UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO

EM MODELAGEM EM CIÊNCIAS DA TERRA E DO AMBIENTE-PPGM

KEVIN ANTONIO TOMALÁ PÉREZ

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA CARCINICULTURA SOBRE OS HABITATS E QUALIDADE DA ÁGUA NOS ECOSSISTEMAS COSTEIROS DO TERRITÓRIO DO BAIXO SUL DA BAHIA

FEIRA DE SANTANA – BA
2024

KEVIN ANTONIO TOMALÁ PÉREZ

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA CARCINICULTURA SOBRE OS HABITATS E QUALIDADE DA ÁGUA NOS ECOSSISTEMAS COSTEIROS DO TERRITÓRIO DO BAIXO SUL DA BAHIA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente da Universidade Estadual de Feira de Santana, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. George Olavo Mattos e Silva
Coorientadora: Profª. Drª. Taise Bomfim de Jesus

FEIRA DE SANTANA - BA
2024

Ficha catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

Perez, Kevin Antonio Tomala
P514a Avaliação dos impactos da carcinicultura sobre os habitats e qualidade da água nos ecossistemas costeiros do território do Baixo Sul da Bahia / Kevin Antonio Tomala Perez. - 2014.
115f.: il.

Orientador: George Olavo Mattos e Silva
Coorientadora: Taise Bomfim de Jesus

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana. Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, 2024.

1. Carcinicultura. 2. Qualidade da água. 3. Baixo Sul da Bahia. 4. Perda de habitat. I. Silva, George Olavo Mattos e, orient. II. Jesus, Taise Bomfim de, coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU: 639.512

Rejane Maria Rosa Ribeiro – Bibliotecária CRB-5/695

Kevin Antonio Tomala Perez

"Avaliação dos Impactos da Carcinicultura sobre os Habitats e Qualidade da Água nos Ecossistemas Costeiros do Território do Baixo Sul da Bahia"

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente da Universidade Estadual de Feira de Santana.
Orientador: Prof. Dr. George Olavo Mattos e Silva
Linha de Pesquisa: Estudos Ambientais e Geotecnologias.

Data de aprovação: 29 de abril de 2024.

BANCA EXAMINADORA:

gov.br Documento assinado digitalmente
GEORGE OLAVO MATTOS E SILVA
Data: 02/05/2024 11:47:05-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. George Olavo Mattos e Silva - Orientador
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

gov.br Documento assinado digitalmente
TAISE BONFIM DE JESUS
Data: 02/05/2024 18:12:37-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profª Drª [illegible] - Coorientadora
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

Prof. Dr. Pedro Manuel Villa Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

gov.br Documento assinado digitalmente
GISELE MARA HADLICH
Data: 30/04/2024 10:30:24-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Profª Drª Gisele Mara Hadlich
Universidade Federal da Bahia - UFBA

DEDICATÓRIA

“Tomado de tu mano inicie mi aprendizaje en la vida. Ahora casi todo lo que soy se lo debo a tu ejemplo de tenacidad y valor.

Por haber sido siempre mi más dilecto y respetable personaje, este trabajo se lo dedico a ustedes, FAMILIA...”

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me dado sabedoria, coragem, paciência e disciplina para culminar essa etapa. Agradeço a minha família, especialmente a minha Mãe, Karina Clemencia Perez Godoy, pelo apoio, incentivos, paciência e ensinamentos durante todo este percurso chamado vida, por acreditar que eu era capaz sempre; ao meus Pais, Raul Tomala e Jeovanni; à minha irmã, Nicole Carolina Tomala Perez, por estar comigo sempre, aos meus irmãos, tias e primos e em especial a minha avó pela criação e cuidado que me deu. Agradeço ao PPGM- Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente e à Universidade Estadual de Feira de Santana pela oportunidade da realização do curso de mestrado. Agradecido com a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de mestrado (números de processos 88887.687041/2022-00). Um agradecimento especial ao meu orientador o Prof. Dr. George Olavo Mattos e Silva e minha coorientadora Profa. Dra. Taise Bomfim de Jesus pela confiança que me depositaram, atenção, paciência e a amizade construída, tudo isso contribuiu para o êxito deste trabalho, e principalmente pela busca de ser melhor. Aos meus colegas da turma XVI, pela grande companheirismo e palas sugestões e discussões acerca do trabalho realizado. Agradeço aos professores do PPGM/UEFS Admiro Barros, Rodrigo Vasconcelos, Rosangela Leal, Washington Rocha, Joselisa Chaves e Marjorie Nolasko, pelas dicas e ensinamentos. Aos funcionários do laboratório de Saneamento Tahise e de Geoquimica Rose. Aos meus companheiros do laboratório de Ictiologia que me acompanharam durante o campo e ajudaram a desenvolver habilidades. Aos membros das bancas examinadoras, pela disponibilidade e contribuições.

RESUMO:

Mundialmente as atividades de produção aquícola têm desenvolvido um excelente crescimento econômico nas últimas três décadas. No Brasil o crescimento aquícola tem se intensificado principalmente com a produção de camarão conhecida como carcinicultura, sendo o principal fruto do mar para consumo, o que tem gerado uma alta demanda do produto. No estado da Bahia, principalmente no Baixo Sul, o crescimento acelerado da carcinicultura tem ocasionado grandes prejuízos aos ecossistemas costeiros, causando perda de habitats naturais para a construção de viveiros e descargas de águas com dejetos aquícolas que mudam as propriedades das águas superficiais. Neste estudo se avaliou o grau de impacto da qualidade ambiental ocasionados pela carcinicultura no território do Baixo Sul. Portanto, foi feito uma modelagem espácio-temporal desenvolvida a partir da aquisição de dados de uso e cobertura do solo gerados pelo Mapbiomas (coleção 7) por meio do GEE e posterior mapeamento em Qgis versão 3.22.6, usando modelos lineares do RStudio para testar a perda ou ganho entre variáveis. Os resultados por município do território do Baixo Sul evidenciaram que, em Valença a carcinicultura foi a responsável por perdas em áreas de campos alagados (R^2 = 0.893, Est = -0.002, t = -2.802, p 0.008). Nilo Peçanha, a carcinicultura foi a responsável pela perda de manguezal (R^2 = 0.727, Est = -0.625, t = -3.256, p 0.007). Em Ituberá, a classe mais afetada foi apicum (R^2 = 0.688, Est = –0.001, t = -5.237, $p < 0.001$) com perdas causadas pela carcinicultura. Também foram feitas análises dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais traços, através da coleta de água e sedimentos no Município de Valença, distribuídas em dois corpos de água superficial com aparências doces, salobras e salinas, em diferentes períodos (chuvoso e pouco chuvoso) aplicando a Standar Methods. Os resultados foram comparados junto à Resolução 357 e 454 do Conama, demonstrando variação das concentrações nos períodos de coleta: OD (4.1-4.9 mg/L), pH (9.2-8.13) coliformes termotolerantes (1100-68 nmp), metais na água Al (5.1-4.18 mg/L), Fe (3.86-1.16 mg/L), Mn (0.22-1.32 mg/L). A análise da PCA e a correlação de Pearson indicaram que os padrões de covariação dos parâmetros diferiram em relação aos pontos de amostragem e também entre os períodos de coleta. As concentrações mais altas de Al, Fe, Mn, Ni e Zn, quando comparadas com a legislação, foram relacionadas a litologia do local, e parâmetros como OD, pH, temperatura e salinidade foram as principais variáveis responsáveis pelo comportamento dos elementos Cr, Cu e Zn, demonstrando que suas concentrações não apenas acontecem de forma natural, sendo a carcinicultura uma das atividades que alteram os parâmetros físico, químico e biológico do ambiente aquático. Os resultados alcançados neste estudo demonstraram os impactos ambientais produzidos nos processos de construção (modelagem espaço-temporal) e operação (analises dos parâmetros) da carcinicultura, sendo importante avaliar e monitorar periodicamente as atividades desenvolvidas na região do Baixo Sul.

Palavras-Chave: Carcinicultura, qualidade de água, Baixo Sul da Bahia, perda de habitat.

ABSTRACT:

Worldwide, aquaculture activities have experienced significant economic growth over the past three decades. In Brazil, aquaculture has intensified, particularly shrimp production known as shrimp farming, which is the primary seafood for consumption, leading to high demand for the product. In the state of Bahia, especially in the Baixo Sul region, the rapid growth of shrimp farming has caused significant damage to coastal ecosystems, resulting in the loss of natural habitats for the construction of ponds and discharge of aquaculture effluents altering the properties of surface waters. This study evaluated the degree of environmental quality impact caused by shrimp farming in the Baixo Sul territory. Therefore, a spatiotemporal modeling was developed using land use and land cover data generated by Mapbiomas (collection 7) through GEE and further mapping in QGIS version 3.22.6, using linear models from RStudio to test loss or gain between variables. Results by municipality in the Baixo Sul territory showed that in Valença, shrimp farming was responsible for losses in wetland areas ($R^2 = 0.893$, Est = -0.002, t = -2.802, p 0.008). In Nilo Peçanha, shrimp farming was responsible for mangrove loss ($R^2 = 0.727$, Est = -0.625, t = -3.256, p 0.007). In Ituberá, the most affected classes were apicum ($R^2 = 0.688$, Est = –0.001, t = -5.237, $p < 0.001$) with losses caused by shrimp farming. Additionally, analyses of physicochemical, microbiological, and trace metal parameters were conducted through water and sediment collection in the Municipality of Valença, distributed in two surface water bodies with fresh, brackish, and saline appearances, during different periods (rainy and less rainy) using Standar Methods. Results were compared with Conama Resolution 357 and 454, showing concentration variations during collection periods: DO (4.1-4.9 mg/L), pH (9.2-8.13), thermotolerant coliforms (1100-68 MPN), metals in water Al (5.1-4.18 mg/L), Fe (3.86-1.16 mg/L), Mn (0.22-1.32 mg/L). PCA analysis and Pearson correlation indicated that covariation patterns of parameters differed regarding sampling points and collection periods. Higher concentrations of Al, Fe, Mn, Ni, and Zn, compared to legislation, were related to the local lithology, and parameters such as DO, pH, temperature, and salinity were the main variables responsible for the behavior of elements Cr, Cu, and Zn, demonstrating that their concentrations not only occur naturally, with shrimp farming being one of the activities altering the physical, chemical, and biological parameters of the aquatic environment. The results of this study demonstrated the environmental impacts produced in the construction (spatiotemporal modeling) and operation (parameter analysis) processes of shrimp farming, highlighting the importance of periodically assessing and monitoring activities in the Baixo Sul region.

Keywords: Shrimp farming, water quality, Baixo Sul da Bahia, habitat loss.

LISTA DE FIGURAS

CAPITULO 1 – CAPITULO 2

Figura 1 - Reconhecimento das áreas de carcinicultura através de sensoriamento remoto (Valença). 9
Figura 2 - Reconhecimento das áreas de carcinicultura através de sensoriamento remoto (Nilo Peçanha e Ituberá). 10
Figura 3 - Área de Estudo: Municípios da Zona Costeira do Território do Baixo Sul 22
Figura 4 - Mapa Geológico do Baixo Sul 23
Figura 5 - Mapa Geomorfológico do Baixo Sul 24
Figura 6 - Mapa de Solos do Baixo Sul 26
Figura 7 - Mapa Hidrogeológico do Baixo Sul 27
Figura 8 - Uso e Cobertura do Solo 29
Figura 9 - Unidades de Conservação da Área de Estudo 35

CAPITULO 3

Figura 1 - Área de estudo na microrregião do Território de Identidade do Baixo Sul da Bahia, Brasil, onde foram identificadas as localidades onde estão estabelecidos os empreendimentos de carcinicultura nos municípios costeiros de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá. 41
Figura 2 - Fluxograma geral do estudo. 42
Figura 3 - Mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Valença. 46
Figura 4 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe florestal na zona costeira. 48
Figura 5 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe restinga na zona costeira. 49
Figura 6 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe campo alagado na zona costeira. 51
Figura 7 - Mapeamento da evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Nilo Peçanha. 53
Figura 8 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta na zona costeira. 55
Figura 9 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe manguezal na zona costeira. 56
Figura 10 - Mapeamento da evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Ituberá. 57
Figura 11 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta na zona costeira 59
Figura 12 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe apicum na zona costeira. 60

CAPITULO 4

Figura 1 - Área dos Empreendimentos e Localização dos pontos de amostragem de água e sedimento para análises. 70
Figura 2 - Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros físico-químico, microbiológico e metais encontrados 81
Figura 3 - Correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais em amostras de água. 84
Figura 4 - Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros físico-químico, microbiológicos e metais encontrados em sedimentos. 85

Figura 5 - Correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais em amostras de sedimentos. 87

LISTA DE QUADROS

CAPITULO 1 – CAPITULO 2

Quadro 1 - Produção Brasileira de Camarão Marinho cultivado por Estado..... 10
Quadro 2 - Espécies Ameaçadas nos Ecossistemas Costeiros. 15

LISTA DE TABELAS

CAPITULO 3

Tabela 1 - Banco de dados..... 43
Tabela 2 - Reclassificação das classes de uso e cobertura. 44
Tabela 3 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do Município de Valença. 47
Tabela 4 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Valença). 51
Tabela 5 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Nilo Peçanha..... 54
Tabela 6 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Nilo Peçanha) 57
Tabela 7 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Ituberá. 58
Tabela 8 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Ituberá)..... 61

CAPITULO 4

Tabela 1 - Parâmetros e métodos analisados em água e sedimentos. 71
Tabela 2 - Distribuição dos resultados dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos na água, em temporada de menor precipitação em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, classes doce, salobra e salina. 74
Tabela 3 - Distribuição dos resultados dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos na água em temporada de maior precipitação em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, classes doce, salobra e salina. 75
Tabela 4 - Distribuição dos resultados das substâncias químicas (metais) dos materiais dragados em águas jurisdicionais em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 454/12, classes doce, salobra e salina. 80
Tabela 5 - Comparação do comportamento dos metais coletados em água, sedimento e organismos em áreas próximas a carcinicultura. 80
Tabela 6 - Estatística dos diferentes testes de hipóteses paramétricas e não paramétricas dos parâmetros que ultrapassaram os limites..... 88

SUMÁRIO

1 CAPÍTULO: CONSIDERAÇÕES INICIAIS 5
1.1 INTRODUÇÃO 6
1.2 OBJETIVOS 7
1.2.1 OBJETIVO GERAL 7
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 7
1.3 REFERENCIAL TEÓRICO 8
1.3.1 HISTÓRICO DA CARCINICULTURA 8
1.3.2 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS 11
1.3.3 AGENTES CONTAMINANTES PRODUZIDOS PELA CARCINICULTURA 11
1.3.4 PERDA DE HABITAT E ESPÉCIES AMEAÇADAS NOS ECOSSISTEMAS COSTEIROS 14
1.3.5 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS 16
2 CAPÍTULO: CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO 21
2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO 22
2.1.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 22
2.2 CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO 22
2.2.1 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA 22
2.2.2 PEDOLOGIA 24
2.2.3 CLIMA 26
2.2.4 HIDROGEOLOGIA 26
2.3 CARACTERIZAÇÃO DO MEIO BIÓTICO 28
2.3.1 FLORA 28
2.3.2 FAUNA 31
2.3.3 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO 32
2.4 CARACTERIZAÇÃO MEIO SOCIOECONÔMICO 35
2.4.1 MEIO SOCIOECONÔMICO 35
3 CAPÍTULO: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA PERDA DE HABITATS COSTEIROS NO TERRITÓRIO DO BAIXO SUL DA BAHIA: O IMPACTO DA CARCINICULTURA 37
3.1 INTRODUÇÃO 39
3.2 MATERIAIS E MÉTODOS 41
3.2.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO 41
3.2.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS 42

3.2.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS 43
3.2.4 ANÁLISE DOS DADOS 44
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 45
3.3.1 MAPEAMENTO E ANÁLISE ESPAÇO–TEMPORAL DAS ÁREAS DE ESTUDO 45
3.3.1.1 Município de Valença 45
3.3.1.2 Município de Nilo Peçanha 52
3.3.1.3 Município de Ituberá 57
3.4 CONCLUSÃO 61
3.5 REFERENCIAS 62
4 CAPITULO: DINAMICA GEOQUIMICA DE AMIENTES COSTEIROS SOB ATIVIDADES DE CARCINICULTURA NO MUNÍCIPIO DE VALENÇA-BAHIA. .. 66
4.1 INTRODUÇÃO 68
4.2 MATERIAIS E MÉTODOS 69
4.2.1 ÁREA DE ESTUDO 69
4.2.2 COLETA E ANÁLISES DAS AMOSTRAS 70
4.2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICA 72
4.2.4 COMPARAÇÃO DOS DADOS 73
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 73
4.3.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS ENCONTRADOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E NO SEDIMENTO 73
4.3.2 ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS E CORRELAÇÃO DE PEARSON NA ÁGUA 80
4.3.3 ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS E CORRELAÇÃO DE PEARSON EM SEDIMENTOS 84
4.4 CONCLUSÕES 88
4.5 REFERENCIAS 89
4.6 ANEXOS 99
5 CAPITULO: CONSIDERAÇÕES FINAIS 100
5.1 CONCLUSÕES 101
5.2 RECOMENDAÇÕES 101
6 REFERENCIAS 102

1. CAPÍTULO: CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 INTRODUÇÃO

Atualmente a produção mundial aquícola vem crescendo aceleradamente, nas últimas três décadas, passou a crescer de 29,9 milhões de toneladas em 2007, para quase 80 milhões de toneladas produzidas em 2016. Tendo em conta que 7.9 milhões de toneladas é derivado de crustáceos (camarões), sendo um dos maiores frutos do mar consumidos no mundo segundo a FAO. Em 2019 o Brasil teve uma produção pesqueira de 800 mil toneladas e se estima um crescimento da aquicultura marinha brasileira em cerca de 32% até o ano de 2030 (FAO, 2020; VALENTI *et al.*, 2021).

Uma das atividades aquícolas que mais tem crescido e intensificado no país é a carcinicultura, caracterizada por produzir camarões marinhos. Esse crescimento acelerado vem fazendo com que haja um aumento de terras aquícolas e uma maior entrada de resíduos orgânicos e inorgânicos nos corpos de águas naturais (MIRES DE FREITAS *et al.*, 2022). Em grande parte, o crescimento é devido ao alto valor do produto nos mercados internos e externos, bem como a disponibilidade de terras para a instalação de viveiros (DIAS; SOARES; NEFFA, 2012) atingindo os ecossistemas costeiros, principalmente aqueles que integram a zona costeira (manguezais, estuários, apicuns e restingas).

As zonas costeiras pertencente ao bioma Mata Atlântica, e encontram-se localizados no litoral brasileiro considerado um dos mais extensos do mundo, ocupando 150 milhões de hectares dos quais só 11.4 milhões, ou seja, o 16% permanecem como floresta remanescente, sendo uns dos biomas mais fragmentados (SOUZA *et al.*, 2022, p. 2), isto por ser uma região ecologicamente frágil e muito produtiva. Os efeitos de expansão dos núcleos urbanos, industriais e de turismo, são a principal causa para submeter aos sistemas litorâneos (SOUSA; MOURA; DA SILVA, 2015, p. 23).

O cultivo da espécie *Litopenaeus vannamei* depende de vários fatores tais como: a ração alimentar usada, sobrevivência e peso, tempo de cultivo, terras de aptidão e qualidade da água (BARBOSA, 2018). Na atualidade pode-se observar grandes extensões de terra usadas para a produção do camarão em cativeiro principalmente nas zonas costeiras da região nordeste do Brasil; estados como Rio Grande do Norte, Bahia e Pernambuco que deram há décadas à implementação da espécie *Litopenaeus vannamei,* que se adaptou às excelentes condições edafoclimáticas que a região possui, e como resultado gerou uma boa produção e desenvolvimento, permitindo que a atividade seja uma das mais promissoras atualmente (KRUMMENAUER et al., 2010; LIMA *et al.*, 2020).

É comum observar impactos ambientais sobre os ecossistemas costeiros tanto de ocorrência natural quanto de atividades antrópicas, os quais geram supressão vegetal e lançamento de efluentes industriais com presença de metais (SILVA, 2020). Também, a intensa descarga de aguas residuais com despejos orgânicos e fertilizantes podem afetar a qualidade d'água do perfil costeiro (SALGADO, 2014, p. 63), capazes de causar perda de habitat essenciais como berçários e áreas de refúgios para várias espécies de interesse comercial (SANTOS, 2017). Sendo que as zonas costeiras são um sistema altamente produtivo, porém vulnerável aos efeitos da pressão antrópica.

No estado da Bahia o crescimento e a intensificação da carcinicultura tem gerado grandes impactos com a introdução do camarão de cativeiro; umas das regiões onde mais se pratica a carcinicultura é no Baixo Sul da Bahia, em municípios como Valença, Nilo Peçanha, Ituberá, entre outros. Isto por serem áreas que possuem boas condições ambientais, permitindo ao camarão se adaptar e reproduzir.

Portanto, a pesquisa visa em caracterizar os principais impactos ambientais ocasionados pelos empreendimentos de carcinicultura através de um mapeamento para quantificar a perda de habitat costeiro do Baixo Sul da Bahia; da mesma forma, através de análises físico-química, microbiológica e geoquímica dos corpos aquáticos, vamos a identificar se existe uma possível contaminação que altere as propriedades do recurso hídrico das zonas costeiras.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar o grau de impacto da qualidade ambiental de áreas adjacentes a carcinicultura no território do Baixo Sul da Bahia.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Mapear e quantificar a perda e ganho de habitats naturais causada pela expansão das atividades antrópicas sobre os ecossistemas da zona costeira;
- Quantificar os parâmetros físico-químicos e microbiológica da água e de sedimentos associados à produção de camarões em cativeiro (carcinicultura) dentro da localidade Guaibím, município de Valença-Bahia;
- Verificar se os parâmetros físico-químicos e microbiológicos em amostras de água e

sedimentos coletados em áreas adjacentes à carcinicultura, estão dento dos limites de tolerância das resoluções do CONAMA 357/05 e 454/12.

1.3 REFERENCIAL TEÓRICO

1.3.1 HISTÓRICO DA CARCINICULTURA

A produção do camarão de cativeiro tem sido uma atividade significativa para muitos países, sendo capaz de gerar milhões de dólares (COZER *et al*., 2020), especialmente com o cultivo da espécie *Litopenaeus vannamei*, conhecida como camarão branco. A maior produção dessa espécie encontra-se localizada em países do continente Asiático e América Latina especialmente em países como México, Equador e Brasil. A produção mundial da espécie teve um impacto na década de 1980 onde teve um aumento acelerado da produção aquícola; o que era uma produção de 30.000 toneladas ao começo da década de 1980, para início deste século aumentou em 1,63 milhões, de toneladas a nível global (MEIRELES *et al*., 2007).

O surgimento e o comércio do camarão de cativeiro no Brasil deram início na década de 1970 no Rio Grande do Norte com a introdução da espécie *Litopenaeus vannamei*, mas foi no final da década de 1990 que a indústria sofreu grandes transformações; a implementação de avanços tecnológicos, e científicos e o bom desenvolvimento da espécie devido a excelentes condições fisiológicas permitiu ao Brasil crescer aceleradamente com a implementação desta espécie. Para o início do ano 2000 até 2004 o crescimento foi vigoroso já que houve uma produtividade média de 6 ton/ha/ano o que significaria que teve um aumento da produção em 50%, atingindo 90.190 toneladas (MEIRELES *et al*., 2007; RIBEIRO *et al*., 2014). Isto pode-se evidenciar nas regiões do nordeste do Brasil onde existe um desenvolvimento mais notório desta atividade, sendo responsável por 94% total da produção do país.

O Estado da Bahia possui o maior litoral brasileiro, com cerca de 1.183 km de extensão, onde se desenvolvem diversas atividades comerciais marinhas, como a carcinicultura localizada na faixa litoral. A produção de camarão teve seu auge nos anos 2002 e 2004, isto levou o estado a se tornar o terceiro maior produtor do Brasil, com uma área produtiva de 2096 ha com produção de 7577 toneladas (BAHIA PESCA, 2022). Atualmente, a comercialização do camarão acontece principalmente nas regiões do Recôncavo, Baixo Sul e Sul. Hoje existem um aproximado de 115 produtores de camarão; e o principal polo de criação de camarão em cativeiro do estado encontra-se na região do Baixo Sul. Nessa região, a carcinicultura já demonstra ser uma atividade lucrativa, já que estão sendo implementadas novas fazendas que

vêm sendo desenvolvidas por “empreendimentos industriais” e “viveiros artesanais”. Segundo a BAHIA PESCA (2022), grande parte da produção baiana só atende ao próprio estado.

No município de Valença onde se desenvolve maior parte da produção de carcinicultura destaca-se um empreendimento de carcinicultura do tipo industrial semi-intensivo, com uma fazenda produtora de camarão com mais de 700 há.

Figura 1 - Reconhecimento das áreas de carcinicultura através de sensoriamento remoto (Valença).

Fonte: Google Earth, 2023

Já em municípios como Nilo Peçanha e Ituberá destacam-se empreendimentos que optam por menores densidades (viveiros artesanais) por serem menores, e outros que possuem alta produtividade, e devido ao desenvolvimento somente na etapa de engorda.

Figura 2 - Reconhecimento das áreas de carcinicultura através de sensoriamento remoto (Nilo Peçanha e Ituberá).

Fonte: Google Earth, 2023

Sendo assim, na atualidade o estado da Bahia está ocupando o quinto lugar em produção de camarão por estado segundo a ABCC, (2022). No quadro abaixo apresentam-se os dados desde 2016 até 2021.

Quadro 1 - Produção Brasileira de Camarão Marinho cultivado por Estado.

PRODUÇÃO (Toneladas)						
ESTADOS	**2016**	**2017**	**2018**	**2019**	**2020**	**2021**
CEARÁ	34.000	30.000	29.000	35.000	47.000	55.600
RIO GRANDE DO NORTE	15.000	19.500	23.000	26.000	28.000	26.000
PARAÍBA	2.000	2.400	6.000	7.000	8.100	10.000
PERNAMBUCO	2.200	3.200	5.500	6.500	8.000	8.500
BAHIA	2.500	3.400	5.600	5.800	7.000	6.000
SERGIPE	2.000	3.200	5.000	6.000	7.000	6.000
PIAUÍ	1.500	1.800	1.600	1.700	3.500	4.000
ALAGOAS	400	630	700	1.200	2.500	2.900
OUTROS (MA, SC, PR, PA, SP, RS, RJ, GO, TO, MG)	400	870	600	800	900	1.000
Produção Total	60.000	65.000	77.000	90.000	112.000	120.600

FONTE: ABCC, 2022

1.3.2 AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS

Segundo a resolução CONAMA Nº 01/1986, define ao impacto ambiental como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I - a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II - as atividades sociais e econômicas; III - a biota; IV - as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V - a qualidade dos recursos ambientais.

É importante levar em consideração que cada impacto ambiental associado a um projeto, obedece, basicamente, a uma relação entre o aspecto ambiental e fator ambiental. Isso leva em consideração a avaliação de impacto ambiental, que é um conjunto de estudos técnicos-científicos e de procedimentos jurídicos-administrativos que têm por objeto documentar os efeitos da ação humana mediante a identificação, predição e interpretação dos impactos ambientais sobre o ecossistema, à saúde e bem-estar do homem (DE MIRO ORELL; TULLA, 1984). Assim, o impacto ambiental é avaliado quando uma ação ou atividade produz uma alteração no ambiente e em alguns de seus componentes, especificando qualquer repercussão, em curto e longo prazo.

1.3.3 AGENTES CONTAMINANTES PRODUZIDOS PELA CARCINICULTURA

Desde o início até o final da produção da carcinicultura são desenvolvidas algumas atividades, essas se dividem por fases e em cada uma delas são usados vários agentes químicos e rações peletizadas que melhoram a produtividade do camarão em cativeiro, porém, alguns desses agentes podem impactar negativamente os ecossistemas costeiros. Para obter o produto final precisa passar por algumas etapas e práticas de manejo, que envolvem algumas fases: larvicultura, berçário, engorda e despesca (ROSENBERRY, 1994).

1.3.3.1 LARVICULTURA

. Segundo o SENAR (2016), um dos primeiros passos para obter a larva é a captação de água. A água captada pelo laboratório passa por um processo de desinfecção, limpeza e manutenção nos sistemas de tanques; nela são usadas matérias detergentes, solução de hipoclorito, ácido muriático e EDTA para desinfectar, reduzir metais pesados e agentes patogênicos. Substâncias como o hipoclorito de sódio ou cálcio são usados para desinfetar e tratar as águas captadas, e grandes exposições a esses produtos podem gerar toxicidade para o homem causando irritação ao trato respiratório, entrando em contato com os tecidos, para

eventualmente causar inflamação aguda que dá como resultado necroses (FLAQUET; MARILL, 2017; MARÍN BOTERO *et al*., 2019); buscando reduzir esses impactos, usa-se o tiossulfato de sódio para neutralizar o hipoclorito; outros químicos usados como EDTA que é um quelante serve para dissipar os metais pesados e garantir os processos de muda em larvas, suas quantidades de uso depende das concentrações de metais (SCELZO, 1997).

Depois da desinfecção ocorre o primeiro estágio larval, conhecido como náuplios, responsáveis pela produção de pós-larval (pls), os laboratórios produzem os náuplios onde o sector de maturação responde pela aclimatação, acasalamento e desova. Passando pelas fases de protozoéa, misis até atingirem o estágio de pós-larva durando entre 25 e 30 dias. O alimento desses indivíduos é composto principalmente por ração de microalgas diariamente e alguns zooplânctons, fitoplânctons, diatomeas (*Chaetoceros sp)* e flageladas (*Tetraselmis sp*). A boa produção de náuplios dependerá de fatores como: qualidade da água, troca de temperatura, aeração e níveis proteicos de alimentação (SENAR, 2016).

As microalgas além de servir como alimento durante o processo de larvicultura, atuam como uns estabilizantes nos tanques de cultivo, já que eliminam o excesso de fósforo e amônia excretado pelas larvas (ÁLAVA *et al*., 2022), ou seja essas formas ionizadas são rapidamente usadas por elas para evitar o aumento excessivo de matéria orgânica. O meio de cultura necessário para as algas crescerem e se multiplicarem é através do Guillard F/2, uma preparação de vitaminas e minerais que servem como nutrientes (SENAR, 2016). Segundo Silva *et al*., (2009) o excesso de microalgas acumula nitrogênio dissolvido na água do cultivo causando problemas em larvas, servindo de vetores de contaminação por microrganismos patogênicos. Os náuplios são criados em tanques berçários até passar pela fase de pós-larval, servindo como etapa intermediária entre o processo de larvicultura e engorda (SILVA; MENDES, 2006)

1.3.3.2 BERÇÁRIO

Nessa fase acontece a criação dos náuplios até pós-larval, englobando desde os tanques berçários e viveiros de engorda (BARBOSA, 2018, p. 19). Nessa fase, são estocadas em pequenos tanques em formatos retangulares durante um período de 10 a 20 dias, com constante aeração e boa alimentação, paro logo após serem trasladados à fase de engorda em viveiros. Antes desse traslado, é feito o processo de aclimatação que ajuda minimizar o estresse do animal que acontece durante a pós-larva, quando se faz o transporte da larva dos tanques de laboratório para os viveiros (BARBOSA, 2018). Aclimatação é o processo de adaptação dos organismos às mudanças do ambiente em que eles vão se desenvolver; são tomados em conta níveis de

salinidade, temperatura, pH e OD (SENAR, 2016). Desde o processo de aclimatação até a etapa de engorda, existe risco de mortalidade associada à composição iônica do líquido e a baixa salinidade. Isto deve-se já que o camarão precisa de aníones: bicarbonatos, sulfatos e cloretos; tanto como cátions complementares: cálcio, magnésio, potássio e sódio (BALBI *et al*., 2005; MORENO, 2010).

1.3.3.3 ENGORDA

Primeiro é feito o preparo dos viveiros, mediante a secagem com a exposição do sol em média de 20 dias, logo é adicionado carbonato de cálcio para a correção do pH do solo e neutralizar a camada superficial dos sedimentos, além de flocular o solo, para uma melhor agregação (FIGUEIREDO *et al*., 2005; QUEIROZ; BOEIRA, 2006). Após as correções, procede-se encher os viveiros com a captação de água, onde os parâmetros físico-químico d'água serão corrigidos mediante a desinfecção e o uso de emendas bacterianas que ajudam a correção da qualidade da água, eliminação matéria orgânica, a fim de, melhorar o solo, prevenir doenças, reduzir a incidência de microrganismos patogênicos e melhorar a eficiência alimentar e crescimento de organismos (HUANG *et al*., 2022; SHARMA *et al*., 2021). As emendas bacterianas (probióticos) são usados durante todo o ciclo de engorda sendo suspensa uma semana antes da despesca, a quantidade de emendas depende do tamanho dos tanques e nível de produção.

Nessa fase a demanda hídrica é bem alta, segundo Figueiredo *et al*. (2005, p. 234) o consumo médio hídrico por ano de uma fazenda de camarão, com 2,5 ciclos de produção de 90 dias cada, é estimado em 58.874 m^3/ha. Durante a etapa de engorda os camarões são alimentados com ração peletizada com farinha peixe, farinha de soja em doses específicas. Algumas fazendas fazem o uso de fertilizantes nitrogenados e fosfatados que aumentam a oferta de plâncton, a parte não assimilada é absorvida pelo solo, assimiladas por bactérias ou descarregadas nos efluentes (SALDIAS; SONNENHOLZNER, 2002), também são usados como parte da engorda rações probióticos e melaço que ajudam à colonização bacteriana no trato digestivo. Dessa maneira o sistema de alimento utilizado nos cultivos é misto e está composto por uma espécie de microalga e várias bactérias associadas (VELA, 2014, p. 2).

Por outra parte, a substituição de probióticos para antibióticos na etapa de engorda termina sendo muito evidente já que o camarão é mais vulnerável a doenças pelo constante intercâmbio de água que existe na etapa de engorda. Huang *et al*. (2022) comentam que o camarão branco é susceptível as enfermidades dos vibrios (parahaemolyticus) e bacilos,

bactérias que causam a síndrome de mortalidade prematura evitando que o camarão cresça. Portanto, o uso de antibioticos como antimicrobianos é notório para a prevenção de infecções.

1.3.3.4 DESPESCA

Após da fase de engorda, quando os animais cultivados alcançam um tamanho e peso ideal, procede-se à despesca onde se realiza a retirada da água dos tanques, coleta e abate dos camarões (RIBEIRO *et al*., 2014). Este trabalho implica basicamente a captura, classificação/separação dos camarões defeituosos e transporte do produto aos empreendimentos de processado (TAHIM; DAMACENO; JUNIOR, 2015)

1.3.4 PERDA DE HABITAT E ESPÉCIES AMEAÇADAS NOS ECOSSISTEMAS COSTEIROS

A ameaça e perda de habitats causada pela distribuição das indústrias tem acarretado conflitos socioambientais entre empreendedores e usuários tradicionais (marisqueiros e pescadores) que vivem dos serviços ambientais que estes oferecem. A criação de camarões vem afetando negativamente os ecossistemas de manguezal, apicuns e restingas que são substituídos por fazendas de camarão (CORDEIRO, 2008; ICMBIO, 2015). Desta forma, os ecossistemas estão sujeitos à perda de biodiversidade, poluição da água, introdução de agente patógenos e parasitos e aumento da introdução o que pode gerar risco de extinção de espécies e populações silvestres por espécies exóticas, gerando impactos socioambientais pelo deslocamento das comunidades, consequentemente provocam conflitos, ameaçando a integridade biológica e cultural que se fazem sentir não apenas sobre as comunidades tradicionais, também envolvem setores empresariais, políticos e ambientais (DIAS; SOARES; NEFFA, 2012).

Entre os habitats que se encontram em ameaça estão os manguezais; eles abrangem muitas espécies de importância socioeconômica, mas suas áreas vêm sendo modificadas e estão sendo submetidas a graves problemas ambientais que deterioram sua integridade, as espécies e culturas associadas, isto em sua maioria devido à atividade aquícola (ICMBIO, 2015). A maior parte da perda do manguezal deve-se a instalação de fazendas de cultivo de camarão, ocupando outros ambientes como apicuns e restingas, esses ambientes compõem um espaço de uso para as comunidades tradicionais pesqueiras (RIOS; GERMANI, 2008). A transformação dos manguezais para carcinicultura é um dos maiores degradadores *(SCHAEFFER-NOVELLI et al*., 2012) responsável por 38% a 50% da destruição de áreas de manguezal no Brasil (VALIELA *et al*., 2001 apud (ICMBIO, 2018).

O PAN Manguezal determinou ações de conservação para 74 espécies dentro dos ecossistemas de manguezal, pelo que existem ao redor de 20 espécies consideradas ameaçadas de extinção constante indicadas nas Portarias do MMA nº 444 e 445/20142, nove constantes nas listas estaduais e 45 espécies de importância socioeconômica e não ameaçadas de extinção (ICMBIO, 2018). A partir de alguns relatos das comunidades de pescadores do Baixo Sul comentando que houve a redução de algumas espécies marinhas de consumo, o Governo do Estado da Bahia através da PORTARIA Nº 37 DE 15 DE AGOSTO DE 2017, tornou pública a Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção no Estado. O livro "SUMÁRIO PARA TOMADORES DE DECISÃO" também se destaca na identificação de espécies ameaçadas onde fazem o 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. Assim, na Quadro 2 mostra-se uma lista de algumas das espécies de flora e fauna ameaçadas conforme o estabelecido pelo PAN Manguezal e o Governo do Estado.

Quadro 2 - Espécies Ameaçadas nos Ecossistemas Costeiros.

FLORA					
TÁXON	NOME COMUM	CATEGORIA AMEAÇADA	IMPORTÂNCIA SOCIOECONÔMICA	ICMBio	Portaria Nº 37
Avicennia germinans	Mangue-preto, Siriba	-	Sim	X	
Avicennia schaueriana	Mangue-preto, Siriba	-	Sim	X	
Laguncularia racemosa	Mangue branco	-	Sim	X	
Rhizophora mangle	Mangue-vermelho	-	Sim	X	
MAMÍFEROS					
Alouatta belzebul ululata	Guariba-de-mãos-ruivas	VU	Não	X	
Sapajus xanthosternos	Macaco-prego-do-peito-amarelo	EN	Não	X	X
Sotalia guianensis	Boto-cinza	VU	Não	X	X
Trichechus manatus	Peixe-boi-marinho	RE	Não	X	X
PEIXES					

Epinephelus Itajara	Mero	CR	sim	X	X
Epinephelus morio	Garoupa	EN	Sim		X
Lutjanus cyanopterus	Caranha	VU	Sim		X
Mycteroperca bonaci	Sirigado	VU	Sim		X
Mycteroperca interstitialis	Badejo-amarelo	VU	Sim		X
parisoma axillare	Peixe-papagaio-cinza	VU	Sim		X
Scarus trispinosus	Budião-azul	EN	Sim		X
INVERTEBRADOS AQUÁTICOS					
Cardisoma guanhumi	Guaiamum	VU	Sim	X	X
Ucides cordatus	Caranguejo-uçá	CR	Sim	X	X
Goniopsis cruentata	Aratu-vermelho	VU	Sim		X
Xiphopenaeus kroyeri	Camarão-sete-barbas	VU	Sim	X	X

Fonte: BAHIA, 2017; ICMBIO, 2015; SEIXAS et al., 2023

1.3.5 ANÁLISE FÍSICO-QUÍMICA E MICROBIOLÓGICA DAS ÁGUAS

Manter a boa qualidade d'água é um dos fatores fundamentais em consideração nos empreendimentos aquícolas; os seus parâmetros são medidos de forma manual com a ajuda de instrumentos que permitem conhecer o estado do recurso e também notar as mudanças, para logo tomar decisões ante qualquer emergência. A má qualidade do recurso pode comprometer a produção, favorecer a ocorrência de agentes infecciosos, parasitos e mortalidade dos organismos cultivados (ALVES *et al.*, 2022)

Em cultivos de camarões o sucesso não só depende da boa gestão do empreendimento, também depende do monitoramento constante das águas dos viveiros (GERMAN *et al.*, 2020). Para que uma espécie possa se desenvolver é necessário ter uma ótima condição da água

(MOLLO; PIZARRO, 2018) por isso, a análise da qualidade da água é importante para o desenvolvimento econômico, social e ambiental na carcinicultura. Avaliar e analisar os parâmetros físico-químico e microbiológicos ajudam evitar a queda das unidades de produção aquícola do camarão.

Para determinar possíveis alterações nas características físico-química e biológicas da água, são utilizados parâmetros e critérios que indicam as impurezas e alterações encontradas na qualidade da água, entre esses estão os parâmetros físicos (características organolépticas, temperatura, condutividade, turbidez), os parâmetros químicos (pH, salinidade, oxigênio dissolvido, DBO, DQO) e os parâmetros biológicos coliformes termotolerantes e coliformes totais (BARRENETXEA *et al*., 2004; OLIVEIRA *et al*., 2018).

Godínez-Siordia; Chávez-Sánchez; Gómez-Jiménez (2011); Barrenetxea *et a*l. (2004) e Shamir *et al*., (2018) sinalizam alguns parâmetros físico-químicos que devem ser levados em conta para a qualidade das águas na atividade de carcinicultura, entre eles estão:

1.3.5.1 Características Físicas

- Cor

É medida quando existem materiais suspensos, dispersos e dissolvidos. Quando a coloração da água natural não poluída apresenta uma cor de tipo verde é porque contém fitoplâncton ou clorofíceas e pode-se observar em muitos casos nos laboratórios de larvicultura. A cor das águas de origem residual é medida em unidades de Pt-Co, por comparação com a solução de ambos os metais.

- Odor e Sabor

Fontes de odor e sabor podem ser de origem natural e artificial, compostos inorgânicos não produzem odor, exceto (cloro, sulfuro de hidrogênio e amônia) e os orgânicos produzem mau sabor e odor. O odor é medido e determinado numa escala de intensidade de odor e a medida de sabor é medida em sentido do gosto (ácido, salgado, amargo ou doce).

- Turbidez

Conhece-se como turbidez quando existe material insolúvel, suspenso ou disperso na água. É medida em unidades nefelométricas (NTU) ou em Mg de SiO_2/l. Em outros casos são determinados por meio da transparência da água, que se mede em metros (m), profundidade com que o disco de Secchi desaparece.

- Temperatura

A temperatura é uma variável que altera a qualidade da água, ela pode causar a queda da solubilidade do oxigênio quando aumenta a temperatura e acelera os processos de decomposição. A espécie *L. Vannamei* é considerada uma espécie euritérmica (grandes variações de temperatura) nas primeiras fases de vida e estenotérmico (limites estreitos de temperatura) em fases de pré-adulto, pelo qual é importante evitar quedas de temperaturas de 23°C e acimas de 34°C, já que se reduz a taxa de alimento e crescimento (COLLINS *et al*., 2005; DAVIS; SAMOCHA; BOYD, 2004).

- Condutividade e Salinidade

Condutividade é aquela medida de resistência que se recusa a água ao passo da corrente elétrica entre dois eletrodos impolarizáveis submergidos na mesma. Quando a condutividade é elevada existe alta salinidade que se traduz em Siemen (S) como unidade de medida. Por enquanto a salinidade representa-se pelo conteúdo iônico total da água.

Esse parâmetro é muito utilizado nas fazendas de carcinicultura por conter águas salobras para a aclimatação do camarão, normalmente identificado com o parâmetro total de sólidos dissolvidos e expresso em g/kg. Esses parâmetros são elementos essenciais para a regularização metabólica do camarão (MORENO; SALAS; GUTIÉRREZ, 2013).

1. 3.5.2 Características Químicas

- pH

É uma propriedade de caráter químico e seus valores são características básicas para a qualidade d'água; indica o comportamento ácido (redução) ou básico (aumento) da mesma quando existem alterações podem atentar efeitos nocivos sobre os organismos vivos (PÉREZ *et al*., 2003), sendo de vital importância para o desenvolvimento da vida marinha, por isso recomenda-se ter valores neutros ou pouco alcalinos entre 6,5 e 8,5 unidades para águas naturais.

- Oxigênio Dissolvido

Este parâmetro é medido como mg O_2/l. e tem relação com a matéria orgânica, sendo assim uns dos parâmetros mais importantes para o desenvolvimento da vida aquática, já que peixes e crustáceos precisam de níveis altos de OD e bactérias níveis baixos. As principais causas de desoxigenação das águas são a presença de atividade biológica e a respiração de seres vivos. Em tanques de camarão é notório o uso de bactérias para a redução de matéria orgânica e

nutrientes, como também o constante recambio de água que evita o acúmulo de nutrientes e a eliminação de organismos competidores de oxigênio.

- Demanda Bioquímica do oxigênio

Este parâmetro indica contaminação por matéria orgânica e trabalha com a concentração de matéria orgânica biodegradável; calcula a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido na água, incubando-se uma amostra durante 5 dias a 20ºC e medida em mg O_2/l (ppm O_2).

- Demanda química do oxigênio

Se usa como parâmetro indicativo de matéria orgânica global, biodegradável e não biodegradável na água. Mede a quantidade de matéria suscetível à oxidação química contida na água; utiliza-se um agente químico como o dicromato de potássio (DQO-Cr) ou permanganato de potássio (DQO-Mn) em meio ácido, permitindo saber a quantidade de substâncias susceptíveis a oxidação inorgânica ou orgânica na água, e expressa-se em mg O_2/l.

- Fósforo

O fósforo em sua forma elementar é tóxico, e um composto essencial para o crescimento de organismos, e como nutriente limita a produtividade primária dos corpos de água, evitando o crescimento de micro e macro organismos aquáticos alguns fotossintéticos em grandes quantidades, alterando o balance da vida no meio aquático (PETRO; WEES, 2014). São capazes de gerar eutrofização pelo excesso de fertilizantes e ração como alimento para o camarão.

- Nitrogênio

Segundo Borges (2018) e Petro; Wees (2014) as principais formas de ocorrência do nitrogênio em água são: compostos orgânicos, amônia, nitrito e nitrato; porém, os mais presentes nos tanques das fazendas são:

Nitrito, na água, indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica; se forma por oxidação biológica e de amônia por redução do nitrato em condição anaeróbica. Sua presença causa morte aos organismos orgânicos por asfixia reduzindo o oxigênio aos tecidos.

Nitrato é o produto final da nitrificação, e se acumula em grandes quantidades nos sistemas fechados de cultivos, os altos níveis de nitrato produz a oxidação da hemoglobina, impedindo também o fluxo de oxigênio, ainda pode atuar em sinergia com outras formas nitrogenadas. As unidades de medidas para todos esses nutrientes são em mg/l.

1.3.5.3 Características Microbiológicas

Nos estudos dos microrganismos na água os mais importantes são: os vírus, bactérias e algas. A contaminação bacteriológica é produzida pelo material residual de humanos e animais, isto se deve porque existem agentes patógenos (vírus e bactérias) nas fezes, urina e sangue capazes de causar doenças e epidemias. O monitoramento bacteriológico das águas na carcinicultura é um fator importante, já que assim se pode estabelecer medidas de biossegurança que ajudam diminuir a presença de microrganismos patógenos e prevenir impactos negativos na produção (SUÁREZ *et al*., 2015).

Os indicadores mais utilizados nos parâmetros microbiológicos nas águas são os coliformes totais (grupo que incluem todos os coliformes de qualquer origem) e termotolerantes (coliformes exclusivamente de origem intestinal e resistentes a altas temperaturas), o que permite diagnosticar o tempo transcorrido da contaminação por fezes (APELLA; ARAUJO, 2005; BARRENETXEA *et al*., 2004); as unidades de medida para avaliar esses indicadores são NPM/100 ml.

Outro indicador secundário são os estreptococos fecais em águas contaminadas de modo recente; as coliformes termotolerantes são utilizadas para indicar mudanças de na localidade biológica da água, indicando que o corpo de água tem sido poluído por matéria orgânica (DURÁN, 2018)

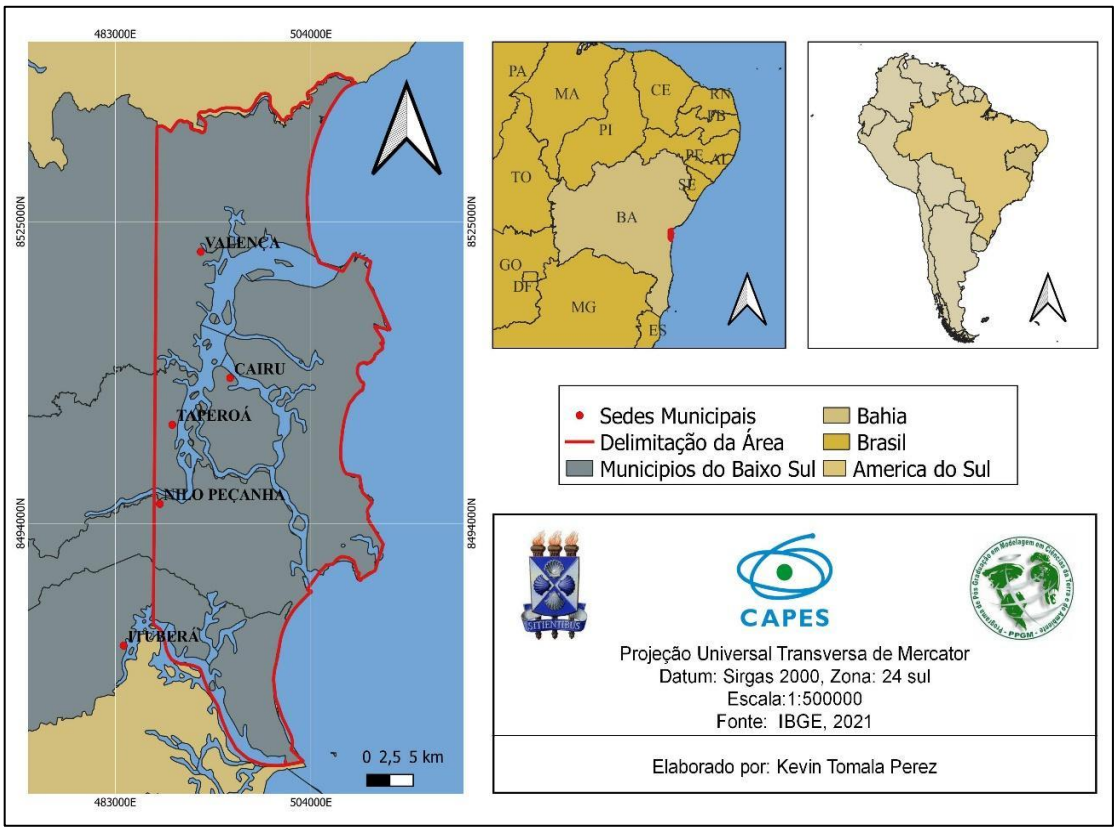
2 CAPÍTULO: CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

2.1 CARACTERIZAÇÃO GERAL DA ÁREA DE ESTUDO

2.1.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Baixo Sul encontra-se localizado na região sudeste do estado da Bahia e compreende um território situado na costa baiana, ao sul de Salvador, com uma extensão de 246 km e população em torno de 300 mil habitantes distribuídos em 11 municípios (IBGE, 2021). Porém, a área a ser estudada abrange 5 municípios (Valença, Cairu, Taperoá, Nilo Peçanha, Itubera) ocupando a zona costeira do território de identidade do Baixo Sul da Bahia. Localizado entre as coordenadas (38°54'34.48"O / 13° 60'20.44"S) e (39° 00'50.38"O / 13°54'59.46"S).

Figura 3 - Área de Estudo: Municípios da Zona Costeira do Território do Baixo Sul



FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

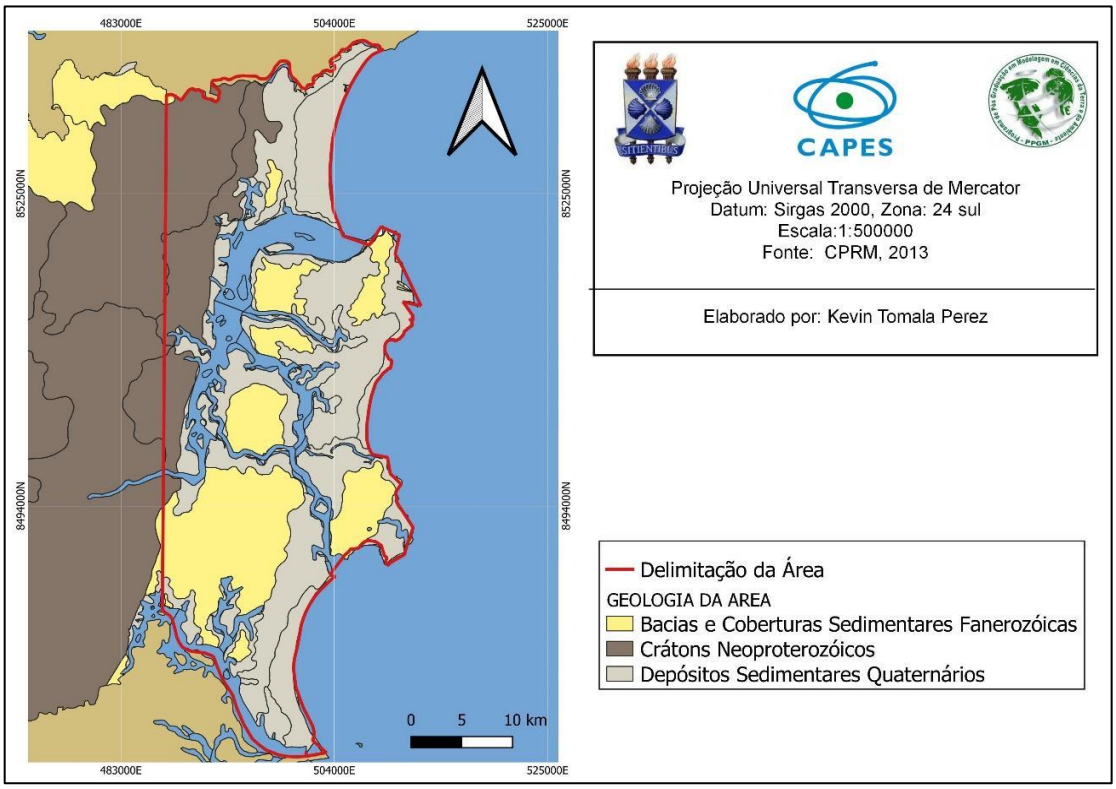
2.2 CARACTERIZAÇÃO DO MEIO FÍSICO

2.2.1 GEOLOGIA E GEOMORFOLOGIA

No contexto geológico, As principais unidades litológicas que afloram na bacia hidrográfica do rio Jequiriçá estão agrupadas em três províncias principais: Embasamento Precambriano, representado pela porção sul do Orógeno ItabunaSalvador-Curaçá de idade Arqueana e Paleoproterozóica e pelo Bloco de Jequié, de idade arqueana; representada por rochas ígneas principalmente monzonitos metamorfoseados, sienitos, dioritos e gabros na parte

superior do estuário, calcários, dolomitos e folhelhos na parte intermediária, e argila, areia e silte ao longo dos limites e no foz do estuário; os siltes de granulação fina e os sedimentos arenosos são comuns no estuário, principalmente perto da borda sul (SANTOS, 2015). Bacia de Camamu, representada pelo Grupo Brotas, de idade jurássica implantada sobre o embasamento Cristalino e a Planície Costeira, que formam parte da área de estudo e que foram formadas durante as eras Cenozoica e Mesozoica; com a sua composição e estruturação geológica, essa Bacia controla fortemente a morfologia costeira da região (SILVA, 2007) e Planície Quaternária, constituída por depósitos continentais a transicionais, sendo os depósitos praiais holocênicos e pleistocênicos as principais acumulações sedimentares.

Figura 4 - Mapa Geológico do Baixo Sul

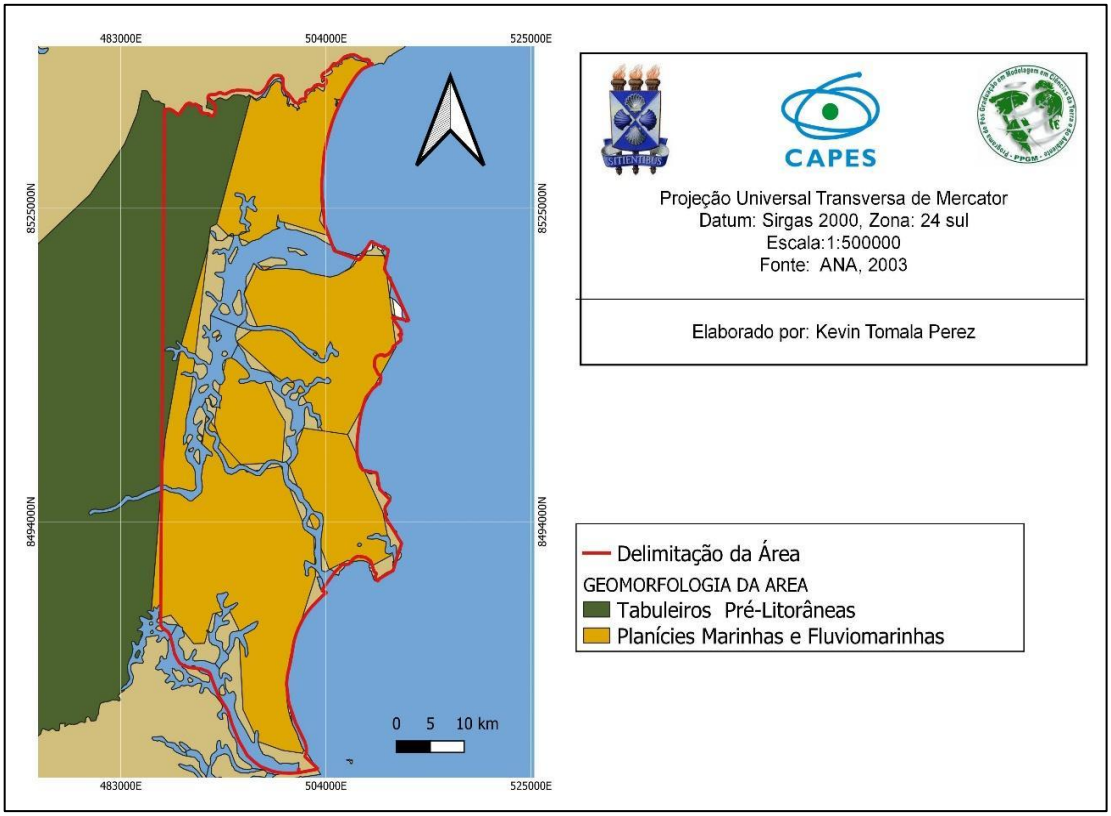


FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

Enquanto a geomorfologia dentro da área de estudo se localiza cinco unidades geomorfológicas, sustentadas por um arcabouço lito-estrutural distinto: Planalto dos Geraizinhos, caracterizado por apresentar extensas áreas cobertas por depósitos detríticos, com topos tabulares e altitudes médias entre 800 m e 1000 m; Maciço Central, representado por um modelado de dissecação, com drenagem controlada pela tectônica, com topos convexos e posição altimétrica entre 300 m e 700 m; Serras Marginais, compreendendo um relevo intensamente dissecado, orientado segundo as direções SW-NE e NW-SE, com posição altimétrica entre 600 m e 1000 m; Tabuleiros Prélitorâneos, representados por outeiros e morros

de vertentes convexas e topos abaulados com altitudes entre 100 m e 200 m, caracterizando um relevo uniforme, originado a partir da dissecação intensa dos granulitos, e; Planície Costeira, compreendendo as áreas mais baixas da bacia, ocupadas por acumulações quaternárias (formados por sedimentos terciários e quaternários, depositados na zona costeira tais como manguezais, praias e restingas), também conhecidas como planície litorânea (ALMEIDA *et al.*, 2003; BRASIL, 1981) onde maior parte da área de estudo encontra-se inserida.

Figura 5 - Mapa Geomorfológico do Baixo Sul



FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

2.2.2 PEDOLOGIA

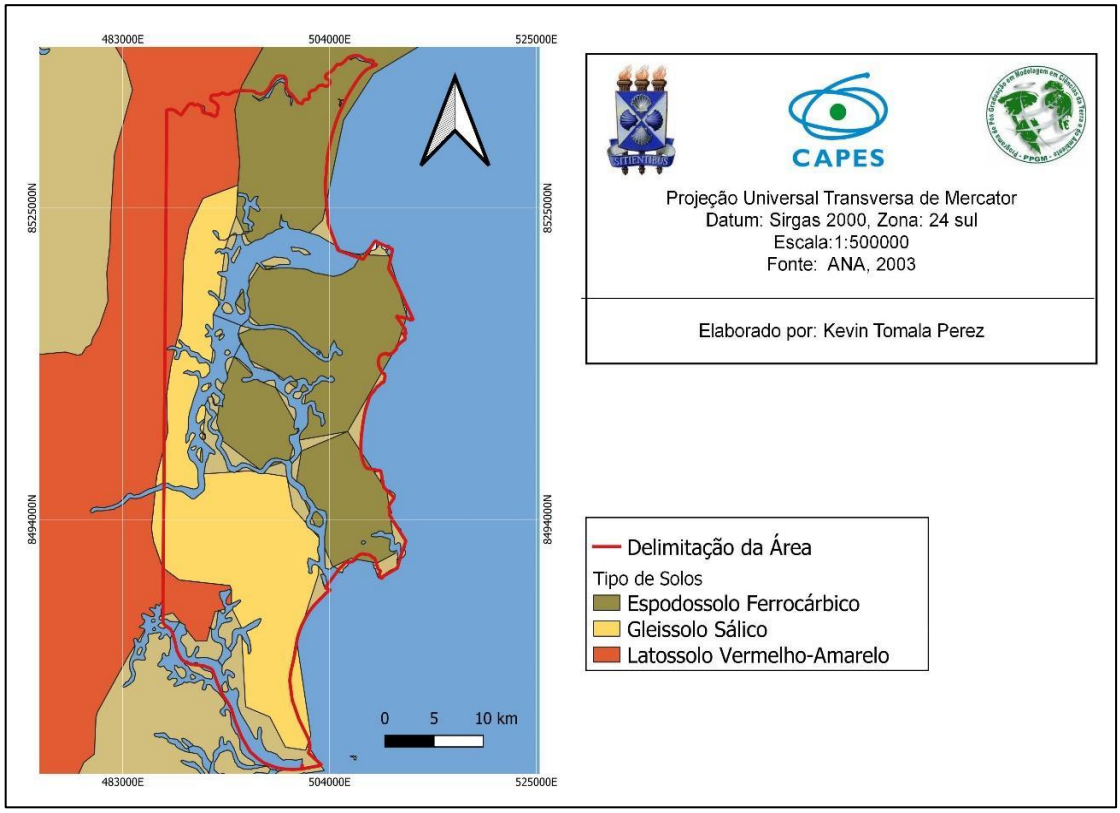
Dentro da classificação encontramos 3 classes de solos (Latossolos, Gleissolos e Espodossolos). Os Latossolo está a subordem conformada pelos Latossolo Vermelho-Amarelo constituídos por material mineral, e apresentam horizonte B precedido de qualquer tipo de horizonte A. Os Latossolos desenvolvidos nos tabuleiros costeiros se relacionam com a umidade do litoral que está aliada a declividade muito baixas, abrangem floresta ombrófila densa (AMORIM *et al.*, 2010); são caracterizados por ser ricos em óxidos de Ferro e Alumínio, têm pouca matéria orgânica, bases e silicatos primários. Na Bahia, esses solos compõem uma maior expressão ocorrendo em praticamente todas as regiões sob diferentes condições climáticas, relevo e material de origem (SANTOS *et al.*, 2018). São identificados em extensas

áreas dispersas em todo o território nacional associados aos relevos, plano ou ondulado. Ocorrem em ambientes bem drenados, sendo muito profundos e uniformes em características de cor, textura e estrutura em profundidade (JACOMINE, 2009).

Amorim *et al.* (2010) explica que os Gleissolos ocorrem na desembocadura dos rios, sendo influenciados pela ação marinha e está associado à vegetação manguezal com coloração acinzentada e textura argilosa/arenosa. Estão constituídos por material mineral com horizonte glei iniciando-se dentro dos primeiros 50 cm a partir da superfície do solo, ou a profundidade maior que 50 cm até 150 cm desde que imediatamente abaixo de horizonte A ou E ou de horizonte hístico com espessura insuficiente para definir a classe dos Organossolos (SANTOS *et al*., 2018). Ocupam cerca de 4% do país, podendo ser encontrados em áreas que apresentam restrição de drenagem como nas proximidades dos cursos d'água, várzeas e baixadas.

Os Espodossolos chegam ser caracterizados como solos álicos ou distróficosos, por ser ácidos e pobres para a troca de bases, em geral, são solos muito pobres em fertilidade; esses solos apresentam em geral textura arenosa quartzosas geralmente de cor branca com baixa capacidade de retenção de água (AVELINO; PROST, 2010; SANTOS *et al*., 2018). Os espodossolos ao igual que os Neossolos são predominantes nas regiões costeiras, dentro deles existem intercalações de florestas arbustivas, arenosas das planícies principalmente associados à vegetação restinga, e remanescentes das florestas úmidas da Mata Atlântica (WATKINS, 2020). Em campo eles podem-se diferenciar ao se observar cores escuras ou avermelhadas nos horizontes e a textura arenosa-argilosa que contém os espodossolos (AMORIM *et al*., 2010).

Figura 6 - Mapa de Solos do Baixo Sul



FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

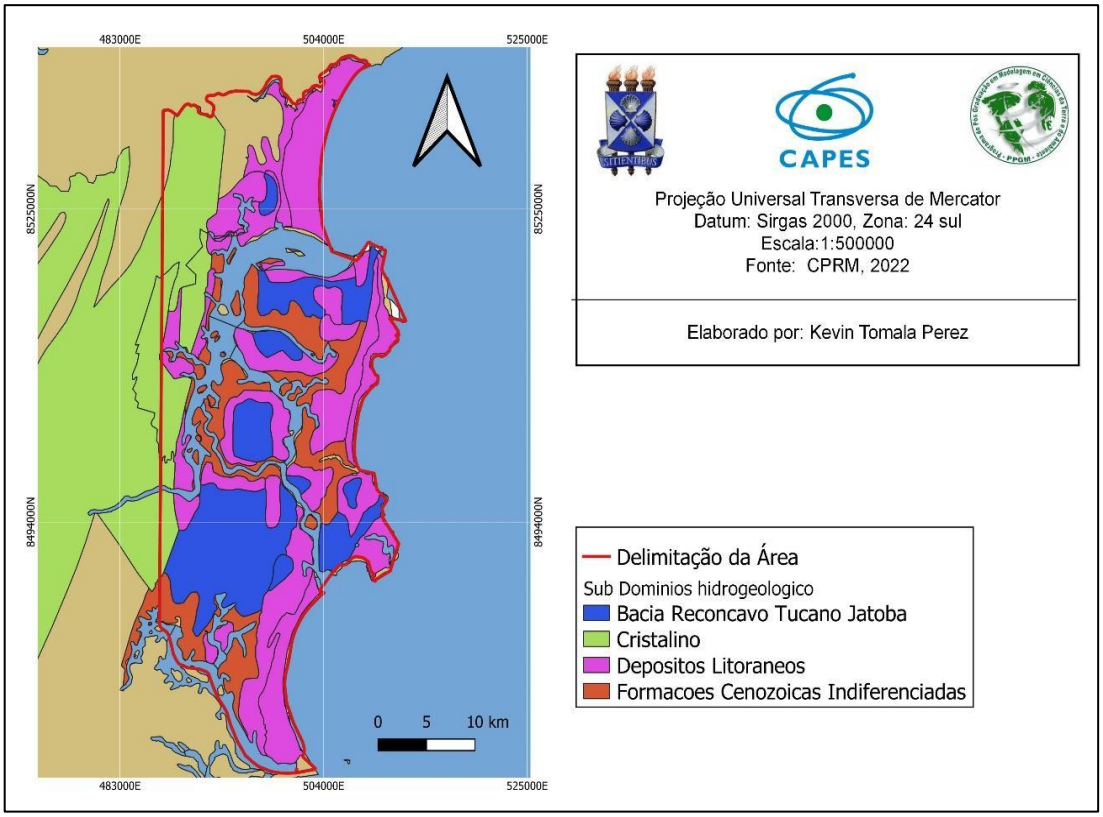
2.2.3 CLIMA

O clima da região pertence ao tropical costeiro denominado Clima Tropical Chuvoso – Af de acordo com a Classificação Climática de Köppen; é caracterizado pelas temporadas de chuva entre os meses de março até agosto com uma precipitação maior aos 1700 mm anuais, os períodos de menor chuva começam desde setembro e terminam em fevereiro. As temperaturas no período de menor chuva atingem até os 28ºC. No período chuvoso, o valor médio é próximo aos 23ºC.

2.2.4 HIDROGEOLOGIA

As formações geológicas e geomorfológicas também são umas das características principais que determinam o potencial hídrico de uma zona. Dentro da área de estudo existem 3 domínios hidrogeológicos: Domínios das Bacias Sedimentares, Domínios de Embasamento Cristalino e Domínios dos Metassedimentos, e se dividem em 4 subdomínios, mostrados na Figura 5.

Figura 7 - Mapa Hidrogeológico do Baixo Sul



FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

2.2.4.1 Águas subterrâneas

Por meio desses domínios é possível determinar o potencial hídrico das águas subterrâneas, já que cada domínio tem características que vão desde a capacidade de produção até a qualidade natural das águas subterrâneas (OLIVEIRA; NEGRÃO; SILVA, 2007), o mesmo autor comenta que outro fator é a distribuição geográfica e a associação entre os fatores geológicos e climáticos que também delimitam os comportamentos hidrogeológicos das águas subterrâneas.

A região do Baixo Sul está inserida na bacia hidrográfica Recôncavo Sul, nela existe uma grande variedade de bacias essenciais para o desenvolvimento das atividades econômicas; a identificação e função dos sistemas hídricos para os diferentes usos (agrícola, pecuária, industrial e consumo humano) são fundamentais para a população já que por meio dessas informações é possível implementar programas de gestão e planejamento de recursos hídricos (DOS SANTOS *et al*., 2014).

Dentro da área delimitada, existem cerca de 25 poços tubulares, todos eles localizados em diferentes domínios da área, esses poços fazem parte do sistema de informações de águas subterrâneas gerado pelo serviço geológico do Brasil (CPRM). Os poços cadastrados no sistema

servem como referência para o intercâmbio e difusão de informações sobre as águas subterrâneas. Dessa maneira o aproveitamento desses mananciais subterrâneos amplia a oferta de água para os diversos usos nas localidades da região.

2.2.4.2 Águas Superficiais

As águas superficiais são de grande importância na dinâmica costeira, já que aportam com volumes de sedimentos as zonas costeiras e plataforma continental (MÜLLER, 2017). O Baixo Sul possui redes hidrográficas que propiciam um grande aporte das atividades econômicas. Dentro dos recursos hídricos superficiais mais importantes estão:

O Rio Una, bacia de grande importância dentro do município de Valença ocupando uma área de drenagem 1.280km2; dentro do mesmo município encontra-se a sub bacia do Rio Jequiriçá que faz parte da Bacia Hidrográfica do Recôncavo Sul com uma área de 6.900 km^2 e desemboca no município de Jáguaripe, outras redes de drenagem além das mencionadas são Engenho, Piau e Pitanga (MÜLLER, 2017).

No Município de Cairu uns dos rios principais é Riacho Gamboa, se tornando uns dos mais importantes da região graças a seu abastecimento para à população, sua vazão chega a níveis bem baixos nas temporadas de estiagens. O Riacho da Madeira da mesma maneira é outro manancial de importância que em época seca também chega secar em época de estiagem (MARIANO; SOBRINHO; SOBRINHO, 2017).

Já nos municípios de Taperoá encontra-se os Rios Cauruji, Carijé e a sub bacia do Rio das Almas (Ilha de Boipeba) que ocupa uma área de drenagem 780 km e que é compartilhada com o município de Nilo Peçanha onde temos também o Rio dos Patos, que compõem a Bacia Hidrográfica do Recôncavo Sul. O município de Ituberá conta com os rios principais de Juliana, Cachoeira Grande e Sirinhaém, além de outros (LESSA, 2007).

2.3 CARACTERIZAÇÃO DO MEIO BIÓTICO

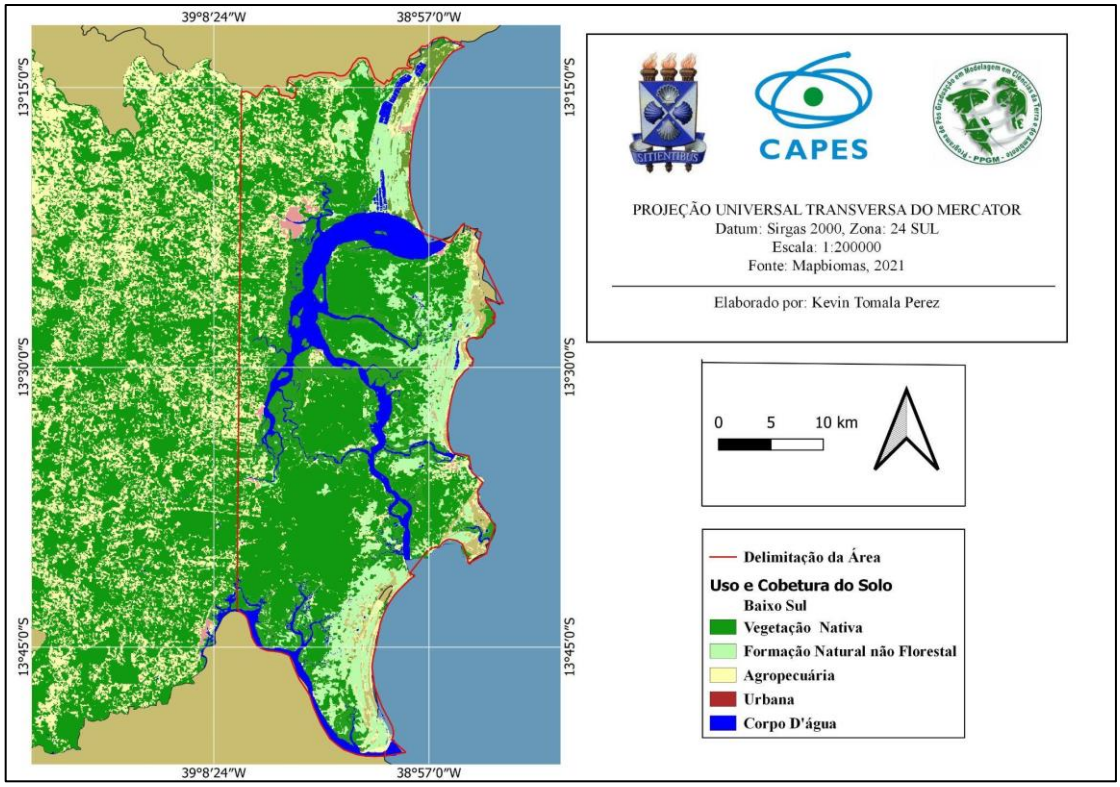
2.3.1 FLORA

A formação vegetal do Baixo Sul da Bahia está principalmente conformada pelo Bioma Mata Atlântica, representadas por diferentes unidades fitoecológicas, como floresta ombrófila, florestas estacionais, manguezais, restingas, campos de altitude e brejos; esse conjunto de florestas se caracterizam por ter alta rugosidade, alta densidade de árvores, solo e estrato gramíneo-arbustivo não visível e comumente de mata seca em áreas mais planas formados entre ambientes com influência marinha, Fluviomarinhas ou Fluviomarinhas lacustre, abrigando um

alto grau de endemismo e biodiversidade (VELOSO;GÓES FILHO, 1991). O alto grau de diversidade florestal faz que os níveis de endemismos sejam muito alto, entre as espécies endêmicas, estão em destaque as de tipo faunística mico-leao-de-cara-dourada (*Leontopithecus chrysomelas*), e importância econômica como a piaçava (*Attalea funifera*) com destaque no Sul da Bahia tendo um alto nível de biodiversidade com aproximo de 450 espécies arbóreas por hectare (THOMAS; CARVALHO, 1997).

O uso e cobertura de solo definido pelo Mapbiomas mostra 5 classes principais do espaço geográfico ocupado de forma natural e antrópica. As formações vegetais que acontecem dentro das três principais áreas onde se localizam os manguezais, restingas, apicuns e outros e existe maior desenvolvimento da carcinicultura são as mostradas na seguinte imagem.

Figura 8 - Uso e Cobertura do Solo



FONTE: Elaborado pelo autor, 2023

2.3.1.1 MANGUEZAIS

A identificação das espécies faunísticas no Baixo Sul, principalmente nos ecossistemas costeiros, sempre está associada às formas vegetais que nesses ecossistemas acontecem. Aves com hábito aquático procuram os ambientes de manguezal para desenvolver sua função para pouso e local de nidificação (INEMA, 2012). Para isso, foram encontradas várias espécies que cumprem uma função importante em este ecossistema. O destaque de espécies como biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) e garças (*Egretta thula*) comumente localiza-se nestes ambientes.

O ecossistema manguezal estão associados ao bioma Mata Atlântica e localizado na faixa litorânea, caracteriza-se por ter formações florestais, densas, sempre-verdes, constituídas principalmente pelos sedimentos arenosos e argilosos, contendo matéria orgânica devido a influência flúvio-marinha inundadas pela maré na interfase entre o continente e o mar; também estão associados a desembocaduras de rios onde interagem os corpos de água doce e salgada, como baías, lagoas costeiras e estuários formando assim uma flora típica dominadas por gramíneas e espécies arbóreas (ICMBIO, 2018).

Segundo os dados do Centro Nacional de Monitoramento e Informações Ambientais (ICMBIO, 2018) informa que na Bahia, existe ao redor de 1000km^2 de manguezais, distribuídos ao longo de 1181km de costa, possuindo o 6,43% de manguezais por UF numa área de 89.932,02 hectares. As espécies de manguezal dominantes na Bahia estão compostas basicamente por três espécies vegetais, *Avicennia schaueriana, Laguncularia racemosa, Rhizophora mangle*, com alturas de 6 e 20 metros. A ocorrência de estas espécies é restringida pela influência da maré quando estão localizadas nos estuários (INEMA, 2012). Sendo que, no litoral do Baixo Sul a ocorrência do manguezal está composta por essas três espécies.

2.3.1.2 APICUNS

O ICMBIO, (2018), define como áreas arenosas caracterizado por possuir vegetação escassa (floresta halófita) e por uma zona de transição (ecótono) na parte terrestre do manguezal, sendo áreas desnudas ou cobertas de pouca vegetação. Os apicuns estão associados ao ecossistema manguezal por encontrar-se em suas bordas e limitam a ocorrência de espécies arbóreas vasculares por ser hipersalinos, porém, pode haver alguns tipos de espécies rasteiras a colonizar esta área (SANTOS; FURLAN, 2021) Desempenham um papel muito importante na funcionalidade das florestas de manguezal, sofrendo inundações ocorridas pela maré e servem como reservatórios de nutrientes, mantendo em equilíbrio os níveis de salinidade que são essenciais para a manutenção da diversidade (MMA, 2010).

2.3.1.3 RESTINGAS

Característicos do Bioma Mata Atlântica se localizam em terrenos litorâneos arenosos e salinos, são definidas por Schaeffer-Novelli *et al.*, (2012) e SANTOS; FURLAN (2021) como uma comunidade edáfica, ou seja, depósitos arenosos paralelo à linha costeira que são geralmente de forma alongada e produzidos por processos de erosão que ocorre em mosaicos, dunas e depressões, recobertos de plantas herbáceas e arbustivas características desses lugares

e que constantemente recebem influência marinha. Possuem cobertura vegetal, composta principalmente por arbustos de cactos, bromélias de raízes livres e árvores atrofiadas.

A vegetação restinga se subdivide em campos herbáceos, arbustivos e arbóreos, estabelecidos maiormente em planícies quaternárias de solos arenosos, a vegetação predominante de restinga é composta por plantas rasteiras como as Ciperaceas e Poaceas sendo consideradas como estabilizadora de dunas e manguezais, por abrigar exemplares da fauna e flora (AVELINO; PROST, 2010). Também, em algumas zonas pode se encontrar áreas cobertas por palmeiras (*Cocos nucifera*) e (*Elaeis guineenses*), e sub-bosque recobertos por vegetações arbóreas como Ocataceas e Licanias, e arbustivas dominados pelo *Musserengue Vochysia sp*, além de ambiente praiano, onde apresentam fluxo de água lento onde ocorrem plantas halofilas e espécies vegetais de origem aquáticas como Zanichellia, Rupia, Conocarpus e Laguncularia. (INEMA, 2012).

2.3.2 FAUNA

A identificação das espécies faunísticas no Baixo Sul, principalmente nos ecossistemas costeiros, sempre está associada às formas vegetais que nesses ecossistemas acontecem. Aves com hábito aquático procuram os ambientes de manguezal para desenvolver sua função para pouso e local de nidificação (INEMA, 2012). Para isso, foram encontradas várias espécies que cumprem uma função importante em este ecossistema. O destaque de espécies como biguá (*Phalacrocorax brasilianus*) e garças (*Egretta thula*) comumente localiza-se nestes ambientes.

Algumas espécies registradas em pequenos grupos ao longo dos manguezais em depósitos arenosos expostos pela maré baixa (apicuns) predominam a de origem bentônica representadas por crustáceos decápodos como caranguejo-verdadeiro (*ucides cordatus*), aratu-vermelho (*Goniopsis cruentata*), siri (*Callinectes sapidus*), guaiamum (*Cardisoma guanhumi*) e moluscos bivalves como sururu (*Mytella charruana*), lambreta (*Phacoides pectinatus*), ostra-do-mangue (*crassostrea rhizophorae*) também existe uma predominância de peixes marinhos costeiros, fazendo parte da ictiofauna estuarina e de águas costeira, como tainha, carapicu. (INEMA, 2012).

Nas planícies com restinga herbácea principalmente nas faixas praianas ocorrem espécies de bentos tais como grauça (*Ocypode quadrata*), lebre-do-mar (*Aplysia sp*) e pregauri (*Strombus pugilis*) encontrados adjacentes às praias. A avifauna que ocupa principalmente a vegetação de restinga arborizada ocorrem os registros de aves como a pomba fogo-apagou

(*Scardafella squamata*), maria-preta-de-garganta-vermelha (Knipolegus nigerrimus), gavião carapateiro (*Milvago chimachima*) e do carcará (*olyborus plancus*). Assim mesmo, para esta vegetação registrou-se a presença de espécies endêmicas e ameaçadas como ouriço-preto (*Chaetomys subspinosus*), preguiça (*Bradypus torquatus*) e macaco-prego-do-peito-amarelo (*Cebus xanthosternos* (INEMA, 2012).

Outras espécies são encontradas em áreas de restingas onde existem plantas que acumulam água, se tornando ambientes propícios para a reprodução de espécies de anfíbios como tropidurus, torquatus, lacertilia anuras (*Scinax sp e Physalaemus sp*). Da mesma forma, existem espécies de peixes que ocorrem em pequenos córregos em áreas de restingas, o caso do lambari (*Rachoviscus graciliceps*).

2.3.3 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Unidades de conservação são áreas que contém características naturais de alta relevância e que tem como objetivo preservar a natureza, mantendo os ecossistemas livres de alterações causadas por interferência humana. A Lei Federal nº 9.985/00 (BRASIL, 2000), institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação.

Dentro do Estado da Bahia as Unidades de Conservação são geridas pela Secretaria do Meio Ambiente – SEMA, por meio do Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA formando o Sistema de Unidades de Conservação integrando as modalidades: Área de Preservação Permanente (APA), Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), Estação Ecológica, Monumento Natural e Parque Estadual. Cada SNUC deve ter um Plano de Manejo, objetivando-se nos programas de gestão e manejos das unidades de conservação, zoneamento e diagnóstico ambiental e o manejo dos recursos naturais.

Na Bahia, 3.533 hectares (ou 55,4% do total de praias no estado) estão protegidos, são 2.585 hectares dos quais estão dentro da APA (MMA, 2010). As Áreas de Proteção Ambiental (APA) estão integradas dentro das Unidades de Conservação e são destinadas à proteção e conservação dos atributos bióticos e culturais, sendo importante para a qualidade de vida da população local e proteção dos ecossistemas, em ela diversos usos, inclusive econômicos, são permitidos (LESSA, 2007).

Dentro da Região de estudo no Baixo Sul encontra-se localizadas 4 APAs Estaduais, elas abrangem desde o Norte até o Sul da Região: a APA do Guaibim, APA Tinharé-Boipeba,

APA Caminhos Ecológicos da Boa Esperança, APA do Pratigi. Porém, atividades de carcinicultura desenvolvidas a pequena e grande escala encontram-se principalmente nas APAs Caminhos Ecológicos da Boa Esperança, Guabim e Pratigi.

- APA do Guaibim

Mediante o Decreto Estadual nº 1.164 de 11 de maio de 1992 (BAHIA, 1992), cria a Área de Proteção Permanente de Guaibim, no Município de Valença. Da mesma forma, mediante a resolução Nº 759 de 18 de maio de 1993 foi aprovado a implementação do Plano de Manejo da APA, considerado um ecossistema litorâneo de importância, com a existência de remanescentes de Mata Atlântica e desenvolvida numa extensa planície de cordões litorâneos até a foz do rio Jequiriça; a APA possui uma área estimada de 2000 ha (dois mil hectares).

Dentro do zoneamento ambiental da APA Guaibim identificou-se os principais atributos naturais conformados pelos ecossistemas de restingas, manguezais, brejos e faixas de praias com fauna atribuída. Essas qualidades estão sendo ameaçadas pelos empreendimentos de carcinicultura e crescente ocupação urbana que dão como resultados conflitos ambientais por causa do desmatamento e lançamentos de esgotos nos corpos hídricos (INEMA, 2010).

- APA Ilhas de Tinharé-Boipeba

Foi criada no ano 1992 com o Decreto Estadual nº 1.240 de 05 de junho; com 43.300ha a APA de Tinharé e Boipeba estão localizadas no Município de Cairú, no litoral do Baixo Sul, desde a desembocadura do rio dos Patos e o canal de Taperoá. As ilhas apresentam um alto grau de preservação sendo de grande importância ecológica; formada por três principais ilhas do arquipélago de Tinharé é constituída de um grande ecossistema estuarino, (INEMA, 2010).

Os principais atributos naturais são representados pela presença de praias, morros, barras e recifes, assentados em depósitos costeiros de areias e manguezais de grande potencial pesqueiro. A APA contém aspectos relevantes que faz dessa área um ambiente único já que possui um rico patrimônio histórico praias e fauna marinha que geram uma grande atração turística que estão justificados dentro do Plano de Manejo aprovado pela Resolução 1692/98 (CEPRAM, 1998); esse plano tem como objetivo o desenvolvimento sustentável e conta com um conselho gestor encarregado de identificar os problemas da unidade de conservação com a finalidade de reduzir os conflitos ambientais gerados a causa do desmatamento, pesca predatória e empreendimento não licenciados.

- APA Caminhos Ecológicos da Boa Esperança

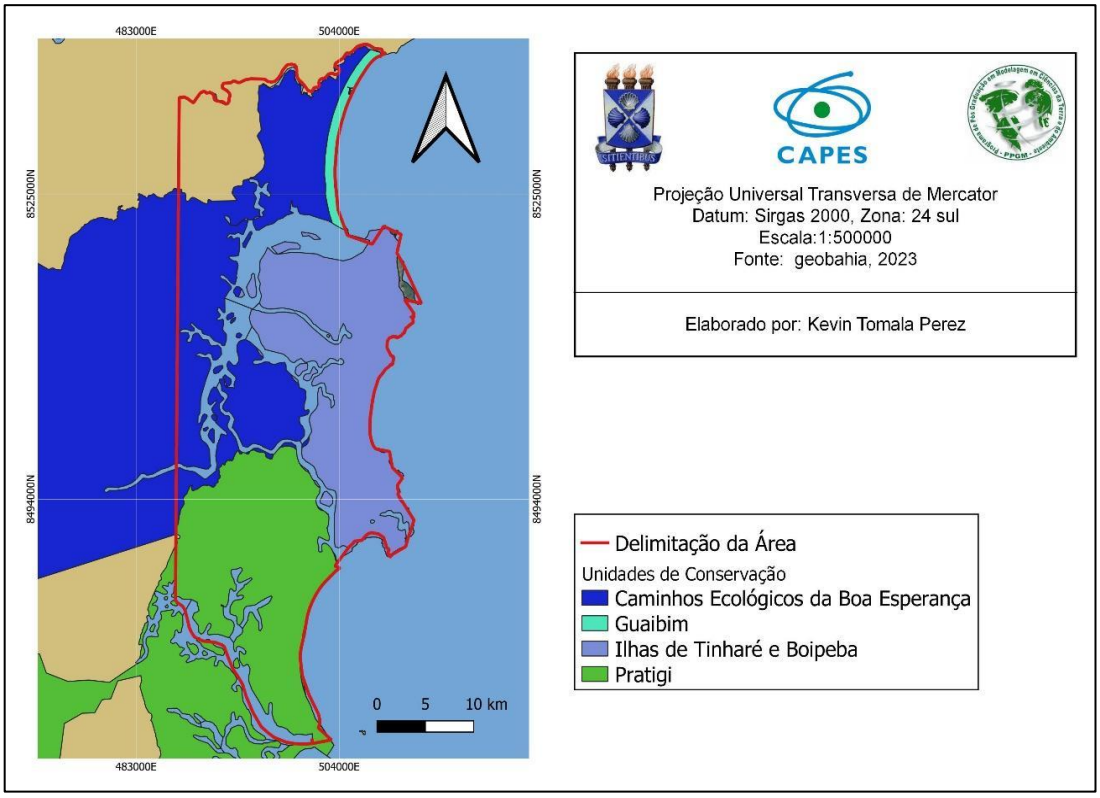
A alta qualidade ambiental faz dessa APA uma importante unidade de conservação já que possui zonas de amortecimento e zonas de tampão garantindo sua qualidade através do disciplinamento no uso e ocupação do solo. Foi criada pelo Decreto 8552 (BAHIA, 2003); abrange 8 municípios entre eles os municípios de Valença, Taperoá, Nilo Peçanha e Cairu, tem uma área aproximada de 230.296ha e está exercida pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMARH (INEMA, 2010). Como atributos naturais a APA apresenta um domínio fitogeográfico da Mata Atlântica; com ecossistemas litorâneos como manguezal e restinga, no interior conta com floresta ombrófila e nos pontos mais altos se encontra a floresta de altitude com uma ampla gama de fauna. As principais ameaças identificadas dentro da APA são o desmatamento, caça predatória e a ocupação da Área de Preservação para atividades econômicas não licenciadas.

- APA do Pratigí

A Área de Proteção Ambiental do Pratigí foi criada mediante Decreto Estadual 7272/98 (BAHIA, 1998) e abrange cerca de 85.686ha. Está delimitado ao norte pelo canal de Itiúca e rio dos Patos, e ao sul pelo canal do Serinhaém, dentro dos municípios de Ituberá e Nilo Peçanha. Considerando que essa área possui grande extensão de praias, manguezais e mata ombrófila com uma representatividade de flora e fauna típica da região litoral e um exuberante complexo hídrico, que contribui para a estabilidade do sistema hidrográfico microrregional o qual são favoráveis para o desenvolvimento de turismo e ordenamento das atividades econômicas, sociais e humanas (INEMA, 2010).

Dentro da APA Pratigi existe um Plano de Manejo que garanta a conservação de remanescente de Mata Atlântica, restingas e manguezais, fauna local e regional e a bacia hidrográfica do rio Juliana segundo a RESOLUÇÃO CEPRAM Nº 3606 (CONAMA, 2006), esses patrimônios ambientais encontra-se ameaçados pelas atividades e empreendimentos que causam impactos no ambiente, pelo qual foi necessário aprovar o Zoneamento Ecológico-Econômico da área mediante a RESOLUÇÃO Nº 2.533 (CEPRAM, 2000), onde pretende-se analisar e emitir pareceres para o licenciamento de empreendimentos e exercer a supervisão e fiscalização das atividades a serem realizadas na área DECRETO Nº 8.036 (BAHIA, 2001).

Figura 9 - Unidades de Conservação da Área de Estudo



FONTE: Elaborado pelo autor, 2022

2.4 CARACTERIZAÇÃO MEIO SOCIOECONÔMICO

2.4.1 MEIO SOCIOECONÔMICO

Entre os recursos socioeconômicos mais desenvolvidos no Baixo Sul estão: construção naval, refinarias e terminal de petróleo, indústria têxtil, agroindustrial, turismo, aquicultura e a pesca sendo a atividade socioeconômica extrativista que mais predomina. Existem 7 colônias e 24 associações de pesca. Em 2008 a atividade pesqueira artesanal se destacava com um total de 51 comunidades, existindo vários grupos sociais e comunidades que viviam dos recursos oferecidos pelos ecossistemas (EL PASO, 2008); os grupos identificados estão conformados por trabalhadores da pesca: marisqueiros, pescadores e práticos; empresários da pesca: atravessadores, donos de barcos, de equipamentos de pesca, frigoríficos e peixarias; organizações comunitárias: associação de pescadores, cooperativas de pescadores e Federação Estadual dos Pescadores e instituições públicas: Secretaria Municipal de Agricultura e Meio Ambiente, Bahia Pesca, CRA e IBAMA.

A comunidade pesqueira São Francisco é uma das colônias localizadas nas margens do Rio dos Patos na zona rural do município de Nilo Peçanha. De acordo com os dados oficiais da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca, em 2004, o município registrou 1.089 pescadores, sendo que destes 620 se encontram cadastrados na colônia Taperoá (EL PASO, 2008). Na ilha

de Boipeba no município de Cairu no povoado de São Sebastião existe outra colônia com cerca de 152 pescadores, todas essas comunidades estão envolvidas na pesca de embarcações e pesca de canoeiros, marisqueiras, atravessadores, mergulhadores. Posto que eles vivem, direta ou indiretamente, da pesca realizada em manguezais ou no mar aberto, agricultura em pequenas roças, do beneficiamento de piaçava e do comércio.

Na comunidade São Francisco a produção e comercialização pesqueira conta com uma Associação voltada para as questões de desenvolvimento comunitário e pesqueiro (ADESF). 50% da pesca é representada no mar aberto (envolvidos direta ou indiretamente); 35% é pesca do manguezal/rio e 15% dos comerciantes. Dentro das áreas de manguezal são capturadas espécies como aratu, caranguejo, lambreta, siri e o goiamum, sendo os de maior importância para o sustento e sobrevivência das comunidades.

O crescimento do setor turístico é outro fator de importância socioeconômico principalmente nos municípios de Cairu e Valença. O patrimônio natural é a principal atração turísticas dentro dos municípios, é possível se observar as influências da fusão das manifestações históricas e culturais do artesanato. Se identificam vários grupos de empresários do turismo: proprietários de pousadas e hotéis, agências, restaurantes e lojas; trabalhadores do turismo: cozinheiros, recepcionistas vendedores; Organizações comunitárias: Associação de donos de pousadas e hotéis, das agências de turismo, e proprietários de lanchas, artesãos, todos eles localizados em Morro de São Paulo pertencente ao município de Cairu incluindo Associação de Transporte Marítimos de Valença e instituições públicas BAHIATURSA, secretarias de turismo municipais, Secretaria de Turismo do Estado da Bahia, EMBRATUR etc.

3 CAPÍTULO: ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA PERDA DE HABITATS COSTEIROS NO TERRITÓRIO DO BAIXO SUL DA BAHIA: O IMPACTO DA CARCINICULTURA

ANÁLISE ESPAÇO-TEMPORAL DA PERDA DE HABITATS COSTEIROS NO TERRITÓRIO DO BAIXO SUL DA BAHIA: O IMPACTO DA CARCINICULTURA

RESUMO:

Os habitats da costa Brasileira cumprem uma importante função na manutenção da biodiversidade e provisão de serviços ambientais. No território do Baixo Sul da Bahia os diferentes tipos de habitats costeiros estão sendo ameaçadas pelas atividades antrópicas. O objetivo deste trabalho foi mapear as zonas costeiras do Baixo Sul, por meio de dados de sensoriamento remoto do uso e cobertura do solo, para assim quantificar a perda e ganho dos habitats e as atividades antrópicas com foco no impacto da carcinicultura. A metodologia foi desenvolvida a partir da aquisição de dados de uso e cobertura gerados pelo Mapbiomas (coleção 7) por meio do GEE e posterior mapeamento em Qgis, usando modelos lineares do RStudio para testar a perda ou ganho entre variáveis. Resultados por município mostraram que, em Valença a carcinicultura foi a responsável por perdas em áreas de campos alagados (R^2 = 0.893, Est = -0.002, t = -2.802, p 0.008). Em Nilo Peçanha, a carcinicultura foi a responsável pela perda de manguezal (R^2 = 0.727, Est = -0.625, t = -3.256, p 0.007). Em Ituberá, a classe mais afetada foi apicum (R^2 = 0.688, Est = –0.001, t = -5.237, p < 0.001) com perdas causadas pela carcinicultura. O impacto da expansão regional da carcinicultura causou perda de importantes áreas consideradas Áreas de Proteção Permanente (APP) na legislação brasileira. O levantamento da distribuição espacial e variação temporal das áreas de uso e cobertura, ajudou a mapear e identificar os principais vetores de perda de habitats costeiros essenciais para o ciclo de vida e manutenção dos processos e serviços ecossistêmicos.

PALAVRAS CHAVES: Uso e cobertura do solo, Ecossistemas costeiros, Carcinicultura.

SPATIAL-TEMPORAL ANALYSIS OF COASTAL HABITAT LOSS IN THE TERRITORIO DO BAIXO SUL DA BAHIA: THE IMPACT OF SHRIMP FARMING

ABSTRACT:

The coastal habitats along the Brazilian coast play a crucial role in maintaining biodiversity and providing environmental services. In the territory of the Lower South of Bahia, various types of coastal habitats are under threat from anthropogenic activities. This study aimed to map the coastal zones of the Lower South region using remote sensing data on land use and land cover, to quantify the loss and gain of habitats and anthropogenic activities focusing on the impact of shrimp farming. The methodology involved acquiring land use and land cover data from MapBiomas (collection 7) via GEE and subsequent mapping in QGIS, utilizing linear models in RStudio to assess the loss or gain between variables. Municipality-level results indicated that in Valença, shrimp farming was responsible for losses in wetland areas (R^2 = 0.893, Est = -0.002, t = -2.802, p 0.008). In Nilo Peçanha, shrimp farming led to mangrove loss (R^2 = 0.727, Est = -0.625, t = -3.256, p 0.007). In Ituberá, the most affected class was apicum (R^2 = 0.688, Est = –0.001, t = -5.237, p < 0.001) with losses attributed to shrimp farming. The regional expansion of shrimp farming had a significant impact on the loss of important areas designated as Permanent Preservation Areas (APP) under Brazilian legislation. Mapping the spatial distribution and temporal variation of land use and land cover areas helped identify the primary drivers of loss of coastal habitats essential for the life cycle and maintenance of ecosystem processes and services.

KEYWORDS: Use and land cover, Coastal ecosystems, Shrimp farming.

3.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a extensão da zona costeira varia consideravelmente, com aproximadamente 9.200km de linha de costa e abrigando aproximadamente 18% da população (DINIZ, 2021; MMA, 2010; NOGUEIRA, 2006). Nele destaca-se o bioma Mata Atlântica, cobrindo um amplo rol de zonas climáticas e formações vegetais, tropicais e subtropicais ao longo de toda a costa brasileira (TABARELLI *et al*., 2005). No entanto, os diferentes tipos de habitats da zona costeira (manguezais, apicuns, restingas, campos alagados, lagoas, estuários e praias) estão sendo ameaçados pela pressão da ocupação humana e desenvolvimento industrial (SOUZA et al., 2018, p. 18). As intervenções realizadas sobre esses ecossistemas modificam as comunidades vegetais e a dinâmica dos processos dos ecossistemas costeiros (ICMBIO, 2018, p. 43). Por exemplo, existem ameaças que constantemente alteram a qualidade d'água e que comprometem não só à flora e fauna, mas também às populações humanas que dependem diretamente dos recursos naturais (VALENTINI *et al*., 2012, p. 119). Além disso, esta situação promove à diminuição na oferta dos recursos, serviços e bens que agregam um valor econômico e ambiental as comunidades tradicionais e setores que dependem deles para se desenvolver (MOREIRA, 2008; SOUZA *et al*., 2018).

Os manguezais são de grande importância para a manutenção da biodiversidade, atividades econômica e culturais na zona costeira (LUZ; DÍAZ, 2009; SANZ LÁZARO, 2010). Existe três gêneros de plantas nestes ecossistema associados ao bioma da Mata Atlântica, com um total de seis espécies típicas de manguezal (SOUZA *et al*., 2018), por exemplo, Mangue-preto ou Siriba (*Avicennia spp*) com ocorrência em regiões altas, Mangue-vermelho (*Rhizophora spp*) e Mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) com ocorrências em partes mais baixas (ICMBIO, 2018; LESSA, 2007). Em várias regiões os manguezais são frequentemente derrubados (RIBEIRO *et al*., 2014, p. 374) para a construção de tanques de aquicultura e a condução da água para o abastecimento por gravidade (CAMARGO; POUEY, 2005, p. 394).

Nas regiões costeiras, existem extensas áreas de manguezais, restingas e também lagunas, estuários e florestas litorâneas, consideradas como componentes do bioma da Mata Atlântica. Nele se estabeleceram populações humanas que desenvolveram culturas particulares que se caracterizam por modos de vida específicos, de grande dependência dos recursos naturais renováveis (DIEGUES,1995, p. 214). A aquicultura é uma atividade que inclui o cultivo de organismos aquáticos para consumo, sendo a carcinicultura caracterizada por produzir camarão marinho, uma das atividades econômicas que atualmente está em crescimento no Brasil, com

capacidade de promover o desenvolvimento social e econômico (RIBEIRO *et al.*, 2014). A carcinicultura vêm sendo uma atividade em franco crescimento principalmente no Nordeste do país (ICMBIO, 2018; NICOLAU, 2006). Classes de cobertura do solo, como manguezais, apicuns, restingas arborizadas e arbustivas, campos alagados e pantanosos, e praias destacam-se nas faixas litorâneas, podendo ser influenciados direta e indiretamente pelas atividades antrópicas (MAPBIOMAS, 2022).

O crescimento acelerado da carcinicultura ganhou muita relevância sobretudo em ecossistemas de manguezal, transformando essas áreas de alto valor ecossistêmico em grandes zonas de produção, pelo que, a localização e construção dos viveiros de cultivo requerem grandes extensões de manguezais (RIOS; GERMANI, 2008). Portanto é frequente observar áreas desmatadas de manguezal, mata ciliar e ocupação de apicuns, para a implementação de viveiros de camarão (NICOLAU, 2006, p. 14). Tendo em vista tudo isto, essas áreas contam com uma dinâmica hidrológica e localização geográfica (GUALBERTO; SOUSA; BEZERRA, 2023, p. 58) ótimas para a produção de camarão.

A carcinicultura em escala comercial teve início no Estado da Bahia antes de 1985, com a introdução da espécie *L. vannamei pela* empresa "Maricultura da Bahia", em um sistema de produção semi-intensiva usando o dobro das densidades de cultivo usadas pela maioria das fazendas na época (FERRAZ, 2018, p. 35). Porém, mapear essas áreas tem se tornado um desafio, já que constantemente a atividade está em expansão e transformações significativas no uso e cobertura da terra, em relação à estrutura e funcionamento dos ecossistemas. Para esse tipo de mapeamento, podem ser utilizadas ferramentas de sensoriamento remoto para a obtenção de dados espaciais por meio de imagens de satélites que visem identificar essas áreas (VILARINHO; MENEZES; VIEIRA, 2023). Através da iniciativa Mapbiomas, tem se permitido detectar as mudanças de uso e cobertura da terra e a visualização e consulta de imagens em séries históricas dos biomas do Brasil, permitindo gerar mosaicos das classes de uso e cobertura, como também disponibilizar dados estatísticos e informações de transição no uso e cobertura da terra (BARBOSA, 2019; MAPBIOMAS, 2023).

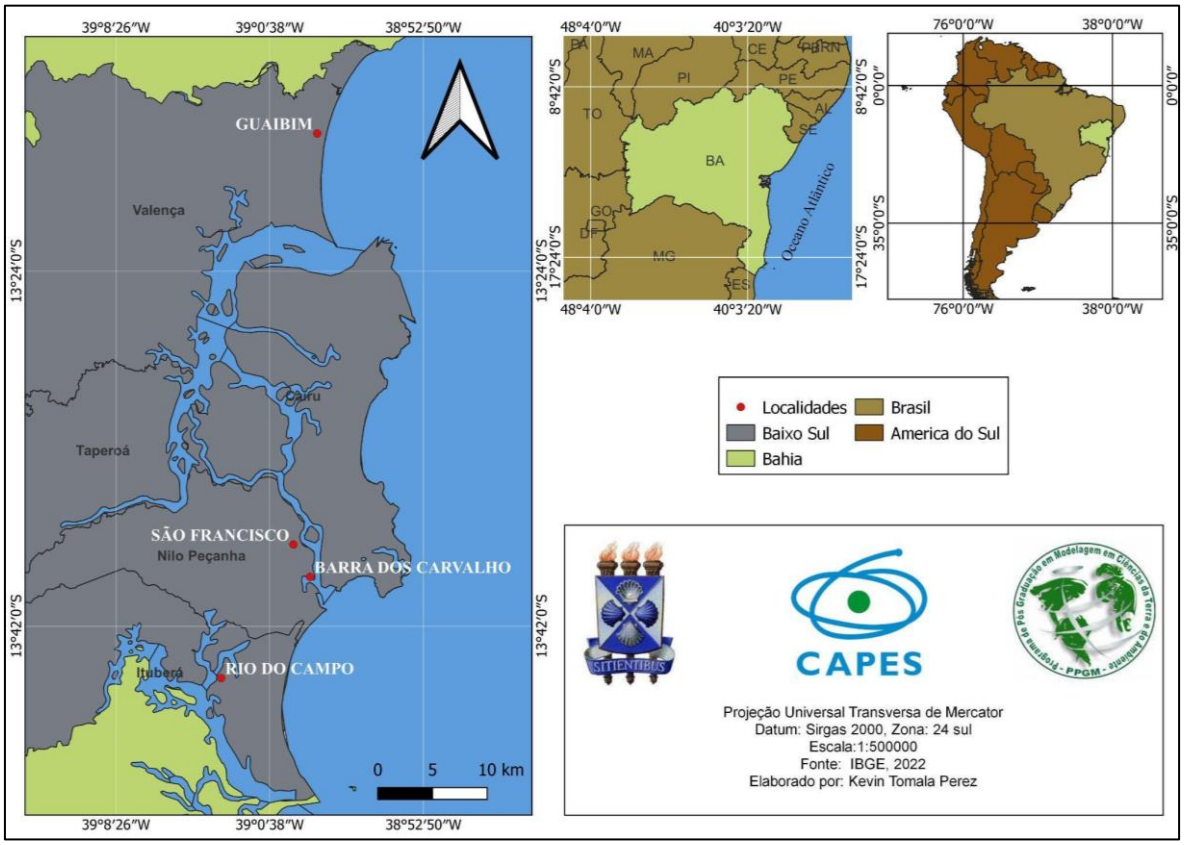
No presente estudo se realizou o mapeamento dos empreendimentos de carcinicultura e de outros usos e cobertura do solo com foco na zona costeira de três municípios da região do Território de Identidade do Baixo Sul da Bahia, com o objetivo de avaliar as perdas e ganhos dos habitats em relação às atividades antrópicas, tendo como principal interesse a atividade de carcinicultura.

3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

3.2.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo localiza-se no Baixo Sul da Bahia, entre as coordenadas 38°54'34.48"O / 13° 60'20.44"S e 39° 00'50.38"O / 13°54'59.46"S, onde foram identificados os empreendimentos de carcinicultura em 3 municípios (Valença, Nilo Peçanha, Ituberá) pertencentes a zona costeira da microrregião do Baixo Sul, Figura 1.

Figura 1 - Área de estudo na microrregião do Território de Identidade do Baixo Sul da Bahia, Brasil, onde foram identificadas as localidades onde estão estabelecidos os empreendimentos de carcinicultura nos municípios



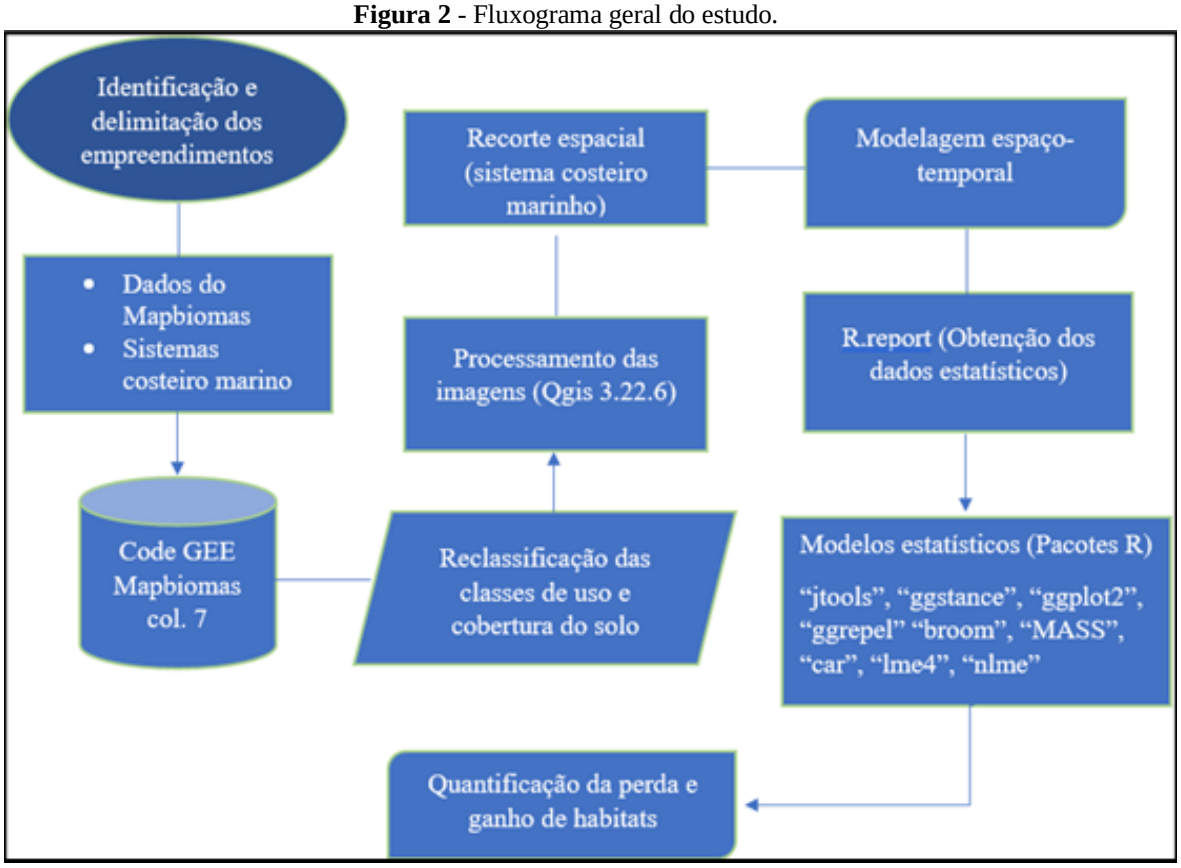
costeiros de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Sendo assim, foram identificadas 4 localidades onde estão estabelecidos os empreendimentos de carcinicultura situados em zonas costeiras dos municípios analisados: Guaibim (Valença), Barra dos Carvalhos e São Francisco (Nilo Peçanha), e Rio do Campo (Ituberá).

3.2.2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Figura 2 - Fluxograma geral do estudo.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Para a escolha da área de estudo foram utilizados dois procedimentos metodológicos conformados pela pesquisa bibliográfica como primeira etapa e a pesquisa experimental como segunda etapa, o que permitiu obter informações detalhadas da área de estudo.

A partir da problemática e dos objetivos, a pesquisa bibliográfica busca informações levantadas do objeto de estudo, tais como panorama da carcinicultura, condições ambientais das áreas de estudos e os tipos de ecossistemas, com a finalidade de aprimorar e atualizar o conhecimento, por meio de contribuições cientificas sobre o assunto com obras já publicadas (GARCIA, 2016; SOUSA; OLIVEIRA; ALVES, 2021).

A partir das informações do levantamento bibliográfico, se aplicou a pesquisa experimental com o aprofundamento do tema através de saídas de campo e o uso de dados e variáveis para serem testadas e assim estabelecer relações de causa e efeito (MANZATO; SANTOS, 2012; LUNETTA; GUERRA, 2023).

3.2.3 PROCESSAMENTO DOS DADOS

Na etapa seguinte, após da identificação das áreas de estudo, se procedeu à delimitação das áreas de carcinicultura usando imagens de sensoriamento remoto de alta resolução disponíveis no Google Earth. Essa abordagem metodológica partiu da análise visual das imagens, para a identificação dos alvos nas áreas de estudo que o Mapbiomas Col.7 não reconhece.

O seguinte passo foi obter os dados de uso e cobertura da terra da coleção 7 do Mapbiomas. Esses dados posteriormente foram processados através da plataforma GEE Code para a reclassificação das classes de uso e cobertura na extensão GeoTiff, tomando como principal consideração as áreas com influência da carcinicultura sobre os habitats costeiros. A estrutura da pesquisa foi esquematizada pelo fluxograma da Figura 2, que descreve o procedimento metodológico. Também na Tabela 1 observa-se os dados que foram escolhidos para realizar a modelagem espacial-temporal e posteriormente quantificar a perda e ganho dos habitats.

Através dos dados oferecidos da coleção 7 Mapbiomas, foram feitas as simplificações das classes temáticas, interpretando as classes e tomando em consideração as mais representativas da área de estudo para obtenção do arquivo raster. Finalmente, para o recorte espacial da zona costeira usou-se o arquivo de ecossistemas costeiros marinhos em formato shapefile.

Tabela 1 - Banco de dados.

Dados	Formato	Escala/Resolução Espacial	Fonte
Carcinicultura (Aquicultura)	Shapefile	1:25000	Google Earth
Code GEE Mapbiomas	Toolkit	30m	Mapbiomas
Uso e cobertura do solo Mapbiomas	Raster	30m	GEE
Ecossistemas costeiros marinhos	Shapefile	250 mill	IBGE

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

As classes de cobertura do solo escolhidas para a modelagem foram: *floresta, manguezal, restingas, apicuns* e *campo alagado*. As classes de uso do solo que vem sofrendo mudanças na região foram: *carcinicultura, agropecuária e urbana*, classes tomadas em conta pelo crescimento acelerado nos últimos anos; além da classe *água* por abranger grande parte da

região. Assim, através da seleção do bioma Mata Atlântica e chave interpretativa das classes com predomínio no litoral foram totalizadas 9 classes (LAPIG, 2021).

Tabela 2 - Reclassificação das classes de uso e cobertura.

Reclassificação	Coleção 7 – Classes escolhidas
1. Floresta	Formação florestal, savânica.
2. Campo Alagado	Zonas com influência de água e plantas.
3. Manguezal	Mangue.
4. Restinga	Restinga arbórea e herbácea.
5. Apicum	Áreas planas de elevada salinidade.
6. Agropecuária	Pastagem, agricultura, silvicultura.
7. Urbana	Área urbanizada.
8. Carcinicultura	Aquicultura.
9. Água	Rio, lago e oceano

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

3.2.4 ANÁLISE DOS DADOS

Os dados para a análises e quantificação da perda e ganho de cobertura foram obtidos a partir do ano de início 1985 e ano final 2021, para a zona costeira da localidade Guaibím município de Valença. No município de Nilo Peçanha as localidades de São Francisco e Barra dos Carvalhos, o ano de início foi 2007 e final 2021 Finalmente, para a localidade Rio do Campo no município de Ituberá analisamos a partir do ano de início 2009, terminando no ano 2021. Esses anos foram tomados em consideração com foco na expansão da carcinicultura entre esses períodos, para cada localidade.

As imagens de uso e cobertura do solo da coleção 7 foram processadas por meio do software Qgis versão 3.22.6, para posteriormente fazer o recorte espacial onde se definiu a delimitação da zona costeira usando o arquivo sistemas costeiros marinhos 250 mil, em formato *shapefile* fornecido pelo IBGE. Após o recorte, se obtiveram os valores das áreas em hectares, utilizando a ferramenta r.reporte de camada Raster de valor único.

Os resultados obtidos foram organizados e processados em planilhas no programa Microsoft Excel Office 2016 para o cálculo de perda e ganho, usando a fórmula de variação absoluta e relativa. Mencionando que para o cálculo, foram acrescentados às planilhas os valores das áreas delimitadas em Google Earth como “carcinicultura” para os municípios de Nilo Peçanha e Ituberá, já que o satélite LANDSAT usado no Mapbiomas acaba confundindo a carcinicultura com a classe água e/ou apicuns, devido à aparência de espelho de água (SOUZA *et al*., 2019) e acaba não reconhecendo essa classe na hora do processamento.

Todas as análises foram executadas na plataforma RStudio 3.6.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019). Para o desenho e visualização ilustrativa da modelagem foi usado o "ggplot2" (WICKHAM, *et at*., 2020). Para a análise de perda e ganho testamos vários modelos lineares usando combinações de interações entre estas variáveis explicativas (carcinicultura, urbana e agropecuária), sobre a variáveis respostas (floresta, campo, manguezal, restinga, apicum). Se testaram várias interações (Y~A+B), (Y~A:B) e (Y~A*B) para avaliar os efeitos em conjuntos de dois preditores. Esses modelos lineares foram utilizados após testar a normalidade da distribuição das variáveis consideradas na análise, usando os testes Shapiro-Wilk e gráfico Q-Q plot (CRAWLEY, 2013). A normalidade de cada distribuição foi verificada pela observação da linha de tendência, dentro do intervalo de confiança dos gráficos QQ.

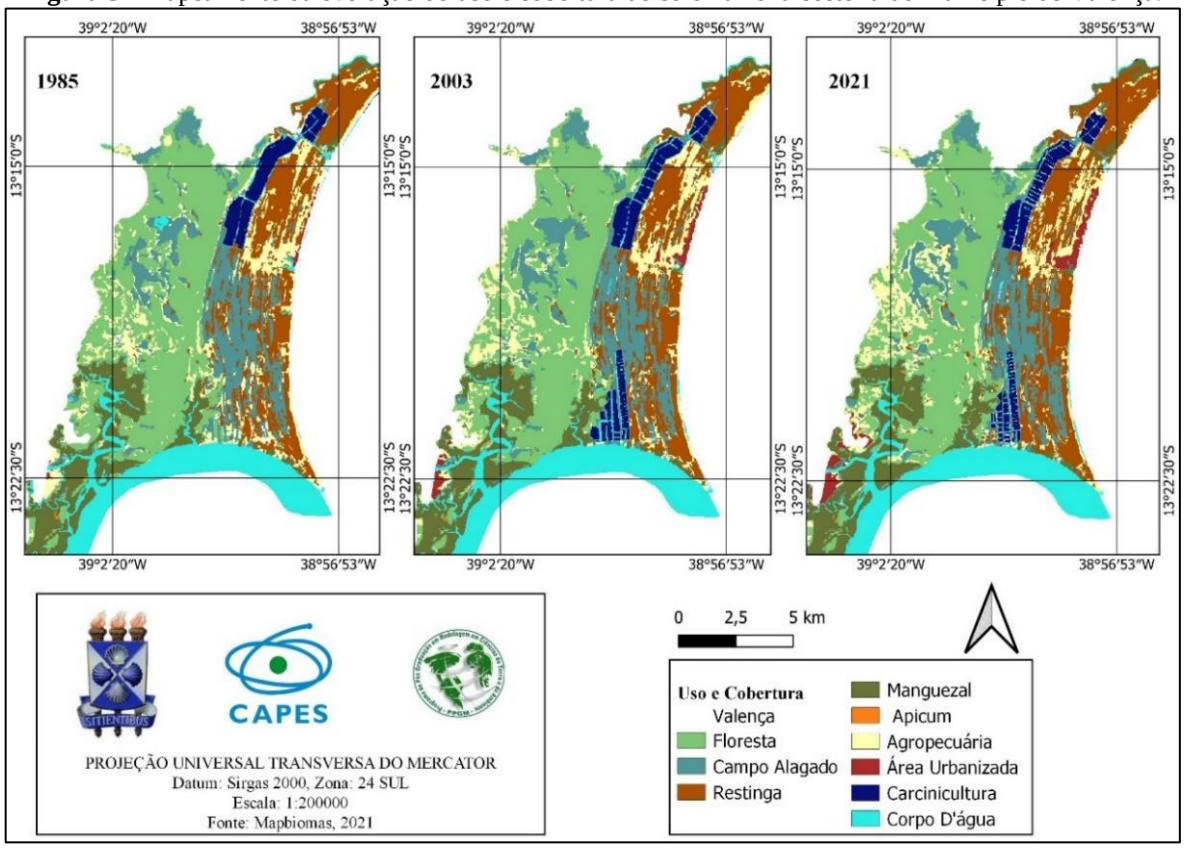
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 MAPEAMENTO E ANÁLISE ESPAÇO–TEMPORAL DAS ÁREAS DE ESTUDO

3.3.1.1 Município de Valença

O mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Valença é apresentado na figura 3, com uma sequência de três mapas com intervalos de dezoito anos, a partir de 1985, evidenciando as mudanças observadas em 2003 e 2021. A Tabela 3 apresenta a quantificação da perda ou ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura solo da zona costeira do município de Valença.

Figura 3 - Mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Valença.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Os habitats com mais predominância no litoral costeiro de Valença, a partir de 1985, foi a classe florestal, com cerca de 5000 hectares, seguido das classes *restinga* (2573 ha), *manguezal* (2564 ha) e *campo alagado* (2481ha). A menor predominância foi classe apicum (26,6 ha). A classe *apicum* sofreu uma perda de 61% (-16,8 hectares) durante todo o período 1985-2021, possivelmente uma das principais causas foi o aumento da superfície de água e o crescimento do manguezal (215 ha) observados na Tabela 3. Isto acontece devido a que áreas de apicuns estão associadas às variações pluviométricas ou aumento da maré, provocando diminuição ou aumento de salinidade o que permite o avanço ou recuo do manguezal (NASCIMENTO *et al*., 2022).

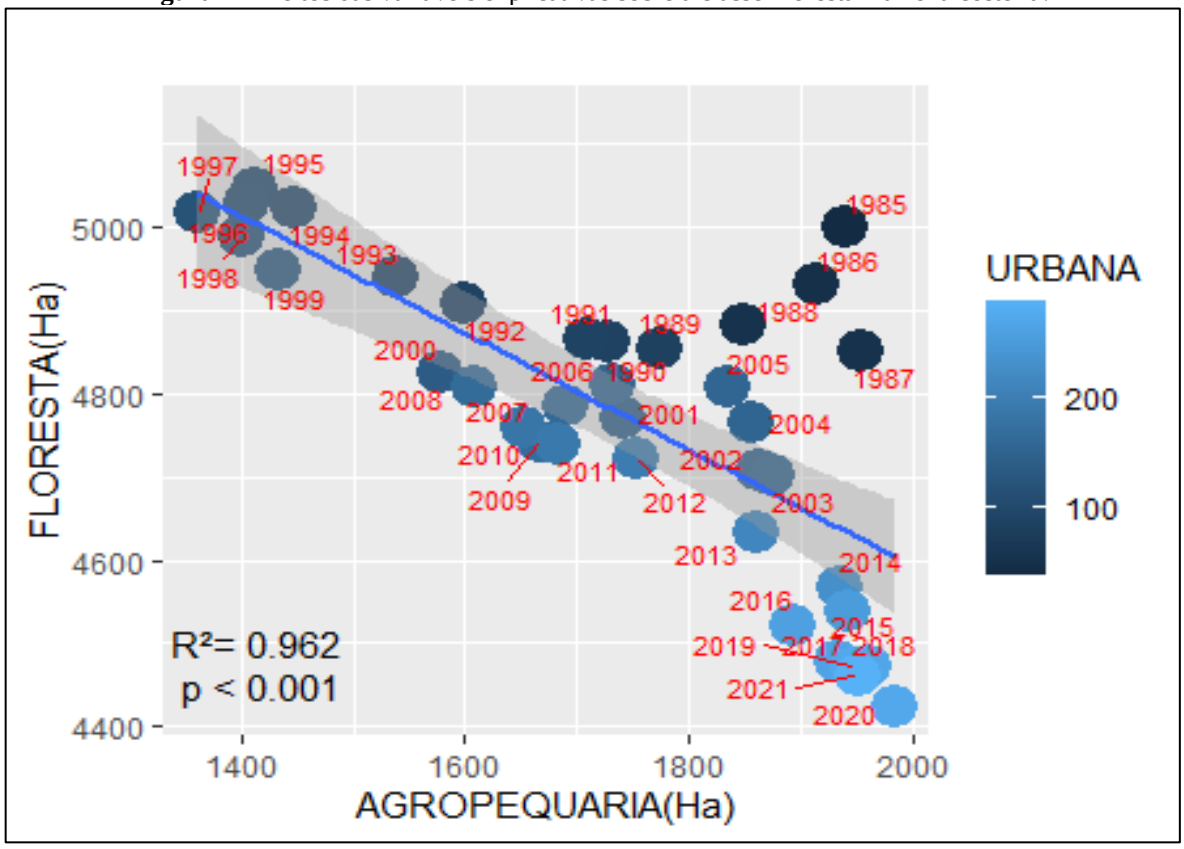
Tabela 3 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do Município de Valença.

Classes	1985*	2003*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	5000,3	4702	-298,3	-5,97	4461,9	-240	-5,38
Manguezal	2564,2	2724,1	159,9	6,24	2779,6	55,5	2
Restinga	2573,4	2507,1	-66,2	-2,57	2727,3	220,1	8,07
Apicum	26,6	17,1	-9,4	-35,48	9,8	-7,3	-74,84
Campo A,	2481,6	2470,2	-11,4	-0,46	2519,9	49,7	1,97
Água	2748,4	2774,2	25,8	0,94	2530,2	-243,9	-9,64
Agropecuária	1940	1875,2	-64,7	-3,34	1950,6	75,4	3,87
Urbana	38,8	151,9	113	74,41	288,3	136,4	47,32
Carcinicultura	497,7	699,7	202	28,87	619,6	-80,1	-12,93

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023
*Classificação em hectares, -Perda

A classe *florestal* foi a classe com mais perda 10% (538 hectares) durante todo seu período (1985-2021). Um dos principais vectores para que a floresta se veja afetada, foi devido ao crescimento acelerado da agricultura e urbanismo que foram se expandindo dentro dessas áreas, como demonstrado pela modelagem estatística (Figura 4), onde a classe *agropecuária* ($R^2 = 0.962$, Est = -0.411, t = -12.096, $p < 0.001$) e *urbana* ($R^2 = 0.962$, Est = -1.823, t = -20.067, $p < 0.001$) tiveram efeitos significativos, afetando a classe *florestal*. Pode-se observar que a classe *florestal* veio sofrendo uma queda na linha de tendência à medida que as classes agropecuária e urbana aumentavam desde 1995 até 2021. No Brasil a fragmentação florestal está presente em toda etapa do processo de expansão do setor agrícola, sendo a Mata Atlântica a mais atingida, principalmente nas regiões costeiras (VIANA et al. 1992; LOPES; MOREAU; MORAES, 2011)..

Figura 4 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe Florestal na zona costeira.



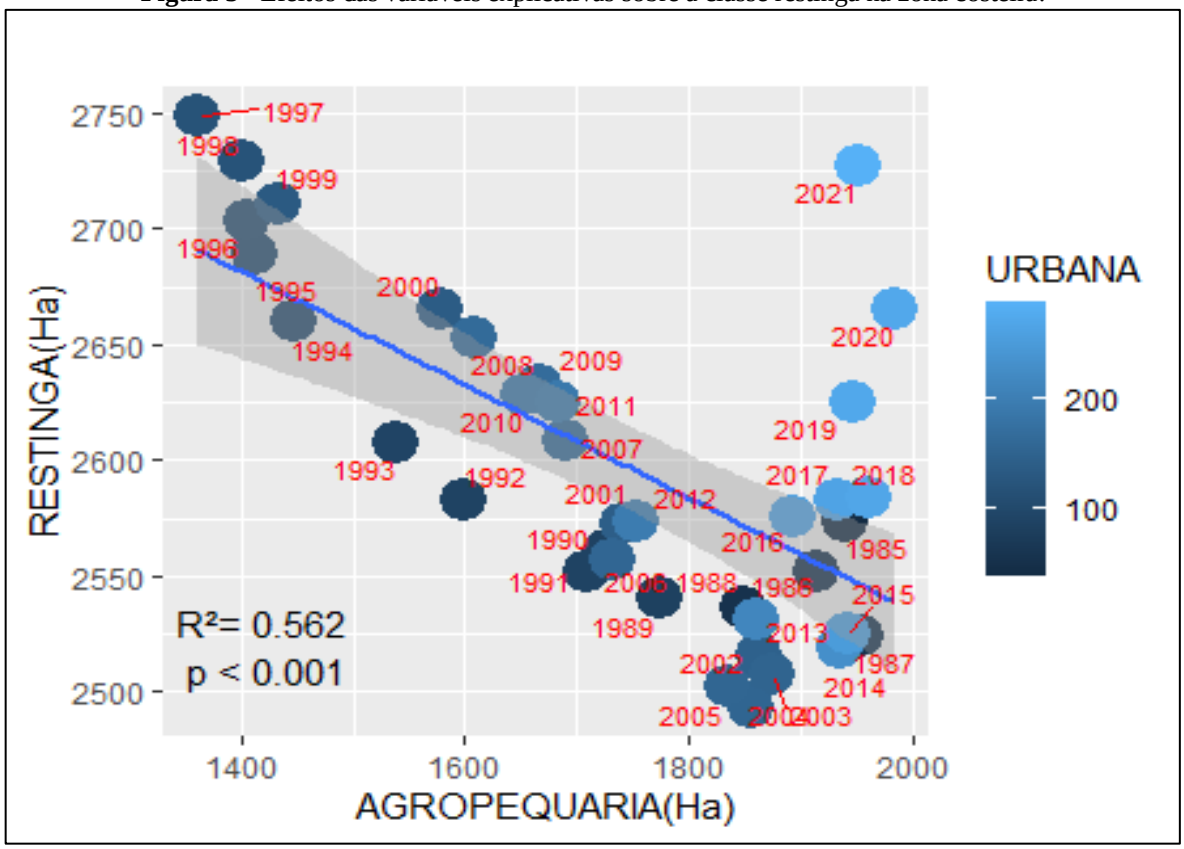
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Assim mesmo, a redução de 2,57% da restinga em 2003 esteve ligada ao aumento da atividade agropecuária e urbana, na Figura 5 podemos observar como essas atividades têm avançado sobre as restingas próxima às áreas litorâneas. As mudanças das classes *agropecuária* ($R^2 = 0.562$, Est = -0.313, t = -6.905, $p < 0.001$) e *urbana* ($R^2 = 0.562$, Est = 0.432, t = 3.560, $p < 0.001$) causaram efeitos significativos na restinga (Figura 5). Esses efeitos são evidenciados na Tabela 3, onde em 2003 houve uma perda de 66.2 hectares de restinga, mas também da classe *agropecuária* (64.7 has).

A perda da classe *agropecuária* aconteceu entre 1985 e 2000, devido ao aumento da classe *restinga* entre 1985 a 1997, mas a partir de 1998 a restinga começou perder sua cobertura, onde só se recuperou a partir de 2016. Isto se deve aos cultivos como dendê, coco, acácia e áreas de pastagem que estão dispersos ao longo dos cordões litorâneos da localidade Guabím, onde também estão sujeitas às ações impactantes geradas pelo processo de expansão urbana devido a ocupação desordenada, sem infraestrutura adequada onde existem estabelecimentos comerciais e redes hoteleiras adjacentes à faixa de praia (FRANCA, 2015, p. 25; LOPES; REUSS-STRENZEL, 2015, p. 48; MARTINS, 2012, p. 67). Embora a classe *urbana* não mostre significância negativa com a classe *restinga* se pode evidenciar na Figura 5 como a classe

urbana foi aumentando em áreas de agropecuária entre 2003 e 2021. É evidente que em vários estudos se tem demostrado como classe urbana tem invadido áreas agrícolas circundantes, que como consequência, gera redução de terras agrícolas (CHAURASIA *et al*., 1996; DEWAN; YAMAGUCHI, 2009; FORTIN, 2003), assim foi comprovado em 2021 com crescimento da classe *urbana* (116 has), *restinga* (220 has) e em menor proporção *agropecuária* (75,4 has).

Figura 5 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe restinga na zona costeira.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Para a variável resposta campo alagado, os resultados mostram que a classe *campo alagado* teve maior relação usando interações (Y~A*B) junto às interações água e carcinicultura, mostraram significância negativa (R^2 = 0.893, Est = -0.002, t = -2.802, p 0.008). Os resultados ao combinar a classe *campo alagado* com o preditor *água* foi (R^2 = 0.893, Est = 0.517, t = 1.333, p 0.192) e preditor *carcinicultura* (R^2 = 0.893, Est = 4.708, t = -2.675, p 0.012) (Figura 6).

Portanto, olhando na Figura 6, observamos que houve uma perda prolongada de *campos alagados* desde 1985 até 1999 quando a *carcinicultura* aumentou mais de 650 hectares, seguido da classe *água* que também aumentou. Já para 2021 a *carcinicultura* perdeu 80 hectares e *campos alagados* ganharam 50 hectares, assim o aumento da água pode ter ajudado ao

crescimento dos campos alagados entre 2012 e 2021. É preciso ter em conta que em campos alagados, nas depressões mais largas o nível do solo é mais baixo, e, consequentemente, o volume de água do lençol freático que aflora é maior (MARTINS, 2012).

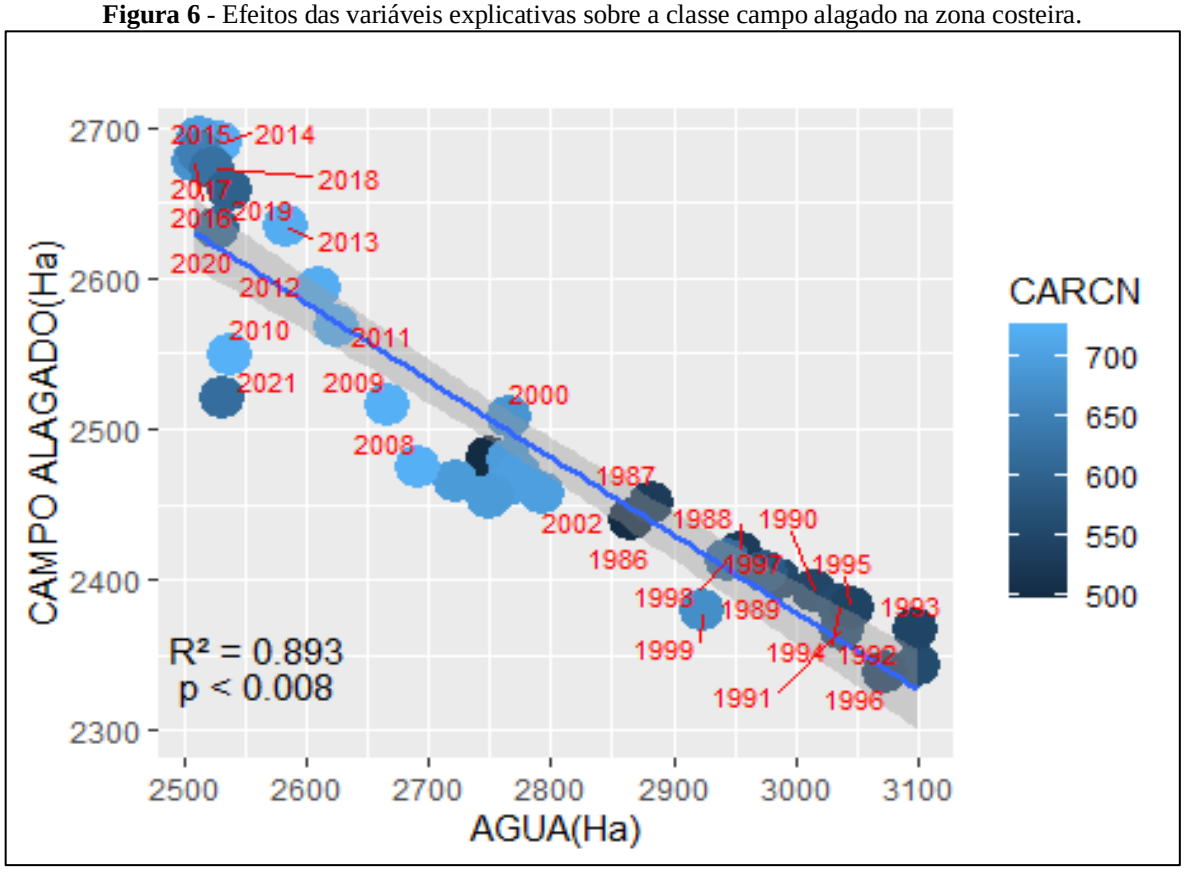
NASCIMENTO *et al*. (2007); LOPES; REUSS-STRENZEL (2015) afirmam que as empresas de carcinicultura do município de Valença estão instaladas sobretudo em faixas de restingas, e que antes da construção dos tanques de cultivo as áreas de distribuição das restingas eram maiores, mas agora encontram-se suscetíveis às ações antrópicas. Porém, o resultado das análises realizadas mostrou que a classe *campo alagado* foi a variável mais significante para explicar a expansão da carcinicultura (Figura 6). Isto foi comprovado mediante a realização de testes (Tabela 4) utilizando interações que incluíam a classe *restinga* ou *manguezal* nos modelos, mas os resultados mostraram que essas variáveis não interagem com a variável carcinicultura e água, isso foi observado através da significância e fator R^2. Uma das causas pode ser a falta de informações fornecidas pelo Mapbiomas que demonstra o avanço da carcinicultura sobre a classe restinga antes do período 1985 ano base do Mapbiomas.

Também, é necessário ter em conta que as áreas de restingas na APA de Guaibim segundo Martins (2012) estão compostas por formações vegetais caracterizadas como áreas inundáveis (apresentam em pelo menos uma observação contato com lençol freático), não inundáveis (as que não apresentam contato com o lençol freático em toda a época do ano) e inundada (apresentam contato em todo o ano, o que produz a formação de áreas alagadas). O mesmo autor, também assinala que áreas de restingas nas proximidades dos canais de drenagem fazem com que essas áreas se tornem zonas alagadas em estação de inverno, transformando algumas formações vegetais em áreas inundáveis, e para aquelas que não entram em contato com a água destes canais são denominadas formações vegetais não inundáveis.

Assim, a ocorrência de alagamento em zonas florestais influencia a composição florística e estrutural da vegetação, chegando a reduzir a diversidade arbórea (MANTOVANI 1992, RODRIGUES 1999) o que poderia transformar as áreas de restingas herbáceas em áreas de campo alagado em anos anteriores, já que a vegetação mais predominante nas zonas aquícolas é a restinga herbácea que estão ligadas a zonas alagadas, e arbustivas localizadas em áreas mais elevadas, que periodicamente são inundadas (MARTINS, 2012, p. 70). Dessa forma, Pereira (1990) considera as formações herbáceas inundadas e inundáveis como Brejos Herbáceos, considerados como zonas úmidas com influência de água colonizadas por plantas

herbáceas, e com tonalidades de verde escuro ou marrom (NOGUEIRA, 2006), pelo que o Mapbiomas col.7 inclui na classe campo alagado por ter influência fluvial e/ou lacustre.

Figura 6 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe campo alagado na zona costeira.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Finalmente observamos na Tabela 4 alguns dos resultados testados usando interações mostrando apenas uma correlação significativa da Classe *floresta~manguezal* (R^2 = 0.848, Est = -1.742, t = -10.08, p < 0.001) sendo a única variável com maior interação entre habitats, mostrando maior correlação e significância, demonstrando assim, que o ganho do manguezal durante toda a escala temporal veio ocupando áreas florestais e em menores proporções apicum (R^2 = 0.564, Est = -0.088, t = -3.590, p < 0.001), confirmando sua perda não apenas por fontes antrópicas mais também por processos naturais (manguezal), devido aos altos índices pluviométricos o avanço do manguezal ocupa espações de apicuns e zonas florestais. Enquanto as demais variáveis respostas, nenhuma apresentou uma correlação ou significância com os preditores durante os testes.

Tabela 4 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Valença).

Continua

Resposta	Preditores	R^2	Estimate	t	P
Floresta	~Manguezal+	0.879	-1.742	-10.08	< 0.001

Tabela 4 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Valença).

Conclusão

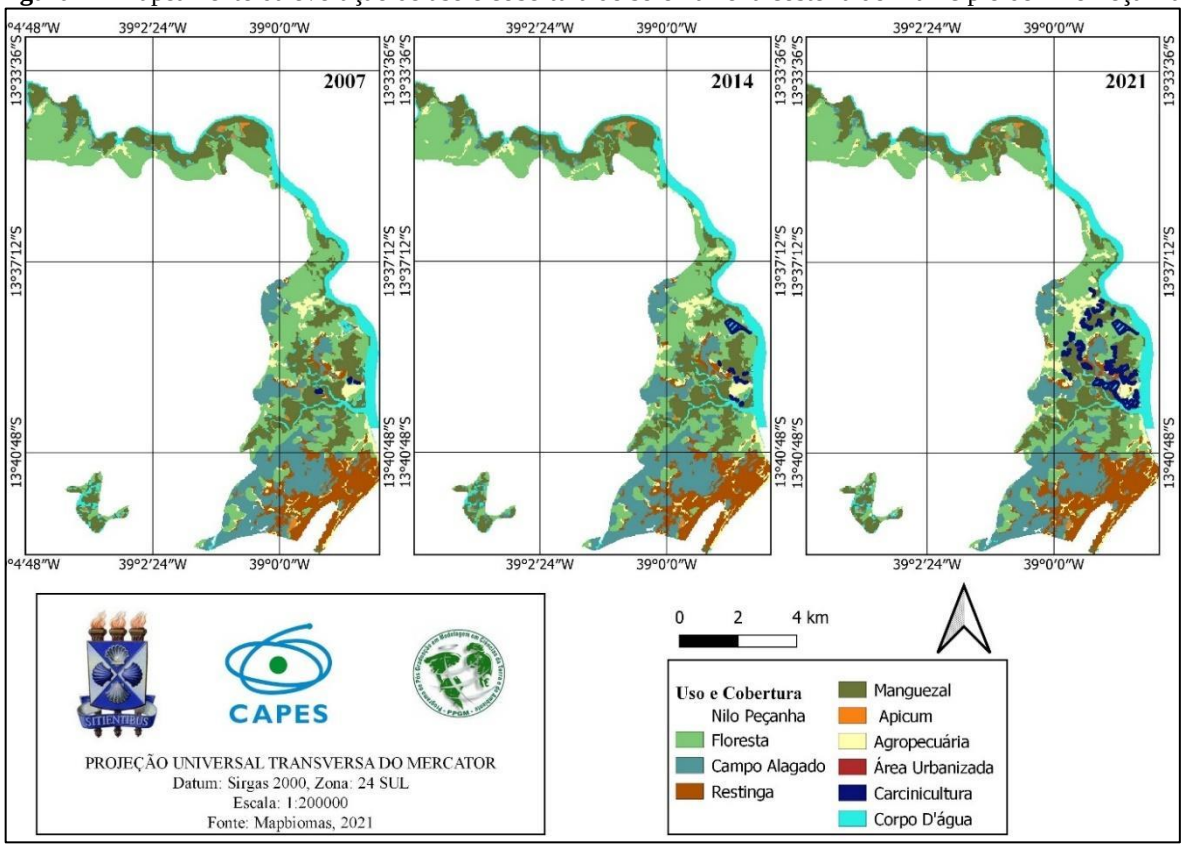
Resposta	Preditores	R^2	Estimate	t	P
	~Agropecuário	0.879	-0.654	-11.83	< 0.001
Apicum	~Manguezal+	0.564	-0.088	-3.590	< 0.001
	~Carcinicultura	0.564	-0.010	-0.492	0.626
Restinga	~Urbana*Carcinicultura	0.185	-0.009	-2.914	< 0.001
	~Urbana	0.185	5.836	3.028	< 0.001
	~Carcinicultura	0.185	0.988	2.123	< 0.001
Restinga	~Agropecuária*Carcinicultura	4.10	-0.001	-1.182	0.246
	~Agropecuária	4.10	-0.299	0.651	0.520
	~Carcinicultura	4.10	1.510	1.129	0.267
Campo A.	~Restinga+	0.233	-0.216	-0.949	0.349
	~carcinicultura	0.233	0.698	3.295	< 0.001

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024
Tipo de interações (***, +**)

3.3.1.2 Município de Nilo Peçanha

Na Figura 7 é apresentado o mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Nilo Peçanha, com uma sequência de três mapas com intervalos de sete anos (2007, 2014 e 2021) evidenciando as mudanças observadas na paisagem. A seleção do ano inicial de 2007 para a análises e quantificação da perda ou ganho de áreas de uso e cobertura do solo teve como referência o surgimento da carcinicultura no município, possível de ser observado através das imagens de sensoriamento remoto. A Tabela 4 apresenta a quantificação da perda ou ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura solo da zona costeira do município Nilo Peçanha períodos de análise.

Figura 7 - Mapeamento da evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Nilo Peçanha.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Os habitats com maior predominância na cobertura do solo da zona costeira do município de Nilo Peçanha, a partir de 2007, foi a classe *floresta*, com aproximadamente de 2150 hectares, seguido das classes *manguezal* (1197 ha), campos alagados (986 ha) e *restinga* (578 ha). A menor predominância foi classe *apicum* (35 ha).

Entre os habitats que tiveram aumento de área de cobertura durante todo o período de análise (2007-2021), destaca-se a classe *restinga* com um total de 59 hectares representado em 10% de ganho. Se considera que o aumento da *restinga* pode estar relacionado à perda de *campos alagados* (Tabela 5) entre os períodos 2014 e 2021, já que a distribuição da restinga sofre transições de acordo com o desnível do solo, presença de lagos e a distância do mar (PEREIRA 1990).

A classe *floresta* foi o habitat que teve maior perda de área durante todo o período de análise, com uma redução total de 69.5 hectares. A maior causa da perda de floresta é devido ao crescimento da atividade agropecuária, como observado no modelo apresentado na Figura 8. Entre 2007 e 2021 a classe *agropecuária* aumentou 73 hectares acompanhado da classe *urbana* em menores proporções (15 hectares). As formações florestais têm como maior impacto

a retirada de madeira e expansão de terras agrícolas e imobiliárias fazendo com que esses ecossistemas se tornem extremamente restritos (MEDEIROS *et al*., 2007).

Outra das classes afetadas pelo crescimento das atividades antrópicas foi a classe manguezal, sua cobertura teve uma perda de 2,7% (32,8 ha) entre 2007 e 2014. Destacando que a perda de manguezal não está relacionada ao crescimento de apicuns, já que pelo observado na Figura 9, a classe manguezal se viu afetada em zonas onde se desenvolve a carcinicultura. A classe apicum perdeu um 35,5% total da sua área durante o período 2007-2014. Essas perdas podem estar relacionadas ao avanço do manguezal, em função dos ciclos de maré ou precipitações, como aconteceu no município de Valença. Isto relaciona-se também ao fato de que a perda dos manguezais pode ameaçar a existências dos demais ecossistemas costeiros devido às mudanças na hidrodinâmica e redução da proteção da costa contra processos erosivos, assim como outros processos funcionais existentes nesses ecossistemas (SANTOS; FURLAN, 2021, p. 2).

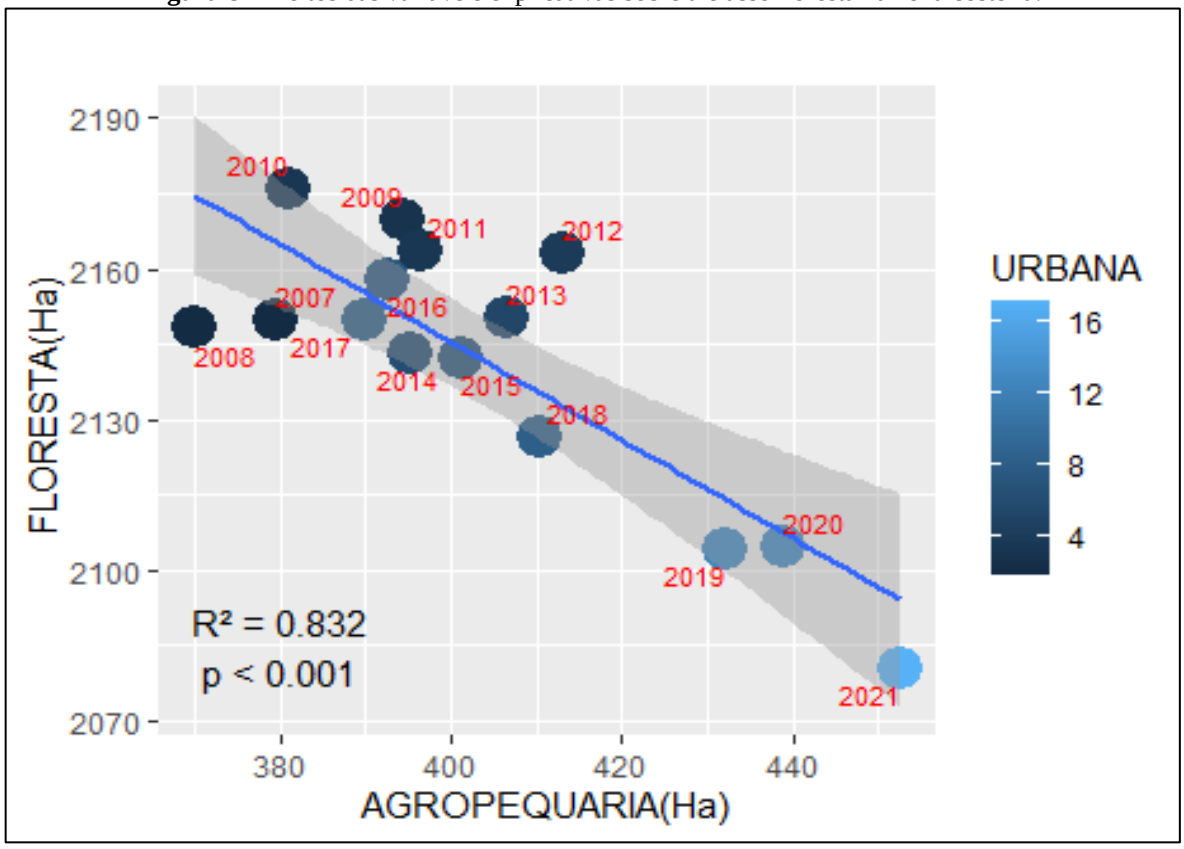
Tabela 5 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Nilo Peçanha.

Classes	2007*	2014*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	2149,9	2143,2	-6,69	-0,31	2080	-62,8	-3,02
Manguezal	1196,7	1164,2	-32,48	-2,71	1155	-8,39	-0,73
Restinga	577,7	591,2	13,5	2,34	636,6	45,4	7,14
12	34,6	22,3	-12,3	-35,55	22,72	0,42	1,85
Campo A,	985,5	1119,2	133,6	13,56	1054	-64,5	-6,12
Água	560,4	555,2	-8,97	-1,59	568,86	13,6	2,39
Agropecuária	379,4	395,2	15,89	4,19	452,6	57,3	12,67
Urbana	1,8	6,03	4,25	70,43	17,08	11,05	64,7
Carcinicultura	3,8	24,8	21,04	84,57	98,92	74,04	74,85

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023
*Classificação em hectares-Perda

Na Figura 8 podemos verificar que a classe *floresta* começou a ter maiores perdas a partir de 2014, quando o crescimento agropecuário e urbano começou a ganhar espaço sobre essas áreas, demostrando assim que o conjunto entre as variáveis explicativas (agropecuária e urbana) ocasionaram perdas significativas à classe *florestal* ($R^2 = 0.832$, Est = -0.012, t = -8.383, $p < 0.001$). Cabe ter em conta que a classe *urbana* nas localidades do município de Nilo Peçanha não está completamente reconhecida na série temporal do Mapbiomas col.7.

Figura 8 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta na zona costeira.



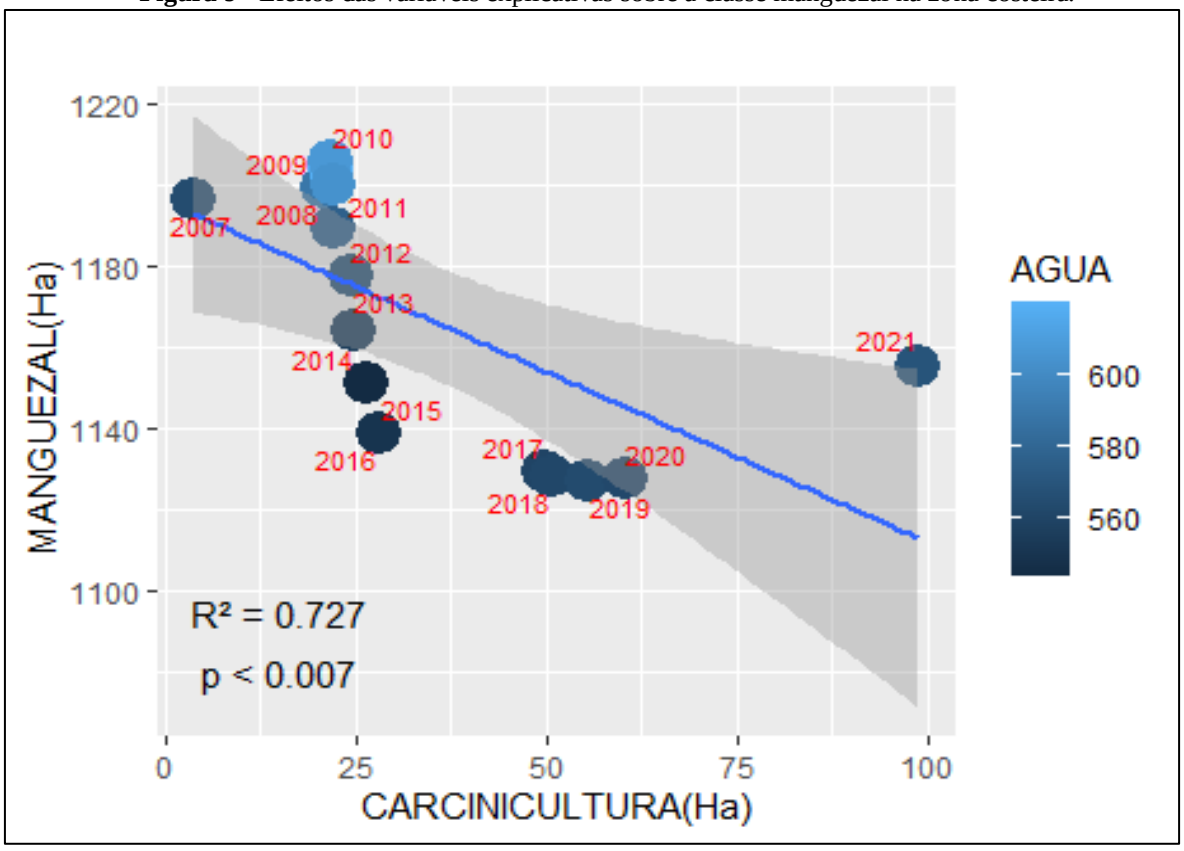
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

A principal causa de perda de áreas de manguezal na zona costeira do município de Nilo Peçanha se deve ao crescimento acelerado da carcinicultura, observado especialmente nas localidades de Barra dos Carvalhos e São Francisco, entre 2014 e 2021. Até o ano de 2014 a carcinicultura ocupou uma área de 21 hectares, passando para 74 hectares em 2021, ou seja, aumentou um 74,8%. Podemos observar na Figura 9 onde a variável resposta manguezal mostrou maior significância para as classes *Água* ($R^2 = 0.727$, Est = 0.882, t = 4.329, $p < 0.001$) e *carcinicultura* ($R^2 = 0.727$, Est = -0.625, t = -3.256, p 0.007). A classe *manguezal* mostrou uma resposta positiva interagindo com a classe *água* durante os primeiros quatro anos da série histórica, quando houve uma tendência de aumento. Esse comportamento pode estar relacionado ao maior desenvolvimento do manguezal quando durante anos seguidos de elevada precipitação, ou variações oceanográficas ligadas ao aumento do nível das marés (ACKERMANN et al., 2006, p. 1; LOVELOCK; ELLISON, 2007, p. 237).

Porém, a partir de 2011 a área total observada para a classe manguezal começou a declinar de forma acelerada devido ao crescimento da carcinicultura e a diminuição da superfície da classe água, nas localidades de Barra dos Carvalhos e São Francisco. De acordo com e Santiago et al. (2013), nessa região os manguezais foram destruídos para a construção

de viveiros. Estes autores também comentam que as marisqueiras de Nilo Peçanha estão sendo alvo de vários problemas socioambientais devido a destruição dos manguezais pela carcinicultura clandestina, que viola o Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 1965), onde os manguezais são considerados como Área de Proteção Permanente (APP) em todo território nacional. Os resultados obtidos no presente estudo também confirmam os resultados obtidos por Souza *et al*. (2021), indicando os empreendimentos clandestinos de carcinicultura, não licenciados, como principais responsáveis pela perda de manguezais da zona costeira do município de Nilo Peçanha.

Figura 9 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe manguezal na zona costeira.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Na Tabela 6 é possível observar uma relação usando a interação campo alagado~restinga*agropecuária (R^2 = 0.820, Est = -0.088, t = -6.173, p < 0.001) demostrando que esses preditores tem uma alta correlação com a variável resposta, sendo negativamente significativa quando atuam em conjunto, bem diferente do que quando atuam individualmente, isto pode ser comprovado na Figura 7, onde se vê como os preditores tem ido ocupando espaço durante a série temporal sobre a classe *campos alagados* provocando perda (64,5 ha). Enquanto a classe *manguezal*, não demostra alguma significância interagindo com as variáveis preditoras,

determinando que, a perda de manguezal não está sendo associada à algum aumento ou recuo da classe *apicum* e *água*.

Tabela 6 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Nilo Peçanha)

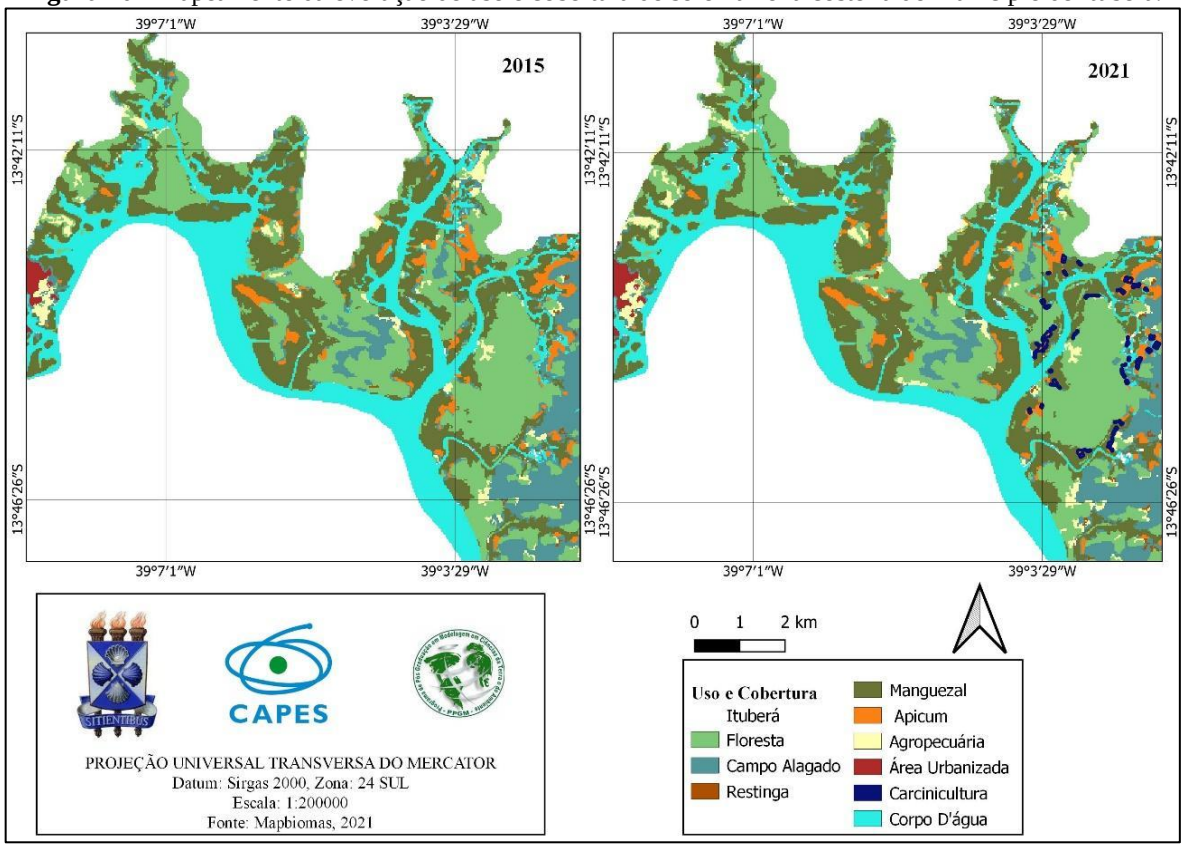
Resposta	Preditores	R^2	Estimate	t	P
Campo A.	~Restinga*agropecuária	0.820	-0.008	-6.173	< 0.001
	~Restinga	0.820	38.373	6.524	< 0.001
	~Agropecuária	0.870	52.688	6.115	< 0.001
Manguezal	~Apicum+	0.751	1.520	1.369	0.196
	~Água	0.751	0.459	1.910	0.080

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

3.3.1.3 Município de Ituberá

O mapeamento da evolução do uso e cobertura do solo na área de estudo situada no estuário do rio Serinhaém do município de Ituberá é apresentado na Figura 10, evidenciando as mudanças observadas e indicando algumas das atividades que tiveram incidência sobre os ecossistemas costeiros no município de Ituberá, entre elas o crescimento urbano, agropecuário e carcinicultura entre os anos 2015 e 2021.

Figura 10 - Mapeamento da evolução de uso e cobertura do solo na zona costeira do município de Ituberá.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

A Tabela 5 apresenta a quantificação da perda ou ganho de área (em hectares) das classes de uso ou cobertura do solo dessa área de estudo, nos anos de 2009, 2015 e 2021.

Os habitats com maior predominância na cobertura do solo da zona costeira do município de Ituberá, a partir de 2009, foi a classe *manguezal* (2692 ha), seguida da *restinga* (2386 ha), *campos alagados* (2385 ha) e *florestal* (2401 ha). A menor predominância foi classe *apicum* (313 ha).

Entre 2009 e 2015 as classes que perderam área de cobertura foram *manguezal* (7,269ha), *restinga* (29,5 ha) e *apicum* (40,9 ha). De 2015 a 2021 as classes que perderam área de distribuição foram a classe *floresta* 1,67% e, em maior proporção, a classe *campo alagado* 6,4%, o que provavelmente esteja relacionada à recuperação de 1,26% da classe *restinga* em 2021 (Tabela 7). Durante esse mesmo período houve um aumento de classes como *agropecuária* (106 has), *urbana* (17,8 has) e *carcinicultura* (34,9 has).

Tabela 7 - Quantificação da perda e ganho das classes de uso e cobertura da zona costeira do município de Ituberá.

Classes	2009*	2015*	Mudança*	%	2021*	Mudança*	%
Floresta	2401	2541,24	140,23	5,84	2499,34	-41,9	-1,67
Manguezal	2692	2684,71	-7,29	-0,27	2752,97	68,27	2,47
Restinga	2385,77	2355,97	-29,49	-1,24	2386,14	30,17	1,26
Apicum	312,53	271,58	-40,95	-15,07	272	0,48	0,18
Campo	2384,78	2651,55	266,77	11,2	2492,12	-159,43	-6,4
Água	2734,92	2409	-325,92	-13,53	2320	-88,98	-3,83
Agropecuária	1121,3	1082,38	-38,92	-3,47	1189,12	106,74	8,97
Urbana	88,56	102,66	14,11	15,93	120,51	17,85	14,8
Carcinicultura	0	0	0	0	34,93	34,93	100

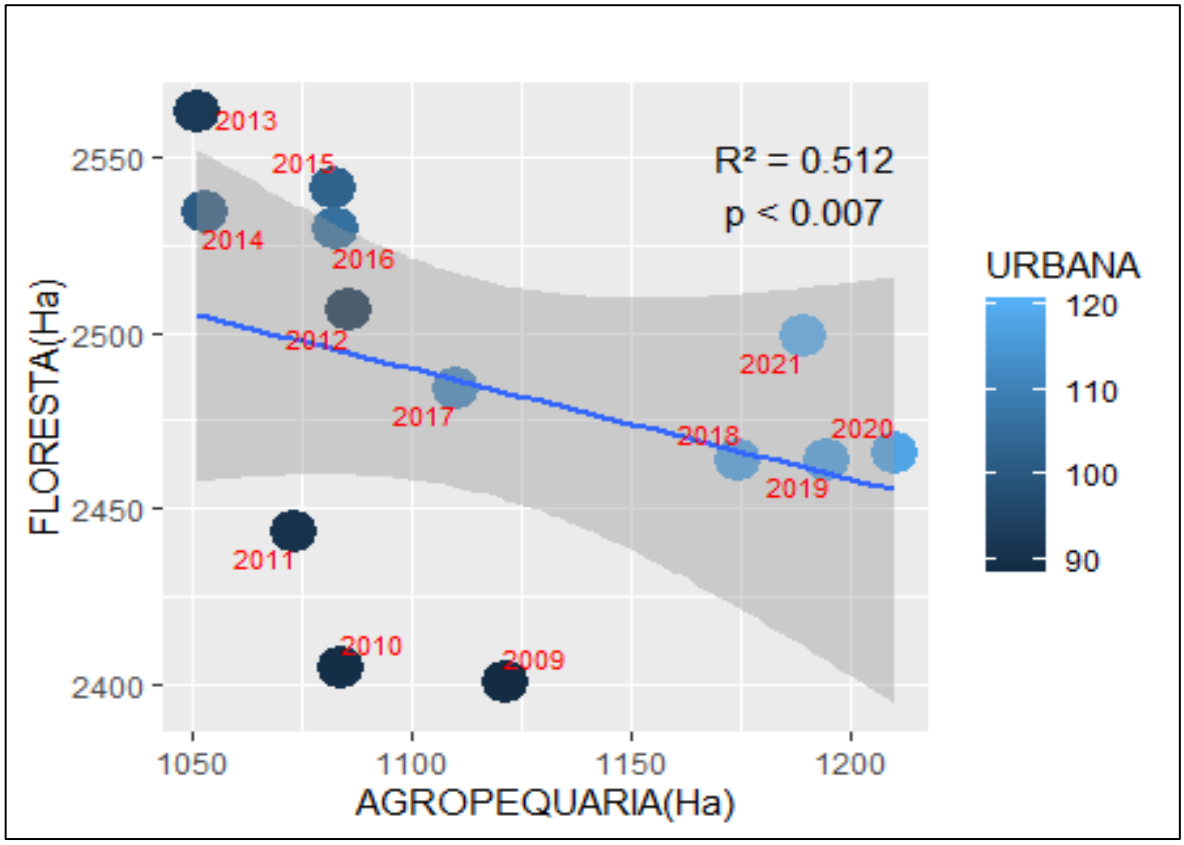
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023
*Classificação em hectares, -Perda

A perda da classe florestal é explicada pelo crescimento das classes *agropecuária* (R^2 = 0.512, Est = –1.120, t = -3.753, p < 0.004) e *urbana* (R^2 = 0.512, Est = 4.589, t = 3.407, p 0.007) mostrando efeitos significativos sobre a floresta (Figura 11). Diferente das classes *restinga*, *apicum* ou *manguezal*, que não mostraram relação com as atividades antrópicas nos testes estatísticos (Tabela 8).

Existiram mudanças na classe *floresta* entre 2012 e 2016 onde observamos um aumento dessa classe e uma diminuição da classe *agropecuária* (Figura 11), o que provavelmente esteja relacionado à expansão da área urbana, já que esses períodos a área urbana mostraram significância positiva em relação à classe *floresta*. À medida que a classe *urbana* foi crescendo a classe agropecuária foi diminuindo. Já em 2017, a classe *floresta* começou a perder sua

cobertura devido ao rápido aumento da classe *urbana* e ao crescimento agrícola. Em 2021 houve um leve aumento da classe *floresta* e área urbana e uma leve queda da classe *agropecuária* (Figura 11).

Figura 11 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe floresta na zona costeira



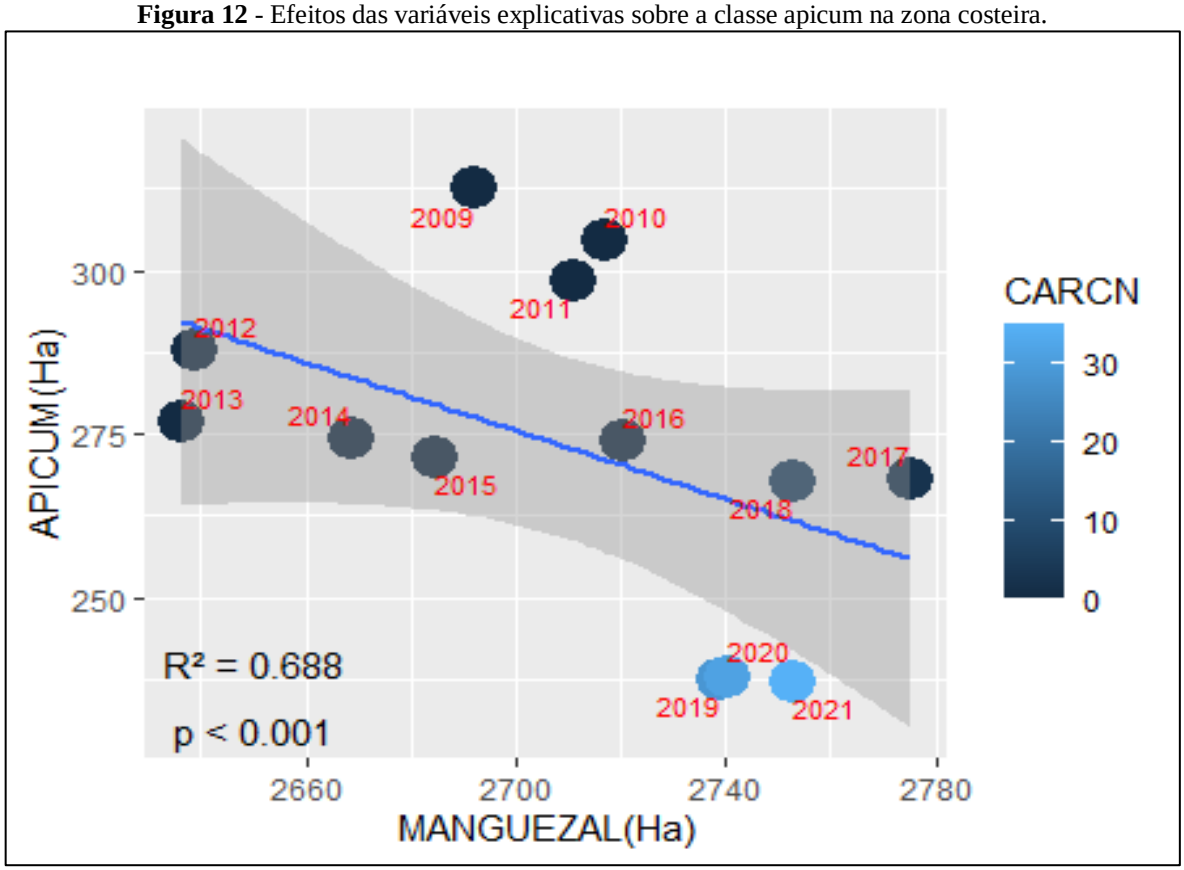
Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

A perda de apicuns, especialmente entre os períodos 2012 a 2015, estão associados ao crescimento do manguezal que abrange sectores de transição conformados pelos apicuns, com ocorrências em terrenos pouco mais elevados do que a feição manguezal e que tem sido substituídos com a expansão do manguezal (MEIRELES *et al*., 2007). Na Figura 12 observa-se que a classe *apicum* varia significativamente aos efeitos das classes *manguezal* e *carcinicultura* ($R^2 = 0.688$, Est = –0.001, t = -5.237, $p < 0.001$) mostrando mudanças aos efeitos de expansão.

A maior perda de apicum não só está relacionada ao aumento do manguezal mais também ao surgimento da carcinicultura, desde o 2017, detectadas através de imagens de sensoriamento remoto no Google Earth Pro, onde se observou um maior crescimento da carcinicultura provocando a redução de apicuns. Por meio de imagens de satélite se determinou que em 2017 a carcinicultura ocupava 2.47 hectares e para 2021 já ocupava 34.9 hectares. Na Tabela 5 pode-se observar que entre 2015 e 2021 não houve perda de área da classe *apicum*,

isto porque segundo o observado nos mapas anuais de uso e cobertura do Mapbiomas, a classe carcinicultura não é reconhecida devido ao fato dos empreendimentos ali localizados não serem licenciados, em sua maioria sendo confundidos com a classe *apicum* e em menores proporções com a classe *água*. Porém, pode-se notar na Figura 12 a relação que existe entre as classes, mostrando como houve perda da classe apicum desde 2017, devido ao incremento da carcinicultura, e em adição ao aumento natural dos manguezais que fez com que haja uma maior redução da classe apicum em 2021.

Figura 12 - Efeitos das variáveis explicativas sobre a classe apicum na zona costeira.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

O aumento de viveiros se deve a que as áreas de apicum são consideradas pontos estratégicos pela carcinicultura por serem áreas adjacentes aos manguezais (GUALBERTO; SOUSA; BEZERRA, 2023). Ambientes de apicum não estão protegidos pelo novo Código Florestal Brasileiro, onde mencionam que os apicuns não são reconhecidos como parte do manguezal consideradas pela legislação como APPs (CREPANI; MEDEIROS, 2003; MOURA-FÉ *et al.*, 2015; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 2012). Dessa forma, os viveiros de carcinicultura foram ou estão sendo construídos em áreas de apicum, pelo simples fato de que a Resolução Conama nº 312/02 não especificar os apicuns como feições constituinte dos manguezais, levando alguns empreendimentos a serem licenciados erroneamente, sobre esse

habitat e outros a simplesmente desenvolver suas atividades clandestinamente, sem nenhum licenciamento (MMA, 2010, p. 105).

Em alguns dos testes realizados observamos que a perda de campo alagado no 2021 (159 ha) está relacionada com o aumento da agropecuária (R^2 = 0.705, Est = –1.307, t = -3.777, p 0.004) e restinga (R^2 = 0.705, Est = –2.866, t = -5.535, p < 0.001) com uma significância negativa (Tabela 8), esses preditores são os responsáveis da perda de campos alagados tal e como aconteceu no município de Nilo Peçanha.

Tabela 8 - Sínteses dos valores resultantes entre as variáveis não selecionadas na modelagem estatística (Ituberá)

Resposta	Preditores	R^2	Estimate	t	P
Florestal	~ Manguezal:Água	0.238	-0.000	-2.177	0.052
Campo A.	~ Agropecuária+	0.705	-1.307	-3.777	0.004
	~Restinga	0.705	-2.866	-5.535	< 0.001
Apicum	~ Manguezal * Água	0.783	0.001	1.138	0.285
	~ Manguezal	0.783	-2.321	-1.132	0.287
	~Água	0.783	-2.404	-1.071	0.312

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

3.4 CONCLUSÃO

Os dados obtidos da coleção 7 do Mapbiomas para o mapeamento espaço-temporal permitiu o levantamento da distribuição espacial do uso e cobertura de solo nos ecossistemas costeiros do território do Baixo Sul da Bahia, ajudando a quantificar a perda ou ganho das principais classes de uso e cobertura consideradas no presente estudo. O resultado foi a identificação dos principais vetores responsáveis pela redução ou expansão das áreas de cobertura e uso do solo nos municípios de Valença, Nilo Peçanha e Ituberá, entre eles a classe agropecuária, urbana e carcinicultura causantes da perda das classes de *manguezal*, *apicum*, *restinga* e *floresta* em algumas das áreas estudadas.

De uma maneira geral, os resultados da modelagem estatística permitiram avaliar a relação que existe entre as variáveis respostas (habitats) e variáveis explicativas (antrópicas) mostrando que:

1. Houve uma perda significativa dos habitats naturais costeiros em relação às atividades antrópicas na zona costeira dos três municípios analisados;

2. O impacto da expansão regional da carcinicultura causou perda de importantes áreas úmidas, incluindo classes de *campos alagados*, *manguezais* e *apicuns*, consideradas Áreas de Proteção Permanente (APP) pela legislação brasileira;

3. O levantamento da distribuição espacial e variação temporal das áreas de uso e cobertura do solo, aplicado aos ecossistemas costeiros, ajudou a mapear e identificar as principais causas (vetores) de perda de habitats naturais, essenciais para o ciclo de vida de espécies marinhas e costeiras, assim como para a manutenção dos processos e serviços e ecossistêmicos na área de estudo.

3.5 REFERENCIAS

ACKERMANN, G.; ALEXANDRE, F.; ANDRIEU, J.; MERING, C.; OLLIVIER, C. Dynamique des paysages et perspectives de développement durable sur la petite cote et dans de delta du Sine-Saloum (Sénégal). Vertigo, v. 7, n. 2, p.1-18, 2006.

ANTONIO JOSE MANZATO; ADRIANA SANTOS. A elaboração de questionário na pesquisa quantitativa. **Departamento de Ciência de Computação e Estatística – IBILCE – UNESP**, p. 1–17, 2012.

ATLAS DOS MANGUEZAIS DO BRASIL / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p. : il

AVAETÊ DE LUNETTA; GUERRA, R. REVISTA OWL (OWL Journal) METODOLOGIA DA PESQUISA CIENTÍFICA E ACADÊMICA SCIENTIFIC AND ACADEMIC RESEARCH METHODOLOGY. **Revista Owl**, v. 1, n. 2, p. 149–159, 2023.

BARBOSA, L. M. Desafios do processo frente à crise ambiental: VIII Simpósio de Restauração Ecológica. **São Paulo: Instituto de Botânica**, p. 278, 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n° 303 de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Publicada no Diário Oficial da União em 13 de maio de 2002, Brasília/DF, 2002b.

BRASIL. Lei Federal n° 4.771 de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal Brasileiro. Publicada no Diário Oficial da União em 16 de setembro de 1965, Brasília/DF, 1965, 11p.

CAMARGO, S. G. O. DE; POUEY, J. L. O. F. Aqüicultura - um mercado em expansão. **Revista Brasileira de Agroci^encia**, v. 11, n. 4, p. 393–396, 2005.

CHAURASIA R, LOSHALI D C, DHALIWAL S S, SHARMA P K, KUDRAT M & TIWARI A K (1996). Land use change analysis for agricultural management—A case study of Tehsil Talwandi Sabo, Punjab. Journal of the Indian society of remote sensing, 24(2), 115-123.https://doi.org/doi.org/10.1007/BF03016124.

CRAWLEY MJ (2013) The R book:, 2a edn. John Wiley and Sons Ltd, West Sussex, United Kingdom, p 975

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S. DE. CARCINICULTURA EM APICUM NO LITORAL DO PIAUÍ: UMA ANÁLISE COM SENSORIAMENTO REMOTO E GEOPROCESSAMENTO. n. 1, p. 1541–1548, 2003.

DEWAN A M & YAMAGUCHI Y (2009). Using remote sensing and GIS to detect and monitor land use and land cover change in Dhaka Metropolitan of Bangladesh during 1960 – 2005. Environmental Monitoring and Assessment, 150(1–4), 237–249.

DIEGUES, A. C. Povos e Mares: leituras em sócio-antropologia marítima. São Paulo: NAPAUB, 1995.

DINIZ, C. **Três décadas de mudanças na planície costeira brasileira: o status dos manguezais, da aquicultura e salicultura a partir de séries temporais landsat e técnicas de aprendizado de máquina**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ, 2021.

FERRAZ, C. V. H. **LICENCIAMENTO AMBIENTAL E CARCINICULTURA SUSTENTÁVEL: UM ESTUDO DAS MUDANÇAS NORMATIVAS E SUAS IMPLICAÇÕES NO ESTADO DA BAHIA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2018.

FORTIN M (2003). On the role of spatial stochastic models in understanding landscape indices in ecology. Oikos, 102(1), 203–212. https://doi.org/https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12447.

GARCIA, E. PESQUISA BIBLIOGRÁFICA VERSUS REVISÃO BIBLIOGRÁFICA - UMA DISCUSSÃO NECESSÁRIA. **REVISTA LINGUAS & LETRAS**, v. 17, n. 35, p. 291–294, 2016.

GUALBERTO, G. L. F.; SOUSA, K. R. S.; BEZERRA, D. DA S. ANÁLISE TEMPORAL DE ALTERAÇÕES NAS ÁREAS DE MANGUEZAIS E APICUNS DO BRASIL ENTRE 1985 A 2019 TEMPORAL ANALYSIS OF CHANGES IN THE AREAS OF MANGROVES AND SALT FLATS IN BRAZIL BETWEEN 1985 TO 2019 INTRODUÇÃO Os manguezais são ecossistemas de transição entre. **REVISTA UNIARAGUAIA**, n. 18, p. 48–62, 2023.

ICMBIO. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, nov. 2015.

LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPROCESSAMENTO. **Chave de Interpretação MapBiomas**. Disponível em: https://chave.lapig.iesa.ufg.br/pt//. Acesso em: 1 dez. 2022.

LESSA, C. M. **Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Sociobiodiversidade na Zona Estuarina da Costa do Dendê, Bahia**. [s.l.] UNIVERSIDADE DE BRASILIA, 2007.

LOPES, E. R. DO N.; REUSS-STRENZEL, G. M. GEOPROCESSAMENTO APLICADO À CARACTERIZAÇÃO DA OCUPAÇÃO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO – UM OLHAR SOBRE A ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DE GUAIBIM, BAHIA, BRASIL.

LOPES, N. S.; MOREAU, M. S.; MORAES, M. E. B. Análise Da Paisagem Com Base Na Fragmentação-Caso Apa Pratigi, Baixo Sul Da Bahia, Brasil. **REDE-Revista Eletrônica …**, v. 6, n. 1, p. 53–67, 2011.

LOVELOCK, C. E.; ELLISON, J. C. Vulnerability of mangroves and tidal wetlands of the great barrier reef to climate change. In: JOHNSON, J.E., MARSHALL, P.A. (Eds.). Climate change and the great barrier reef: a vulnerability assessment. Australia: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office, p. 237–269, 2007.

LUZ, M.; DÍAZ, M. Propuesta metodológica para valorar el impacto de las actividades económicas en áreas costeras. **Revibec : revista de la Red Iberoamericana de Economia Ecológica**, v. 11, p. 029–038, 2009.

MANTOVANI, W. 1992. A vegetação sobre a restinga em Caraguatatu- ba, SP. In: II Congresso Nacional sobre Essências Nativas. Anais... São Paulo, SP. p 139-144.

MARTINS, M. L. L. Fitofisionomia das formações vegetais da Restinga da Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaibim , Valença , Bahia , Brasil. v. 10, n. 1, p. 66–73, 2012.

MEDEIROS, D.P.W., LOPES, A.V. & ZICKEL, C.S. 2007. Phenology of woody species in tropical coastal vegetation, northeastern Brazil. Flora, 202: 513-520.

MEIRELES, A. J. DE A. et al. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. **Mercator**, v. 6, n. 12, p. 83–106, 2007.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Panorama dos Ecossistemas Costeiros e Marinhos do Brasil**. Brasília: [s.n.].

MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

MOREIRA, A. T. **Implicações ambientais na comunidade marisqueira através da interferência da carcinicultura no distrito de Acupe, Santo Amaro-BA.** [s.l.] Faculdade Maria Milza, 2008.

MOURA-FÉ, M. M. et al. A Proteção do Ecossistema Manguezal pela Legislação Ambiental Brasileira. **GEOgraphia**, v. 17, n. 33, p. 126, 16 maio 2015.

NASCIMENTO, A. et al. **Baixo Sul da Bahia: uma proposta de desenvolvimento territorial**. Salvador: [s.n.].

NASCIMENTO, D. V. et al. Spatial evolution of supramareal hypersaline plans associated with mangrove forests: anthropic and natural factors on the Todos os Santos bay, northeast coast of Brazil. **RA'E GA - O Espaco Geografico em Analise**, v. 53, p. 116–138, 2022.

NICOLAU, O. S. **Ambientalismo e carcinicultura: disputa de "verdades" e conflito social no extremo sul da Bahia**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO, 2006.

NOGUEIRA, R. X. D. S. **Mapeamento dos Ecossistemas Costeiros e das Mudanças na Ocupação do Solo no Município de Conde, Litoral Norte da Bahia, Brasil: Integração de Sensoriamento Remoto e SIG para a Gestão Costeira**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2006.

PEREIRA, O.J. 1990. Caracterização fitofisionômica da restinga de Seti- ba - Guarapari/ES. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileira, 2. 1990. Águas de Lindóia. Anais... São Paulo: ACIESP, v.3, p.207-219.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2019) R version 3.6.0. In: R Foundation for Statistical Computing. Austria, Vienna

RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 365–383, set. 2014.

RIOS, K.; GERMANI, G. TERRITÓRIOS TERRA E ÁGUA NO DISTRITO DE ACUPE – SANTO AMARO (BAHIA – BRASIL): Pescadores Artesanais e Carcinicultores. Contradições na produção do espaço local. 2008.

RODRIGUES, R.R. 1999. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno (Circular Técnica, IPEF n. 189). São Carlos: ESALQ/USP. 17 p

SANTIAGO, L., ACCIOLY, M.C, ALMEIDA, R. O., 2013. Percepção de problemas socioambientais por marisqueiras em Barra dos Carvalhos- Nilo Peçanha-BA. II Seminário nacional espaços costeiros

SANTOS, A. L. G. DOS; FURLAN, S. A. Quem ganha e quem perde com a falta de proteção aos manguezais?: aspectos da Resolução Conama n°303/2002. **Geography Department University of Sao Paulo**, v. 41, p. 1–16, 23 jul. 2021.

SANZ LÁZARO, C. Consecuencias ecológicas del enriquecimiento por materia orgánica procedente de la acuicultura y de vertidos de petróleo en ecosistemas costeros. **Proyecto de investigación:**, 9 fev. 2010.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. **Código Florestal e a Ciência : O que nossos legisladores ainda precisam saber**, 2012. (Nota técnica).

SILVA DE SOUSA, A.; SARAMAGO DE OLIVEIRA, G.; HILÁRIO ALVES, L. **A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos**. [s.l: s.n.]. v. 20

SOUSA, A. S. DE; OLIVEIRA, G. S. DE; ALVES, L. H. A pesquisa bibliográfica: princípios e fundamentos. **Cadernos da Fucamp**, v. 20, n. 43, p. 64–83, 2021.

SOUZA, A. P. S. DE et al. Detecção remota do avanço da carcinicultura sobre os manguezais na Bahia estudo de caso nas comunidades de São Francisco e Barra dos Carvalhos, município de Nilo Peçanha. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 14, n. 4, p. 2242–2252, 2021.

SOUZA, A. P. S. DE et al. Mapeamento e identificação de vetores responsáveis pela supressão do manguezal na Zona Costeira do Baixo Sul da Bahia, Brasil Ana. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 07, p. 2503–2521, 2019.

SOUZA, C. A. et al. **Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica PALAVRAS-CHAVE AUTORES**. [s.l: s.n.].

TABARELLI, M. et al. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 132–138, 2005.

VALENTINI, I. A. et al. Impacto Ambiental por desmatamento e soterramento na Mata Atlantica: um estudo de caso no entorno da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). **Exacta**, v. 10, n. 1, p. 115–121, 2012.

VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; MARTINS, J.L.A. Restauração e manejo de fragmentos florestais. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVA 2, 1992, São Paulo. Anais... São Paulo: Instituto Florestal de São Paulo, 1992. p. 400-407.

VILARINHO, K. G.; MENEZES, M. R.; VIEIRA, V. DECALDAS B. Análise espaço-temporal da expansão urbana no município de Cajueiro da Praia - Piauí Spatial-temporal analysis of urban expansion in the municipality of Cajueiro da Praia – Piauí. v. 12, p. 1–12, 2023.

WICKHAM H, CHANG W, HENRY L, ET AL. (2020) R ggplot2 package: an implementation of the grammar of graphics. Available online: https://github.com/tidyverse/ggplot2.

4 CAPITULO: DINÂMICA GEOQUÍMICA DE AMBIENTES COSTEIROS SOB ATIVIDADES DE CARCINICULTURA, DO BAIXO SUL DA BAHIA.

DINÂMICA GEOQUÍMICA DE AMBIENTES COSTEIROS SOB ATIVIDADES DE CARCINICULTURA, DO BAIXO SUL DA BAHIA.

RESUMO:

O crescimento acelerado da carcinicultura trouxe consigo uma maior entrada de poluentes orgânicos e inorgânicos em corpos hídricos, representando uma ameaça à qualidade dos corpos hídricos, à biodiversidade e à saúde humana. Portanto, este estudo teve como objeto quantificar os parâmetros físico-químicos e geoquímicos da água e de sedimentos associados à produção de camarões marinhos (carcinicultura) dentro da localidade Guaibim, município de Valença-Bahia. Foram feitas análises dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais traços, através da coleta de água e sedimentos distribuídas em dois corpos de água superficial com aparências doces, salobras e salinas, em diferentes períodos de chuva (maior e menor) aplicando a Standar Methods. Os resultados foram comparados junto à Resolução 357 e 454 do Conama, demonstrando variação das concentrações nos períodos de coleta: OD (4.1-4.9 mg/L), pH (9.2-8.13), metais na água Al (5.1-4.18 mg/L), Fe (3.86-1.16 mg/L), outros metais apresentaram concentrações na água superficial além do valor limite determinado pela legislação brasileira. A análise da PCA e a correlação de Pearson indicaram que os padrões de covariação dos parâmetros diferiram em relação aos pontos de amostragem e entre os períodos de coleta. As maiores concentrações de Al, Fe, Mn, Ni e Zn, quando comparadas com a legislação, foram relacionadas a litologia do local, e parâmetros como OD, pH, temperatura e salinidade estiveram associadas ao comportamento dos elementos Cr, Cu e Zn, demonstrando que suas concentrações não apenas acontecem de forma natural, sendo a carcinicultura uma das atividades que altera as propriedades do ambiente aquático. Concluindo assim que a análise dos parâmetros na água e sedimento permitiram avaliar o grau de impacto ambiental da zona de estudo. Uma vez que, o ambiente sofre com impactos conhecidos como não pontuais, recomenda-se análises nos tanques, além de metodologias mais relacionadas à vida aquática, como as análises ecotoxicológicas, para dimensionar o impacto para os organismos da região.

Palavras Chaves: Carcinicultura, ecossistemas costeiros, Geoquímica.

GEOCHEMICAL DYNAMICS OF COASTAL ENVIRONMENTS WITH SHRIMP FARMING ACTIVITIES IN BAIXO SUL DA BAHIA.

ABSTRACT:

The fast growth of shrimp farming has resulted in a significant increase in organic and inorganic pollutant inputs into water bodies, posing a threat to water quality, biodiversity, and human health. Therefore, the objective of this study was to determine physical, chemical, and geochemical parameters of waters and sediments under the effect of marine shrimp production (shrimp farming) in Guaibim, municipality of Valença, Bahia, Brazil. Physical, chemical, and microbiological parameters, and metal concentrations were determined in water and sediment samples from freshwater, brackish, and saline water surface bodies during high and low rainfall periods, using standard methods. Results were analyzed based on Brazilian environmental regulations (CONAMA Resolutions 357 and 454) and showed variations between sampling periods regarding dissolved oxygen (4.1-4.9 mg L^{-1}), pH (9.2-8.13), Al (5.1-4.18 mg L^{-1}), and Fe (3.86-1.16 mg L^{-1}). Most metal concentrations exceeded the limits determined by the Brazilian legislation for surface waters. Principal Component Analysis and Pearson correlation showed that the covariation of parameters differed among sampling points and periods. High concentrations of Al, Fe, Mn, Ni, and Zn, according to legislation, were associated with local lithology; and dissolved oxygen, pH, temperature, and salinity were associated with the dynamics of Cr, Cu, and Zn, indicating that their concentrations are not only natural, but also result from shrimp farming, whose activities change aquatic environment properties. Thus, the analysis of water and sediment parameters enabled the assessment of the environmental impact level in the study area. Further analyses in tanks and the use of aquatic life-related methodologies, such as ecotoxicological analyses, are recommended to assess the impact on local species, since the environment is subjected to non-specific impacts.

Keys Works: Shrimp Farms, Coastal Ecosystems, Geochemistry.

4.1 INTRODUÇÃO

A carcinicultura é caracterizada pela criação e produção de camarão branco em viveiros sendo uma das atividades econômicas que atualmente está crescendo no Brasil (LIMA et al., 2020; RIBEIRO et al., 2014), alcançando 120.600 toneladas só no ano 2021, devido à diversidade de espécies cultivadas e implementação de tecnologia nos diferentes sistemas de produção (ABCC, 2022). Atualmente, a carcinicultura no Brasil responde 22,3% da produção entre as espécies de cultivo aquícolas, representando 10% do volume dos frutos do mar nacional. Este alto padrão de produção é evidente pelo seu alto valor agregado, principalmente na região Nordeste que mantiveram níveis elevados de produção e manutenção de emprego após pandemia (XIMENES; VIDAL, 2022).

Atualmente o estado da Bahia ocupa o quinto lugar na produção de camarão em cativeiro no Brasil (ABCC, 2022), e entre os principais polos de produção do estado corresponde à região do Baixo Sul. Nessa região, a carcinicultura vêm sendo desenvolvida por "empreendimentos industriais" com produção semi-intensiva principalmente no município de Valença, pois no Brasil existe um total aproximado de 1300 fazendas de produção semi-intensiva (COZER et al., 2020, p. 1077). Tem gerado impactos positivos no âmbito financeiro, sendo uma alternativa bastante viável para o crescimento econômico do estado da Bahia; em 2020 seu valor de produção chegou em 55.214 reais e seu alto valor agregado tem-lhe colocado na quinta maior produtora de camarão do país com 3189 toneladas.

No entanto, o crescimento da carcinicultura também tem gerado impactos negativos sobre os parâmetros físico-químicos e geoquímicos da água e dos sedimentos ocasionando mudança na cobertura e o uso de solo (DE LACERDA et al., 2021, p. 5), modificando as características do ambiente como perda de espécies e habitats (SOSA-VILLALOBOS et al., 2016). O lançamento de dejetos aquícolas vem sendo um dos principais impactos produzidos em águas costeiras gerando eutrofização em diversas áreas do mundo (HERBECK et al., 2013; NÓBREGA et al., 2013), a falta de tratamentos prévios pode chegar exceder a capacidade de suporte dos sistemas aquáticos (GARCIA; SANTOS; GARCIA, 2009, p. 212), alterando os níveis de vida oceânica, plantas e animais devido a liberação de nutrientes, metais pesados e outros elementos químicos (VIKAS; DWARAKISH, 2015, p. 383), fetando a qualidade da água e dos sedimentos. Salientando que, a magnitude destes impactos vai depender do desenvolvimento dos empreendimentos, tanto para a construção dos locais das fazendas, manejo de viveiros, uso do recurso hídrico, insumos e outros (FIGUEIRÊDO; ROSA; GODIM,

2003; RIBEIRO *et al.*, 2014). Essa magnitude se resume principalmente no desmatamento de manguezais, poluição dos corpos de água produzidas pelas vertentes, salinização das águas e terras agrícolas, excesso de nutrientes e introdução de patógenos, perda de biodiversidade e conflitos socioambientais em áreas costeiras (MORENO, 2010, p. 4).

A implementação de novos métodos tem sido um fator crucial na avaliação da qualidade da água, através do monitoramento dos parâmetros limnológicos em ambientes aquáticos (ALVES *et al*., 2018, p. 200), como também geoquímicos, a fim de reduzir nutrientes e contaminantes nos viveiros usando métodos de biorremediação (MAWI *et al*., 2020, p. 2), fotocatalisadores que vinculem processos químicos e ecológicos para o tratamento de águas residuais (GÁZQUEZ *et al.* 2021) e tecnologias de bioflocos que melhoram a qualidade da água dos viveiros de camarão com sistemas de recirculação (IBER; KASAN, 2021, p. 7).

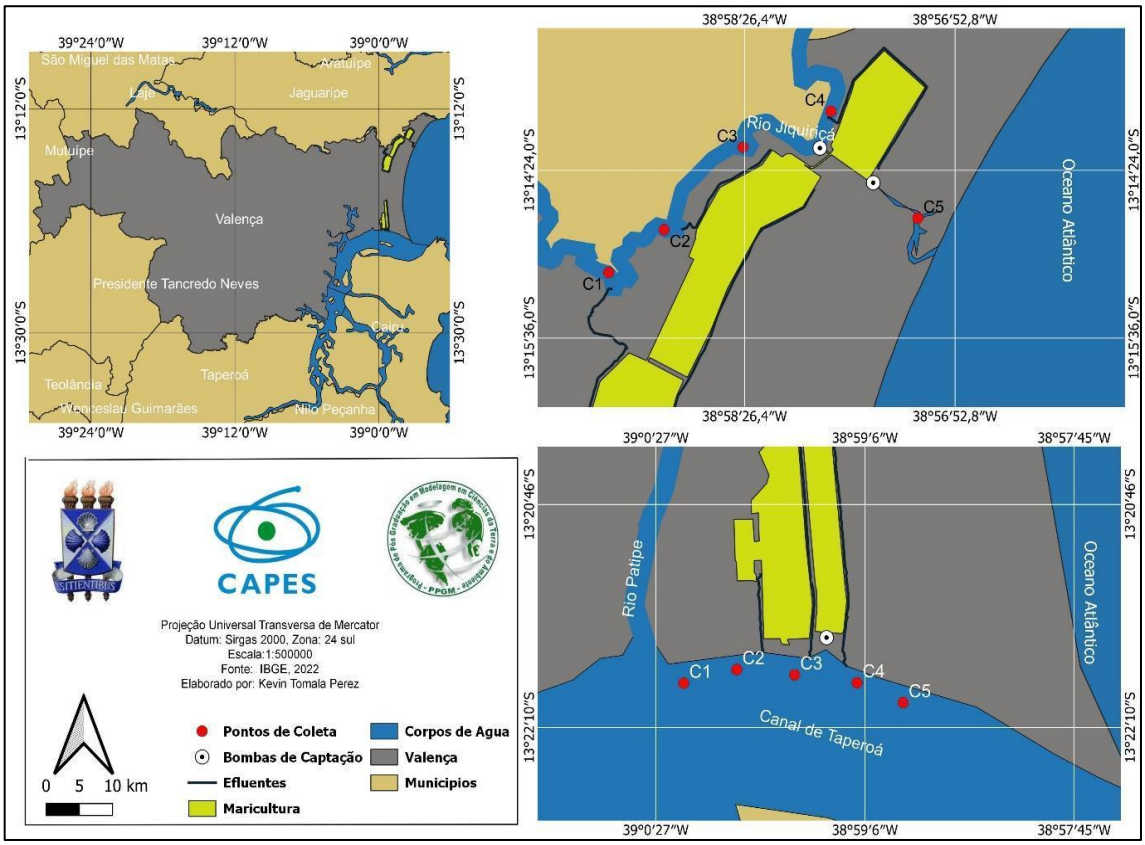
Dessa forma, esse estudo teve como objetivo quantificar e analisar os parâmetros físico-químicos e geoquímicos dos corpos aquáticos no entorno de empreendimentos de carcinicultura para avaliar possíveis alterações na situação ambiental desses corpos, comparando os resultados com a resolução Conama 357 e 454/12. Assim espera se verificar a variação dos parâmetros aplicando a Análises de Componentes Principais seguido de uma correlação entre os parâmetros para sua visualização e interpretação.

4.2 MATERIAIS E MÉTODOS

4.2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada no Município de Valença, localizado nas coordenadas (39°04'22"O/13°22'12"S) na região sudeste do estado da Bahia e compreende um território situado na costa baiana denominada como Baixo Sul. Seu clima é tropical úmido, o que permite o desenvolvimento de várias atividades econômicas como o cultivo do camarão através do desenvolvimento de empreendimentos de carcinicultura com produção semi-intensiva localizado próximo da localidade de Guaibím que ocupa mais de 700 hectares, dedicadas à produção e comercialização de camarões em cativeiro. Parte do empreendimento se expande ao longo do Rio Jequiriçá como coordenadas 38°59'29"O/13°15'60"S, e outra limita ao Sul com o Canal de Taperoá com coordenadas 38°59'33"O/13°21'49"S (Figura 1).

Figura 1 - Área dos Empreendimentos e Localização dos pontos de amostragem de água e sedimento para análises.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

Apesar da existência de dezenas de empreendimentos na mesma região, a escolha dos dois locais apresentados na Figura 1 considerou a autorização prévia dos proprietários, além de aspectos logísticos de acesso. Foram escolhidos 10 pontos de coleta, na região do empreendimento. Foram distribuídos 5 pontos para coletas no rio Jequeriçá identificados como CD para coletas de água doce/salobra, e CDS que representa à água do mar, próximo à estação de captação do rio. No canal de Taperoá se distribuíram 5 pontos descritos como CS para coletas de água salina.

4.2.2 COLETA E ANÁLISES DAS AMOSTRAS

Foram realizadas amostragens no período de menor pluviosidade (maio e junho/2023) e maior pluviosidade (Janeiro/2024). A coleta de água realizada no rio Jequeriçá ocorreu no mês de maio de 2023 e no canal de Taperoá no mês de Junho deste mesmo ano. Ambos meses foram considerados como período de menor pluviosidade, já que se fez uma coleta de dados dos níveis de pluviosidade trimestral para entender a variação geoquímica dos elementos durante os períodos, demonstrando assim, que nos meses (abril, maio e junho) a pluviosidade foi de 4372,2 mm. Enquanto amostragens em temporada de maior pluviosidade foram acrescentadas coletas de sedimento para o Rio Jequeriçá e canal de Taperoá no mês de janeiro

de 2024, onde os dados pluviométricos mostraram que a partir de novembro, dezembro e janeiro a pluviosidade foi de 6625,4 mm. Todos esses dados foram considerados seguindo os dados pluviométricos contraídos pela estação Rio Una do município de Valença através da (CEMADEM, 2024).

As amostras de água foram coletadas em uma profundidade de 30cm, em média, e os sedimentos em sacos plásticos usando a draga de Van Veen. Parâmetros físico-química tais como OD (oxigênio dissolvido), pH (potencial hidrogênio), CE (condutividade elétrica), salinidade e temperatura foram analisadas in-loco com ajuda do multiparâmetro marca Akso (AK87) e a turbidez foi medida usando turbidímetro marca Del Lab.

Posteriormente, as amostras coletadas foram armazenadas em caixas térmicas e levadas para a Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS). No Laboratório De Saneamento (LABOTEC) foram analisados os parâmetros de caráter físico-química e microbiológicos da água; no Laboratório de Análise e Catálise Ambiental (LGCA) foram tratadas as amostras de sedimentos, sendo secadas a 105ºC durante 24 h para depois ser tamisadas até chegar a uma fração de 0,062 mm, e posteriormente foram encaminhadas para o Laboratório de Estudos do Petróleo (LEPETRO) da Universidade Federal da Bahia (UFBA) para análises de metais através do Espectrômetro de Emissão ótica com Plasma Indutivamente Acoplado (ICP OES) marca Agilent Technologies (720 series). As metodologias para cada parâmetro foram baseadas seguindo as recomendações "Standard Methods" descrita pela American Public Health Association (APHA, 2005) para a análises da qualidade de água e sedimentos, representados na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros e métodos analisados em água e sedimentos.

Continua

PARÂMETROS	TÉCNICAS/MÉTODOS	ANÁLISE
a. Físicos		
Temperatura	Multiparâmetro AK87 (APHA, 2005)	In-loco
CE	Multiparâmetro AK87 (APHA, 2005)	In-loco
Sólidos Suspendidos	Gravimetria (CLESCERI *et al.* 1998)	Laboratório
Sólidos Totais	Gravimetria (CLESCERI *et al.* 1998)	Laboratório
Turbidez	Turbidimetro DLT-WV	In-loco
b. Químicos		
Oxigênio Dissolvido	Multiparâmetro AK87 (APHA, 2005)	
pH	Multiparâmetro AK87 (APHA, 2005)	In-loco
Salinidade	Multiparâmetro AK87 (APHA, 2005)	
DBO	Respirométrico Simplificado (APHA, 2005)	Laboratório
DQO	Espectrofotômetro 700 Plus marca FEMTO (APHA, 2005)	Laboratório

Tabela 1 - Parâmetros e métodos analisados em água e sedimentos.

Conclusão

PARÂMETROS	TÉCNICAS/MÉTODOS	ANÁLISE
Fósforo Total	Extração por espectrofotometria de emissão óptica com indução plasma acoplado, série 700, Agilent Technologies (US EPA, 2007)	Laboratório
	(US EPA, 2007)	
Nitrogênio Total	Kjeldahl, destilador NT 415 (EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006)	Laboratório
Metáis: Al, As, Ba, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Zn.	Extração por espectrofotometria de emissão óptica com indução plasma acoplado, série 700, Agilent Technologies (US EPA, 2007)	Laboratório
c. Bacteriológicos		
Coliformes Totais	npm, cromogênico Colilert® (EATON, 2005)	Laboratório
Coliformes Termotolerantes	npm, cromogênico Colilert® (EATON, 2005)	Laboratório

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

4.2.3 ANÁLISES ESTATÍSTICA

Todas as análises foram realizadas no programa R Studio v 4.3 (R CORE TEAM 2020). Primeiramente, verificamos a distribuição dos dados com base na suposição de normalidade usando formalmente testes de Shapiro-Wilk e gráficos visualmente Q-Q (CRAWLEY 2013). Assim, as variáveis das amostras de água e sedimentos foram resumidas por pontuações de eixos da análise de componentes principais (PCA) na matriz de correlação usando o pacote "FactoMineR" (HUSSON *et al.*, 2017). e "Factoextra". Todas as variáveis ambientais foram padronizadas, e correlações entre pares de variáveis individuais e pontuações de PCA foram apresentadas, isto para ter uma visão geral dos padrões de variação dos parâmetros de qualidade da água e sedimentos e descrever o gradiente ambiental entre os locais e tempos de amostragem (BUI; LUONG-VAN; AUSTIN, 2012).

Em Seguida foi feita uma correlação de Pearson com a finalidade de estimar a magnitude da relação entre duas variáveis (PRIYATNO, 2016; SUJARWENI, 2014). As correlações foram aplicadas para todo o conjunto de dados relativo às águas superficiais e sedimentos, bem como as relações entre os componentes pontuados pelas amostras dos locais e temporadas. Variáveis físico-químicas que ultrapassaram os limites foram testadas quanto à distribuição normal com o teste de Shapiro-Wilk avaliando o gráfico Q-Q (CRAWLEY, 2013). Assim, seguidamente foi feita uma análise de Kruskal-Wallis para verificar se existem dados não distribuídos normalmente, seguido pelo teste de Dunn a posteriori (DINNO, 2017) e ANOVA unidirecional para dados distribuídos normalmente seguido pelo teste de Tukey a posteriori.

Todas essas análises foram realizadas com os pacotes “car” e “dunn.test” (DINNO, 2017). Utilizamos o pacote ‘ggstatsplot’que é uma extensão do pacote ggplot2 (HADLEY 2015), para criar gráficos com detalhes de testes estatísticos incluídos nos próprios gráficos ricos em informações (PATIL 2022). Não foram considerados aqueles parâmetros com poucas repetições, já que é necessário que exista pelo menos duas observações em cada grupo.

4.2.4 COMPARAÇÃO DOS DADOS

Para a identificação das possíveis alterações ambientais, foram comparados os valores máximos da Resolução nº 357/05 do CONAMA junto aos resultados das amostras de água, onde foram comparadas com as tabelas l - ll da classe 2 para corpos de água doce com ocorrência de atividade aquícola e tabelas VII – VIII da classe 1 das águas salobras para o rio Jequeriçá e a tabela lV – V da classe 1 para águas salinas com ocorrência de atividades aquícolas no Canal de Taperoá. Para os resultados de metais encontrados em amostras de sedimentos foram comparados junto aos limites estabelecidos pela Resolução nº 454/12 CONAMA, que dispõe diretrizes para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO, QUÍMICOS E BIOLÓGICOS ENCONTRADOS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS E NO SEDIMENTO

Em ordem decrescente, as concentrações dos elementos na água superficial do rio Jequiriça, na amostragem durante o período de menor precipitação, foram o seguinte: Fe > Al > Ba > Mn > Zn, enquanto os metais que aparecem em um ponto ou outro apenas foram: Ni (C1D, C3D, C4D) e Cr (C1D, C2D, C3D). No canal de Taperoá, durante o mesmo período, a ordem foi: Al > Fe > Zn > Mn, e apenas Ba foi detectado no ponto C5DS, mas não no canal de Taperoá, onde também houve ausência de Ni.

Na amostragem realizada durante o período de maior precipitação, no rio Jequiriçá, a sequência foi: Fe > Mn > Al > Ba > Zn > As, enquanto a distribuição do Cu e Ni apenas se apresentaram no ponto C4D e Cr nos pontos C1D e C2D. No canal de Taperoá a sequência foi: Al > Fe > Mn > Zn, enquanto Cu e Ni foram concentrados no ponto C5DS mais não no canal de Taperoá. Houve ausência das concentrações de As nos pontos C3S e C4S. Apenas no ponto C5S houve a presença de Cr e no ponto C2S de Ba.

Tabela 2 - Distribuição dos resultados dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos na água, em temporada de menor precipitação em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, classes doce, salobra e salina.

PARÂMETROS	Rio Jequeriçá				CONAMA ÁGUA DOCE - SALOBRA	Canal de Taperoá						CONAMA ÁGUA SALINA
	C1D+	C2D	C3D	C4D		C5D/S*	C1S	C2S	C3S	C4S	C5S	
Temperatura ºC	25.3	25.6	25.7	25.4	Não aplica	26.3	24.6	24.1	24.6	24.1	24.3	Não aplica
OD mg/L	4.8	4.10	4.10	4.5	> 5 mg/L O2	6.6	5.5	5.3	4.8	5.3	5.6	> 6 mg/L O2
pH	7.5	7.4	7.2	7.3	6/9 – 6,5/8,5	8.9	9.2	9.2	9.46	9.12	9.2	6,5/8,5
CE m/S	1.39	1.68	1.78	2.2	Não aplica	49.9	50.7	47.6	49.6	49.6	47.7	Não aplica
Salinidade Ppt	0.07	0.85	0.93	1.22	< 0,5 - 0,5/30%	33.7	34.3	32	33.5	33.5	32	> 30 %
Turbidez/Ntu	15.6	14.8	13.7	12	< 100 NTU	29	38.7	64	22.5	57.3	13.4	Não aplica
DBO (mg/L O2)	23	23	25	24	> 5 mg/L O2	15.0	2.0	2.0	2.0	3.0	1.0	Não aplica
DQO (mg/L O2)	45.8	118.8	66.3	149.4	Não aplica	444.5	880.8	1293	1028	1131	1257	Não aplica
N (mg/L)	0	0	0	0	2,18 mg/L	0	0	0	0	0	0	Não aplica
P (mg/L)	0	0.03	0.06	0	0,1 - 0,124 mg/L	0.08	0.03	0.09	0.04	0.17	0	0,062 mg/L
S. T. mg/L	158.8	1158	1271	1572	Não aplica	50932	53559	36343	41980	55628	54689	Não aplica
S. S. mg/L	5.0	10.0	10.0	15.0	Não aplica	80.0	114.7	145.0	110.0	176.5	125.0	Não aplica
C. Totais	7000	17000	5000	5000	Não aplica	1700	310	4000	1700	3300	230	Não aplica
C. Termotolerante	400	1100	400	230	1000/100 ml	40	180	200	45	180	78	1000/100 ml
Al	1.25	1.00	1.21	0.9	0,1 mg/L	3.3	5.1	6.89	5.27	9.48	5.29	1,5 mg/L
As-	-	-	-	-	0,01 mg/L	-	-	-	-	-	-	0,01 mg/L
Ba	0.57	0.55	0.48	0.54	0,7 mg/L	0.19	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,0 mg/L
Cr	0.1	0.06	0.02	<LD	0,05 mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	0.01	0.01	0,05 mg/L
Cu-	-	-	-	-	0,009/0,005 mg/L	-	-	-	-	-	-	0,005 mg/L
Fe	7.13	5.95	5.74	3.89	0,3 mg/L	1.26	1.92	3.63	2.78	6.7	3.01	0,3 mg/L
Mn	0.38	0.33	0.35	0.22	0,1 mg/L	0.06	0.03	0.06	0.05	0.07	0.04	0,1 mg/L
Ni	0.06	<LD	0.02	0.03	0,025 mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,025 mg/L
Zn	0.34	0.35	0.34	0.35	0,18/0,09 mg/L	0.2	0.5	0.55	0.59	0.52	0.63	0,09 mg/L

Fonte: Elaborado pelo autor, 2023

(*) ponto com entrada ao rio Jequeriçá, (+) água doce, (-) elementos não detectados durante primeira coleta, (<LD) fora do limite de detecção, (vermelho) valores acima do CONAMA.

Tabela 3 - Distribuição dos resultados dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos na água em temporada de maior precipitação em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, classes doce, salobra e salina.

PARAMETROS	Rio Jequeriçá				CONAMA ÁGUA	Canal de Taperoá						CONAMA ÁGUA
	C1D+	C2D	C3D	C4D	DOCE - SALOBRA	C5D/S*	C1S	C2S	C3S	C4S	C5S	SALINA
Temperatura ºC	30.2	31.9	31.2	32.1	Não aplica	31.7	28.9	29.3	29.4	29.6	29.3	Não aplica
OD mg/L	6.1	4.9	4.9	4.2	> 5 mg/L O2	6.1	5.9	6.6	6.1	4.1	5.2	> 6 mg/L O2
pH	6.06	5.65	5.79	6.0	6/9 – 6,5/8,5	6.99	7.57	8.13	8.04	8.11	8.33	6,5/8,5
CE m/S	0.25	5.35	10.2	10.9	Não aplica	57.5	57.8	57.9	57.6	57.8	57.6	Não aplica
Salinidade Ppt	0.13	2.96	5.93	6.38	< 0,5 - 0,5/30%	39.8	39.7	40	39.8	39.1	39.8	> 30 %
Turbidez/Ntu	17.5	9	1.92	1.85	< 100 NTU	3.43	9.53	6.03	11.5	14.7	13.0	Não aplica
DBO (mg/L O2)	1.0	1.0	2.0	1.0	> 5 mg/L O2	1.0	4.0	4.0	2.0	4.0	4.0	Não aplica
DQO (mg/L O2)	37.3	924.6	679	512.6	Não aplica	2138	1835	1882	1833	1978	2161	Não aplica
N (mg/L)	0	0	0	0	2,18 mg/L	0	0	0	0	0	0	Não aplica
P (mg/L)	0.06	0.09	0.05	0.19	0,1 - 0,124 mg/L	0.05	0.00	0.24	0.16	0.05	0.08	0,062 mg/L
S. T. mg/L	259.5	3300	6958	7343	Não aplica	84491	53410	49511	55357	49831	50465	Não aplica
S. S. mg/L	8.0	14.0	11.0	8.0	Não aplica	86.0	95.0	173.0	93.0	103.5	93.0	Não aplica
C. Totais	7900	4900	2200	7900	Não aplica	170	450	780	910	1100	200	Não aplica
C. Termotolerante	170	68	78	1300	1000/100 ml	20	< 18	< 18	45	< 18	45	1000/100 ml
Al	1.31	0.78	0.23	0.56	0,1 mg/L	1.23	4.18	14.88	4.24	3.75	2.3	1,5 mg/L
As	0.01	0.01	0.04	0.01	0,01 mg/L	0.06	0.01	0.08	<LD	<LD	0.03	0,01 mg/L
Ba	0.27	0.2	0.2	0.19	0,7 mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	1,0 mg/L
Cr	0.02	0.03	<LD	<LD	0,05 mg/L	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0.07	0,05 mg/L
Cu	<LD	<LD	<LD	0.01	0,009/0,005 mg/L	0.01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,005 mg/L
Fe	10.67	6.16	2.44	1.96	0,3 mg/L	0.26	1.14	4.62	1.07	1.17	1.04	0,3 mg/L
Mn	0.8	0.8	1.04	1.32	0,1 mg/L	0.03	0.02	0.05	0.02	0.02	0.02	0,1 mg/L
Ni	<LD	<LD	<LD	0.14	0,025 mg/L	0.01	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD	0,025 mg/L
Zn	0.08	0.07	0.08	0.02	0,18/0,09 mg/L	0.03	0.04	0.04	0.04	0.05	0.02	0,09 mg/L

Fonte: Tomala, 2024

(*) ponto com entrada ao rio Jequeriçá, (+) água doce, (<LD) fora do limite de detecção, valores acima do CONAMA (vermelho).

Os valores quantificados na Tabela 2 e 3 demonstraram que a maioria dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água estão de acordo com a Resolução CONAMA 357/05. Ao longo do rio a temperatura, condutividade elétrica e salinidade aumentaram com o avanço dos pontos C1 a C4 em ambas as coletas devido às variações pluviométricas, além dos possíveis impactos antrópicos, incluindo o aporte de efluentes de carcinicultura. Entre a temporada de menor e maior precipitação a turbidez diminui, enquanto sólidos suspensos e totais aumentaram. A turbidez não ultrapassou os 100 ntu, enquanto, sólidos suspendidos e totais, a normativa não indica limites de tolerância, mais seus níveis não devem exceder de entre 80 ou 50 mg/L em zonas de aquicultura e preservação (MOZOMBITE, 2019; VINH; HAI; KHANH, 2020, p. 184).

No canal de Taperoá, temperatura, salinidade e condutividade elétrica foram mais elevados na amostragem realizada no período de maior precipitação. Para águas salinas a turbidez também mostrou valores menores no período de maior precipitação, enquanto que os sólidos totais e sólidos suspendidos foram maiores, quando comparados ao período de menor precipitação. As altas cargas de sólidos se deve à alta salinidade, presença de ácidos minerais e em outros casos a efluentes de carcinicultura, que contribuem para maiores concentrações de sólidos nos cursos de água (CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009). Em corpos de água salinas a resolução não indica limites de tolerância para turbidez e sólidos, mais Boyd; Green (2002), afirmaram que as concentrações de sólidos em suspensão não devem variar em mais de 10% da média sazonal das águas costeiras, para assim garantir a proteção dos ecossistemas aquáticos.

Valores abaixo de 6,5 pH (maior precipitação) e 5 mg/L de OD (ambas temporadas), estiveram fora do que estabelece o CONAMA no rio Jequeriçá. Provavelmente as baixas concentrações de pH podem estar relacionados à adição de ácidos húmicos produto da decomposição de matéria orgânica dos manguezais (CELINO et al., 2014, p. 66), ou a descargas de efluentes de carcinicultura, que durante a troca de água chegam ao sistema estuarino (BARROSO; POERSCH; CAVALLI, 2007; FONSECA; SILVA, 2021) envolvendo processos redox diminuindo o OD devido à degradação da matéria orgânica (BIAO; ZHUHONG; XIAORONG, 2004, p. 547); o aumento da salinidade e temperatura, são fatores que também afetam o oxigênio, devido a que os organismos requerem maior proporção (GUTIÉRREZ *et al*., 2015, p. 33). Mais não afetam à vida aquática, já que segundo Vinatea-Arana (1997); Diaz;

Rosenberg (1995), comentam que níveis abaixo de 2mg/L O2 e 4,0 pH são prejudiciais para o ecossistema.

No canal de Taperoá, os valores de pH (estação menos chuvosa) e OD em ambas estações não cumpriram com limites determinados pela resolução Conama (6.5 a 8.5 pH; > 6 mg/L O2). Altas concentrações de pH estão associadas à presença de íons de carbonato ou bicarbonato encontradas em águas marinhas (GUTIÉRREZ *et al.*, 2015) salientando que, a carcinicultura também aportam carbonatos para reduzir o material orgânico acumulado nos viveiros (BUI; LUONG-VAN; AUSTIN, 2012, p. 111); enquanto ao OD, faixas que vão de entre 3 a 5 mg/L O2 ainda podem garantem a vida dos peixes durante um tempo prolongado (ROSARIO VERDE; CERNA BAZÁN, 2021, p. 35).

Os valores de DBO estavam fora dos limites estabelecidos pela CONAMA (5 mg/L) sendo entre 23 a 25 mg/L na temporada de menos chuva no rio Jequeriçá. As precipitações podem ter sido um dos fatores que interferem no DBO, já que transportam o material orgânico e inorgânico de toda bacia até a parte estuarina (AATLAND; BJERKNES, 2009). Apenas no ponto C1D (45.8 – 37.3 mg/L) o DQO estive entre os padrões mencionados por alguns autores entre 30 a 50 mg/L para águas doces e estuarinas (DÍAZ et al., 2018; BARRENETXEA *et al.*, 2004). Isto é devido à complexidade que existe para medir a DQO em águas salobras ou salinas a causa dos cloretos (BOYD; GREEN, 2002, p. 4) pode ser devido aos íons de cloreto que não foram oxidados, os resultados de DQO foram altos nos demais pontos.

Apenas o ponto C4D (0.19 mg/L) no período de maior chuva excedeu o limite de fósforo estabelecido pela norma legislativa para a classe salobre (0,124 mg/L). Enquanto em ambientes salinos grande parte dos pontos amostradas em ambos períodos de amostragem, apresentaram níveis de fósforo acima dos padrões, ultrapassando o limite para a classe salina (0,062 mg/L). As maiores concentrações foram encontradas em área próxima às descargas de efluentes de origem aquícola, sendo uma das principais fontes geradoras de fósforo (BOYD; GREEN, 2002, p. 1; BUI; LUONG-VAN; AUSTIN, 2012, p. 112; FRAGA, 2002). Em todos os pontos amostrados, a análises do nitrogênio resultaram em 0.00 mg/L, sendo não detectado na análise d'água pelo método Kjeldahl usando o destilador NT 415 (EBELING; TIMMONS; BISOGNI, 2006), isto pode indicar que as maiores concentrações de nitrogênio podem estar sendo acumuladas em sedimentos (CHAIKAEW *et al.*, 2019, p. 8).

Houve presença de coliformes termotolerantes em ambos períodos de amostragem, principalmente nos pontos C2D (1100 nmp/100mL) menos chuvoso e C4D (1300 nmp/100mL) chuvoso, ultrapassando limite de 1.000 nmp/100mL estabelecido pelo Conama. Limites de coliformes totais a legislação não estabelece, mas, ALVES et al. (2022, p. 146), informam que a presença dos coliformes totais serve como referência da qualidade higiênica das águas. Destacando assim que águas com concentrações de coliformes acima do estabelecido não devem ser utilizadas na aquicultura e outras atividades de consumo (SANTOS *et al.*,2020).

Apenas Zn e Cr (maior pluviosidade) e Ba (ambos períodos de amostragem) apresentaram valores dentro dos limites permitidos pela Resolução 354 do Conama, no rio Jequeriçá. Porém, em dois, dos cinco pontos coletados, os limites estabelecidos para Al (0.1 mg/L), Fe (0.3 mg/L), Mn (0.1 mg//L) ultrapassaram em ambas estações. Concentrações presentes de Al, Ba, Fe e Mn se relacionam com a geologia do local (SANTOS; NOLASCO, 2017), através do intemperismo das rochas e dos solos ricos nesses elementos (CARVALHO *et al*., 1999) e precipitações que arrastam esses elementos (GUTIÉRREZ *et al.*, 2015, p. 32). Cu, Cr, Ni e Zn também ultrapassaram os valores estabelecidos pela resolução; no entanto, sua distribuição mostra variabilidade entre as estações e pontos de amostragem, indicando fontes pontuais destes elementos; podendo ser associadas aos lançamentos de esgotos, atividades agropecuárias, águas urbanas (CELINO *et al*., 2014) ou descargas de efluentes aquícolas (NRC, 1993; SILVA *et al*., 2001). A presença de As na temporada maior chuva ultrapassou o limite de 0.01 mg/L no ponto C3D, sendo as fontes geológicas e agrícolas umas das possíveis causas para liberar quantidades de arsênio no ambiente (ALVES *et al.*, 2018).

No canal de Taperoá os elementos que mais prevaleceram em ambas temporadas, passando do limite foram Al, Fe e Zn que de igual forma estão associados à litologia do local (intemperismo e erosão) e aos altos índices pluviométricos, por isso sua ocorrência esteve em todos os pontos amostrados. Apenas Cu e Cr foram pontuais na temporada de maior chuva, tendo seus valores acima da norma legislativa. Faz-se necessário avaliar se a presença desses elementos está relacionada com o material transportado pela chuva e depositado na zona litorânea ou se está relacionado possíveis rações e impurezas contidas em fertilizantes ou substâncias ativas (BOYD; MASSAUT, 1999; NRC, 1993). As, ultrapassou o limite de 0.01 mg/L para águas salinas, nos pontos C5DS, C2S e C5S, podendo ser uma indicação de que as concentrações observadas possivelmente são atribuídas pelo estuário Serinhaém para o Canal de Taperoá (PEREIRA *et al.*, 2022).

A ordem de acumulação dos elementos em sedimentos, na amostragem durante o período de maior precipitação, no rio Jequiriçá, apresentou a seguinte sequência: Fe > Al > Mn > V > Co > Ni > Cu > As. No canal de Taperoá, a ordem das concentrações foram Fe > Al > Mn > V > As > Ni> Co > Cu > Pb. Em geral, as concentrações de metais no rio de Jequeriçá e no canal de Taperoá estavam dentro dos limites de tolerância estabelecidos pela resolução 454/12 do Conama.

Tabela 4 - Distribuição dos resultados das substâncias químicas (metais) dos materiais dragados em águas jurisdicionais em comparação aos limites estabelecidos pela resolução CONAMA 454/12, classes doce, salobra e salina.

PARÂMETROS	Rio Jequeriçá						Canal de Taperoá					
	ÁGUA DOCE		ÁGUA SALOBRA - SALINA									
	C1D	NÍVEL 1	C2D	C3D	C4D	C5D/S*	C1S	C2S	C3S	C4S	C5S	NÍVEL 1
Al	170.41	Não aplica	88.58	33.33	57.83	68.96	67.93	93.56	73.82	71.96	63.94	Não aplica
As	0.02	5,91 mg/kg	0.06	0.05	0.05	0.15	0.12	0.08	0.05	0.05	0.11	194 mg/kg
Co	0.13	Não aplica	0.12	0.02	0.07	0.04	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02	Não aplica
Cu	0.11	35,71 mg/kg	0.12	0.01	0.10	0.04	0.04	0.04	0.03	0.03	0.03	342 mg/kg
Fe	217.39	Não aplica	242.8	46.25	210.8	129.71	132.8	153.5	127.4	135.1	125.9	Não aplica
Mn	1.98	Não aplica	1.43	0.42	0.78	1.65	1.48	1.44	1.58	1.46	1.53	Não aplica
Ni	0.12	181 mg/kg	0.12	0.02	0.08	0.06	0.08	0.09	0.05	0.05	0.06	20,92 mg/kg
P	5.11	2000 mg/kg	6.24	1.76	6.39	3.55	3.55	2.82	2.35	3.12	2.83	2000 mg/kg
Pb	<LD	351 mg/kg	<LD	<LD	<LD	<LD	0.03	0.01	<LD	0.01	0.02	46,72 mg/kg
V	0.45	Não aplica	0.33	0.14	0.17	0.26	0.22	0.26	0.20	0.24	0.20	Não aplica

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

(*) ponto com entrada ao rio Jequeriçá, (<LD) fora do limite de detecção.

A Tabela 5 traz outros resultados comparando os dados coletados de este estudo junto com outros dados semelhantes de diferentes partes do mundo. Mostrando concentrações medias de metais em diferentes corpos superficiais próximos as áreas de carcinicultura encontrado em amostras de sedimentos, água e organismos. Os resultados mostraram que os efluentes provenientes das fazendas de camarão têm contribuído ao impacto por metais em corpos de águas superficiais ao igual que nos resultados mostrados neste estudo.

Tabela 5 - Comparação do comportamento dos metais coletados em água, sedimento e organismos em áreas próximas a carcinicultura.

Localidade/Rio	Cu	Cd	Fe	Mn	Pb	Ni	Zn	Referencias
Rio Jequeriçá	0.01 mg/L	-	4.546 mg/L	0.533 mg/L	-	0.06 mg/L	0.286 mg/L	Presente Estúdio
Canal de Taperoá	*0.03 mg/kg	-	2.708 mg/L	0.038 mg/L	*0.02 mg/kg	*0.06 mg/kg	0.298 mg/L	Presente Estúdio
India/Golfo de Mannar	-	-	29.6 mg/L	1.55 mg/L	-	-	0.21 mg/L	(ARISEKAR; JEYA; SHALINI, 2022)
Indonesia/Musi River	-	1.88 mg/L	-	-	3.093 mg/L	-	-	(TJAHJONO; SUGIHARTO; WAHYUNI, 2022)
Malasya/Sibu Laut River	0.016 mg/L	-	-	-	0.027 mg/L	-	0.009 mg/L	(SOO *et al.*, 2016)
*Brasil/Patos Lagoon Estuary	0.12 ug/g	-	-	-	-	-	1.27 ug/g	(POERSCH *et al.*, 2020)
#Brasil/Potengi Estuary	52 ug/g	1.3 ug/g	702 ug/g	38 ug/g	7.8 ug/g	1.5 ug/g	1413 ug/g	(SILVA *et al.*, 2001)

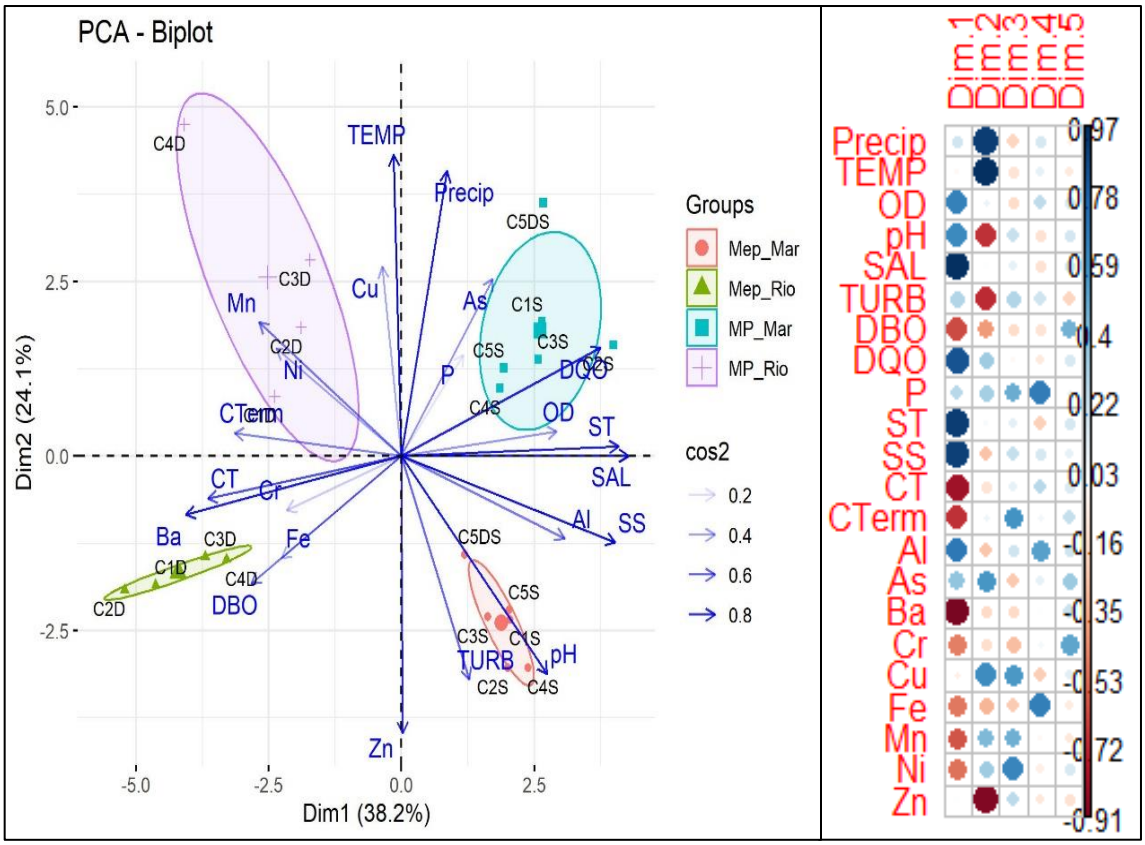
Fonte: Elaborado pelo autor, 2024
(*) sedimentos
(#) organismos

4.3.2 ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS E CORRELAÇÃO DE PEARSON NA ÁGUA

Existe uma alta explicação da variância dos dados com mais do 60% entre os dois eixos (Dim1 36.2%) e (Dim2 24.1%) representados na Figura 2. Determinando assim, a marcação do gradiente ambiental em relação aos parâmetros físico-químicos, microbiológicos. Especificamente, o primeiro eixo define a variação espacial com a separação dos tipos de habitas (rio e mar) onde algumas das variáveis com maior relação foram: Salinidade ($R^2 = 0.95$, $P < 0.05$), DQO ($R^2 = 0.83$, $P < 0.05$), Sólidos Totais e Suspensos ($R^2 = 0.91$, $P < 0.05$), coliformes totais ($R^2 = -0.81$, $P < 0,05$), Al ($R^2 = 0.68$, $P < 0,05$), Ba ($R^2 = -0.90$, $P < 0.05$). Enquanto o segundo eixo explica a variação temporal entre os períodos de maior (MP) e menor

(MeP) precipitação das variáveis: Precipitação (R^2 = 0.91, P < 0.05), Temperatura (R^2 = 0.96, P < 0.05), Turbidez (R^2 = 0.71, P < 0.05), Cu (R^2 = 0.60, P < 0.05) e Zn (R^2 = - 0.88, P < 0.05).

Figura 2 - Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros físico-químico, microbiológico e metais encontrados



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

No rio Jequeriçá, é possível observar uma associação de material orgânico (DBO), coliformes e metais (Cr e Ba) a partir das maiores correlações (R^2 = 0.47, P < 0.05), indicando o transporte desses parâmetros através de partículas e sedimentos por meio da erosão do solo e escoamento de águas pluviais. Enquanto, uma correlação negativa, mostra que a redução dos valores do OD no rio Jequeriçá, está associada à presença da DBO (R^2 = 0.37, P < 0.05), e bactérias coliformes (R^2 = 0.50, P < 0.05) (MOEDER et al., 2023, p. 116). Na Figura 3 existe correlação negativa entre salinidade e coliformes, possivelmente devido a sobrevivência das bactérias coliformes ser afetada pela salinidade que muda com a sazonalidade (XU *et al.*, 2002).

Observa-se nas Tabelas 2 e 3 que as concentrações de Al, Mn, Fe, Ba foram diminuindo desde os pontos C1D até C4D, com o aumento da salinidade. Além disso, o pH mais alcalino, típico de ambientes de água salgada, é capaz de reduzir as concentrações dos metais na coluna d'água e os mesmo se associam as partículas de sedimento (ALVES *et al.*, 2018; SOO *et al.*, 2016), o que justifica a correlação negativa encontrada nesse estudo com esses metais. É

possível também que alguns metais sejam removidos da coluna d'água associados ao ferro, através da coprecipitação de Hidróxido de Fe (OUSEPH, 1992), transformando os metais em partículas sólidas e depositando-os no fundo da água. A redução do pH pode ter sido um dos fatores para ter solubilizado os íons metálicos na coluna d'água (CELINO *et al*., 2014). Em períodos de maiores chuvas os metais tendem a precipitar na forma de hidróxidos e aumentar a adsorção aos argilominerais (LICHT, 1998). Porém, tem se demonstrado a ocorrência de alguns metais, na sua forma particulada são transferidos por dessorção para a solução devido aos processos de troca iônica causados pela ação dos cátions principais da água do mar (DESSENAKIS; SCOULLOS; GAITIS, 1997), mostrando que a ausência de uma dependência dos metais com a salinidade pode ser atribuída à influência de fontes antrópicas (HATJE; BIRCH; HILL, 2001). Mesmo existindo essa correspondência de metais e salinidade, foi observado que alguns elementos não ocorrem linearmente (Cr, Cu e Zn, Tabela 2 e 3) sugerindo que o comportamento desses metais podem estar sendo influenciado por atividades antrópica, sendo a carcinicultura possível contribuinte dos elementos e Zn, Mn, Cu e Cr *(*ARISEKAR *et al*., 2022), derivado das descargas de efluentes que contêm resíduos de alimentos e fertilizantes inorgânicos (NRC, 1993; SILVA et al., 2001) aplicadas nas dietas dos camarões (KATYA *et al*., 2016) em sistemas de cultivos semi e intensivos (LEÓN-CAÑEDO et al., 2017), reduzindo a mortalidade do camarão (LIN *et al*., 2013) e melhorando seu crescimento (WATANABE *et al*. 1997).

Segundo Arisekar *et al*. (2022) em análises de metais em sistemas aquícolas, demonstrou que as rações aquícolas contêm uma quantidade notável de metais pesados, como Cu, Cr, As, 10–100 vezes maior do que presente na água, sendo lixiviados e enriquecendo a água ou depositando-se nos sedimentos, aumentando as concentrações. Dessa forma a presença de arsênio nos pontos CD, podem não só estar ocorrendo de forma natural, também antrópica. Entre os elementos Mn e Ni, existe uma associação principalmente na área do rio Jequeriçá. Em pontos onde se apresentaram condições subóxicas (C1D, C2D, C3D e C4D), o manganês se dilui em óxido de manganês, liberando altas concentrações Ni dissolvido na água (C1D e C4D, Tabela 2 e 3) que resultam da alternância entre condições óxicas e anóxicas induzindo a dissolução de alguns óxidos (ACHARY *et al*., 2016; MARCHAND; ALLENBACH; LALLIER-VERGÈS, 2011; PADHI *et al*., 2013).

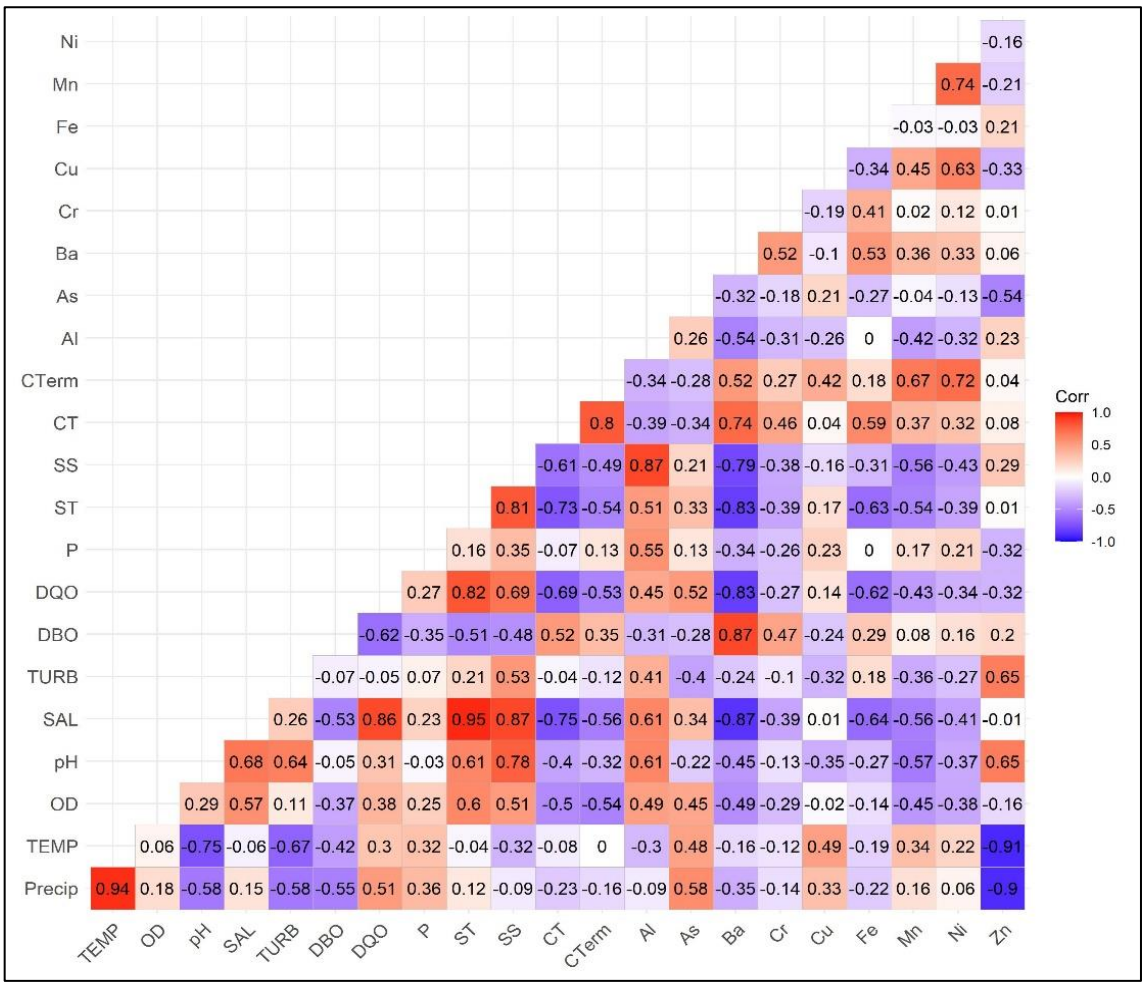
Parâmetros como salinidade, sólidos e DQO apresentam as maiores concentrações associadas aos ambientes mais salinos (MeP e MP_Mar, Figura 3), devido à presença de sais

minerais que elevam a concentração dos sólidos e aumentam a demanda química do oxigênio; o que explica correlações maiores ($R= 0.69$, $p<0.05$) entre salinidade, sólidos e DQO (ÁLAVA *et al*., 2022, p. 58; CORADI; FIA; PEREIRA-RAMIREZ, 2009; Figura 3). Esses mesmos parâmetros mostram dissociações com coliformes, principalmente no grupo (MP_Mar) onde o regime pluviométrico também mostra dissociação, diminuindo a concentração de bactérias coliformes (FIGUEIREDO *et al*., 2015, Tabela 3).

Adicionalmente a isso, a presença de alumínio em águas salinas se distribui através do transporte de matéria dos sistemas fluviais (GUTIÉRREZ *et al*., 2015) sua correlação aos parâmetros de pH, sólidos e salinidade pode ser explicada pela capacidade de solubilidade deste metal, e sua interação com o material suspenso em pH alcalino, causando aumento da toxicidade na água (KRISTENSEN; COL, 2009; AATLAND; BJERKNES, 2009). Concentrações de As foram detectadas na amostragem no período de maior precipitação, e demonstrou uma correlação com a precipitação, temperatura, OD e DQO, o que pode indicar mudanças sazonais. A presença de As, Ba e Zn pode ser uma indicação de que as concentrações observadas foram devidas a fontes antropogênicas e não à litologia local. Assim têm demostrado Pereira *et al.* (2022) onde a presença desses elementos têm sido recorrentes nos ambientes estuarinos do Baixo Sul, principalmente próximo à área de estudo, onde foram encontradas essas concentrações no estuário Sirinhaém. A presença de Ba é possível que tenha origem na Baía de Camamu, onde existe a presença de mineradoras (OLIVEIRA *et al*., 2009). Enquanto à presença de Zn, pode estar sendo influenciada pelo enriquecimento de sedimentos, complexo urbano e efluentes de fazendas de camarão (LEÓN-CAÑEDO *et al*., 2019).

Outro ponto a ser esclarecido é que em ambientes salinos no ponto C4S (mais próximo ao efluente) há um aumento das concentrações dos metais (Tabela 2 e 3) principalmente de Mn, Cu e Zn, o que poderia também estar sendo influenciada pela carcinicultura através da administração de alimentos (AZEVEDO; HOLANDA; SCUDELARI, 2009, p. 1177).

Figura 3 - Correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais em amostras de água.



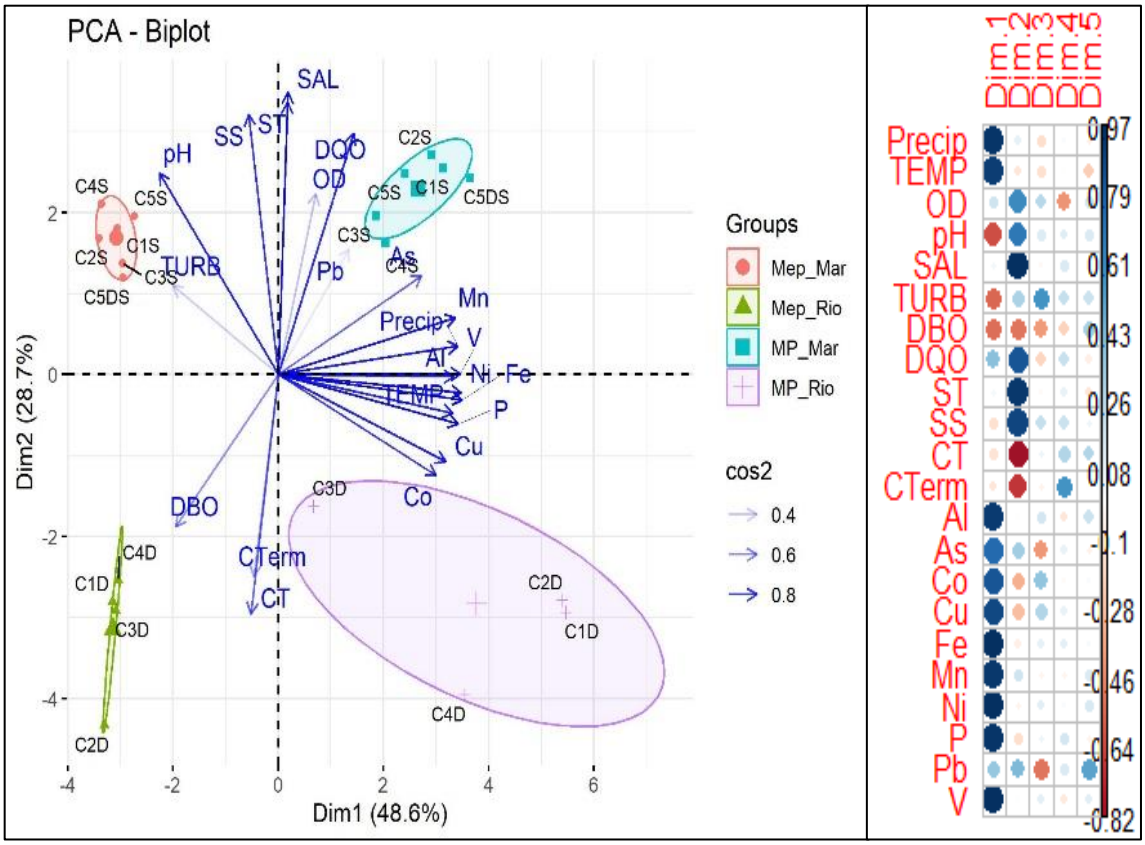
Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

4.3.3 ANÁLISES DE COMPONENTES PRINCIPAIS E CORRELAÇÃO DE PEARSON EM SEDIMENTOS

Para a análises dos componentes principais (Figura 4) foram apenas acrescentados os metais originários de sedimentos, assim, a variância dos dados mostrou um 76% entre os dois eixos (Dim1 48.6%) e (Dim2 28.7%). Existe também um gradiente ambiental em relação aos parâmetros físico-químicos, microbiológicos nos sedimentos, onde o primeiro eixo define a variação temporal entre os períodos de maior (MP) e menor (MeP) precipitação das variáveis: Precipitação (R^2 = -0.95, P < 0,05), Temperatura (R^2 = -0.92, P < 0,05), Al (R^2 = 0.92, P < 0.05), As (R^2 = 0.75, P < 0.05), Co (R^2 = 0.83, P < 0.05), Cu (R^2 = 0.88, P < 0.05), Fe (R^2 = 0.97, P < 0.05), Mn (R^2 = 0.93, P < 0.05), Ni (R^2 = 0.96, P < 0.05), P (R^2 = 0.95, P < 0.05) e V (R^2 = 0.96, P < 0.05). Enquanto o segundo eixo explica a variação espacial com a separação dos tipos de ambientes (rio e mar) com variáveis como: Salinidade (R^2 = 0.97, P < 0.05), DQO (R^2 = 0.83,

P < 0,05), Sólidos Totais (R^2 = 0,93, P < 0.05), pH (R^2 = 0.69, P < 0.05), Coliformes Totais (R^2 = -0.82, P < 0.05), Coliformes Termotolerantes (R^2 = -0.69, P < 0.05).

Figura 4 - Análises dos Componentes Principais entre os parâmetros físico-químico, microbiológicos e metais encontrados em sedimentos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

As concentrações dos metais mostram uma associação positiva com a precipitação e temperatura, isto porque esses elementos foram coletados em apenas na temporada de maior precipitação. Na Tabela 4 nota-se uma diminuição dos valores dos metais Al, Co, Fe, Mn, Ni e V (P < 0.05, Figura 5), ao longo dos três primeiros pontos do rio, essa ocorrência pode estar ligada pela ação dos cátions da água do mar ou aumento do pH que contribui com a adsorção dos metais ao sedimento. Já as concentrações dos elementos As, Cu, Ni e P (P < 0.05, Figura 5), não reduziram de forma linear a partir do ponto C1D até C4D, demonstrando que o pH não está influenciando o comportamento desses elementos. A disposição e dispersão dos elementos encontrados nos sedimentos, podem estar associados às condições naturais e fatores físicos como escoamento, geologia, precipitação e hidrodinâmica, pois estabelecem níveis de background nos sedimentos (BOAVENTURA; HADLICH; CELINO, 2011). Porém, a presença de alguns destes elementos também pode ser atribuído às atividades antrópicas (SOO *et al*., 2016, p. 89), como a agropecuária e aquicultura que aportam Cu, Mn, P, Pb e V

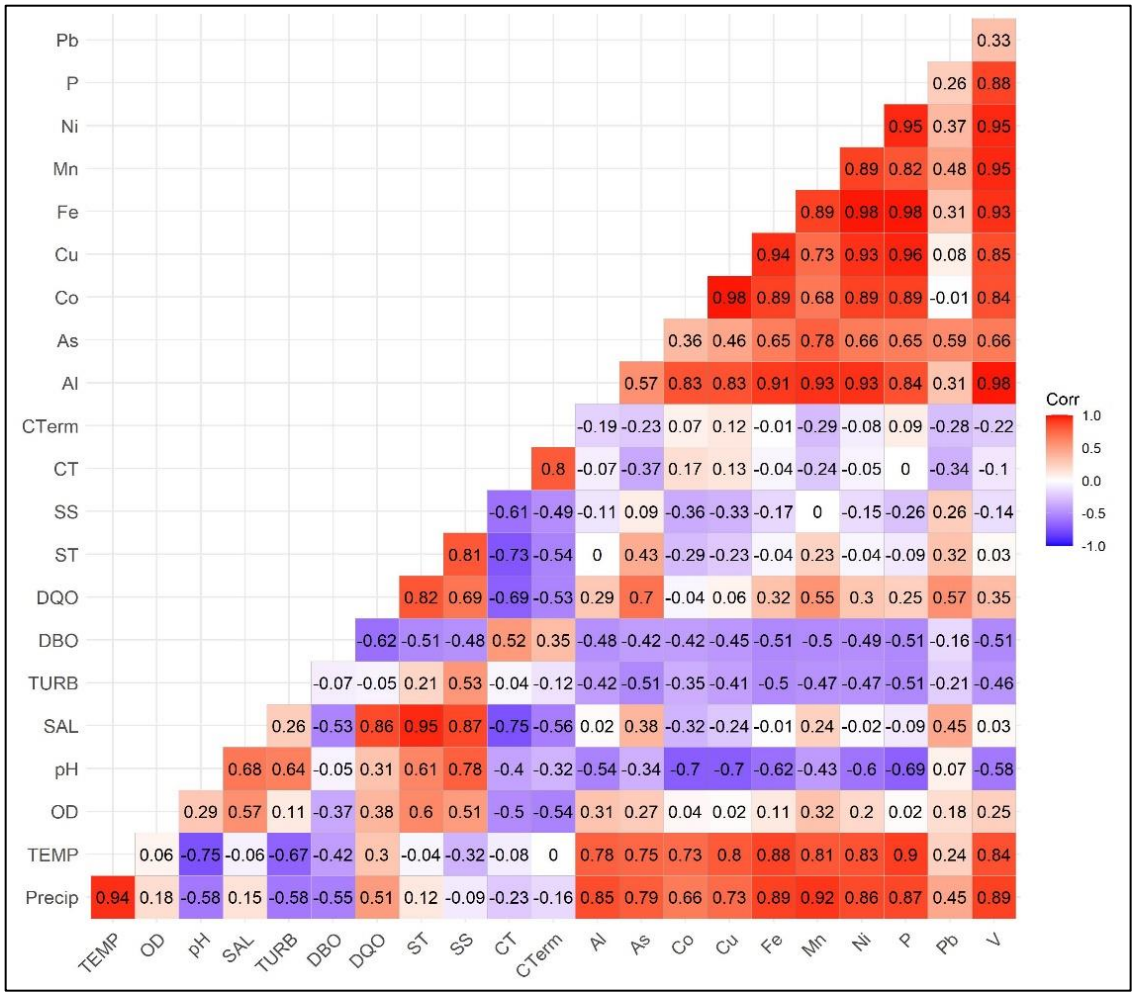
provenientes de fertilizantes, pesticidas e rações (CHOU, 2002; SARTORI, 2022). Porém, esse estudo não indicou um problema ambiental, quando comparados com os níveis críticos apontados pela legislação brasileira.

Na Figura 4, nos grupos (MP_mar e MP_rio), se observa maior associação entre os metais formando uma alta correlação positiva entre eles. Essas correlações confirmam que as concentrações dos elementos estão ocorrendo em sua maior parte aos processos naturais do ambiente principalmente Fe e Mn (PADHI *et al.*, 2013), que conformam a litologia do local, onde a maior presença de óxidos e hidróxidos de Fe e Mn controlam a fixação dos metais no sedimento, (ZHANG; LIU, 2002; MARCHAND; ALLENBACH; LALLIER-VERGÈS, 2011; HATJE *et al.*, 2008). Observamos que Co, Cu e Ni (Tabela 4) apresentam distribuições semelhantes (0.01 a 0.13 mg/kg) em todos os pontos de coleta. Suas concentrações são observadas em zonas oxidantes onde houve maiores valores de OD (Tabela 3), sendo provavelmente incorporados em oxi-hidróxidos (ATKINSON *et al*. 2007; FERREIRA *et al*. 2007). Observa-se também que as concentrações dos elementos decrescem conforme ao avanço dos pontos (rio Jequeriçá) até ponto C3D, e não necessariamente devido a presença de DBO que reduz os metais (MARCHAND; LALLIER-VERGÈS; ALLENBACH, 2011, p. 535), a baixa concentração está ligada ao aumento do pH ($P < 0.05$, Figura 5). Enquanto no ponto C4D, onde existe um aumento das concentrações de Co, Cu e Ni, sendo o ponto de coleta mais próximo ao efluente de carcinicultura, sendo umas das fontes causante, capaz de aportar esses elementos através dos despejos. Uma maior presença de Cu e Ni também pode estar associação ao Al devido à presença de materiais cimentícios litológicos que contém aluminossilicatos (PEREIRA *et al.*, 2022).

A correlação de Pearson mostrou associação significativa ($P < 0.05$) entre Pb e As em comparação com os outros elementos. Essa relação foi encontrada no MP_Mar onde houve maior concentração desses elementos, suas principais fontes podem estar sendo derivadas a partir do uso de fertilizantes e insumos agropecuários, depósitos minerais com arsenopirita e forma galena típicos da área (MOTTESE *et al.*, 2020; TABELIN *et al.*, 2018), ou de combustíveis fósseis derivado da navegação e descargas industriais (HARMESA *et al.*, 2020). As concentrações desses elementos foram observadas em áreas influenciadas por atividades industriais, indicando sua possível fonte, mas deve ser investigado em estudos futuros na área já que ainda faltam estudos sobre o comportamento de elementos como As e Zn nas áreas

estudadas, sabendo que descargas da atividade de carcinicultura devem ser analisadas para As, Zn e outros elementos como possível fonte.

Figura 5 - Correlação de Pearson entre os parâmetros físico-químicos, microbiológicos e metais em amostras de sedimentos.



Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

A Tabela 6 mostra os diferentes testes de hipóteses e sua significância que determinam a origem antrópica ou natural desses parâmetros. Determinando que, entre os parâmetros que ultrapassaram os limites estabelecidos pelo CONAMA 357 para amostras de água, principalmente os parâmetros (Al, Mn, pH, Zn) indicam uma origem natural por mostrar diferencias significativas, enquanto os parâmetros (As, DBO, Cterm, Fe, Ni, OD, P) sua presença pode estar indicando origem antropogênica por apresentarem diferencias não significativos.

Tabela 6 - Estatística dos diferentes testes de hipóteses paramétricas e não paramétricas dos parâmetros que ultrapassaram os limites.

Parâmetros	Distribuição	Teste	Est X^2	p =
Al	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=14.64	< 0.05
As	Paramétrica	tStudent	t=2.15	0.08
CTerm	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=7.29	0.06
DBO	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=14.76	0.78
Fe	Paramétrica	Fisher	*F*=1.85	0.18
Mn	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=13.12	< 0.05
Ni	Paramétrica	tStudent	t=0.75	0.51
OD	Paramétrica	Fisher	*F*=2.35	0.11
P	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=2.54	0.47
pH	Paramétrica	Fisher	*F*=87.11	< 0.05
Zn	Não Paramétrica	Kruskal-Wallis	X^2=15.32	< 0.05

Fonte: Elaborado pelo autor, 2024

4.4 CONCLUSÕES

A análises dos parâmetros em diferentes estações permitiu verificar quais parâmetros estão sendo alterados de forma natural ou antropogênica. Através duma análise PCA e correlação de Pearson, se confirmou que o excesso de DBO em período de menos chuva está relacionado ao índice pluviométrico e presença de viveiros, enquanto metais como Al, Fe, Mn, que em geral, a presença destes metais nas zonas costeiras é principalmente através de atividades naturais, pois eles estão naturalmente presente nos sedimentos e na água.

É necessário considerar que os efluentes da carcinicultura podem contribuir para o aumento de metais como Co, Cu, Fe, Mn, Zn e alterações do OD, DBO e pH. Assim foram demonstrados nas amostras coletadas próximos aos efluentes, que aportam metais através de vitaminas, fertilizantes e rações, podendo alterar as concentrações de outros metais que acontecem de forma natural, elevando-os mais ainda e alterando outros parâmetros.

Em base a todos essas informações, é essencial selecionar alguns importantes indicadores que possam ser medidos e interpretados de forma confiável, existindo a necessidade de avaliar outros parâmetros como análises de antibióticos e metais dentro dos empreendimentos que permitam ter uma visão mais abrangente da magnitude do impacto ocasionada pela carcinicultura.

Posteriormente, precisa-se incluir estudos futuros utilizando organismos modelos para ensaios ecotoxicológicos, que permitam avaliar possíveis danos na vida aquática, já que a legislação não abrange todos os elementos e, no caso do sedimento, não considera um valor background da região, e sim valores advindos de testes com organismos do hemisfério norte.

4.5 REFERENCIAS

AATLAND A., BJERKNES V. 2009. Calidad de Agua para el cultivo de Smolts en Chile. NIVA Chile. 139 pp.

ABATENH, E. et al. The Role of Microorganisms in Bioremediation- A Review. **Open Journal of Environmental Biology**, v. 1, n. 1, p. 38–46, 2017.

ACHARY, M.S., PANIGRAHI, S., SATPATHY, K.K., PRABHU, R.K., PANIGRAHY, R.C., 2016. Health risk assessment and seasonal distribution of dissolved trace metals in surface waters of of Kalpakkam, southwest coast of Bay of Bengal. Reg. Stud. Mar. Sci 6, 96–108.

ÁLAVA, J. N. et al. Biorremediación de efluentes del cultivo de camarón por medio de consorcios microbianos autóctonos y microalgas nativas en Manabí, Ecuador Bioremediation of shrimp farming effluents by means of autochthonous microbial consortia and native microalgae in Ma. **AquaTechnica**, v. 4, n. 1, p. 53–65, 2022.

ALCIVAR, J. et al. Evaluación físico-química y microbiológica de la calidad del agua de pozos. **Dominio de las Ciencias**, v. 3, n. 4, p. 1044–1059, 2017.

ALVES, L. S. A. et al. QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA PARA FINS DE AQUICULTURA NO ESTADO DO MARANHÃO: LEVANTAMENTO DAS ANÁLISES REALIZADAS EM LABORATÓRIO DE CONTROLE DA QUALIDADE NO PERÍODO DE 2015 A 2021. In: **Tecnologia e Microbiologia Sob a Perspectiva da Segurança dos Alimentos - Volume 2**. [s.l.] Editora Científica Digital, 2022. p. 140–150.

ALVES, R. I. S. et al. Water Quality Assessment of the Pardo River Basin, Brazil: A Multivariate Approach Using Limnological Parameters, Metal Concentrations and Indicator Bacteria. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 75, n. 2, p. 199–212, 5 ago. 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, & AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. In Standard methods for the examination of water and wastewater (pp. 1000-1000).

ANANGONÓ MENDEZ, A. E. L.; LLOACANA BONILLA, E. X. **EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE UN BIOFILTRO A BASE DE UN CONSORCIO BACTERIANO PARA DEGRADAR FOSFATOS Y AMONIACO EN AGUAS RESIDUALES DE LA ACUICULTURA**. [s.l.] UNIVERSIDAD TÉCNICA DEL NORTE, 2022.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. APHA, AWWA, WEF. 20th Edition. 1120p.

ARISEKAR, U.; JEYA, R.; SHALINI, R. Accumulation potential of heavy metals at different growth stages of Pacific white leg shrimp , Penaeus vannamei farmed along the Southeast coast of Peninsular India : A report on ecotoxicology and human health risk assessment Food

Safety And Standard Aut. **Environmental Research**, v. 212, n. PA, p. 113105, 2022.

ARTAL, M. C. et al. Development of an acute toxicity test with the tropical marine amphipod Parhyale hawaiensis. **Ecotoxicology**, v. 27, n. 2, p. 103–108, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA A CARCINICULTURA BRASILEIRA EM 2023**. [s.l: s.n.]. Disponível em: https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2022/10/Coluna-ABCC-News-outubro-22.pdf. Acesso em: 14 nov. 2022.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÕES (2017). Censo da carcinicultura do litoral sul do estado do Ceará e zonas interioranas adjacentes 2015/2016. Natal – RN: Convênio ABCC/MAP: No 756578/2011.

ATKINSON CA, JOLLEY DF, SIMPSON SL (2007) Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. Chemosphere 69:1428–1437.

AVELINO, E.; PROST, C. ANÁLISE SÓCIO-AMBIENTAL DA FAIXA LESTE DOS MUNICÍPIOS DE IGRAPIUNA, ITUBERÁ, NILO PEÇANHA E TAPEROÁ. p. 434–441, 2010.

AZEVEDO, A. O. D.; HOLANDA, J. S.; SCUDELARI, A. C. Dynamic of heavy metals in the shrimp farm environment. **Journal of Coastal Research**, v. II, n. SPEC. ISSUE 56, p. 1174–1178, 2009.

BARBIERI, E. Acute toxicity of ammonia in white shrimp (Litopenaeus schmitti) (Burkenroad, 1936, Crustacea) at different salinity levels. **Aquaculture**, v. 306, n. 1–4, p. 329–333, ago. 2010.

BARBOZA, C. D. N. et al. Concentrations and Fluxes of Nutrients and Suspended Organic Matter in a Tropical Estuarine System: The Tinharé-Boipeba Islands Archipelago (Baixo Sul Baiano, Brazil). **Journal of Coastal Research**, v. 298, p. 1197–1209, 3 nov. 2014.

BARRENETXEA, C. O. et al. **Contaminacion Ambiental- Una vision desde la quimica.** Paraninfo ed. Madrid, 2004.

BARROSO, G. F.; POERSCH, L. H. DA S.; CAVALLI, R. O. **Sistemas de cultivos aqüícolas NA ZONA COSTEIRA DO BRASIL: RECURSOS, TECNOLOGIAS, ASPECTOS AMBIENTAIS E SÓCIO-ECONÔMICOS**. Rio de Janeiro: [s.n.].

BIAO, X.; ZHUHONG, D.; XIAORONG, W. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, n. 5–6, p. 543–553, mar. 2004.

BOAVENTURA, S. F.; HADLICH, G. M.; CELINO, J. J. Índices de contaminação de metais traço em encostas, manguezais e apicuns, Madre de Deus, Bahia. **Geociencias**, v. 30, n. 4, p. 631–639, 2011.

BORDALO, A.A., 2003. Microbiological water quality in urban coastal beaches: the influence of water dynamics and optimization of the sampling strategy. Water Res. 37, 3233–3241.

BORGES, E. A. D. S. **AVALIAÇÃO DOS PARAMETROS FÍSICO-QUÍMICOS DA ÁGUA DURANTE O CULTIVO DE CAMARÃO EM VIVEIROS**. [s.l.]

UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA CENTRO, 2018.

BOYD, C. E.; B. W. G. C. E.; GREEN, B. W. Coastal Water Quality Monitoring in Shrimp Farming Areas : An Example from Honduras. p. 1–29, 2002.

BOYD, C. E.; MASSAUT, L. Risks associated with the use of chemicals in pond aquaculture. Aquacultural Engineering, v. 20, p. 113-132, 1999.

BOYD, C.E.; C.S. TUCKER, 1998. Pond Aquaculture Water Quality Management. 1st Edn., Boston, Kluwer Academic, London, ISBN-10: 0412071819, pp: 700

BRANCO, S.M. Hidrologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3.ed. São Paulo: CETESB/ ASCETESB, 616 p. 1986.

BRASIL. Conama - Conselho Nacional do Meio Ambiente. RESOLUÇÃO n° 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em água sob jurisdição nacional. Publicação no DOU nº 92, de 16 de maio de 2011, página 89.

BRITO, J. CARCINICULTURA Dificuldade para obter o licenciamento ambiental trava investimentos na expansão da atividade na Bahia. **A TARDE**, 21 abr. 2014.

BUI, T. D.; LUONG-VAN, J.; AUSTIN, C. M. Impact of shrimp farm effluent on water quality in coastal areas of the world heritage-listed Ha Long Bay. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 8, n. 2, p. 104–116, 1 out. 2012.

CARVALHO, C. E. V.et al. Seasonal variation of particulate heavy metals in the Lower Paraíba do Sul River, RJ, Brazil. Environmental Geology, v. 37, n. 4, p. 297-302, 1999.

CELINO, J. J. et al. **Avaliação de ambientes costeiros da região sul da Bahia geoquímica , petróleo e sociedade**. EDUFBA ed. Salvador: 2014.

CEMADEM - Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais. Estações pluviométricas. Disponível em: http://resources.cemaden.gov.br/graficos/interativo/grafico_CEMADEN.php?menu=periodo&idpcd=6687&uf=BA. Acesso em: 02/04/2024.

CHAIKAEW, P. et al. Enhancing ecological-economic efficiency of intensive shrimp farm through in-out nutrient budget and feed conversion ratio. v. 0, p. 1–11, 2019.

CHIGBU, P.; GORDON, S.; STRANGE, T. Influence of inter-annual variations in climatic factors on fecal coliform levels in Mississippi Sound. v. 38, p. 4341–4352, 2004.

CHOU, C. L. Aquaculture-related trace metals in sediments and lobsters and relevance to environmental monitoring program ratings for near-field effects. **Marine Pollution Bulletin**, v. 44, p. 1259–1268, 2002.

CLESCERI, L.S., A.E. Greenberg; A.D. Eaton. 1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association (APHA), Washington, D.C., USA.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA n. 357, De 17 De Março De 2005Conselho Nacional do Meio Ambiente**. [s.l: s.n.]. Disponível em: http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747.

CORADI, P.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 46–56, 30 ago. 2009.

COZER, N. et al. Infrastructure, management and energy efficiency in a hypothetical semi-intensive shrimp model farm in Brazil: a systematic review and meta-analysis. **Reviews in Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 1072–1089, 17 maio 2020.

CRAWLEY MJ (2013) The R book:, 2a edn. John Wiley and Sons Ltd, West Sussex, United Kingdom, p 975.

DE AQUINO, S. F.; DE QUEIROZ SILVA, S.; CHERNICHARO, C. A. L. Practical aspects of the chemical oxygen demand (COD) test applied to the analysis of anaerobic effluents. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 4, p. 295–304, 2006.

DE LACERDA, L. D. et al. 20-Years Cumulative Impact From Shrimp Farming on Mangroves of Northeast Brazil. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, n. April, 23 abr. 2021.

DESSENAKIS, M.; SCOULLOS, M.; GAITIS, A. Trace Metals Transport and Behaviour in the Mediterranean Estuary of Acheloos River. Marine Pollution Bulletim, v. 34, n. 2, p. 103-111, 1997.

DIAZ RJ, ROSENBERG R (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr Mar Biol 33:245–303

DÍAZ, L.A., TARRILLO, R. E. Y CAMPOS IDROGO, A.J. (2018). Caracterización y evaluación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de las águas de la quebrada Colpamayo-Chota [Tesis de Grado, Universidad Nacional Autónoma de Chota]. http://repositorio.unach.edu.pe/handle/20.500.14142/293.

DINNO, A. 'dunn.test' package: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. 2017. Disponível em: http://CRAN.R-project.org/package=dunn.test. (Versão do pacote RStudio).

EATON, A.D., Clesceri, L.S., Greenberg, A.E., 2005. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, twenty-first ed. American Public Health Association, Washington.

EBELING, J. M.; TIMMONS, M. B.; BISOGNI, J. J. Engineering analysis of the stoichiometry of photoautotrophic, autotrophic, and heterotrophic removal of ammonia–nitrogen in aquaculture systems. **Aquaculture**, v. 257, n. 1–4, p. 346–358, jun. 2006.

ESTEVES, F.A. Fundamento da limnologia. Rio de Janeiro: Interciência/ FINEP, 575 p. 1988.

FERREIRA TO, OTERO XL, VIDAL-TORRADO P, MACÍAS F (2007) Effects of bioturbation by root and crab activity on iron and sulfur biogeochemistry in mangrove substrate. Geoderma 142:36–46.

FIGUEIREDO, J. DE F. et al. DETERMINAÇÃO DA CONCENTRAÇÃO DE COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES NA ÁGUA DE CULTIVO DE OSTRAS DO MANGUE (Crassostrea rhizophorae) EM REGIÃO ESTUARINA. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA**, p. 3488–3498, 2015.

FIGUEIRÊDO, M. C. B. DE; ROSA, M. F.; GODIM, R. S. Sustentabilidade ambiental da carcinicultura no Brasil: desafios para a pesquisa. **Revista Econômica do Nordeste**, v. 34, n. 2, p. 242–253, 2003.

FONSECA, E. B. DA; SILVA, M. R. F. DA. Percepção dos problemas socioambientais decorrentes da carcinicultura no município de Pendências (RN) - Brasil / Perception of socio-anvironmental problems arising from carciniculture in the municipality of Pendências (RN) - Brazil. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 1, p. 1047–1066, 2021.

FRAGA, A. D. P. C. **Caracterização da Qualidade da Água , dos Sedimentos e dos Efluentes Gerados pela Atividade de Carcinicultura Marinha , em Duas Fazendas no Estado de Santa Catarina-Brasil.** [s.l.] NIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA, 2002.

GARCIA, C. A. B.; SANTOS, G. P.; GARCIA, H. L. Análise dos Parâmetros Físico-químicos dos Viveiros de Camarão na Grande Aracaju, Sergipe, Brasil. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 11, n. 2, p. 209–225, 2009.

GÁZQUEZ M.J., PÉREZ MORENO S.M., BOLÍVAR J.P. (2021). TiO2 as white pigment and valorization of the waste coming from its production, Editor(s): Parrino F., Palmisano L., En: Metal Oxides, Titanium Dioxide (Tio_2) and its applications, Elsevier, Pp. 311-335, https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819960-2.00011-0.

GODÍNEZ-SIORDIA, D. E.; CHÁVEZ-SÁNCHEZ, M. C.; GÓMEZ-JIMÉNEZ, S. Acuicultura epicontinental del camarón blanco del pacífico, litopenaeus vannamei (Boone, 1931). **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 14, n. 1, p. 55–62, 2011.

GONG, L., YANG, X., XIONG, B., LI, G., & CHEN, X. (2012). Study on Nitrogen, Phosphor and Chemical Oxygen Demand of Differnt Categories of Aquaculture Lakes by Means of Principal Component Analysis, Factor Analysis and Cluster Analysis. Advanced Materials Research, 340, 369–377. https://doi.org/10.4028/WWW.SCIENTIFIC.NET/AMR.340.369.

GUALDRÓN DURÁN, L. E. Evaluación de la calidad de agua de ríos de colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. **Dinamica ambiental**, n. 1, p. 83–102, 6 dez. 2018.

GUTIÉRREZ, X. et al. Calidad de agua en la producción de smolt. **ResearchGate**, n. August, p. 1–10, 2015.

HADLEY, W. R ggplot2 package: an implementation of the grammar of graphics. 2015. Disponível em: http://ggplot2.org.

HARMESA, H., LESTARI, L., BUDIYANTO, F., 2020. Distribusi logam berat dalam air laut dan sedimen di perairan cimanuk, jawa barat, Indonesia. OLDI 5 (1), 19–32. https://doi. org/10.14203/oldi.2020.v5i1.310.

HASSAN, M. A. et al. Influence of probiotics on water quality in intensified Litopenaeus vannamei ponds under minimum-water exchange. **AMB Express**, v. 12, n. 1, p. 22, 26 dez. 2022.

HUSSON, F.; JOSSE, J.; LE, S.; MAZET, J. 'FactoMineR' package: Multivariate exploratory data analysis and data mining. 2017. Disponível em: http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR. (Versão do pacote RStudio 1.0.14).

HATJE, V. et al. Trace metals and benthic macrofauna distributions in Camamu Bay, Brazil: Sediment quality prior oil and gas exploration. **Marine Pollution Bulletin**, v. 56, n. 2, p.

363–370, fev. 2008.

HATJE, V.; BIRCH, G. F.; HILL, D. M. Trace metal and total suspended solids concentrations in freshwater: the importance of small-scale temporal variation. Journal of Environmental Monitoring, v. 3, p. 251-256, 2001.

HERBECK, L. S., UNGER, D., WU, Y.; JENNERJAHN, T. C. (2013). Effluent, nutrient and organic matter export from shrimp and fish ponds causing eutrophication in coastal and back-reef waters of NE Hainan, tropical China. Cont. Shelf Res. 57, 92–104. doi: 10.1016/j.csr.2012.05.006

HTTP://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/test/6_series.htm, acessado em 18 de Março de 2024

IBER, B. T.; KASAN, N. A. Recent advances in Shrimp aquaculture wastewater management. **Heliyon**, v. 7, n. 11, p. e08283, nov. 2021.

JOHNSTON, E. L.; CLARK, G. F.; BRUNO, J. F. The speeding up of marine ecosystems. **Climate Change Ecology**, v. 3, n. June 2021, p. 100055, 2022.

KRISTENSEN, T., ATLAND, A., ROSTEN, T., URKE, H.A., & ROSSELAND, B.O. 2009. Important influent-water quality parameters at freshwater production sites in two salmon producing countries Aquacultural Engineering 41:53–59.

LEÓN-CAÑEDO, J. A. et al. Mercury and other trace metals in lettuce (Lactuca sativa) grown with two low-salinity shrimp effluents: Accumulation and human health risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 2535–2544, 2019.

LESSA, C. M. Identificação de Áreas Prioritárias para a Conservação da Sociobiodiversidade na Zona Estuarina da Costa do Dendê, Bahia. [s.l.] UNIVERSIDADE DE BRASILIA, 2007.

LICHT O. A. B. Prospecção Geoquímica: princípios, técnicas e métodos. Rio de Janeiro: Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais CPRM, Servico Geologico do Brasil, 1998. 236 p.

LIMA, A. D. F. et al. Sustentabilidade da carcinicultura de pequena escala em áreas de baixa demanda hídrica. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. e60996578, 11 ago. 2020.

LIN S, LIN X, YANG Y, LI F, LUO L (2013) Comparison of chelated zinc and zinc sulfate as zinc sources for growth and immune response of shrimp (Litopenaeus vannamei). Aquaculture 406-407:79–84

LIPP, E.K., KURZ, R., VINCENT, R., RODRIGUEZ-PALACIOS, C., FARRAH, S., ROSE, J.B., 2001a. Seasonal variability and weather effects on microbial fecal pollution and enteric pathogens in a subtropical estuary. Estuaries 24, 266–276.

LUO, Z. et al. Evaluation of genomic selection for high salinity tolerance traits in Pacific white shrimp Litopenaeus vannamei. **Aquaculture**, v. 557, n. February, p. 738320, ago. 2022.

MALLIN, M.A., ENSIGN, S.H., MCIVER, M.R., SHANK, G.C., FOWLER, P.K., 2001. Demographic, landscape, and meteor- ological factors controlling the microbial pollution of coastal waters. Hydrobiologia 460 (1–3), 185–193.

MARCHAND, C.; ALLENBACH, M.; LALLIER-VERGÈS, E. Relationships between heavy metals distribution and organic matter cycling in mangrove sediments (Conception Bay , New Caledonia). **Geoderma**, v. 160, n. 3–4, p. 444–456, 2011.

MARCHAND, C.; LALLIER-VERGÈS, E.; ALLENBACH, M. Redox conditions and heavy metals distribution in mangrove forests receiving effluents from shrimp farms (Teremba Bay, New Caledonia). **Journal of Soils and Sediments**, v. 11, n. 3, p. 529–541, 2011.

MAWI, S. et al. Bioremediation potential of macroalgae Gracilaria edulis and Gracilaria changii co-cultured with shrimp wastewater in an outdoor water recirculation system. **Environmental Technology and Innovation**, v. 17, p. 100571, 2020.

MOEDER, M. et al. Organic Micropollutants from an Agricultural Drainage Ditch Contaminate a Shrimp Farm in Sinaloa (Mexico). **Journal of Ecological Engineering**, v. 24, n. 3, p. 143–152, 1 mar. 2023.

MORA ALVARADO, D. Criterios microbiológicos para evaluar la calidad del agua en sus diferentes usos. **Rev. costarric. salud pública**, v. 5, n. 9, p. 23–33, 1996.

MORENO, F. Industria del camarón: su responsabilidad en la desaparición de los manglares y la contaminación acuática - Industry of Shrimp: its responsibility in the loss of the mangrove ecosystems and the aquatic pollution. **Redvet**, n. 5, p. 309–315, 2010.

MOTTESE, A. F.; SABATINO, G.; DI BELLA, M.; FEDE, M. R.; CARIDI, F.; PARISI, F.; MARCIANÒ, G.; CACCAMO, M. T.; ITALIANO, F.; YÜCE, G.; MAGAZÙ, S. Environmental screening for the assessment of potentially toxic elements content in PGI soils from the Mediterranean region (Italy and Turkey). Environmental Earth Sciences, v. 79, n. 22, p. 1-14, 2020.

MOZOMBITE, J. A. (2019). Efecto de las diferentes concentraciones de microorganismos eficaces en la mejora de la calidad de agua de estanques en Ucayali, Amazonia 39 Peruana, 2017. Perú. Retrieved from http://repositorio.unia.edu.pe/bitstream/unia/197/1/T084_70749101_T.pdf New York, USA.

NORIEGA, C. D. et al. Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de barra das jangadas (Pernambuco – Brasil). **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 38, p. 5–18, 2005.

NRC (National Research Council), 1993. Nutrient Requirements of Fish. National Acad.
ÓBREGA, G. N., FERREIRA, T. O., ROMERO, R. E., NETO, M. S., MENDONÇA, E. S., AND OTERO, X. L. (2013). Iron and sulfur geochemistryin semi-arid mangrove soils (Ceará, Brazil) in relation to seasonal changes and shrimp farming effluents. Environ. Monit. Assess. 185, 7393–7407. doi: 10.1007/s10661-013-3108-4.

OLIVEIRA, O.M.C., CRUZ, M.J.M., QUEIROZ, A.F.S., 2009. Metal's geochemistry behavior in mangrove sediments of the Camamu Bay-Bahia. Brazil. J. Aqua. Sci. Techn 13 (2), 1–8.

OUSEPH, P. P. Dissolved and particulate trace metals in the Cochin Estuary. Marine Pollution Bulletin, v.24, n.4, p. 186-192, 1992.

PADHI, R.K., BISWAS, S., MOHANTY, A.K., PRABHU, R.K., SATPATHY, K.K., NAYAK, L., 2013. Temporal distribution of dissolved trace metal in the coastal waters of southwestern Bay of Bengal, India. Water. Environ. Res. 85 (8), 696–705.

PATIL, I. "ggplot2" based plots with statistical details. 2022. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/ggstatsplot/ggstatsplot.pdf.

PEREIRA, S. et al. Spatial distribution of chemical elements in the surface sediments of a

tropical estuary in north-eastern Brazil. v. 251, n. November, 2022.

POERSCH, L. H. et al. Assessment of trace metals , total organic carbon and total nitrogen of a shrimp farm system in Southern Brazil. v. 39, 2020.

PRIYATNO, D. SPPS handbook: data analysis, data processing & resolution of statistical cases. Yogyakarta: Mediakom, 2016. 148 p

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, 2020.

RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 365–383, set. 2014.

ROSANOVA, C. et al. Monitoramento da aquicultura em reservatórios continentais por meio do índice de estado trófico. **Nativa**, v. 7, n. 3, p. 262–267, 30 abr. 2019.

ROSARIO VERDE, M. J.; CERNA BAZÁN, J. W. **EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL EFLUENTE PRINCIPAL DE LA LAGUNA LA ENCANTADA, PARA SU UTILIZACIÓN EN ACUICULTURA - BARRIO PAMPA DE ANIMAS, DISTRITO DE SANTA MARÍA, PROVINCIA DE HUAURA REGIÓN LIMA 2019**. [s.l.] UNIVERSIDAD NACIONAL JOSÉ FAUSTINO SANCHEZ CARRIÓN, 2021.

SANTOS, I. DA S.; NOLASCO, M. C. Modelagem de Fundo do Estuário do Serinhaém – Ba: Morfologia e Granulometria / Modeling of the bottom of Serinhaém's estuary, BA: Morphology and Granulometry. **Caderno de Geografia**, v. 27, n. 49, p. 247, 2 maio 2017.

SANTOS, R. M. et al. Variação espaçotemporal de nutrientes inorgânicos dissolvidos e clorofila a em um estuário amazônico tropical no norte do Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 9 jan. 2023.

SANTOS, T. L.; CUNHA, C. V.; CAMPOS, A. C. V.; SANTOS, S. C. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em comunidades ribeirinhas de Itupiranga-PA, Brasil. Brazilian Journal of Health Review, v. 3, n. 4, p. 9005-9020, 2020.

SARTORI, E. M. **Avaliação dos Teores de Elementos em Amostras de Água e Sedimentos da Bacia Hidrográfica Rio Reis Magos – ES: Em Busca de Indícios de Impactos Antrópicos**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO, 2022.

SILVA, C. A. R. et al. Biomonitoring of TRACE metal contamination in the Potengi estuary, Natal (Brazil), using the oyster Crassostrea Rhizophorae, a local food source. **Water Research**, v. 35, n. 17, p. 4072–4078, 2001.

SILVA, I.R.; ROSSI ALVA, J.C. Caracterizacão dos Mangues e Análise Microbiológica das Águas Superficiais da Ilha de Iinharé - Bahia – Brasil. Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil, 13 a 17 de Setembro de 2009.

SILVA, J. V. F.; FERREIRA, V. DE O.; BRITO, J. L. S. Diagnóstico ambiental da bacia do Ribeirão Douradinho, no Triângulo Mineiro, através de adaptação e aplicação da Matriz de Leopold. **Revista Cerrados**, v. 19, n. 01, p. 361–382, 29 maio 2021.

SOO, C.-L. et al. Assessment of the characteristic of nutrients, total metals, and fecal coliform in Sibu Laut River, Sarawak, Malaysia. **Applied Water Science**, v. 6, n. 1, p. 77–96, 12 mar.

2016.

SOSA-VILLALOBOS, C., CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M. R., AMARO-ESPEJO, I. A., GALAVIZ-VILLA, I., AND LANGO-REYNOSO, F. (2016). Diagnosis of the current state of aquaculture production systems with regard to the environment in México. Lat. Am. J. Aquat. Res. 44, 193–201. doi: 10.3856/vol44-issue2-fulltext-1

SOUZA, G. M. D. DE et al. ANÁLISE DA QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA , AO LONGO DA CADEIA PRODUTIVA DE TILÁPIA DO NILO (Oreochromis niloticus), NA REGIÃO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ. 2011.

SOUZA, Y. G. DE. **ANÁLISE ZONAL / ESPACIAL DOS BOSQUES DE MANGUE NO ESTUÁRIO DO RIO CAMARATUBA , PARAÍBA , BRASIL : UM ANÁLISE ZONAL / ESPACIAL DOS BOSQUES DE MANGUE NO ESTUÁRIO DO RIO CAMARATUBA , PARAÍBA , BRASIL : UM**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, 2019.

SUJARWENI, V. W. SPSS for research. Yogyakarta: Penerbit Pustaka Baru Press, 2014. 156 p.

SUMANTRA, I. K. et al. Marine Water Pollution Index in Intensive Shrimp Cultivation System in Jembrana. **Malaysian Journal of Fundamental and Applied Sciences**, v. 18, n. 6, p. 726–736, 29 dez. 2022.

TABELIN, C. B.; IGARASHI, T.; VILLACORTE-TABELIN, M.; PARK, I.; OPISO, E. M.; ITO, M.; HIROYOSHI, N. Arsenic, selenium, boron, lead, cadmium, copper, and zinc in naturally contaminated rocks: a review of their sources, modes of enrichment, mechanisms of release, and mitigation strategies. Science of the Total Environment, v. 645, p. 1522-1553, 2018.

TANCREDO, K. R. et al. **Impactos Ambientais da Carcinicultura Brasileira3rd International Workshop Advances in Cleaner Production: Cleaner Production Initiatives and Challenges for a Sustainable World**. São Paulo: [s.n.]. Disponível em: http://www.advancesincleanerproduction.net/third/files/sessoes/6A/6/Tancredo_KR - Paper - 6A6.pdf.

TJAHJONO, A.; SUGIHARTO, R.; WAHYUNI, O. Study of water and sediment surface quality on defilement of heavy metals Pb & Cd at a downstream section of Musi River , South Sumatera , Indonesia Estudo analítico da qualidade da água e das superfícies de sedimentos em contaminantes de metal pesado Pb . n. 4, 2022.

US EPA, 2007. Method 6010C – Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry.

VIKAS, M.; DWARAKISH, G. S. Coastal Pollution: A Review. **Aquatic Procedia**, v. 4, n. Icwrcoe, p. 381–388, 2015.

VINATEA-ARANA, L. Princípios químicos de qualidade da água em aqüicultura. Florianópolis: Editora da UFSC. 1997. 166 p.

VINH, V. D.; HAI, N. M.; KHANH, D. G. Impacts of pollution discharges from Dinh Vu industrial zone on water quality in the Hai Phong coastal area. **Tạp chí Khoa học và Công nghệ biển**, v. 20, n. 2, p. 173–187, 2020.

WATANABE T, KIRON V, SATOH S (1997) Trace minerals in fish nutrition. Aquaculture 151:185–207.

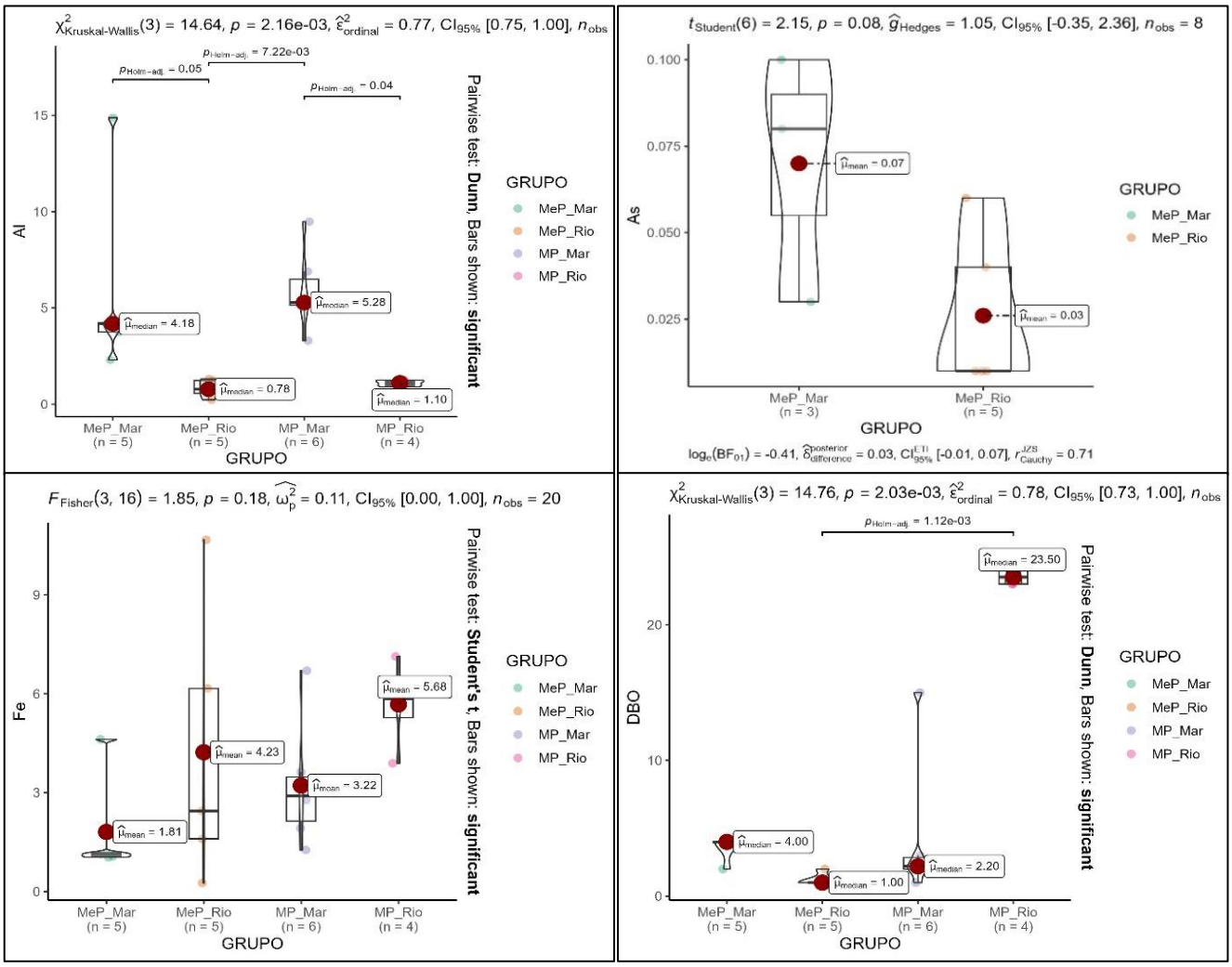
WHITALL D, HIVELY WD, LEIGHT AK, HAPEMAN CJ, MCCONNELL LL, FISHER T, RICE CP ET AL (2010) Pollutant fate and spatio-temporal variability in the Choptank River Estuary: factors influencing water quality. Sci Total Environ 408(9):2096–2108

XIMENES, L. F.; VIDAL, M. DE F. Pesca e Aquicultura: Carcinicultura. In: BANCO DO NORDESTE DO BRASIL (Ed.). **Caderno Setorial Etene;n.274**. Fortaleza: [s.n.]. p. 1–11.

XU, P., BRISSAUD, F., FAZIO, A., 2002. Non-steady-state modelling of fecal coliform removal in deeptertiary lagoons. Water Res. 36, 3074–3082.

ZHANG, J.; LIU, C. L. Riverine composition and estuarine geochemistry of particulate metals in China – Weathering features, anthropogenic impact and chemical fluxes. Estuarine Coastal and Shelf Science, v. 54, p. 1051-1070, 2002.

4.6 ANEXOS


Al
As
Fe
DBO
GRUPO
MeP_Mar
MeP_Rio
MP_Mar
MP_Rio
Pairwise test: Dunn, Bars shown: significant
Pairwise test: Student's t, Bars shown: significant

5 CAPITULO: CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 CONCLUSÕES

O desenvolvimento deste tipo de estudo fornece dados importantes sobre a expansão de carcinicultura em algumas das áreas onde o desenvolvimento destas atividades ocorre de maneira clandestina e que de certa forma não estão sendo reguladas ou fiscalizadas pelos órgãos responsáveis. Entretanto, em relação à carcinicultura, encontram-se muitas inconsistências principalmente nos municípios de Nilo Peçanha e Ituberá onde esses empreendimentos não estão classificados pelo Mapbiomas sendo substituídos por outras classes.

Se demonstrou através da avaliação dos analises físico-química e microbiológica que parâmetros como pH, OD, DBO, coliformes termotolerantes e metais (Al, Fe, Mn, Cr, Cu, As, Ni e Zn) ultrapassaram os limites estabelecidos pela resolução 357 do Conama para análises da qualidade da água. Enquanto para análises de sedimentos os limites para metais não foram ultrapassados segundo o estabelecido pela resolução 454.

A avaliação dos impactos visou identificar a alteração de alguns parâmetros e perda de habitats, isto eventualmente permitirá adaptar medidas corretivas que melhorem a qualidade da água e recuperação de ecossistemas. Sabendo que a avaliação é um dos mecanismos mais importantes para a atuação administrativa na defesa do meio ambiente, essa série de impactos associadas à atividade de carcinicultura precisam ser evitadas e mitigadas, tal é o caso dos lançamentos de efluentes, que podem ocasionar impactos sociais negativos como conflitos com outros usuários, especialmente comunidades locais. Atividades antrópicas deste tipo, estão sujeitas a causar inúmeras alterações nos ecossistemas oceânicos e costeiro, gerando um acréscimo das taxas dos processos ecológicos.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Promover a adoção de tecnologias sustentáveis pelos produtores de unidades aquícolas, visando mitigar os impactos nos ecossistemas costeiros, especialmente os riscos químicos e biológicos ao meio aquático. Facilitar os processos de licenciamento e oferecer incentivos aos produtores por parte dos órgãos ambientais competentes, a fim de desencorajar o crescimento de operações de carcinicultura irregulares. Isso inclui simplificar os procedimentos burocráticos e oferecer apoio técnico para o cumprimento das exigências dos estudos de impacto ambiental (EIA/RIMA) necessários para o licenciamento ambiental estadual, conduzido pelo INEMA.

Implementar medidas de monitoramento e fiscalização eficazes para garantir a conformidade com as regulamentações ambientais existentes e prevenir a expansão

desordenada da carcinicultura, protegendo assim a integridade dos ecossistemas costeiros do Baixo Sul da Bahia.

6 REFERENCIAS

ÁLAVA, J. N. et al. Biorremediación de efluentes del cultivo de camarón por medio de consorcios microbianos autóctonos y microalgas nativas en Manabí, Ecuador Bioremediation of shrimp farming effluents by means of autochthonous microbial consortia and native microalgae in Ma. **AquaTechnica**, v. 4, n. 1, p. 53–65, 2022.

ALMEIDA, Â. B. et al. Geomorfologia da região de Siribinha, município de Conde - Litoral Norte do Estado da Bahia. **II Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa**, p. 5, 2003.

ALVES, L. S. A. et al. QUALIDADE MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA PARA FINS DE AQUICULTURA NO ESTADO DO MARANHÃO: LEVANTAMENTO DAS ANÁLISES REALIZADAS EM LABORATÓRIO DE CONTROLE DA QUALIDADE NO PERÍODO DE 2015 A 2021. In: **Tecnologia e Microbiologia Sob a Perspectiva da Segurança dos Alimentos - Volume 2**. [s.l.] Editora Científica Digital, 2022. p. 140–150.

AMORIM, R. R. et al. Estratificação de ambiente como ferramenta no estudo das unidades de paisagem: o cenário do município de Ilhéus-Bahia. **Caminhos da Geografia**, v. 11, n. 35, p. 140–157, 2010.

AMORIM, R. R. et al. Estratificação de ambiente como ferramenta no estudo das unidades de paisagem: o cenário do município de Ilhéus-Bahia. **Caminhos da Geografia**, v. 11, n. 35, p. 140–157, 2010.

APELLA, M.; ARAUJO, P. Microbiología de agua. Conceptos básicos. **SOLAR SAFE WATER**, p. 33–50, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO. **DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA A CARCINICULTURA BRASILEIRA EM 2023**. [s.l: s.n.]. Disponível em: https://abccam.com.br/wp-content/uploads/2022/10/Coluna-ABCC-News-outubro-22.pdf. Acesso em: 14 nov. 2022.

ATLAS DOS MANGUEZAIS DO BRASIL / Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, 2018. 176 p. : il

AVELINO, E.; PROST, C. ANÁLISE SÓCIO-AMBIENTAL DA FAIXA LESTE DOS MUNICÍPIOS DE IGRAPIUNA, ITUBERÁ, NILO PEÇANHA E TAPEROÁ. p. 434–441, 2010.

BAHIA PESCA. **Pesca e aquicultura na Bahia - Bahia Pesca - Governo da Bahia**. Disponível em: http://www.bahiapesca.ba.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=14. Acesso em: 25 out. 2022.

BAHIA. **DECRETO Nº 1.164 DE 11 DE MAIO DE 1992 Cria**. Brasilia, DFDecreto 1164/92, , 1992. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1992/dec_ba_1164_1992_uc_criaapaguaibim_ba_altrd_res_759_1993.pdf.

BAHIA. **DECRETO Nº 7.272 DE 02 DE ABRIL DE 1998**. Brasilia, DFDecreto 7272/98, , 1998. Disponível em: <https://governo-ba.jusbrasil.com.br/legislacao/78744/decreto-7272-98>

BAHIA. **Decreto nº 8.036 de 20 de setembro de 2001**. Brasilia DFDecreto 8036/01, , 2001. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/2001/dec_8036_2001_alterapoligonalapapratigi_ba.pdf

BAHIA. **Decreto Nº 8.552 De 05 De Junho De 2003**. Brasilia, DFDecreto 8552/03, , 2003.

BAHIA. **PORTARIA Nº 37 DE 15 DE AGOSTO DE 2017**. Brasilia DFPORTARIA Nº 37, , 2017. Disponível em: http://www.meioambiente.ba.gov.br/gestor/Consultas/ConsultaPublicacao/publicacaoTexto.php?pub_id=4512 2/34

BALBI, F. et al. Acclimation to low salinity of postlarvae of marine shrimp Litopenaeus vannamei (Boone, 1931) from two commercial hatcheries. **Revista de biología marina y oceanografía**, v. 40, n. 2, p. 109–115, dez. 2005.

BARBOSA, M. M. N. **BERÇÁRIO E ENGORDA DO CAMARÃO MARINHO Litopenaeus vannamei (BOONE, 1931) NA FAZENDA CAMAR AQUAMARIS, JOÃO PESSOA - PB**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO, 2018.

BARRENETXEA, C. O. et al. **Contaminacion Ambiental- Una vision desde la quimica.** Paraninfo ed. Madrid, 2004.

BRASIL. **Folha SD.24 Salvador. geologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra.** [s.l.] Rio de Janeiro, 1981.

BRASIL. **LEI No 9.985, DE 18 DE JULHO DE 2000**. BRASILIA, DFD.O. DE 19/07/2000, P. 1, , 2000. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm

CARVALHO, F. C. T. et al. Antibiotic Resistance of Salmonella spp. Isolated from Shrimp Farming Freshwater Environment in Northeast Region of Brazil. **Journal of Pathogens**, v. 2013, p. 1–5, 2013.

COLLINS, A. et al. Inland Prawn Farming: Studies into the Potential for Inland Marine Prawn Farming in Queensland. **Queensland the Smart State**, 2005.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO CEPRAM Nº 3606 DE 28 DE ABRIL DE 2006**. BAHIA: [s.n.]. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2006/rs_cepram_3606_2006_aprovaplanomanejoapapratigi_ba.pdf.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 162 DE 19 DE JUNHO DE 1998**. BAHIA: [s.n.]. Disponível em: < https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/1998/res_cepram_ba_1692_1998_uc_aprovaplanomanejoapailhastinhareboipeba_ba.pdf.

CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. **RESOLUÇÃO Nº 2.533 DE 24 DE NOVEMBRO DE 2000**. BAHIA: [s.n.]. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2000/res_cepram_2533_2000_uc_aprovazoneamentoecologicoapapratigi_ba.pdf>.

CORDEIRO, J. A. N. **ANÁLISE DOS IMPACTOS SOCIOECONÔMICOS E AMBIENTAIS DA CARCINICULTURA MARINHA NO MUNICÍPIO DE SANTO AMARO : ESTUDO DE CASO DO DISTRITO DE ACUPE**. [s.l.] Universidade Federal da

Bahia, 2008.

COZER, N. et al. Infrastructure, management and energy efficiency in a hypothetical semi-intensive shrimp model farm in Brazil: a systematic review and meta-analysis. **Reviews in Aquaculture**, v. 12, n. 2, p. 1072–1089, 17 maio 2020.

DAVIS, D. A.; SAMOCHA, T. M.; BOYD, C. E. Acclimating Pacific White Shrimp, Litopenaeus vannamei, to Inland, Low-Salinity Waters. **Southern regional aquaculture center**, n. 2601, 2004.

DE MIRO ORELL, M.; TULLA, A. F. Métodos de evaluación de impactos. **Revista de geografia**, v. 8, n. 9, p. 389–420, 1984.

DIAS, H. M.; SOARES, M. L. G.; NEFFA, E. Conflitos socioambientais: O caso da carcinicultura no complexo estuarino caravelas - nova viçosa/bahia-brasil. **Ambiente e Sociedade**, v. 15, n. 1, p. 111–130, 2012.

DOS SANTOS, F. DA R. et al. Análise Do Comportamento Hidrológico Da Bacia Hidrográfica Do Rio Grande, Estado Da Bahia, Brasil. Xii Simpósio De Recursos Hidrícos Do Nordeste. p. 1–10, 2014.

DURÁN, L. E. G. Evaluación de la calidad de agua de ríos de colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. **Dinamica ambiental**, n. 1, p. 83–102, 6 dez. 2018.

EL PASO. **PROGRAMA DE COMPENSAÇÃO DA ATIVIDADE PESQUEIRA**. NILO PEÇANHA, 2008.

FAO. 2020. The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. https://doi.org/10.4060/ca9229en

FIGUEIREDO, M. C. B. DE et al. Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 10, n. 2, p. 167–174, jun. 2005.

FLAQUET, A. P.; MARILL, L. X. EL ENFOQUE A RIESGOS PARA FORTALECER LA GESTIÓN AMBIENTAL DEL SISTEMA DE TRATAMIENTO DE AGUA. v. 3, n. 2, 20 fev. 2017.

GERMAN, R. Á. et al. Sistema de monitoreo en tiempo real de pH basado en tecnología ZigBee para granjas de camarones, caso de estudio: San Felipe B.C. **REVISTA DE CIENCIAS TECNOLÓGICAS**, v. 3, n. 4, p. 206–212, 24 dez. 2020.

GODÍNEZ-SIORDIA, D. E.; CHÁVEZ-SÁNCHEZ, M. C.; GÓMEZ-JIMÉNEZ, S. Acuicultura epicontinental del camarón blanco del pacífico, litopenaeus vannamei (Boone, 1931). **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 14, n. 1, p. 55–62, 2011.

HUANG, H.-T. et al. Synergistic effects of dietary oxolinic acid combined with oxytetracycline on nonspecific immune responses and resistance against Vibrio parahaemolyticus infection of white shrimp (Penaeus vannamei). **Fish & shellfish immunology**, v. 127, n. April, p. 740–747, ago. 2022.

IBGE. “Portal Do IBGE,” 2021. http://www.ibge.gov.br/

ICMBIO. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal. **Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade**, nov. 2015.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **APA**. Disponível em: http://www.inema.ba.gov.br/gestao-2/unidades-de-conservacao/apa/. Acesso em: 13 dez. 2022.

ISBN 978-85-61842-75-8 1. Biodiversidade. 2. Unidades de conservação. 3. Manguezais. 4. Sustentabilidade. 5. Preservação ambiental. 6. Políticas públicas. I. Título.

JACOMINE, P. K. T. A nova classificação brasileira de solos. **Anais da Academia Pernanbucana de Ciência Agronômica**, v. 5 e 6, p. 161–179, 2009.

KRUMMENAUER, D. et al. Feasibility of pacific white shrimp Litopenaeus vannamei culture in southern Brazil: Effects of stocking density and a single or a double CROP management strategy in earthen ponds. **Aquaculture Research**, v. 41, n. 2, p. 240–248, jan. 2010.

LIMA, A. D. F. et al. Sustentabilidade da carcinicultura de pequena escala em áreas de baixa demanda hídrica. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 9, p. e60996578, 11 ago. 2020.

MARIANO, A. R.; SOBRINHO, R. A.; SOBRINHO, G. C. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL HIDROGEOLÓGICO NA LOCALIDADE DE MORRO DE SÃO PAULO (CAIRU - BA). **Águas Subterrâneas**, n. 3, p. 1–8, 20 mar. 2017.

MARÍN BOTERO, M. L. et al. Sodium hypochlorite used as duct irrigation. Clinical case, and literature review. **Avances en Odontoestomatologia**, v. 35, n. 1, p. 33–43, 2019.

MEIRELES, A. J. DE A. et al. Impactos ambientais decorrentes das atividades da carcinicultura ao longo do litoral cearense, nordeste do Brasil. **Mercator**, v. 6, n. 12, p. 83–106, 2007.

MIRES DE FREITAS, R. et al. Influência de fatores ambientais na dinâmica do perifíton na aquicultura. **AquaTechnica Revista Iberoamericana de Acuicultura**, v. 4, n. 2, p. 85–100, 31 jul. 2022.

MMA. Gerência de Biodiversidade Aquática e Recursos Pesqueiros. Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil. Brasília: MMA/SBF/GBA, 2010. 148 p.

MOLLO, S. F.; PIZARRO, D. A. Sistema de monitoreo remoto de acuicultura en estanques para la crianza de camarones. **Ingeniare. Revista chilena de ingeniería**, v. 26, p. 55–64, nov. 2018.

MORENO, F. Industria del camarón: su responsabilidad en la desaparición de los manglares y la contaminación acuática - Industry of Shrimp: its responsibility in the loss of the mangrove ecosystems and the aquatic pollution. **Redvet**, n. 5, p. 309–315, 2010.

MORENO, F.; SALAS, G.; GUTIÉRREZ, R. Sistema inmune de los camarones Introducción Materiales y métodos. **Aquatic**, v. 38, p. 68–84, 2013.

MÜLLER, A. **ANÁLISE DA DISPERSÃO SEDIMENTAR NA PLATAFORMA CONTINENTAL DA COSTA DO DENDÊ ATRAVÉS DO USO DE MODELAGEM COSTEIRA E SENSORIAMENTO REMOTO**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 2017.

OLIVEIRA, E. M. DE et al. Análises físico-químicas e microbiológicas da água de bebedouros em escolas públicas da cidade de Timon-MA. **Pubvet**, v. 12, n. 5, p. 1–6, maio 2018.

OLIVEIRA, I. B. DE; NEGRÃO, F. I.; SILVA, A. G. L. S. MAPEAMENTO DOS AQUÍFEROS DO ESTADO DA BAHIA UTILIZANDO O ÍNDICE DE QUALIDADE NATURAL DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS – IQNAS. **Águas Subterrâneas**, v. 21, n. 1, p. 123–137, 1 dez. 2007.

PÉREZ, I. et al. Influencia del cultivo del camarón blanco (Litopenaeus schmitti) sobre los ecosistemas costeros. **Fopcana**, v. 2, n. (1-2), p. 11–20, 2003.

PETRO, A.; WEES, T. DEL C. **Evaluación de la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua del municipio de Turbaco-Bolívar, Caribe Colombiano**. [s.l.] UNIVERSIDAD

TECNOLÓGICA DE BOLÍVAR, 2014.

QUEIROZ, J. F. DE; BOEIRA, R. C. Calagem e Controle da Acidez dos Viveiros de Aqüicultura. **Embrapa Meio Ambiente**, 16 jul. 2006.

RIBEIRO, L. F. et al. Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras. **Revista de Gestão Costeira Integrada**, v. 14, n. 3, p. 365–383, set. 2014.

RIOS, K.; GERMANI, G. TERRITÓRIOS TERRA E ÁGUA NO DISTRITO DE ACUPE – SANTO AMARO (BAHIA – BRASIL): Pescadores Artesanais e Carcinicultores. Contradições na produção do espaço local. 2008.

ROSENBERRY, B. Camarão Marinho: O Cultivo Passo a Passo. Panorama da Aquicultura, n. 23, 1994.

SALDIAS, C.; SONNENHOLZNER, S. Balance de nitrógeno y fósforo en estanques de producción de camarón en ecuador. **Journal Of The World Aquaculture Society**, p. 17–19, 2002.

SALGADO, N. R. Neoliberalismo e industria camaronera en Ecuador. **Letras Verdes, Revista Latinoamericana de Estudios Socioambientales**, mar. 2014.

SANTOS JUNIOR, J. L.; OLIVEIRA, J. H. M. Caracterização da vulnerabilidade à erosão dos solos da bacia do rio Juliana: APA do Pratigi - BA. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 17. (SBSR), 2015, João Pessoa. Anais. São José dos Campos: INPE, 2015. p. 2198-2205. Internet. ISBN 978-85-17-0076-8. Available from: http://urlib.net/8JMKD3MGP6W34M/3JM49NU.

SANTOS, CAMILA AMÉRICO. Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo da evolução espaço- temporal da dinâmica vegetal do manguezal Barra de Guaratiba – RJ. Trabalho de Conclusão de Curso – Bacharelado em Ciência Ambiental da Universidade Federal Fluminense, 2017.

SANTOS, H. G. et al. Brazilian Soil Classification System. - Portal Embrapa. v. 5, p. 350, 2018.

SCELZO, M. A. Toxicidad del cobre en larvas nauplii del camarón comercial Artemesia longinaris Bate (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **Investigaciones marinas**, v. 25, n. 1997, p. 177–185, 1997.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y. et al. **Código Florestal e a Ciência : O que nossos legisladores ainda precisam saber**, 2012. (Nota técnica).

SEIXAS, C. S. et al. **Sumário para tomadores de decisão: 1º Diagnóstico Brasileiro Marinho-Costeiro sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos**. Campinas, SP: Ed. dos Autores, 2023.

SENAR – Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. Larvicultura de camarão marinho (do náuplio a pós-larva)/ Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR). — 1. ed. Brasília: SENAR, 2016. 104 p. il. ; 21 cm ISBN 978-85-7664-142-1. 1. Cacinocultura-Larvicultura de camarão. I. Título. Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR).

SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM RURAL. Larvicultura de camarão marinho : do náuplio a pós-larva. p. 1–102, 2016.

SHAMIR, I. et al. La acuicultura frente a los impactos de la actividad agrícola en la calidad de los servicios ambientales de la cuenca del río mayo. Una propuesta para su abordaje desde la economía ecológica. **Estudios Sociales: Revista de Alimentación Contemporánea y**

Desarrollo Regional, ISSN-e 2395-9169, Vol. 28, Nº. 51, 2018, v. 28, n. 51, p. 15, 2018.

SHARMA, L. et al. Antibiotic-resistant bacteria and gut microbiome communities associated with wild-caught shrimp from the United States versus imported farm-raised retail shrimp. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 3356, 8 dez. 2021.

SILVA, A. P. DA; MENDES, P. D. P. Influência de duas dietas na qualidade da água dos tanquesberçário, utilizados no cultivo do camarão marinho Litopenaeus vannamei. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 28, n. 1, p. 105–111, 8 jan. 2006.

SILVA, I. R. Caracterização geo-ambiental e de ocupação das praias da costa do dendê, litoral sul do estado da Bahia | Silva | Geosul . **Geosul**, v. 44, n. 6/3/2013, p. 28–46, 2007.

SILVA, L. A. DOS S. DA. **MODELAGEM GEOAMBIENTAL EM MANGUEZAIS: DETECÇÃO DE ÁREAS CONTAMINADAS VIA MÉTODO ELETROMAGNÉTICO INDUTIVO NO BAIXO SUBAÉ, BAÍA DE TODOS OS SANTOS**. [s.l.] UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA, 2020.

SOUSA, R. DOS S.; MOURA, P. E. F.; DA SILVA, R. S. F. DIAGNÓSTICO SOCIOAMBIENTAL DA OCUPAÇÃO DESORDENADA DO CAMPO DE DUNAS NA COMUNIDADE IGUAPE/AQUIRAZ-CE. **REVISTA EQUADOR**, v. 4, n. 4, p. 21–35, 16 dez. 2015.

SOUZA, D. C. et al. Effect of slope on the forest structure of the Atlantic Forest domain in southern Brazil. **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 84, p. e258048, 2022.

SUÁREZ, M. G. et al. DISTRIBUCION DE Vibrio spp. EN AGUA Y SEDIMENTO DE ESTANQUES PRODUCTORES DE CAMARON Litopenaeus vannamei CULTIVADOS CON AGUA DEL LAGO DE MARACAIBO (VENEZUELA) Vibrio spp. Distribution in Water and Sediment from Ponds Producing Litopenaeus vannamei Shrimp. v. XXV, p. 293–299, 2015.

TAHIM, E. F.; DAMACENO, M. N.; JUNIOR, I. F. D. A. Traxectoria tecnolóxica e innovación na industria do cultivo de camarón no Nordeste de Brasil. **Revista Galega de Economía**, v. 23, n. 3, p. 9–32, 27 mar. 2015.

VALENTI, W. C. et al. Aquaculture in Brazil : past , present and future. v. 19, n. July 2020, 2021.

VALIELA, I.; BOWEN, J. L. and YORK, J .K. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. Bioscience, OCT, 2001, vol. 51, nº 10, p. 807-815.

VELA, M. L. **Recuperación y reciclamiento de residuales de nitrógeno y fósforo del cultivo de Litopenaeus vannamei mediante sistemas de ficorremediación**. La Paz: Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., 7 mar. 2014.

VELOSO, H. P & GÓES-FILHO, L. 1991. Fitogeografia Brasileira: classificação fisionômico-ecológica da vegetação neotropical. Bol. Tecn. Proj. RADAMBRASIL, ser. Vegetação 1: 3-79.

WATKINS, C. Palmeiras Africanas em Solos Brasileiros: Transformação Socioecológica e a Construção de uma Paisagem Afro-Brasileira. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha**, v. 10, n. 2, p. 150–193, 2020.