas do que Conde e Itupanema; enquanto no período menos chuvoso a diferença apenas foi registrada entre Beja e Conde.

Figura 15: Valores médios (\pm erro padrão) da densidade, riqueza e diversidade das assembleias macrobentônicas durante os diferentes períodos sazonais (chuvoso e menos chuvoso). Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). As letras acima das médias representam o resultado do teste Tukey, sendo que locais que não compartilham letras, diferiram significativamente.



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Os grupos de maior abundância na área foram Polychaeta, Oligochaeta, Nematoda e larvas de Chironomidae. Substratos moles (lamosos e areno-lamosos) são propícios ao domínio de vermiformes, ora facilitam sua locomoção e oferecem maior quantidade de alimento, principalmente para comedores de depósito. Já os Chironomidae são naturalmente abundantes em ambientes continentais, devido à elevada diversidade de seus adultos no ambiente terrestre, além da grande plasticidade de habitat de suas larvas, que são capazes de utilizar diversos recursos alimentares, incluindo detritos (FERRINGTON JR., 2008).

No rio Pará, as praias estuarinas foram ambientes com diferente composição, menor riqueza taxonômica e número de organismos macrobentônicos, quando comparadas com pequenos tributários. Essas praias são ambientes submetidos às fortes correntes, com menor deposição de sedimentos finos e substrato composto por areias médias e grossas. Por sua vez, os pequenos rios, devido à menor hidrodinâmica, influência dos solos e vegetação adjacente, apresentaram sedimento

mais lamoso e com folhiço submerso. A maior estabilidade do substrato, as maiores proporções de grãos finos e a maior oferta de alimento e refúgios são fatores propícios ao desenvolvimento de organismos bentônicos (SWARTZ et al., 2019; BOSSLEY; SMILEY, 2019).

Tanto nas praias quanto nos rios, em setores considerados de alto impacto, foram observados os menores valores de riqueza e densidade. Em ambientes aquáticos impactados pelo desmatamento ou por lançamento de efluentes urbanos e industriais, a fauna macrobentônica tende a reduzir a densidade e a riqueza taxonômica, devido ao desaparecimento ou diminuição dos quantitativos de táxons sensíveis (MACKINTOSH et al., 2015).

As praias do Conde e Itupanema, consideradas sob alto impacto, a redução dos índices biológicos esteve associada a sedimentos mais grosseiros e enriquecidos. Nessas praias, os grupos mais abundantes foram isópodes, tubificídeos e quironomídeos. Vermes Tubificidae e larvas de Chironomidae são conhecidos como tolerantes às modificações de habitat, que incluem contaminação por poluentes químicos e orgânicos (PELLETIER et al., 2010; YOSHIDA; ROLLA, 2012; MACKINTOSH et al., 2015). Por sua vez, os isópodes são organismos detritívoros, oportunistas e muitas espécies são relevantes e úteis no monitoramento ambiental, em razão da sua tolerância a compostos químicos e grande capacidade em armazenar metais (GHEMARI et al., 2019).

Tabela 2: Resultados da análise de ANOVA para os descritores das assembleias macrobentônicas, utilizando os fatores ambiente (rio e praias), estações de coleta e períodos sazonais.

Fonte de variação	gl.	Densidade (ind.m ⁻²)		Riqueza (nº. táxons)		Diversidade (H')	
		F	p	F	p	F	p
Ambiente (1)	1	35,6	<0.01*	11,3	<0.01*	4,6	0,03*
Estação (Ambiente) (2)	8	88,5	<0.01*	17,1	<0.01*	22,2	<0.01*
Período (3)	1	10,2	<0.01*	20,3	<0.01*	0,25	0,61
Interação (1-3)	1	0,3	0,54	0,04	0,83	0,00	0,99
Interação (2-3)	8	13,2	0,10	0,82	0,58	0,04	0,99

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

4.2.3 Variabilidade Espaço-temporal da Estrutura da Comunidade de Macroinvertebrados

A PERMANOVA indicou que a estrutura das associações macrobentônicas é dissimilar ao se comparar rios e praias, assim como existe diferença entre os locais dentro de cada tipo de ambiente (tabela 3). Entre os períodos sazonais, não ocorreram modificações significativas. Para rios, todos apresentaram estrutura faunística significativamente dissimilar, com exceção do rio Curuperê-Dende e Mucurupi (tabela 3). Para praias, Itupanema e Conde tiveram estrutura similar, com todas as demais comparações resultando em dissimilaridade significativa (tabela 3).

Tendo em vista o resultado da PERMANOVA, que não indicou variação sazonal significativa na estrutura das assembleias nem interação deste fator com os fatores espaciais, as análises de ordenação, SIMPER e IndVal, priorizaram os padrões espaciais (comparações entre estações/ambientes e setores de impactos).

Tabela 3: Resultado de PERMANOVA. Rio: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ).

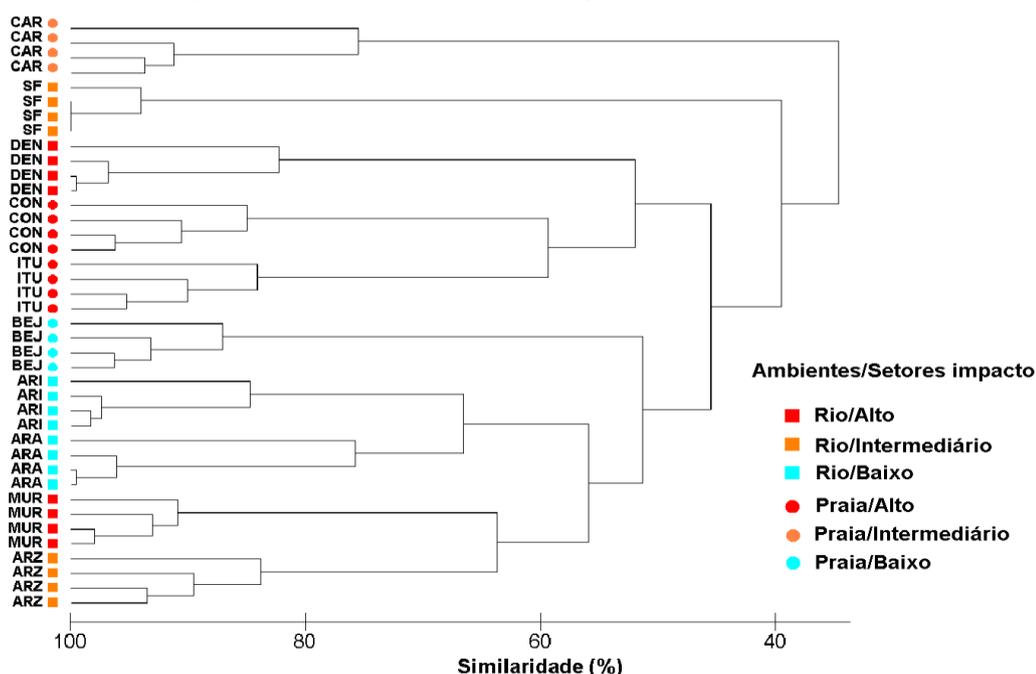
Fonte de variação	df	MS	MS	Pseudo-F	P(perm)
Ambiente	1	19466	19466	12,758	0,001*
Estações (Ambiente)	8	1,479	18322	12,008	0,001*
Períodos	1	2118,3	2118,3	13,883	0,206
Ambiente x Período	1	123,78	123,78	8.11E+02	0,998
Estação (Ambiente) x Período	8	1304,5	163,06	0,10687	1,000
Res	172	2,62	1525,8		
Total	191	4,329			

Testes pareados					
Grupos (Rios)	t	P(perm)	Grupos (Praias)	t	P(perm)
ARZ, MUR	6.20	0.001*	CAR, ITU	1,86	0,006*
ARZ, SF	4.30	0.001*	CAR, CON	2,67	0,001*
ARZ, DEN	2.98	0.001*	CAR, BEJ	2,84	0,001*
ARZ, ARA	2.44	0.001*	ITU, CON	1,08	0,057
ARZ, ARI	3.47	0.001*	ITU, BEJ	2,50	0,001*
MUR, SF	3.67	0.001*	CON, BEJ	2, 82	0,001*
MUR, DEN	1.71	0.010			
MUR, ARA	2.88	0.001*			
MUR, ARI	5.54	0.001*			
SF, DEN	5.75	0.001*			
SF, ARA	4.71	0.001*			
SF, ARI	4.42	0.001*			
DEN, ARA	3.79	0.001*			
DEN, ARI	0.21	0.002*			
ARA, ARI	2.05	0.002*			

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

A análise CLUSTER (figura 16) mostrou uma separação das amostras das estações dos setores de baixo impacto, considerando rios e praias. Esses locais reúnem as amostras com maior densidade e riqueza de espécies e apresentaram, como táxons mais comuns, espécies de poliquetos (*Namalycastis caetensis*, *Eteone* sp. e *Nephtys fluviatilis*), conforme indicado pela SIMPER (tabela 4). Devido sua composição diferenciada e alta abundância, a praia de Beja apresentou uma estrutura faunística mais próxima de rios. Um grupamento com estações (DEN, ITU, CON) do setor de alto impacto também foi observado. Na SIMPER, notamos que as praias desse agrupamento têm *Cirolana* sp. com o táxon mais importante para similaridade das amostras, e compartilham com o rio Curuperê-Dende a alta frequência de Nematoda. Os rios Mucurupi e Arrozal formaram um grupo com mais 60% de similaridade e a SIMPER indicou *N. caetensis*, Chironominae e Tubificidae como os mais comuns. As amostras do rio São Francisco ficaram isoladas dos demais rios, e apresentaram Chironominae, Tubificidae e *N. caetensis* como táxons mais comuns. Caripi também se isolou das demais praias, e seus táxons mais frequentes foram *Eteone* sp., *N. fluviatilis* e Haplotaxidae.

Figura 16: Resultado da análise CLUSTER para amostras de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Pará, em diferentes ambientes e setores de impacto ambiental. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ).



Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Além da intensa ocupação urbana, as praias do rio Pará estão em área de maior influência das instalações portuárias, que podem impactar a comunidade bentônica de diferentes formas (MOSBAHI et al., 2019). As instalações físicas, como estruturas de sustentação e atracação e sistemas de tubulações, podem alterar os padrões hidrodinâmicos locais e as características do sedimento, que inclui uma diminuição da sedimentação local (KAWASHIMA et al., 2016). Além disso, pode ocorrer a contaminação do ambiente devido a vazamentos de óleos e combustíveis das embarcações, bem como perdas de materiais (orgânicos e inorgânicos) durante a carga e descarga das embarcações (MOREIRA et al., 2020).

O Arrozal, um rio de maior magnitude e em área de impacto intermediário, apresentou a mais alta densidade de organismos, sem queda significativa na riqueza de táxons. No local, está localizada a jusante do CPI e, ao longo do seu curso e de pequenos tributários, há grandes descargas de efluentes urbanos, principalmente esgoto doméstico não tratado. Foram dominantes, nesse rio, *N. caetensis* e tubificídeos, que são consumidores de depósito. Sabe-se que, em áreas com enriquecimento orgânico moderado, pode ocorrer bioestimulação (CULHANE et al., 2019). Isso ocorre quando o aporte orgânico é moderado ou suficientemente diluído e não compromete a disponibilidade de oxigênio para a biota, contribuindo para incrementar a abundância e o número de espécies bentônicas (ROSENBERG; RESH, 1993; KRUMHANSL et al., 2015; CULHANE et al., 2019).

O rio São Francisco, embora em área de impacto intermediário, foi o de menor riqueza e abundância na área de estudo. Nesse local, Tubificidae, Chironominae e *N. caetensis* foram os táxons dominantes. Os pontos de coleta nesse rio são os mais internos ao continente e o rio drena grande área continental, incluindo a sede urbana do município de Barcarena. Acreditamos que a menor influência das marés e menor diluição de cargas orgânicas possam contribuir para condições menos propícias ao desenvolvimento da fauna estuarina.

As principais modificações sazonais observadas nas assembleias macrobentônicas foram em relação à densidade de organismos e número de espécies. O aumento nos quantitativos da macrofauna no período de chuvas pode estar associado ao aumento das chuvas na área do CPI, que eleva expressivamente os compostos orgânicos na água e pode estimular a biota (COSTA et al., 2012ab). Embora, naturalmente, as chuvas possam contribuir para o transporte de matéria

orgânica, pela lixiviação e inundação de florestas, a urbanização do continente potencializa a entrada de nutrientes e poluentes nos estuários (KIMMERER, 2002).

Apesar das modificações sazonais quantitativas, a estrutura das assembleias, ou seja, sua composição e os grupos dominantes, foi semelhante entre os períodos sazonais, como indicado pela PERMANOVA. A permanente condição oligohalina do estuário, mesmo com a marcante variação das chuvas, parece manter a composição faunística, diferente do que ocorre em estuários mais distantes da desembocadura do rio Amazonas, nos quais a salinidade pode variar de zero a 35 ao longo do ano (ROSA FILHO et al., 2018). Adicionalmente, a pouca variação sazonal na textura do sedimento também pode contribuir para maior estabilidade das comunidades bentônicas.

Tabela 4: Resultado da SIMPER para similaridade entre os locais de coleta. Rios: Arrozal (ARZ); Murucupi (MUR); São Francisco (SF); Curuperê-Dende (DEN); Arienga (ARI); e Arapiranga (ARA). Praias: Caripi (CAR); Itupanema (ITU); Conde (CON); Beja (BEJ). Av.S= ; Cont.% = ; Cum. %=.

RIO							
Grupo ARA				Grupo MUR			
Similaridade média: 85,1%				Similaridade média: 91,4%			
Taxa	Av.	Cont.	Cum.	Taxa	Av.	Cont.	Cum.
<i>Namalycastis caetensis</i>	12,	14,7	14,7	<i>Namalycastis</i>	32,	35,1	35,1
Tubificidae	10,	12,1	26,8	Chironominae	17,	19,2	54,3
<i>Heleobia</i> sp.	9,9	11,6	38,4	Tubificidae	14,	16,2	70,5
<i>Eteone</i> sp.	8,2	9,6	48,0	Empididae	9,0	9,9	80,4
Hydropsychidae	7,5	8,8	56,8				
Grupo ARI				Grupo SF			
Similaridade média: 90,1%				Similaridade média: 93,9%			
Taxa	Av.	Cont.	Cum.	Taxa	Av.	Cont.	Cum.
<i>Namalycastis caetensis</i>	11,	12,8	12,8	Chir.onominae	31,	33,7	33,7
<i>Eteone</i> sp.	10,	12,0	24,8	Oligochaeta	19,	20,7	54,4
<i>Nephtvs fluviatilis</i>	10,	11,8	36,6	<i>Namalycastis</i>	12,	13,0	67,4
Tubificidae	10,	11,2	47,7				
Hydropsychidae	6,8	7,5	55,2				
Grupo DEN				Grupo ARZ			
Similaridade média: 88,3%				Similaridade média: 85,9%			
Taxa	Av.	Cont.	Cum.	Taxa	Av.	Cont.	Cum.
Nematoda	30,	34,9	34,9	<i>Namalycastis</i>	17,	20,1	20,1
Chironominae	12,	13,8	48,7	Tubificidae	17,	19,9	40,1
<i>Namalycastis caetensis</i>	7,5	8,5	57,2	Chironominae	16,	19,6	59,6
Tanypodinae	6,1	6,9	64,1	<i>Nephtvs fluviatilis</i>	10,	12,7	72,4
PRAIAS							
Grupo CAR				Grupo ITU			
Similaridade média: 86,1%				Similaridade média: 84,9%			
Taxa	Av.	Con.	Cum.	Taxa	Av.	Cont	Cum,
<i>Eteone</i> sp.	14,	16,6	16,6	<i>Cirolana</i> sp.	32,	37,7	37,7
<i>Nephtvs fluviatilis</i>	12,	14,7	31,3	Nematoda	11,	13,6	51,3
Haplotaxidae	11,	12,9	44,2	Tubificidae	11,	13,6	64,9
Grupo CON				Grupo BEJ			
Similaridade média: 79,5%				Similaridade média: 88,4%			
Taxa	Av.	Cont.	Cum.	Taxa	Av.	Cont.	Cum.
<i>Cirolana</i> sp.	28,	45,8	45,8	<i>Nephtvs fluviatilis</i>	31,	37,3	37,3
<i>Pseudosphaeroma iackobii</i>	10,	16,5	62,3	<i>Namalycastis</i>	21,	25,4	62,7
Nematoda		11,6	70,2	<i>Cirolana</i> sp.			

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

Os valores do IndVal foram baixos, com apenas oito táxons com valor de indicação maior que 30% e significativos (tabela 5). Dentre esses, foram indicativos de rios, no setor de médio impacto, os poliquetos *N. caetensis* e *N. abiuma*. Para rios de baixo impacto, apenas as larvas de Hydropsychidae foram indicadoras. Em relação às praias, *Eteone* sp. foi indicadora de praias sob baixo impacto, *Cirolana* sp. e *Pseudosphaeroma* sp. para o alto e *N. fluviatilis* para médio impacto.

Tabela 5: Valor individual de indicação (IndVal) para táxons de macroinvertebrados bentônicos do estuário do rio Pará, em ambientes e setores com diferentes graus de impacto ambiental. p*= Teste Monte Carlos.

Táxon	Valor indicador	p*	Ambiente (Setor de impacto)
<i>Namalycastis caetensis</i>	48,3	0,044	Rio (médio impacto)
<i>Cirolana</i> sp.	40,9	0,003	Praia (alto impacto)
<i>Pseudosphaeroma</i> sp.	29,7	0,008	Praia (alto impacto)
Hydropsychidae	30,4	0,009	Rio (baixo impacto)
<i>Nephtys fluviatilis</i>	34,8	0,011	Praia (médio impacto)
<i>Namalycastis abiuma</i>	34,5	0,010	Rio (médio impacto)
<i>Eteone</i> sp.	35,1	0,003	Praia (baixo impacto)
Chironominae	30,9	0,021	Rio (alto impacto)

Fonte: elaborado pelo autor (2020).

4.2.4 Avaliação das espécies/grupos bioindicadores

O indVal obteve baixo valor de indicação para maioria das espécies, devido ao baixo grau de especificidade destas com as condições de impacto. Uma espécie indicadora deve ter alta fidelidade dentro do *status* ecológico avaliado, que é medida através da sua percentagem de ocorrência (DUFRENE; LEGENDRE, 1997; MCGEOCH et al., 2002). Segundo McGeoch et al. (2002), somente espécies que apresentam valores de IndVal acima de 70% são características ou indicadoras. Espécies com valores de IndVal significativos, mas menores que 70%, são consideradas detectoras e podem mudar de habitat preferencial mais rapidamente do que as espécies indicadoras (VAN RENSBURG et al., 1999). No caso do estuário do rio Pará, todos os táxons indicados pela IndVal são, portanto, detectores, e estudos com séries temporais mais longas são aconselháveis para confirmar seu uso como bioindicadores (MCGEOCH et al., 2002).

Dentre os organismos mais comuns na área de estudo, esteve *N. caetensis*, uma espécie de poliqueta recentemente descrita para os estuários paraenses sob baixa salinidade (ALVES; SANTOS, 2016). Em Barcarena, *N. caetensis* foi associada pelo IndVal a rios de médio impacto, mas esteve presente em praticamente todas as estações de coleta (setores de baixo, médio e alto impacto), com maiores densidades em rios com substrato areno-lamoso. O gênero *Namalycastis* é comumente registrado em locais severamente poluídos por efluentes industriais (ricos em metais pesados) e mostra-se relativamente resistente em teste de toxicidade envolvendo hidrocarbonetos e bioacumulação de metais pesados (GLASBY, 1999; SARKAR, 2018).

Os isópodes Cirolanidae, *Cirolana* sp. e *Pseudosphaeroma* sp. foram comuns nas praias do rio Pará, com maior frequência no setor de alto impacto. Geralmente, isópodes são considerados táxons oportunistas e tolerantes a impactos ambientais, que incluem poluição por metais e enriquecimento orgânico (GHEMARI et al., 2019). No Brasil, outras espécies de Cirolanidae, como *Exciorolana brasiliensis*, são consideradas boas monitoras da qualidade ambiental de praias marinhas, devido à sua alta resistência ao estresse ambiental, persistindo em áreas altamente urbanizadas (VELOSO et al., 2011).

Nephtys fluviatilis foi uma espécie frequente nos rios e praias, em setor de médio e baixo impacto. A IndVal mostrou maior frequência da espécie para praias em setores de médio impacto. *N. fluviatilis* é um poliqueta predador e comedor ocasional de depósitos (SILVEIRA et al., 2020), habitualmente registrado nos estuários paraenses (ROSA FILHO et al., 2018; ROSA FILHO; AVIZ, 2013). A distribuição da espécie na área de estudo refletiu sua preferência por substratos areno-lamosos e menor capacidade de colonizar substrato arenoso de grãos mais grossos, como de praias impactadas.

Os Tubificidae também foram um componente comum nos rios e praias, com maiores densidades nos rios. Esse resultado provavelmente está associado às maiores concentrações de grãos finos, que favorecem esses vermes (RODRIGUEZ et al., 2011). Em relação à qualidade ambiental, os oligoquetos tiveram maior participação na abundância nos setores de maior impacto. Tubificidae são conhecidos na literatura como tolerantes e oportunistas, com altas densidades registradas em locais com alterações de habitat, como águas eutrofizadas e poluição industrial

(ROSENBERG; RESH, 1993). Recomendam-se futuros esforços para identificação taxonômica específica do grupo, que ainda carece de especialistas na região amazônica.

Comparando poliquetos e oligoquetos, o primeiro grupo de vermes teve maior participação na abundância de rios e praias em setores de maior impacto. Em contrapartida, duas espécies de poliquetos foram associadas a setores de médio (*Namalycastis abiuma*) e baixo impacto (*Eteone* sp.). Aviz et al. (2012), em um estuário amazônico oligohalino, registraram, em áreas impactadas por efluentes urbanos, aumento na participação de oligoquetos e diminuição na de poliquetos.

Na área de estudo, as larvas de insetos tiveram destaque na estrutura faunística dos rios e praias, com diferente participação conforme o grupo. Chironomidae foi presente em todas as estações de coleta, com destaque para áreas de alto impacto ambiental. Por sua vez, no rio Arapiranga e Arienga, em setor de baixo impacto, as larvas de Trichoptera (Hydropsychidae) e de outras ordens (Odonata, Coleoptera etc.) foram mais frequentes.

Tradicionalmente, Chironomidae é considerado um grupo tolerante e sua dominância, quando associada com a baixa diversidade e ausência e/ou redução de táxons sensíveis, é um indício característico de ambientes com impactos antrópicos (ARIMORO et al., 2018). As larvas desse grupo são, em geral, resistentes a condições inóspitas a outros organismos, como águas que têm alta acidez, elevadas temperaturas e baixos teores de oxigênio dissolvido (FERRINGTON JR., 2008; MOLINERI et al., 2019). Por outro lado, as larvas de Trichoptera são referidas como indicadores de boa qualidade ambiental, devido sua sensibilidade a impactos na qualidade das águas (HEPP et al., 2010; CHAGAS et al., 2017). Os tricópteros são normalmente mais abundantes em rios de menor ordem, com vegetação abundante e com águas bem oxigenadas (SOUZA et al., 2019), uma vez que dependem em muito do folhicho submerso para proteção, construção de casulos e/ou alimentação. Isso faz desses organismos extremamente sensíveis ao uso do solo em bacias hidrográficas (LECERF; RICHARDSON, 2010; COUCEIRO et al., 2012).

Além de condições de melhor qualidade química da água (COSTA et al., 2016ab), a presença de organismos sensíveis (como os Trichoptera) a impactos e maior riqueza taxonômica dos rios Arapiranga e Arienga tem relação com o grau de preservação da vegetação marginal. As florestas, além de habitat para as formas

adultas de insetos, proporcionam estabilidade aos solos e produzem grande quantidade de folhiço, aumentando a heterogeneidade do habitat (LECERF; RICHARDSON, 2010; SMETI et al., 2019).

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo possibilitou a caracterização e posterior classificação de uma planície flúvio-estuarina em área úmida, mais precisamente em sistemas Amazônicos. Vale ressaltar que tais resultados são os primeiros registros desta natureza para a região do baixo Tocantins, mais especificamente para os municípios de Abaetetuba e Barcarena, e viabilizaram uma análise sob outra ótica das interações ambientais para a formação e funcionamento de sistemas, anteriormente descritos na literatura de forma superficial.

Destaca-se, ainda, que o método utilizado para a caracterização de formação de AU pode auxiliar no diagnóstico de AU's e o seu zoneamento, caso replicados em regiões amazônicas, costeiras ou continentais, visando um amparo em outras caracterizações, ocasionando uma maior compreensão dos elementos envolvidos e interrelacionados. Por outro lado, essa caracterização também indica a necessidade de o Poder Público aplicar a legislação específica nacional e internacional própria de áreas úmidas, ampliando, conseqüentemente, a preservação ambiental da área, inclusive com a implementação de possíveis restrições de uso e exploração dos recursos naturais.

Neste viés, a partir do problema proposto – “as zonas denominadas planícies flúvio-estuarinas podem ser classificadas e definidas como áreas úmidas, considerando indicadores ambientais, climáticos e avaliadas quanto a sua integridade através de indicadores biológicos, para fins de uso, manejo e monitoramento?” –, objetivamente, concluiu-se que os diferentes indicadores climáticos, uso do solo, declividade e drenagens são adequados para os fins almejados.

Continuamente ao problema inicial do estudo sobre a análise da formação de AU's, buscou-se ainda avaliar a “integridade das possíveis AU's através de indicadores biológicos”, a fim de demonstrar o grau de comprometimento ambiental delas por intermédio da composição ecológica dos macrozoobentos. Esse indicador biológico mostrou-se fundamental para a identificação de áreas úmidas mais preservadas e outras totalmente alteradas por possíveis ações antrópicas de uso do solo e pressões urbano-industriais comuns na região de estudo.

Neste contexto, foi possível descrever espécies de macrozoobentos, classificadas, na literatura, como indicadoras naturais adequadas à avaliação do grau de impacto ambiental, e sem registro na literatura, como tendo sido usada na área de

estudo. Sendo assim, além de permitir o dimensionamento do impacto, estabeleceram-se premissas para viabilizar outros estudos de bioacumulação por metais pesados em tais espécies.

A realidade descrita neste estudo já demonstra significativo comprometimento da região de AU em detrimento da influência direta das atividades do Complexo Portuário Industrial (CPI) ali localizado.

A utilização dos métodos descritos neste estudo pode ser de grande valia para a composição e norteamento de protocolos e relatórios de órgãos oficiais de meio ambiente, tais como: Estudo de Impacto Ambiental (EIA), Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), Relatórios de Informações Ambientais (RIAA's), entre outros. Neste cenário, pode-se ainda aferir contribuições para o estabelecimento de políticas públicas voltadas para a conservação, preservação e recuperação ambiental da região caracterizada, além de fornecer dados para o monitoramento ambiental das atividades potencialmente impactantes.

Após as análises apresentadas nesta pesquisa, avalia-se que as ferramentas indicadoras e a metodologia adotadas mostraram-se eficazes para a caracterização de AU's na Amazônia e a aferição de impactos ambientais por elas sofridos, restando comprovada sua importância ambiental. Avalia-se ainda serem necessários outros estudos que possam demonstrar a sua importância físico-química e social para o processo de preservação e monitoramento.

A adoção das categorias "cobertura vegetal", "altimetria" e "precipitação pluviométrica", com seus respectivos parâmetros, mostrou-se eficaz para o zoneamento das AU's da região. No que diz respeito às categorias, através da avaliação da cobertura vegetal, a partir do mapa de uso e ocupação do solo, foi possível concluir que a sua presença está relacionada potencialmente à existência de mata ciliar. Quanto à altimetria, verificou-se que áreas mais baixas (>10m de altitude) tendem a ser propícias à formação de AU's por serem zonas saturadas. Já a precipitação mostrou-se um fator intrínseco, em virtude da frequência e abrangência homogênea destas na região.

As definições de AU's possibilitarão a reavaliação de estudos que desconsideravam a região como de potencial para a formação de zonas sensíveis e/ou vulneráveis, sujeitas a sofrer impactos ambientais irreversíveis. Essa constatação

torna necessária a adoção de medidas político-administrativas para o uso e gestão adequados da região, em conformidade com a legislação pertinente.

Destaca-se, também, que os resultados indicaram que os macroinvertebrados bentônicos, no entorno do CPI Vila do Conde, respondem à perda da qualidade ambiental, com eventos de queda na abundância e diversidade taxonômica. Os grupos encontrados são tipicamente comedores de depósito, oportunistas e ajustados à condição oligohalina do estuário.

A baixa riqueza e a alta dominância de poucos táxons são características que devem ser consideradas nos estudos de monitoramento ambiental da área, assim como de outros estuários amazônicos, a fim de diferenciar os atributos naturais dos efeitos advindos de impactos antrópicos, registrando, como exemplo, espécies de poliquetos *Namalycastis caetensis*, *Nephtys fluviatilis*, crustáceos *Cirolana* sp. e *Pseudosphaeroma* sp. e as larvas de *Hydropsychidae* e *Chironominae*, apontados como potenciais bioindicadores.

6 PRIORIDADES PARA PESQUISAS FUTURAS

Propõe-se que, a partir deste trabalho, possam ser aplicados os procedimentos metodológicos (álgebra de mapas, associado a maior e menor potencial) de forma ampliada na região ou em outras áreas amazônicas, a fim de confirmar ou indicar a classificação como uma AU, para diferentes usos, seja conservação ou tomadas de decisões diante das atividades econômicas, além da realização de levantamentos fitossociológicos e as inter-relações com a qualidade da água, não abordada no presente estudo.

Ressalta-se, ainda, que se faz necessário o uso de outros indicadores, como socioeconômicos, uso do solo, integridade física de bacias, entre outros, a fim de delimitar protocolos de monitoramento e controle mais eficazes para a região, visando a redução dos impactos de empreendimentos já instalados ou em processo de instalação.

REFERÊNCIAS

- AKUMU, C. E. *et al.* Inland wetlands mapping and vulnerability assessment using an integrated geographic information system and remote sensing techniques. **Global J. Environ. Sci. Manage.**, v. 4, n. 4, p. 387-400, 2018.
- ALBRAS/ALUNORTE. **Estudo de Impacto Ambiental/ Relatório Impacto Ambiental (RIMA)**. Barcarena, 1984. 376 p.
- ALFAIA, V. M. *et al.* Estudo da ocorrência de internações por Asma via variáveis climáticas na Região Norte (PA). **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 9, n. 6, p. 147-158, 2018.
- ALMEIDA, A. F.; JARDIM, M. A. G. Mudanças socioeconômicas e ambientais resultantes das políticas públicas de desenvolvimento socioeconômico no litoral do Nordeste do Pará, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 49, 2018.
- ALMEIDA, F. M. **Estudo dos Recursos Hídricos Subterrâneos da Região de Barcarena-Abetetuba – Pará, Brasil como Fundamento para o Zoneamento Ecológico Econômico** do Baixo Tocantins. Belém: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2005.
- ALMEIDA, F. M. *et al.* O. Análise geométrica e susceptibilidade à contaminação dos sistemas aquíferos da região de Barcarena/Pa. **Revista Águas Subterrâneas**, 2006.
- ALMEIDA, O. T. D.; PEREIRA, L. C. (Org.). **Mudanças climáticas em pequenas cidades do delta e estuário amazônicos: caminhos para a resiliência climática**. Belém: NAEA, 2018.
- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. L. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta amazônica**, v. 34, n. 4, p. 513-524, 2004.
- ALMEIDA, S. S.; AMARAL, D. D.; SILVA, A. S. L. Análise florística e estrutura de florestas de várzea no estuário amazônico. **Acta amazônica**, v. 34, n. 4, p. 513-524, 2004.
- ALVES, P. R.; SANTOS, C. S. Description of a new species of Namalycastis (Annelida: Nereididae: Namanereidinae) from the Brazilian coast with a phylogeny of the genus. **Zootaxa**, v. 4144, n. 4, p. 499, 2016.
- AMANAJÁS, J. C.; BRAGA, C. C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 4, 2012.
- AMARAL, P.; NETO, M. A. **Manual Florestal Comunitário na Amazônia Brasileira: Situação Atual, Desafios e Perspectivas**. Brasília: Instituto Internacional de Educação do Brasil – IIEB, 2002.
- AMORIM, J. R. G. *et al.* Associação entre variáveis ambientais e doenças respiratórias (asma e bronquite) em crianças na cidade Macapá-AP no período de 2008 a 2012.

Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas, Macapá, n. 5, p.141-153, 2013.

ANACLÉTO, M. J. P. *et al.* Effects of an atypical drought on the benthic macroinvertebrate community in a tropical reservoir. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 2, 2018.

ANDERSON, M. J. **Permanova**: A Fortran Computer Program for Permutational Multivariate Analysis of Variance. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland, 2005.

ARABHI, P.; NAIR, M. C. Seasonal vegetation shift and wetland dynamics in vulnerable granitic rocky outcrops of Palghat Gap of southern Western Ghats, Kerala, India. **Journal of Threatened Taxa**, v. 11, n. 12, p. 14518-14526, 2019.

ARAÚJO, I. R. S. **Simulação da dispersão de poluentes atmosféricos e avaliação da qualidade do ar na área de abrangência do Distrito Industrial de Barcarena-PA**. 2012. 98 f. Tese de Doutorado. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Pará, Belém.

ARIMORO, F. O. *et al.* Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as bioindicators of heavy metals pollution in Shiroro Lake, Niger State, Nigeria. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 149, p. 96-100, 2018.

ARRAUT, E.; MARMONTEL, M. **RE**: Amazonian manatee threatened with extinction by massive dam-building plan in the Amazon. 2019.

ASSIS, R. L. *et al.* Above-ground woody biomass distribution in Amazonian floodplain forests: Effects of hydroperiod and substrate properties. **Forest ecology and management**, v. 432, p. 365-375, 2019.

AVIZ, D. *et al.* Spatial and temporal changes in macrobenthic communities in the Amazon coastal zone (Guajará Estuary, Brazil) caused by discharge of urban effluents. **Scientia Marina**, v. 76, n. 2, p. 381-390, 2012.

BANERJEE, D.; BANDYOPADHYAY, S. Valuing Social Costs and Benefits of Multiple Uses of Urban Wetlands: The Case of Nature Park, Kolkata. In: **Urbanization and Regional Sustainability in South Asia**. Springer, Cham, 2019, p. 87-105.

BARROS, D. F.; ALBERNAZ, A. L. M. Possible impacts of climate change on wetlands and its biota in the Brazilian Amazon. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 4, p. 810-820, 2014.

BASTOS, T. X. *et al.* **Aspectos climáticos de Belém nos últimos cem anos**. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 2002.

BATZER, D. P.; SHARITZ, R. R. (Ed.). **Ecology of freshwater and estuarine wetlands**. Oakland, USA: Univ of California Press, 2014. 372p.

BATZER, D.; BOIX, D. An introduction to freshwater wetlands and their invertebrates. In: BATZER, D.; BOIX, D. (Eds). **Invertebrates in Freshwater Wetlands an International Perspective on their Ecology**. Chapter 1, p. 1-24. 2016.

BEKELE, E. *et al.* Inferring groundwater dynamics in a coastal aquifer near wastewater infiltration ponds and shallow wetlands (Kwinana, Western Australia) using combined hydrochemical, isotopic and statistical approaches. **Journal of hydrology**, v. 568, p. 1055-1070, 2019.

BERTASSOLI JR, D. J. *et al.* Spatiotemporal variations of riverine discharge within the Amazon Basin during the late Holocene coincide with extratropical temperature anomalies. **Geophysical Research Letters**, v. 46, n. 15, p. 9013-9022, 2019.

BIRKMANN, J. Measuring vulnerability to promote disaster-resilient societies: Conceptual frameworks and definitions. **Measuring vulnerability to natural hazards: Towards disaster resilient societies**, v. 1, p. 9-54, 2006.

BITTENCOURT, D. Z.; BRENNER, V. C. Aspectos jurídicos e legislação. In: GUASSELLI, L. A. (Org.). **Áreas úmidas: questões ambientais**. Primeira edição. Porto Alegre: Editora Imprensa Livre, 2018. 347p.

BORDALO, C.; SILVA, F.; SANTOS, V. Por uma gestão dos recursos hídricos no estado do Pará: Estudo de caso da bacia hidrográfica do Rio Murucupi no município de Barcarena. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 4, p. 1216-1228, 2012.

BORGES, D. C. *et al.* As Implicações Socioeconômicas da Hydro-Alunorte no Município de Barcarena. **Revista Eletrônica de Direito da Faculdade Estácio do Pará**, v. 6, n. 9, p. 26-40, 2019.

BORGES, K. M. R. **Avaliação da susceptibilidade erosiva da Bacia do Rio Carinhonha (MG/BA) por meio da EUPS – Equação Universal de Perda de Solos**. 68 p. (UnB-GEA, Mestre, Gestão Ambiental e Territorial, 2009). Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Departamento de Geografia.

BOSSLEY, J. P.; SMILEY, P. C. Impact of student-induced disturbance on stream macroinvertebrates differs among habitat types. **Scientific reports**, v. 9, n. 1, p. 1447, 2019.

BOULHOSA, M. B. M; MENDES, A. C. **Mapeamento da paisagem na área de influência do Porto de Vila do Conde, Barcarena, Pará**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DA ABEQUA. 2007.

BOULHOSA, M.; MENDES, A.; GOELDI-MPEG, Museu Paraense Emílio. **Mapeamento dos Índices de Sensibilidade Ambiental ao derramamento de óleo através de Imagens SPOT 5, na região portuária de vila do conde-Barcarena-PA**. Natal – RN: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, p. 3597-3603, 2009.

BOWMAN, M. J. The Ramsar Convention Comes of Age. **Netherlands International Law Review**, v. 42, n. 1, p. 1-52, 1995.

BRABO, E. S. *et al.* **Relatório preliminar da avaliação da mortandade de peixes no rio Murucupi no município de Barcarena- estado do Pará**. 2003

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, ea Medida Provisória no

2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, 2012.

BURITIRAMA MINERAÇÃO. **Relatório de Controle Ambiental e Plano de Controle Ambiental – RCA/PCA**. Barcarena, 2016. 530p. (volume I, II e III).

CAMARGO, J. A. Positive responses of benthic macroinvertebrates to spatial and temporal reductions in water pollution downstream from a trout farm outlet. **Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems**, n. 420, p. 16, 2019.

CAPOANE, V. *et al.* Efeito da resolução de modelos digitais de elevação na derivação do índice topográfico de umidade: estudo de caso no município de Palmitinho-RS. **Geografia em Questão**, v. 10, n. 2, p. 9-23, 2017.

CARMO, M. B. S.; COSTA, S. M. F. The paradoxes between different urban spaces in the municipality of Barcarena, Pará state, Brazil. *Rev. Bras. Gest. Urbana*, v. 8, n. 3, p. 1-15, 2016.

CARNEIRO, S. B.; VALE, E. R.; LIMA, M. de O. **Atividades industriais no município de Barcarena, Pará: os impactos ambientais nos igarapés Curuperê e Dendê a partir do lançamento de efluentes ácidos do processo de beneficiamento do caulim e avaliação das águas de consumo das comunidades do bairro industrial e ilha São João**. Relatório Técnico. Belém: Instituto Evandro Chagas, 2007.

CARVALHO, S., PIMENTEL, M. A., LIMA, A. M. M. Desafios da área de proteção ambiental em território insular: proposição de planejamento para gestão de recursos hídricos sob a perspectiva dos moradores da ilha do Combu, Belém, Pará. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 51, p. 62-78, 2019.

CAVALCANTE, H. L. *et al.* Como funcionam as árvores das florestas inundáveis da Amazônia? In: LOPES, E.; PIEDADE, M. T. F. **Conhecendo as áreas úmidas amazônicas: uma viagem pelas várzeas e igapós**. Manaus: Editora INPA, 2015. pp.117-128.

CDP. Companhia Docas do Pará. **Relatório técnico 003: Atualização do plano de desenvolvimento e zoneamento do Porto de Vila do Conde, situado no Município de Barcarena, Belém/Pará**. Belém: Companhia Docas do Pará, 2010.

CHAGAS, F. B. *et al.* Utilização da estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos como indicador de qualidade da água em rios no sul do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 3, p. 416-425, 2017.

CHANAME-ZAPATA, F. C. *et al.* Diversity of the riparian vegetation of high Andean wetlands of the Junín region, Peru. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 3, 2019.

CHANDRASEKARAN, A. *et al.* Assessment of heavy metal distribution pattern in the sediments of Tamirabarani river and estuary, east coast of Tamil Nadu, India. **Environmental Earth Sciences**, v. 73, n. 5, p. 2441-2452, 2015.

CODEC – Companhia de Desenvolvimento Econômico do Pará. **Distritos industriais/ Barcarena – Projetos/Implantação do ZPE**. Belém, 2020. Disponível em: <http://www.codec.pa.gov.br/barcarena/>. Acesso em: 18 ago. 2020.

CONRAD, O. *et al.* System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. **Geosci. Model Dev.**, v. 8, p. 1991-2007, 2015.

CORDEIRO, C. L. O.; ROSSETTI, D. F. Mapping vegetation in a late Quaternary landform of the Amazonian wetlands using object-based image analysis and decision tree classification. **International Journal of Remote Sensing**, v. 36, n. 13, p. 3397-3422, 2015.

CORSI, I. *et al.* Fish as bioindicators of brackish ecosystem health: integratind biomarker responses and target pollutant concentrations. **Oceanologica Acta**, v. 26, p. 129-138, 2003.

COSTA, B. N. S. *et al.* Microzooplankton as a bioindicator of environmental degradation in the Amazon. **Ecological indicators**, v. 61, p. 526-545, 2016B.

COSTA, B. N. S. *et al.* Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 220-229, 2016A.

COSTA, S. M. F. *et al.* Crescimento urbano e ocupação da várzea em pequenas cidades da Amazônia: uma discussão premente. **Revista Geografia, Ensino & Pesquisa, Santa Maria**, v. 20, n. 1, p. 114-129, 2016.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253, 1997.

COUCEIRO, S. R. M. *et al.* A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicator**, v. 18, p. 118-125, 2012.

CRONEMBERGER, M. F. **Curso de Análises Espaciais Avançadas em plataforma ArcGIS 9. x**. Instituto estadual do ambiente–Governo do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2009.

CRONK, J. K.; FENNESSY, M. S. **Wetland plants: biology and ecology**. CRC press, 2016.

CRUZ, J. N.; HAZEU, M. T. Água em Estado Vivo: conflito socioambiental e r-existência em torno do rio Dendê, Barcarena, Pará. **Revista de Políticas Públicas**, v. 24, n. 1, p. 28-48, 2020.

CULHANE, F. *et al.* Response of a marine benthic invertebrate community and biotic indices to organic enrichment from sewage disposal. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 9, n. 8, p. 1-14, 2019.

CUNHA, C. M. C. **Vulnerabilidade ambiental no município de Barcarena-PA: análise da erosão nas praias do Caripí e da Vila do Conde**. 2019.

CUNHA, C. N. *et al.* **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá – MT: EdUFMT, 2015.

DANZE, A. P.; VERCELLINO, I. S. Uso de Bioindicadores no monitoramento da qualidade da água. **Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade**, v. 11, n. 1, 2018.

- DAVIDSON, N. C.; FLUET-CHOUINARD, E.; FINLAYSON, C. M. Global extent and distribution of wetlands: trends and issues. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 4, p. 620-627, 2018.
- DAVIES, B. E. Loss-on-ignition as an estimate of soil organic matter 1. **Soil Science Society of America Journal**, v. 38, n. 1, p. 150-151, 1974.
- DAVIS, C. A.; DVORETT, D.; BIDWELL, J. R. Hydrogeomorphic classification and functional assessment. In: **Wetland techniques**. Springer, Dordrecht, 2013. p. 29-68.
- DENICH, M. **A vegetação da Amazônia Oriental com ênfase na vegetação antropica**. Embrapa Amazônia Oriental-Outras publicações técnicas (INFOTECA-E), 1986.
- DIAS, É. C. *et al.* **Brinquedos De Miriti: Uma Forma Sustentável de Geração de Renda para Artesãos no Município de Abaetetuba-Pará**. 2016.
- DIAS, G. A. V.; OLIVEIRA, W. **Região de integração Tocantins-Pa: Um novo olhar sobre o extrativismo e alguns aspectos socioeconômicos**. Texto para Discussão, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), 2011.
- DIEGUES, A. C. S. **An inventory of Brazilian wetlands**. Gland: IUCN, 1994.
- DORDIO, A. *et tal.* **Wetlands: Water Living Filters?**. 2008.
- DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, 1997.
- ELLIOTT, M.; MCLUSKY, D. S. The need for definitions in understanding estuaries. **Estuarine**, Coastal and Shelf Science, v. 55, n. 6, p. 815-827, 2002.
- EPA. Climate change indicators in the United States. **Environmental Protection Agency**, 2016. 96p.
- ESCHENHAGEN, M. *et al.* Molecular characterization of the microbial community structure in two activated sludge systems for the advanced treatment of domestic effluents. **Water Res.**, v. 37, p. 3224-3232, 2003.
- ESTEVEZ, C. J. O. Risco e vulnerabilidade socioambiental: Aspectos Conceituais. Caderno Ipardes. **Estudos e Pesquisas**, Curitiba, PR, n. 2, p.62-79, 2011.
- ESTEVEZ, F. A.; SANTOS, A. M. Propriedades físicas e químicas da água e sua importância limnológica. In: ESTEVES, F. A. (Org.). **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 2011, p. 28-36.
- FAIAL, K. C. F. *et al.* Avaliação da Contaminação do Sedimento por Rejeitos de Lama Vermelha no rio Murucupi, Barcarena-PA, Brasil. **Revista Brasileira de Toxicologia**, v. 22, p. 11, 2009.
- FARIAS, K. S. S. *et al.* **Participação e viabilidade de instâncias de governança em Abaetetuba-PA**, Brasil no processo de planejamento turístico. 2016.

- FEARNSIDE, P. M. 2019. Exploração mineral na Amazônia brasileira: O custo ambiental. p. 34-43. In: CASTRO, E.; CARMO, E. D. (eds.). **Dossiê Desastres da Mineração em Barcarena: Disputas no Território e Comunidades Atingidas**. Núcleo de Altos Estudos Amazônicos (NAEA), Universidade Federal do Pará (UFPA), Belém, Pará. 290 p. (no prelo).
- FERREIRA, D. B. S. *et al.* Identificação de extremos de precipitação em municípios do estado do Pará e sua relação com os modos climáticos atuantes nos oceanos pacífico e atlântico. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 27, 2020.
- FERREIRA, D. S. **Dinâmica socioespacial em comunidades ribeirinhas das ilhas de Abaetetuba-PA** [dissertação]. 2014. Belém (PA): Universidade Federal do Pará, Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, 2014.
- FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. Development of a benthic multimetric index for biomonitoring of a neotropical watershed. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 15-25, 2011.
- FERREIRA, W. R.; PAIVA, L. T.; CALLISTO, M. **Índice Biótico Bentônico no Biomonitoramento da Bacia do Rio das Velhas**. Universidade Estadual de Montes Claros, MG. 2009. 96p. Dissertação de Mestrado, 2009.
- FERREIRA-FERREIRA, J. *et al.* Combining ALOS/PALSAR derived vegetation structure and inundation patterns to characterize major vegetation types in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Central Amazon floodplain, Brazil. **Wetlands Ecology and Management**, v. 23, n. 1, p. 41-59, 2015.
- FERRINGTON JR, L. C. Global diversity of non-biting midges (Chironomidae; Insecta-Diptera) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 447-455, 2008.
- FISCH, G.; MARENGO, J. A.; NOBRE, C. A. Uma revisão geral sobre o clima da Amazônia. **Acta amazônica**, v. 28, n. 2, p. 101-101, 1998.
- FOLK, R. L.; WARD, W. C. Brazos River bar [Texas]: a study in the significance of grain size parameters. **Journal of Sedimentary Research**, v. 27, n. 1, p. 3-26, 1957.
- FURTADO, L. G. *et al.* Transformações do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Murucupi, Barcarena, Pará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 05, p. 2340-2354, 2020.
- GARDNER, R. C. National Wetland Policies: The Basics. The Wetland Book: I: **Structure and Function**, Management, and Methods, p. 745-747, 2018.
- GARDNER, R. C.; DAVIDSON, N. C. The Ramsar convention. In: **Wetlands**. Springer, Dordrecht, 2011. p. 189-203.
- GELL, P. A. *et al.* Management pathways for the floodplain wetlands of the southern Murray–Darling Basin: Lessons from history. **River Research and Applications**, v. 35, n. 8, p. 1291-1301, 2019.
- GHEMARI, C. *et al.* Effects of Heavy Metals Artificial Contamination on *Porcellio laevis* (Latreille, 1804)(Crustacea: Isopoda: Oniscidea). **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 103, n. 3, p. 416-420, 2019.

GLASBY, C. J. The Namanereidinae (Polychaeta: Nereididae), Part 1. **Records of the Australian Museum**, Suplemento, v. 25, p. 1-129, 1999.

GOMES, C. S.; JUNIOR, A. P. M. Aparato conceitual sobre áreas úmidas (wetlands) no Brasil: Desafios e opiniões de especialistas. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 37, n. 3, p. 484-508, 2017.

GOMES, C. S.; JÚNIOR, A. P. M. Sistemas de Classificação de Áreas Úmidas no Brasil e no Mundo: Panorama Atual E Importância De Critérios Hidrogeomorfológicos. **Geo UERJ**, n. 33, p. 34519, 2018.

GOMES, E. J. S. *et al.* Cobertura, ocupação do solo e erosão no entorno da Laguna Guaraíras/RN, Brasil. **HOLOS**, v. 1, p. 140-156, 2018.

GOMES, V. H. *et al.* Species Distribution Modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1003, 2018.

GONÇALVES, O. D. *et al.* Marés das Rebeldias em Abaetetuba: dos Rios da Existência à Resistência dos Territórios na Amazônia Paraense, Baixo Tocantins. **Revista Tamoios**, v. 15, n. 1, 2019.

GOULDING, M. *et al.* Ecosystem-based management of Amazon fisheries and wetlands. **Fish and Fisheries**, v. 20, n. 1, p. 138-158, 2019.

GOUVEIA, I. C. M.; ROSS, J. L. S. Fragilidade Ambiental: uma Proposta de Aplicação de Geomorphons para a Variável Relevo. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 37, p. 123-136, 2019.

GUASSELLI, L. A. **Dinâmica da vegetação no Banhado do Taim, RS**. 2005. 172 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

GUASSELLI, L. A.; SIMIONI, J. P. D.; LAURENT, F. Mapeamento e classificação de áreas úmidas usando Topographic Wetness Index (twi) a partir de modelos digitais de elevação, na bacia hidrográfica do Rio Gravataí - Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 21, n. 3, 2020.

GUIMARÃES, R. R.; SILVA, L. F. C.; GUIMARÃES, R. R. Macroinvertebrados como Bioindicadores da Qualidade da Água do Rio Paraíba do Sul, Barra Mansa, Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Dissertar**, v. 1, n. 26 e 27, p. 50-57, 2017.

GUPTA, G. *et al.* Wetland as a Sustainable Reservoir of Ecosystem Services: Prospects of Threat and Conservation. In: **Restoration of Wetland Ecosystem: A Trajectory Towards a Sustainable Environment**. Springer, Singapore, 2019, p. 31-43.

HALL, A.; THOMAS, R. F.; WASSENS, S. Mapping the maximum inundation extent of lowland intermittent riverine wetland depressions using LiDAR. **Remote Sensing of Environment**, v. 233, p. 111376, 2019.

HANSEN, M. C. *et al.* High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, p. 850-53, 2013.

HARTMANN, S. M. G.; ROZÁRIO, H.; AFFONSO, A. L. S. Impact assessment of an effluent discharge on benthic macroinvertebrates in a subtropical river using indexes. *Acta Scientiarum*. **Biological Sciences**, v. 41, p. e45536-e45536, 2019.

HAVRIL, T. *et al.* Impacts of predicted climate change on groundwater flow systems: Can wetlands disappear due to recharge reduction?. **Journal of hydrology**, v. 563, p. 1169-1180, 2018.

HAZEU, M.T.; COSTA, S .M. G.; NASCIMENTO, N. S. F. Comunidades tradicionais e sindicatos em conflito com estado e capital em Barcarena (PA). **Argumentum**, v. 11, n. 1, p. 173-187, 2019.

HAZEU, M.T.; COSTA, S .M. G.; NASCIMENTO, N. S. F. Comunidades tradicionais e sindicatos em conflito com estado e capital em Barcarena (PA). **Argumentum**, v. 11, n. 1, p. 173-187, 2019.

HE, F. *et al.* Benthic Macroinvertebrates as Indicators for River Health in Changjiang Basin. In: **Chinese Water Systems**. Springer, Cham, 2019. p. 207-217.

HEPP, L. U. *et al.* Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**, v. 27, n. 1, p. 106, 2010.

HESSLEROVÁ, P. *et al.* Wetlands and forests regulate climate via evapotranspiration. In: **Wetlands: Ecosystem Services**, Restoration and Wise Use. Springer, Cham, 2019. p. 63-93.

HU, Z.; WU, S.; JI, C.; ZOU, J.; ZHOU, Q.; LIU, S. A comparison of methane emissions following rice paddies conversion to crab-fish farming wetlands in southeast China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 2, p. 1505-1515, 2016.

IEC. **Avaliação Preliminar dos Impactos Ambientais Referente do Transbordo e Lançamentos Irregulares de Efluentes de Lama Vermelha da Cidade de Barcarena, Estado do Pará**. Relatório técnico N° 003/2018, Belém: Coordenação de Qualidade/Instituto Evandro Chagas - IEC, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Informações gerais sobre as cidades de Abaetetuba e Barcarena no Estado do Pará**. Acesso em: 30 ago. 2019.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ. **Estatística Municipal – Barcarena**. Belém: IDESP, 2014a. 50p.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ. **Estatística Municipal – Abaetetuba**. Belém: IDESP, 2014b. 50p.

JACKSON, R. B. *et al.* Water in a changing world. **Ecological Applications**, v. 11, n. 4, p. 1027-1045. 2001.

JI, X. *et al.* **Seasonal and Interannual Patterns and Controls of Hydrological Fluxes in an Amazon Floodplain Lake with a Surface-Subsurface Process Model**. Water Resources Research, 2019.

JOLY, C. A. *et al.* Diagnóstico da pesquisa em biodiversidade no Brasil. **Revista USP**, n. 89, p. 114-133, 2011.

JOYCE, R. J. *et al.* CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. **Journal of Hydrometeorology**, v. 5, n. 3, p. 487-503, 2004.

JUNK, W. J. Current state of knowledge regarding South America wetlands and their future under global climate change. **Aquatic Sciences**, v. 75, n. 1, p. 113-131, 2013a.

JUNK, W. J. *et al.* A classification of major naturally-occurring Amazonian lowland wetlands. **Wetlands**, v. 31, n. 4, p. 623-640, 2011.

JUNK, W. J. *et al.* Brazilian wetlands: their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 24, n. 1, p. 5-22, 2014.

JUNK, W. J. *et al.* Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: a synthesis. **Aquatic sciences**, v. 75, n. 1, p. 151-167, 2013b.

JUNK, W. J.; PIEDADE, M. T. F. Áreas Úmidas (AUs) brasileiras: avanços e conquistas recentes. **Boletim ABLimno**, v. 41, n. 2, p. 20-24, 2015.

JUNK, W. J. *et al.* A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461-475, 2012a.

JUNK, W. J. *et al.* A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). **Wetlands Ecology and Management**, v. 20, n. 6, p. 461-475, 2012b.

JUNK, W. J. Classificação e Delineamento das Áreas Úmidas Brasileiras e de seus Macrohabitats. Parte I: Definição e Classificação das Áreas Úmidas (AUs) Brasileiras: Base Científica para uma Nova Política de Proteção e Manejo Sustentável. In: CUNHA, C. N.; PIEDADE, M.T.F; JUNK, W. J. **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Cuiabá: EdUFMT, 2015. 165 p.

JUNQUEIRA, M. *et al.* Índices bióticos para avaliação de qualidade de água de rios tropicais – síntese do conhecimento e estudo de caso: Bacia do Alto Rio Doce. **Revista Brasileira De Ciências Ambientais**, v. 49, p. 15-33, 2018.

KAMPEL, S. A. *et al.* **Análise espacial do processo de urbanização da Amazônia**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001.

KAWASHIMA, R. S. *et al.* Modelagem Dinâmica Espacial como ferramenta para simulação de cenários da paisagem na região portuária da Baixada Santista. **Boletim de Ciências Geodésicas**, v. 22, n. 4, p. 703-718, 2016.

KIMMERER, W. J. Physical, biological, and management responses to variable freshwater flow into the San Francisco estuary. **Estuaries**, v. 25, p. 1275-1290, 2002.

KRUMHANSL, K. A. *et al.* Assessment of Arctic community wastewater impacts on marine benthic invertebrates. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 760-766, 2015.

LANI, M. N. *et al.* Comparative study of physico-chemical analyses of different water resources in Setiu Wetland, Terengganu. In: **Greater Kenyir Landscapes**. Springer, Cham, 2019, p. 25-37.

LEAL, S. V.; SOUZA, E. **Desastres naturais sobre a Amazônia e Nordeste Brasileiro associados às enchentes e inundações: o caso de 2009**. Encontro Sulbrasileiro de Meteorologia, v. 4, 2011.

LECERF, A.; RICHARDSON, J. S. Biodiversity-ecosystem function research: insights gained from streams. **River Research and Applications**, v. 26, p. 45-54, 2010.

LEFEBVRE, G. *et al.* Predicting the vulnerability of seasonally-flooded wetlands to climate change across the Mediterranean Basin. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 546-555, 2019.

LEMOS, M. A. Q.; PIMENTEL, M. A. S. Mineração e desastres ambientais com rejeitos de bauxita e caulim no município de Barcarena-Pará-Brasil-Amazônia. **Territorium**, n. 28 (I), p. 137-156, 2021.

LI, J. *et al.* Sediment phosphorus speciation and retention process affected by invasion time of *Spartina alterniflora* in a subtropical coastal wetland of China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 35, p. 35365-35375, 2018.

LI, Y. *et al.* Landscape effects of environmental impact on bay-area wetlands under rapid urban expansion and development policy: a case study of Lianyungang, China. **Landscape and urban Planning**, v. 94, n. 3-4, p. 218-227, 2010.

LIJTEROFF, R.; LIMA, L.; PRIERI, B. Uso de líquenes como bioindicadores de contaminación atmosférica en la ciudad de San Luis, Argentina. **Revista Internacional de Contaminación Ambiental**, v. 25, n. 2, p. 111-120, 2009.

LIMA, D. V. M. *et al.* Uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na análise da integridade ecológica de lagos urbanos no oeste amazônico. **Biota Amazônia** (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota), v. 9, n. 3, p. 41-45, 2019.

LIMA, J. C. S. **Avaliação da toxicidade de metais sobre os macroinvertebrados bentônicos tropicais *Tremea cophysa* (Libellulidae, Odonata), *Chlamydotheca sp.* (Cyprididae, Ostracoda) e *Strandesia trispinosa* (Cyprididae, Ostracoda)**. 2019. 127 f. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

LIMA, M. D. O. *et al.* Assessment of surface water in two Amazonian rivers impacted by industrial wastewater, Barcarena City, Pará State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1493-1504, 2011.

LIMA, M. D. O. *et al.* **Caracterização preliminar dos impactos ambientais, danos ao ecossistema e riscos a saúde decorrentes do lançamento no rio Murucupi de efluentes do processo de beneficiamento de bauxita, Barcarena-Pará**. Relatório Técnico. Belém: Instituto Evandro Chagas, 2009.

LINARES, M. S. *et al.* Small hydropower dam alters the taxonomic composition of benthic macroinvertebrate assemblages in a neotropical river. **River Research and Applications**, v. 35, n. 6, p. 725-735, 2019.

- LOBO, G. S. *et al.* Response of black-water floodplain (igapó) forests to flood pulse regulation in a dammed Amazonian river. **Forest ecology and management**, v. 434, p. 110-118, 2019.
- LOBO, M. T. M. P. S. *et al.* Morphology-based functional groups as the best tool to characterize shallow lake-dwelling phytoplankton on an Amazonian floodplain. **Ecological indicators**, v. 95, p. 579-588, 2018.
- LOPES, A.; PAROLIN, P.; PIEDEDE, M. T. F. Morphological and physiological traits of aquatic macrophytes respond to water chemistry in the Amazon Basin: an example of the genus *Montrichardia* Crueg (Araceae). **Hydrobiologia**, v. 766, n. 1, p. 1-15, 2016.
- LUO, K. *et al.* Impacts of rapid urbanization on the water quality and macroinvertebrate communities of streams: A case study in Liangjiang New Area, China. **Science of The Total Environment**, v. 621, p. 1601-1614, 2018.
- MACHADO, B. R. L. *et al.* Migração e desenvolvimento: uma análise do município de Barcarena-PA. **Novos Cadernos NAEA**, v. 22, n. 3, 2019.
- MACKINTOSH, T. J. *et al.* The influence of urbanisation on macroinvertebrate biodiversity in constructed stormwater wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 527-537, 2015.
- MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; MINASNY, B. Description and spatial inference of soil drainage using matrix soil colours in the Lower Hunter Valley, New South Wales, Australia. **PeerJ**, v. 6, p. e4659, 2018.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A. S.; STENERT, C. Diversidade e conservação de macrófitas e macroinvertebrados aquáticos em áreas úmidas da bacia do Rio dos Sinos. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1179-1184, 2010.
- MARENGO, J. A.; ESPINOZA, J. C. Extreme seasonal droughts and floods in Amazonia: causes, trends and impacts. **International Journal of Climatology**, v. 36, n. 3, p. 1033-1050, 2016.
- MARTINS, S. E. M.; MENDES, A. C. Caracterização de depósitos sedimentares recentes da porção superior da Baía de Marajó (margem leste do estuário do Rio Pará, Amazônia). **Pesquisas em Geociências**, v. 38, n. 2, p. 168-180, 2011.
- MAIA, L. A.; PIEDEDE, M. T. F. Influência do pulso de inundação na fenologia foliar e conteúdo de clorofila em duas espécies da floresta de Igapó da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 32, n. 1, p. 55-64, 2002.
- MATOS, J. A.; CURSINO, A. M S. Caracterização geomorfológica das “terras-caídas” em área de várzea na comunidade miracauera, careiro da várzea-am. **REVISTA GEONORTE**, v. 3, n. 4, p. 515-525, 2012.
- MCGEOCH, M. A. *et al.* The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p.661-672, 2002.
- MEDEIROS, A. C. *et al.* Quality index of the surface water of Amazonian rivers in industrial areas in Pará, Brazil. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 15, n. 123 (1-2), p. 156-164, 2017.

- MEDEIROS, A. C. *et al.* Avaliação da qualidade da água de consumo por comunidades ribeirinhas em áreas de exposição a poluentes urbanos e industriais nos municípios de Abaetetuba e Barcarena no estado do Pará, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 21, p. 695-708, 2016.
- MEGONIGAL, J. P. *et al.* Biogeochemistry of tidal freshwater wetlands. In: **Coastal Wetlands**. Elsevier, 2019. p. 641-683.
- MEHROTRA, S.; BARDHAN, R.; RAMAMRITHAM, K. Outdoor thermal performance of heterogeneous urban environment: An indicator-based approach for climate-sensitive planning. **Science of the Total Environment**, v. 669, p. 872-886, 2019.
- MELACK, J. M.; HESS, L. L. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: **Amazonian floodplain forests**. Springer, Dordrecht, 2010. p. 43-59.
- MENEZES, M. O. B. *et al.* Efeitos da expansão urbana nas ilhas do baixo estuário do Amazonas: O caso de Soure, Arquipélago do Marajó. **Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management**, v. 9, n. 2, p. 113-126, 2009.
- METCALFE, C. D. *et al.* Multifunctional Wetlands: Pollution Abatement by Natural and Constructed Wetlands. In: Multifunctional Wetlands. **Springer**, Cham, 2018. p. 1-14.
- MITSCH, W. J. *et al.* Wetlands, carbon, and climate change. **Landscape Ecology**, v. 28, n. 4, p. 583-597, 2013.
- MOLINERI, C. *et al.* Indicative value of different taxonomic levels of Chironomidae for assessing the water quality. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 105703, 2019.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. **Biomonitoramento da qualidade de água utilizando macroinvertebrados bentônicos**: adaptação do índice biótico BMWP à bacia do rio Meia Ponte-GO. 2008.
- MORAES, B. C. D. *et al.* Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. **Acta amazonica**, v. 35, n. 2, p. 207-214, 2005.
- MOREIRA, L. B. *et al.* Toxicity of sediments and dredged material from a semi-arid coastal system to marine invertebrates. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, v. 14, n. 1, p. 79-89, 2020.
- MORI, G. B. *et al.* Trait divergence and habitat specialization in tropical floodplain forests trees. **PloS one**, v. 14, n. 2, p. e0212232, 2019.
- MOSBAHI, N. *et al.* Response of benthic macrofauna to multiple anthropogenic pressures in the shallow coastal zone south of Sfax (Tunisia, central Mediterranean Sea). **Environmental Pollution**, v. 253, p. 474-487, 2019.
- MOURA, M. N.; VITORINO, M. I. Variabilidade da precipitação em tempo e espaço associada à Zona de Convergência Intertropical. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 27, n. 4, p. 475-483, 2012.

MUWANGA, A.; BARIFAIJO, E. Impact of industrial activities on heavy metal loading and their physico-chemical effects on wetlands of Lake Victoria basin (Uganda). **African Journal of Science and Technology**, v. 7, n. 1, 2006.

MWAMBURI, J. Trace metal concentration in water and sediments of satellite lakes within Lake Victoria (Kenya) basin. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, v. 14, n. 3, p. 203-220, 2009.

NAG, S. K. *et al.* Carbon balance of a sewage-fed aquaculture wetland. **Wetlands Ecology and Management**, v. 27, n. 2-3, p. 311-322, 2019.

NASCIMENTO, N. S. F.; HAZEU, M. T. Grandes empreendimentos e contradições sociais na Amazônia: a degradação da vida no município de Barcarena, Pará. **Argumentum**, v. 7, n. 2, p. 288-301, 2015.

NEGRÃO, G. N.; CUNHA, M. C. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação do uso do solo e qualidade ambiental da bacia do Guabiroba, Guarapuava, PR, Brasil. **REVISTA GEOGRAFAR**, v. 14, n. 1, p. 7-26, 2019.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2. ed. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro, Brasil, 1989.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. **Ciência e Cultura**, v. 59, n. 3, p. 22-27, 2007.

OLIVEIRA, D. G. D. *et al.* **Land use and its impacts on the water quality of the Cachoeirinha Invernada Watershed, Guarulhos (SP)**. Revista Ambiente & Água, v. 13, n. 1, 2018.

OLIVEIRA, E. S. **Associação de hidrocarbonetos alifáticos e metais pesados na zona portuária de Vila do Conde, Barcarena-Pará: concentração, composição e riscos associados ao ecossistema aquático**. 2012.

OLLIS, D. J. *et al.* Development of a decision-support framework for wetland assessment in South Africa and a decision-support protocol for the rapid assessment of wetland ecological condition. **WRC Report No. TT**, v. 609, p. 14, 2014.

OLLIS, D. J. *et al.* The development of a classification system for inland aquatic ecosystems in South Africa. **Water Sa**, v. 41, n. 5, p. 727-745, 2015.

PALTA, M. *et al.* Ecosystem services and disservices for a vulnerable population: Findings from urban waterways and wetlands in an American desert city. **Human ecology**, v. 44, n. 4, p. 463-478, 2016.

PELLETIER, M. C. *et al.* A method to identify estuarine macroinvertebrate pollution indicator species in the Virginian Biogeographic Province. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 5, p. 1037-1048, 2010.

PERES, L. G. M.; GURGEL, H.; LAQUES, A.. Dinâmica da paisagem em planícies de inundação amazônicas: o caso do Lago Grande do Curuai, Pará, Brasil. *Confins. Revue franco-brésilienne de géographie/Revista franco-brasilera de geografia*, n. 35, 2018.

PIEIDADE, M. T. F. *et al.* Impactos ecológicos da inundação e seca na vegetação das áreas alagáveis amazônicas. **Eventos climáticos extremos na Amazônia: causas e consequências**, p. 405-457, 2013.

PINHEIRO, S. *et al.* Effects of a shipwreck on the zooplankton community in a port region of the Amazon. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 5738-5750, 2019.

PIRATOBA, A. R. A. **Avaliação da Influência do Polo Industrial de Barcarena na Qualidade Ambiental dos Recursos Hídricos Superficiais na sua Área de Abrangência**. 2013. 79 f. Tese de Doutorado. Universidade do Estado do Pará.

PIZA, A.; TERÁN, A. O homem amazônico e sua percepção sobre a conservação dos recursos naturais. **Revista Areté| Revista Amazônica de Ensino de Ciências**, v. 2, n. 4, p. 111-127, 2017.

PÖHLKER, C. *et al.* Land cover and its transformation in the backward trajectory footprint region of the Amazon Tall Tower Observatory. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 19, n. 13, p. 8425-8470, 2019.

PRADO, J. B. *et al.* Condicionantes Geo-socio-ambientais relacionados aos recursos hídricos de Barcarena/Pa, como elementos de base um programa de educação ambiental. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007, São Paulo. **Anais do XVII SBRH e 8° SILUSBA**. São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007.

PRESTES, Y. O.; SILVA, A. C.; ROLLNIC, M.; ROSÁRIO, R. P. The M2 and M4 Tides in the Pará River Estuary. **Tropical Oceanography**, p. 1679-3013, 2017.

QUEIROZ, A. C. S. **Avaliação da precipitação e dos padrões físicos e morfológicos das Linhas de Instabilidade e a relação com o Gradiente Inter-Hemisférico do Atlântico Tropical**. 2018. 57 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

QUEIROZ, M. L. **Nascentes, veredas e áreas úmidas: revisão conceitual e metodologia de caracterização e determinação: estudo de caso na estação ecológica de águas emendadas-Distrito Federal**. 2015. 160 f. Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas) – Universidade de Brasília, Brasília, 2015.

QUEIROZ, T. *et al.* Human Blood Lead Levels and the First Evidence of Environmental Exposure to Industrial Pollutants in the Amazon. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 16, 2019.

RAMOS, C. I. *et al.* Macroinvertebrados Aquáticos como Bioindicadores da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica Popuca-Botinhas, Guarulhos (SP). **Revista Geociências-UNG-Ser**, v. 17, n. 1, p. 29-34, 2019.

RESENDE, A. F. **Alterações no pulso de inundação: como reagem os igapós da Amazônia Central?**. 2019.

RESH, V. H.; ROSENBERG, D. M. (Ed.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York, NY, USA: Chapman & Hall, 1993.

RIBEIRO, C. F. T.; VIEIRA, F. A.; GIFFONI, J. F. A parceria entre a Defensoria Pública do estado do Pará e a Clínica de Direitos Humanos da Amazônia/UFPA no enfrentamento de violações de direitos humanos por empresas transnacionais. *Homa Publica - Revista Internacional de Direitos Humanos e Empresas*, v. 3, p. 44-64, 2019.

RIBEIRO, F. C. P. *et al.* Diatomáceas em sedimentos superficiais na planície de maré da praia de Itupanema, estado do Pará, Amazônia. *Rodriguésia*, p. 309-324, 2008.

RIBEIRO, F. L.; CAMPOS, S. Vulnerabilidade à erosão do solo da região do Alto Rio Pardo, Pardinho, SP. *Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental*, p. 628-636, 2007.

RIBEIRO, *et al.* Avaliação de Crescimento Inicial de Pupunheiras Consorciadas com Diferentes Variedades de Bananeiras, no Projeto Água Verde, Albrás, Barcarena, Pará. *Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, n. 40, p. 21-31, 2003.

RIBEIRO, R. N. S.; SANTANA, A. C.; TOURINHO, M. M. Análise exploratória da socioeconomia de sistemas agroflorestais em várzea flúvio-marinha, Cametá-Pará, Brasil. *Brazilian Journal of Rural Economy and Sociology (Revista de Economia e Sociologia Rural-RESR)*, v. 42, n. 1346-2016-105089, p. 133-152, 2004.

RICAURTE, L. F. *et al.* A Classification System for Colombian Wetlands: an Essential Step Forward in Open Environmental Policy-Making. *Wetlands*, p. 1-20, 2019.

RICHTER, A. *et al.* Association between the occurrence of the Thick-shelled River Mussel (*Unio crassus*) and macroinvertebrate, microbial, and diatom communities. *Freshwater Science*, v. 35, n. 3, p. 922-933, 2016.

ROCCHETTA, I. *et al.* Effects of sewage discharges on lipid and fatty acid composition of the Patagonian bivalve *Diplodon chilensis*. *Mar. Pollut. Bull.*, v. 79, p. 211-219, 2014.

ROCHA, C. C. *et al.* **Utilização da espécie de *Trades-Cantia Pallida* como bioindicador ambiental na avaliação da poluição do ar atmosférico em duas comunidades do Município de Barcarena-PA.** 2011.

RODRIGUES, H. C. T. *et al.* Análise da vulnerabilidade ambiental do município de Barcarena-PA/Analysis of environmental vulnerability of Barcarena-PA. *Brazilian Journal of Development*, v. 6, n. 1, p. 1598-1612, 2020.

RODRIGUEZ, P. *et al.* Selective feeding by the aquatic oligochaete *Tubifex tubifex* (Tubificidae, Clitellata). *Hydrobiologia*, v. 463, p. 133-140, 2001.

RODRIGUEZ-ALVAREZ, N.; PODEST, E.; JENSEN, K.; MCDONALD, K. C. Classifying Inundation in a Tropical Wetlands Complex with GNSS-R. *Remote Sensing*, v. 11, n. 9, p. 1053, 2019.

ROSA FILHO, J. S. *et al.* Benthic estuarine assemblages of the Brazilian north coast (Amazonia Ecoregion). In: LANA, P.C; BERNARDINO, A.F. (Org.). *Brazilian estuaries*. Berlin: Springer, v. 1. p. 1-236, 2018.

ROSA FILHO, J. S. *et al.* Macrofauna bentônica de zonas entre-marés não vegetadas do estuário do rio Caeté, Bragança, Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Naturais**, v. 1, n. 3, p. 85-96, 2006.

ROSA FILHO, J. S.; AVIZ, D. Macrobenthic communities of an Amazonian estuary (Guajará Bay, Brazil): temporal and spatial changes. **Journal of Coastal Research**, v. 65, SI, p. 123-128, 2013.

ROSÁRIO, R. P. *et al.* Variability of Salinity in Pará River Estuary: 2D Analysis with Flexible Mesh Model. **Journal of Coastal Research**, v. 75, n. sp1, p. 128-133, 2016.

ROSENBERG, D. M.; RESH, V. H. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall, 1993. 488 p.

ROSOLEN, V.; HERPIN, U. Expansão dos solos hidromórficos e mudanças na paisagem: um estudo de caso na região Sudeste da Amazônia Brasileira. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 3, p. 483-490, 2008.

RUBBO, M. **Análise do potencial hidrogeológico do aquífero cenozoico da Bacia Hidrográfi ca do Rio Gravataí - RS**. 2004. 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia). Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

RUHOFF, A. L. *et al.* Numerical modelling of the topographic wetness index: an analysis at different scales. **International Journal of Geosciences**, v. 2, n. 4, pp. 476-483, 2011. DOI: [https:// doi:10.4236/ijg.2011.24050](https://doi.org/10.4236/ijg.2011.24050)

SÁ, F. **Barcarena (PA): ponto fora da curva**. 2019.

SALATI, E. **Mudanças climáticas e o ciclo hidrológico na Amazônia**. Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF. 436pp, p. 153-172, 2001.

SANTOS, A. M. S. P. Urbanização brasileira: um olhar sobre o papel das cidades médias na primeira década do século XXI. **Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais**, v. 12, n. 2, p. 103, 2010.

SANTOS, E. S. A. **Aplicabilidade altimétrica no mapeamento fitogeográfico e uso da terra: contribuições ao planejamento territorial e à restauração ambiental**. 2019. 103 f. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Pará.

SANTOS, M. R. S. *et al.* Análise da distribuição espaço-temporal da chuva, na mesorregião metropolitana de Belém-Pará: contribuições da técnica de sensoriamento remoto. **Caminhos de Geografia**, v. 18, n. 62, p. 49-58, 2017.

SANTOS, M. R. S.; VITORINO, M. I.; PEREIRA, L. C. C. Spatiotemporal Variation in the Precipitation of the Amazon Coastal Zone: Use of Remote Sensing and Multivariate Analysis. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 25, 2019.

SANTOS, M. R. S. *et al.* Vulnerabilidade e mudanças climáticas: análise socioambiental em uma mesorregião da Amazônia. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 5, p. 842-854, 2017.

SANTOS, N. M. **Análise da percepção de riscos ambientais por instituições públicas de Barcarena e do Estado do Pará: Estudo de caso para Barcarena-PA.** 2019.

SANTOS, P. L. *et al.* **Caracterização e classificação dos solos do Município de Barcarena, Estado do Pará.** Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 2003.

SANTOS, P. T.; MARTINS, A. P. Análise da Vulnerabilidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Claro (GO) Utilizando Geotecnologias. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 36, p. 155-170, 2018.

SANTOS, R. S.; COELHO-FERREIRA, M. Miriti artifacts (*Mauritia flexuosa* L. f.) in Abaetetuba, Pará State, Brazil: from production to marketing. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. **Ciências Humanas**, v. 6, n. 3, p. 559-571, 2011.

SANTOS, S. S. M. **Capacidade institucional, gestão ambiental descentralizada e sustentabilidade: o caso de Barcarena (PA).** 2015. 197 f. Dissertação (Mestrado Gestão de Recursos Naturais e Desenvolvimento Local), Universidade Federal do Pará, Belém, 2015.

SANTOS, S. S. M.; DE FARIAS, A. L. A.; DE MORAES, S. C. **Poder Local e Ordenamento Ambiental de Territórios Modificados pela Indústria Mineral: O Processo de Institucionalização da Gestão Ambiental em Barcarena (PA).** 2015.

SARKAR, S. K. **Trace Metals in a Tropical Mangrove Wetland.** Singapore: Springer, 2018, p. 125-144.

SATHLER, D. *et al.* Assessing the regional context of migration in the Brazilian Amazon through spatial regression modeling. **Applied geography**, v. 109, p. 102042, 2019.

SAULINO, H. H. L.; CORBI, J. J.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Aquatic insect community structure under the influence of small dams in a stream of the Mogi-Guaçu river basin, state of São Paulo. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 79-88, 2014.

SCHUCHARDT, B. J. *et al.* The tidal freshwater reach of the Weser estuary: Riverine or estuarine?. **Netherland Journal of Aquatic Ecology**, v. 27, p. 215-226, 1993.

SCHULTE, M. L. *et al.* Short-and long-term hydrologic controls on smouldering fire in wetland soils. **International Journal of Wildland Fire**, v. 28, n. 3, p. 177-186, 2019.

SCOTT, D. A.; JONES, T. A. Classification and inventory of wetlands: a global overview. **Vegetatio**, v. 118, n. 1-2, p. 3-16, 1995.

SEABRA, E. C. **A análise de indicadores de desenvolvimento sustentável no município de Barcarena (PARÁ).** 2019. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal Rural da Amazônia.

SEMENIUK, C. A.; SEMENIUK, V. Wetland Classification: Hydrogeomorphic System. **The Wetland Book: I: Structure and Function, Management and Methods**, p. 1-8, 2016.

SEMPER-PASCUAL, A. *et al.* Biodiversity loss in deforestation frontiers: Linking occupancy modelling and physiological stress indicators to understand local extinctions. **Biological Conservation**, v. 236, p. 281-288, 2019.

SENA, B. A.; COSTA, V. B.; NAKAYAMA, L.; ROCHA, R. M. Composition of Microphytoplankton of an Estuarine Amazon River, Pará, Brazil. **Biota Amazônia**, v. 5, p. 1-9, 2015.

SERRÃO, E. M. *et al.* **Conhecimento tradicional dos pescadores sobre o comportamento reprodutivo dos peixes em um lago de inundação no Oeste do Pará**, Brasil. 2019.

SHAILAJA, M. S.; D'SILVA, C. Evaluation of impact of PAH on a tropical fish, *Oreochromis mossambicus* using multiple biomarkers. **Chemosphere**, v. 53, p. 835-841, 2003.

SILLIMAN, B. R. *et al.* Field experiments and meta-analysis reveal wetland vegetation as a crucial element in the coastal protection paradigm. **Current Biology**, v. 29, n. 11, p. 1800-1806. e3, 2019.

SILVA, D. E. M. Classificação das áreas úmidas (AUs) hipersalinas da bacia hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu e da Faixa Litorânea Norte de Escoamento Difuso. **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 1436-1446, 2016.

SILVA, E. V. Geomorfologia Aplicada ao Planejamento Ambiental: sua Importância na Elaboração dos Planos Diretores Municipais. **Revista de Geografia (Recife)**, v. 35, n. 4, 2018.

SILVA, M. J. V. **A Vulnerabilidade Socioambiental na Produção do Espaço Urbano da Cidade de Santarém-PA**. 2017. 300 f. Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho".

SILVA, M. J. V. Estruturação Urbana e Vulnerabilidade Socioambiental: o Caso de uma Cidade Média da Amazônia Brasileira. In: XVI Simpósio Nacional de Geografia Urbana-XVI SIMPURB, 2019, Espírito Santo. **Anais...** Espírito Santo, v. 1, p. 2531-2550, 2019.

SILVA, R. F. *et al.* Spatial and temporal changes in the structure of soft-bottom benthic communities in an Amazon estuary (Caeté estuary, Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. SI64, p. 440-444, 2011.

SILVEIRA, S. *et al.* **Artisanal trawling impact over prey availability and diet of estuarine megabenthic organisms in southern Brazil**. Estuarine, Coastal and Shelf Science, p. 106682, 2020.

SIMIONI, J. P.; GUASSELLI, L. A.; ETCHELAR, C. B.. **Connectivity among wetlands of EPA of Banhado Grande**, RS. RBRH, v. 22, 2017.

SMETI, E. *et al.* Multiple stressor effects on biodiversity and ecosystem functioning in a Mediterranean temporary river. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 1179-1187, 2019.

SODRÉ, G. R. C.; RODRIGUES, L. L. M. Comparação entre estimativa da precipitação observada pela técnica CMORPH e estações meteorológicas do INMET em diferentes regiões do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 6, n. 2, p. 301-307, 2013.

SOUSA, M. L. D. S. *et al.* Variabilidade espaço-temporal da precipitação na Amazônia durante eventos enos. *Rev. Bras. Geogr. Física*, v. 8, p. 13-24, 2015.

SOUSA, M. **Refúgios para peixes na seca em um lago de várzea: Implicações para o manejo pesqueiro na Amazônia Central.** 2019. 58 f. Dissertação de mestrado, Manaus (AM), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, 2019.

SOUZA, A. P. S.; LISBOA, R. C. L. Musgos (Bryophyta) na Ilha Trambioca, Barcarena, PA, Brasil. **Acta Bot. Bras.**, v.19, n.3, p.487-492, 2005.

SOUZA, E. B. *et al.* Padrões climatológicos e tendências da precipitação nos regimes chuvoso e seco da Amazônia oriental. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, 2017.

SOUZA, J. L. C. *et al.* Survey of aquatic insects on a stretch of Tijuca River, Floresta da Tijuca–Rio de Janeiro, Brazil. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 1, p. 148911847, 2019.

STEPHENSEN, E. *et al.* Biochemical indicators of pollution exposure in shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*), caught in four harbours on the southwest coast of Iceland. **Aquatic Toxicology**, v. 48, p. 331-442, 2000.

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia.** São Paulo: EDUSP, 1973.

SUTTON-GRIER, A. E.; SANDIFER, P. A. Conservation of wetlands and other coastal ecosystems: a commentary on their value to protect biodiversity, reduce disaster impacts, and promote human health and well-being. **Wetlands**, p. 1-8, 2018.

SWARTZ, L. K. *et al.* Aquatic macroinvertebrate community responses to wetland mitigation in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Freshwater Biology**, v. 64, n. 5, p. 942-953, 2019.

TAMIRU, S. M. Macroinvertebrates as indicators of the water quality of River Shinta, Gondar, Ethiopia. **Sustainable Water Resources Management**, v. 5, n. 3, p. 1227-1241, 2019.

TELES, G. C. Análise sócioambiental de risco nas áreas de várzea da amazônia: um olhar sobre as condições de injustiça ambiental urbana em Barcarena-Pa. **Revista de Geografia-PPGEO-UFJF**, v. 10, n. 1, p. 17-39, 2020.

TEOH, S. H. S. *et al.* A global meta-analysis of the economic values of provisioning and cultural ecosystem services. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1293-1298, 2019.

TINER, R. W. Wetland indicators: **A guide to wetland formation, identification, delineation, classification, and mapping.** 2 ed. Nova York, CRC Press Taylor & Francis Group, 2016.

TOBIAS, M. S. G. *et al.* Setor Mineral Do Estado Do Pará: Uma Anã Lise Dos Fluxos De Transportes Na Rede Intermodal. **Observatorio de la Economía Latinoamericana**, n. 218, 2016.

TOOTH, S. *et al.* Late Holocene development of a major fluvial discontinuity in floodplain wetlands of the Blood River, eastern South Africa. **Geomorphology**, v. 205, p. 128-141, 2014.

TRINDADE JUNIOR., S. C. C. A cidade na floresta: os “grandes Objetos” como expressões do meio técnico-científico informacional no espaço Amazônico. **Revista IEB**, n. 50, mar/ set, 2010.

VALE, J. D.; ZUANON, J.; MAGNUSSON, W. E. The influence of rain in limnological characteristics of Viruá wetlands, Brazilian Amazon. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 26, n. 3, p. 254-267, 2014.

VALERIANO, M. M.; ROSSETTI, D. F. Topodata: Brazilian full coverage refinement of SRTM data. **Applied Geography**, v. 32, p. 300-309, 2011.

VAN RENSBURG, B. J. *et al.* Conservation of heterogeneity among dung beetles in the Maputaland Centre of Endemism, South Africa. **Biol Conserv**, v. 88, p.145-153, 1999.

VELOSO, V. G *et al.* A.Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 3, p. 782-788, 2011.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L. Ichthyofauna as bioindicator of environmental quality in an industrial district in the amazon estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, p. 315-324, 2014.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; FRÉDOU, T. Measuring the ecological integrity of an industrial district in the Amazon estuary, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 64, p. 489-499, 2012.

VIANA, A. P.; FRÉDOU, F. L.; MONTES, C. S.; ROCHA, R. Fish histopathology and catalase activity as biomarkers of the environmental quality of the industrial district on the Amazon estuary, Brazil, *Acta Scientiarum*. **Biological Sciences**, v. 35, p. 395-401, 2013.

VIEIRA, P. A.; BUAINAIN, A. M; CONTINI, E. Amazônia: um mosaico em construção. **Revista de Política Agrícola**, v. 28, n. 4, p. 134, 2020.

WRIGHT, I. A.; RYAN, M. M. Impact of mining and industrial pollution on stream macroinvertebrates: importance of taxonomic resolution, water geochemistry and EPT indices for impact detection. **Hydrobiologia**, v. 772, n. 1, p. 103-115, 2016.

WWF. World Wide Fund for Nature. In: **Living Planet Report**. WWF International: Gland (Switzerland), 2014.

YOSHIDA, C. E.; ROLLA, A. P. P. R. Atributos ecológicos da comunidade bentônica e índices de qualidade da água de ambientes urbanos, rurais e preservados. **Acta Limnol. Bras.**, v. 24, n. 3, p. 235-243, 2012.

ZEDLER, J. B.; KERCHER, S. Recursos de zonas úmidas: status, tendências, serviços ecossistêmicos e capacidade de restauração. Annu. **Rev. Environ. Recurso.** 30, p. 39-74, 2005.

ZEZZO, L. V. **Avaliação de impactos ambientais e propostas de gestão de áreas úmidas (MG)**. 2019. 115 f. Dissertação de mestrado, Rio Claro (SP), Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2019.

ZUBIETA, R. *et al.* Assessing precipitation concentration in the Amazon basin from different satellite-based data sets. **International Journal of Climatology**, v. 39, n. 7, p. 3171-3187, 2019.

APÊNDICE

BENTHIC MACROINVERTEBRATES AS BIOINDICATORS OF ENVIRONMENTAL QUALITY OF PARÁ RIVER ESTUARY, A WETLAND OF EASTERN AMAZON

MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO PARÁ, UMA ÁREA ÚMIDA DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Álvaro José
de Almeida Pinto 

Professor, Universidade da
Amazônia – Belém (PA), Brazil.

Vanessa Bandeira
da Costa Tavares 

Researcher in Public Health,
Instituto Evandro Chagas – Belém
(PA), Brazil.

Samara Cristina
Campelo Pinheiro 

Researcher in Public Health,
Instituto Evandro Chagas – Belém
(PA), Brazil.

Marcelo de Oliveira Lima 

Researcher in Public Health,
Instituto Evandro Chagas – Belém
(PA), Brazil.

Daiane Avi 

Researcher, Museu Paraense Emílio
Goeldi – Belém (PA), Brazil.

Aline Maria
Meiguins de Lima 

Professor, Universidade Federal do
Pará – Belém (PA), Brazil.

Correspondence address:

Álvaro José de Almeida Pinto –
Avenida Alcindo Cacela,
287 – Umarizal – CEP: 66060-
000 – Belém (PA), Brazil – E-mail:
alvarojosealmeidap@gmail.com

Received on: 04/14/2020

Accepted on: 07/09/2020

ABSTRACT

The study characterized and evaluated the use of the benthic macroinvertebrate community as an indicator of impacts in different estuarine environments around the Industrial Port Complex (IPC) of Vila do Conde (Pará State, Amazon region). Fauna of beaches and rivers, in sectors of the estuary under different degrees of environmental impact (high, medium, and low), was compared in different seasonal periods. Macrofauna was composed of typically fresh-water and estuarine groups. Beaches presented sediment with a texture ranging from medium to coarse sand, with a less rich macrofauna ($\bar{x} = 4.5 \pm SE 0.3$ taxa/sample) and dense ($\bar{x} = 1,838.1 \pm 164.8$ ind./m²) of organisms when compared to rivers ($\bar{x} = 5.9 \pm 0.3$ taxa/sample, and $3,248.9 \pm 77.0$ ind./m²), which were environments more muddy. For both environments, sites in the high-impact sector were less rich ($\bar{x} = 4.7 \pm 0.3$ taxa/sample) and dense ($\bar{x} = 2,812.9 \pm 232.7$ ind./m²) when compared to those in the low-impact sector ($\bar{x} = 7.6 \pm 0.4$ taxa/sample, and $3,314.3 \pm 230.1$ ind./m²). Richness $\bar{x} = 6.4 \pm 0.3$ taxa/sample and density ($\bar{x} = 3,859.4 \pm 190.2$ ind./m²) were higher in the rainier season when compared to the less rainy season ($\bar{x} = 4.8 \pm 0.3$ taxa/sample, and $1,933.0 \pm 172.1$ ind./m²). However, there were no significant seasonal changes in composition. Results indicated that the structure of the benthic macroinvertebrate community surrounding the IPC responds to the loss of environmental quality, with extreme effects of a drop in abundance and diversity. Taxa that are more tolerant (*Namalycastis caetensis*, *Cirolana* sp., *Pseudosphaeroma* sp., Tubificidae, and Chironominae) and sensitive (Hydropsychidae and *Eteone* sp.) to impact conditions were identified and evaluated as potential bioindicators.

Keywords: macrofauna, environmental impact; industrial pole; Amazonian estuary.

RESUMO

O estudo caracterizou e avaliou o uso da comunidade de macroinvertebrados bentônicos como indicadora de impactos em diferentes ambientes estuarinos na área do Complexo Portuário Industrial (CPI) de Vila do Conde (Pará, região amazônica). A fauna de praias e rios, em setores do estuário sob diferentes graus de impacto ambiental (alto, médio e baixo), foi comparada em distintos períodos sazonais. A macrofauna foi composta por grupos tipicamente dulcícolas e estuarinos. As praias apresentaram sedimento com textura variando de areia média a grossa, com macrofauna menos rica ($\bar{x} = 4,5 \pm SE 0,3$ táxons/amostra) e densa ($\bar{x} = 1.838,1 \pm 164,8$ ind./m²), quando comparados aos rios ($\bar{x} = 5,9 \pm 0,3$ táxons/amostra e $3.248,9 \pm 77,0$ ind./m²), os quais foram ambientes mais lamosos. Para ambos os ambientes, locais no setor de alto impacto eram de menor riqueza ($\bar{x} = 4,7 \pm 0,3$ táxons/amostra) e densidade ($\bar{x} = 2.812,9 \pm 232,7$ ind./m²), quando comparados ao do setor de baixo impacto